

# Tecnologías de la Información Geográfica en el contexto del Cambio Global

## XV Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica

Madrid, CCHS-CSIC  
19 al 21 de septiembre de 2012  
[www.congresos.cchs.csic.es/TIG2012/](http://www.congresos.cchs.csic.es/TIG2012/)





# **Tecnologías de la Información Geográfica en el contexto de Cambio Global**

**XV Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica**

# Créditos

- © Edición:  
Javier Martínez Vega  
Pilar Martín Isabel
- © De los textos y las imágenes, sus autores
- © Instituto de Economía, Geografía y Demografía, Centro de Ciencias Humanas y Sociales (CSIC)  
Albasanz 26-28, 28037-Madrid (España)

Maquetación: Elia Durá Candela, Jorge Hernández García y Marta Gallardo Beltrán.

ISBN – 10: 84-695-4759-3  
ISBN – 13: 978-84-695-4759-5  
Nº. REG.: 201276173

Reservados todos los derechos. Ni la totalidad ni parte de esta edición puede reproducirse o transmitirse por ningún procedimiento electrónico o mecánico, incluyendo fotocopia, grabación magnética o cualquier almacenamiento de información y sistema de recuperación, sin permiso de la entidad editora.

Año de edición 2012

# Libro de actas

**XV Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica.** Tecnologías de la Información Geográfica en el contexto de Cambio Global.

## Índice

### 5 **Presentación**

### 6 **Comités**

## **PONENCIA 1**

### **Aplicaciones de las TIG al estudio del cambio global: procesos naturales y seguimiento del medio físico**

- 7 Validación del potencial de la información de TST obtenida con MODIS para su aplicación en el desarrollo de modelos de distribución de parásitos.  
J. Alonso-Carné, A. García-Martín y A. Estrada-Peña
- 17 Análisis de la evolución de la superficie de bosque en el Alto Duero a partir de imágenes Landsat.  
L. Celaya, N. Sánchez y J. Martínez
- 25 Selección de zonas globales de Validación para productos globales de área quemada.  
D. Corti, R. Cardozo, M. Padilla, M. Martín, S. Hantson y E. Chuvieco
- 35 La línea de costa como base para la generación de indicadores de estado y de seguimiento ambiental: modelo de datos y conceptos de líneas de costa en el litoral de Andalucía.  
P. Díaz, M. Fernández, A. Prieto y J. Ojeda
- 45 Evaluación del proceso de normalización radiométrica en la cartografía histórica de áreas inundadas en Doñana con series temporales largas de Landsat.  
R. Díaz-Delgado, D. Aragonés, I. Afán y J. Bustamante
- 51 Validación de productos MODIS relacionados con la estimación de flujos de carbono en una dehesa.  
E. Durá, G. Mendiguren, J. Pacheco, M. P. Martín, D. Riaño, M. Iturrate, C. Gimeno y A. Carrara
- 61 Caracterización y modelos de funcionamiento del sistema playa-duna en el Parque Nacional de Doñana (Huelva, España).  
D. García e I. Vallejo
- 71 Análisis del régimen histórico de incendios forestales en la Comunidad de Madrid (1985-2010) y su relación con los cambios de usos del suelo.  
I. Gómez, M.P.Martín, F.J.Salas y M. Gallardo
- 83 Análisis espacial de prioridades para fomentar la conectividad de la red Natura 2000.  
M. Gurrutxaga y S. Saura
- 89 Un análisis de los errores de comisión y omisión de los Hotspots de MODIS a partir de datos de área quemada de alta resolución a escala global.  
S. Hantson, M. Padilla, D. Corti y E. Chuvieco
- 97 Variación anual e interanual del manto nivoso en el Port del Compte-Serra del Cadí a partir de imágenes MODIS.  
I. Herms y J. Jorge
- 107 Análisis de la evolución histórica del arbolado de la dehesa mediante fotointerpretación y análisis OBIA.  
J. F. Lavado, A. Jariego, S. Schnabel y A. Gómez
- 117 Análisis espacial de la incidencia de fenómenos tormentosos sobre las zonas productoras de vid y frutales de Castilla y León.  
G. Marqués, M. A. Blanco-Vázquez, A. B. González-Fernández y J. R. Rodríguez-Pérez
- 125 Incorporación de tecnologías de información territorial en una explotación agraria de secano ante la práctica de agricultura de precisión.  
L. Martínez-Cebrián y M<sup>a</sup> A. Casterad



- 133 Valoración del paisaje de España peninsular en el contexto de la generación de un índice sintético de riesgo de incendios forestales.  
J. Martínez-Vega, P. Echavarría, P. Ibarra, M. Echeverría y M. Rodrigues
- 143 Localización mediante SIG de las repoblaciones de pinos de la Comarca de El Bierzo (León-España) más susceptibles a la infección por chancro resinoso.  
E. Morán, A. B. González-Fernández, J. R. Rodríguez-Pérez y M. A. Blanco-Vázquez
- 151 Utilización de las tecnologías de la información geográfica (TIG) en el desarrollo de un sistema de Medición, Reporte y Verificación (MRV) de emisiones de CO<sub>2</sub> en tres áreas “hot spot” de deforestación en Venezuela.  
C. Pacheco, I. Aguado, E. Vilanova, y S. Martínez
- 163 Caracterización de los errores de un producto de área quemada. Influencia del número de observaciones disponibles.  
M. Padilla y E. Chuvieco
- 169 Metodología para el desarrollo de un mapa de combustibles para Sudamérica.  
M. L. Pettinari y E. Chuvieco
- 179 Procesos de colonización y densificación de zonas arbóreas y matorrales como indicador del cambio global en el Parque Nacional de Aigüestortes y Estany de Sant Maurici.  
M. Pla, A. Ameztegui, Ll. Brotons y Ll. Coll
- 185 Procesos erosivos (tasas de erosión) en los deltas mediterráneos andaluces: herramientas de análisis espacial (DSAS) y evolución temporal (servicios OGC).  
A. Prieto, J. Ojeda, S. Rodríguez, F. J. Gracia y L. del Río
- 195 Evaluación de las dinámicas temporales de las cubiertas y usos del suelo mediante comparación post-clasificación e índices de área relativa.  
A. Regos, M. Ninyerola, G. Moré y X. Pons
- 205 Teledetección y SIGs como fuentes de información ambiental en el modelado de distribución de especies: el caso práctico del Conejo europeo.  
A. Regos, L. Tapia, M. Vidal y J. Domínguez
- 215 Propuesta metodológica para la modelización de la resiliencia de la vegetación afectada por incendios forestales en España.  
M. Rodrigues, P. Ibarra, M. Echeverría, F. Pérez-Cabello y J. de la Riva
- 225 Análisis post-clasificación de los cambios producidos en las cubiertas del suelo de la Provincia de Granada entre 1998 y 2004.  
V. Rodríguez-Galiano y M. Chica-Olmo
- 233 Análisis de la sensibilidad territorial frente a potenciales eventos catastróficos: el caso de la isla de Mallorca.  
M. Ruiz, M. Grimalt y J. Gutiérrez-Puebla
- 241 Aplicación de sensores en la cuantificación del balance hídrico de una comunidad de regantes del este de Cataluña.  
P. Serra, E. Queralt, C. Pin, Ó. González y X. Pons
- 247 Detección y monitorización de áreas quemadas en Liguria (Italia) mediante imágenes de satélite Landsat y Quickbird.  
M. Sirtori, G. Barberis, P. Gamba, E. Chuvieco y M. Mariotti
- 253 Evaluación del producto MODIS GPP en biomas no arbolados empleando datos de torres de flujo de Carbono.  
D. Tammadge, F. Álvarez-Taboada y J.R. Rodríguez-Pérez

## PONENCIA 2

### Procesos urbanos e impactos provocados: políticas de ordenación del territorio

- 265 Estimación y diagnóstico espacio-temporal de la contaminación por dióxido de nitrógeno en el municipio de Madrid (2001-2011).  
M. R. Cañada
- 279 Espacialización de datos poblacionales de la provincia de Cádiz a escala de detalle.  
P. Díaz, I. Vallejo y J. Ojeda
- 289 Modelado de cambios de usos de suelo urbano a través de redes neuronales artificiales. Comparando dos aplicaciones de software.  
J. Díaz-Pacheco y R. Hewitt

- 305 Cambios de usos del suelo en la Comunidad de Madrid: Analizando el pasado y simulando el futuro.  
M. Gallardo y J. Martínez-Vega
- 315 Propuesta metodológica para diseñar modelos urbanos de transporte que gestionen planes de movilidad urbana sostenibles en ciudades medias. Aplicación al caso extremeño de Mérida.  
J. A. Gutiérrez, E. E. Ruiz, F. J. Jaraíz y J. M. Pérez
- 327 Regresión Geográficamente Ponderada (GWR) y estimación de la demanda de las estaciones del Metro de Madrid.  
J. Gutiérrez-Puebla, J. C. García-Palomares y O. Daniel-Cardozo
- 339 Distribución espacial de estaciones de bicicletas públicas mediante modelos de localización óptima.  
M. Latorre, J. Gutiérrez-Puebla y J. C. García-Palomares
- 351 Las nuevas tecnologías de información geográfica y su utilidad en la Ordenación del Territorio.  
A. Leboireiro y C. Ortega
- 361 Patrones de población y de polución atmosférica intraurbana: análisis desde la justicia ambiental basado en SIG.  
A. Moreno
- 371 Puesta en valor de espacios degradados mediante TIG: el corredor de la Ribera del Marco (Cáceres).  
A. Nieto, A. Fernández y C. García
- 383 Análisis de redes y sensibilidad a la unidad mínima de información poblacional: Sanlúcar de Barrameda (Cádiz).  
J. Ojeda, J. Márquez y J. I. Álvarez
- 395 Modelado de la variación espacial de los factores explicativos de la causalidad humana en incendios forestales mediante Regresión Logística Ponderada Geográficamente.  
M. Rodrigues y J. de la Riva
- 407 Valoración cartográfica de la proximidad a los equipamientos y servicios en escenarios de crisis: el caso de la ciudad de Zaragoza.  
C. Salinas, A. Arranz, C. López, Á. Pueyo, J. Solanas y M. Zúñiga
- 417 Metodologías para la medida de la dispersión urbana, en un entorno SIG. Aplicación al estudio de la Comunidad de Madrid.  
J. M. Santos-Preciado, M<sup>a</sup> V. Azcárate, D. Cocero y C. Muguruza
- 427 El desarrollo de una base de datos espacial sobre el proceso de urbanización en el litoral de Andalucía: Indicadores del colapso inmobiliario (2004-2007-2009).  
A. Villar y J. Ojeda

### **PONENCIA 3**

#### **Metadatos, infraestructuras de datos espaciales, acceso y distribución de datos**

- 439 La información disponible a través de las Infraestructuras de Datos Espaciales para la delimitación de los paisajes adherados.  
M. L. de Lázaro y M. J. González
- 451 Estimación de precipitación combinada radar-pluviómetros y publicación mediante servicios OGC.  
M. Erena, J.A. López, P. García, M. Caro, F. Belda, J.E. Palenzuela, F. Toledano, P. Torralba, G. González-Barbera y J. García-Pintado
- 459 Un servidor cartográfico para la modelización del potencial eólico sobre la Península Ibérica basado en software libre.  
F. Gomariz-Castillo, F. Alonso-Sarria, J.P. Montávez y R. Lorente-Plazas
- 471 Metadatos para espectro-radiometría de campo utilizando normativa ISO y OGC.  
M. González, M. Jiménez, A. Amaro, E. de Miguel, A. Fernández-Renau y Ó. Gutiérrez de la Cámara
- 479 El desarrollo del visor "Planea" para cartografía y urbanismo  
R. Herrero
- 491 De las "islas de información" al nuevo ecosistema de la Tierra Digital Enlazada.  
L. M. Vilches-Blázquez
- 501 Utilización de la herramienta web GIS, SPIDER, para el seguimiento continuo del estado hídrico de las cubiertas forestales.  
J. Villodre, I. Campos y A. Calera
- 511 PhotoWMS: WMS para la rápida gestión y visualización de fotografías en situaciones de emergencia.  
V. Zaldo, A. Zabala y J. Masó

## PONENCIA 4

### Perspectivas y desarrollos futuros de las TIG: metodologías y herramientas

- 521 Desarrollo de un algoritmo global para la cartografía de áreas quemadas utilizando imágenes MERIS.  
I. Alonso-Canas, E. Chuvieco, P. Oliva y M. Padilla
- 529 Valoración de las herramientas de geo-visualización para la visualización y elaboración de cartografía temática.  
A. Arranz, A. Pueyo, M. Zúñiga, C. Salinas y C. López
- 535 Validación de un modelo basado en Técnicas de Evaluación Multicriterio y SIG a partir de análisis de incertidumbre.  
Una propuesta para mejorar la introducción de distorsión en las variables de partida.  
A. Calabia, M. Gómez y G. Benavides
- 545 Desarrollo e implementación de una aplicación web como herramienta de apoyo en la gestión costera y el análisis espacial de la idoneidad de la acuicultura marina en la Ría de Vigo (Galicia).  
J. César, R. Díez y M. Fernández
- 553 Comparación de los métodos de evaluación multicriterio AHP y OWA para el análisis de la vulnerabilidad de un acuífero detrítico.  
M.J. García-Soldado y M. Chica-Olmo
- 563 Pérdida y redundancia de información en imágenes aeroportadas georreferenciadas sobre zonas de montaña.  
M. González, E. de Miguel, M. Jiménez y E. Prado
- 573 Una metodología multiescala basada en objetos para la determinación automática de áreas de interés.  
C. Gonzalo, M. Lillo, Á. M. García y D. Fonseca
- 581 Agentes, escenarios y autómatas celulares; modelización espacial para la toma de decisiones en Doñana y su entorno.  
R. Hewitt, V. Hernández-Jiménez y F. Escobar
- 593 Estudio de la influencia del estrés hídrico en la reflectividad y en los contenidos de materia seca y agua a nivel foliar.  
Ensayo experimental con *Pinus halepensis* L.  
S. Jurdao, P. Oliva, M. Yebra y E. Chuvieco
- 599 Comparación de modelos digitales del terreno obtenidos mediante LiDAR y técnicas fotogramétricas en una zona forestal de la isla de Tenerife.  
A. Lorenzo, M. Isenburg, M. Arbelo y A. Alonso-Benito
- 607 Clasificación de coberturas del suelo en la Demarcación Hidrográfica del Segura mediante técnicas de minería de datos.  
J. Martín, F. Cánovas, F. Alonso, F.J. Gomariz y J. Moreno
- 619 El papel del estándar WPS en la arquitectura orientada a servicios en SIG.  
D. Oliveros y J. Bosque
- 627 Clasificación de imágenes de satélite mediante software libre: nuevas tendencias en algoritmos de Inteligencia Artificial.  
V. Rodríguez-Galiano y M. Chica-Rivas
- 635 Uso de modelos lidar para el análisis multitemporal de la vulnerabilidad costera ante temporales excepcionales en litorales altamente antropizados.  
I. Sánchez, J. Guillén, J. Jiménez y A. Ruíz
- 645 Relación entre la humedad superficial de suelo y otros factores espaciales a través de mapas de humedad SMOS desagregados con productos MODIS.  
N. Sánchez, M. Piles, A. Scaini, J. Martínez-Fernández, M. Vall-Iloera y A. Camps
- 653 Programación de herramientas de geoprocésamiento en Python: implementación de la variable visual tamaño en ArcGIS.  
J. Solanas, Á. Pueyo, R. Postigo y M. Zúñiga
- 661 Sistematización de las variables cartográficas para la realización de mapas temáticos: protocolos de trabajo en mapas de población.  
M. Zúñiga, J. L. Calvo, Á. Pueyo, A. Arranz, C. Salinas y R. Montorio



# Presentación

Tenemos el placer de presentar al lector esta monografía que recopila 69 trabajos científicos presentados al XV Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica, celebrado en Madrid (19 a 21 de septiembre de 2012), en la sede del Centro de Ciencias Humanas y Sociales del Consejo Superior de Investigaciones Científicas, bajo el lema **Las Tecnologías de la Información Geográfica en el contexto del Cambio Global**.

Muchos acontecimientos actuales, como los masivos cambios de usos del suelo, la deforestación de extensos biomas, los incendios forestales, etc., contribuyen a reducir la captura de CO<sub>2</sub> por las masas vegetales y a aumentar las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera. Estos acontecimientos, de origen antrópico, junto a los fenómenos naturales, tales como las erupciones volcánicas, por ejemplo, están provocando un cambio a escala global, sin precedentes. Múltiples trabajos científicos documentan y demuestran una tendencia de incremento de las temperaturas y de disminución de las precipitaciones que son manifestaciones del cambio climático. Las consecuencias de este cambio global son tan evidentes que preocupan, hondamente, no sólo a los científicos sino también a los organismos internacionales, a los políticos y, en general, a los ciudadanos. Esta preocupación se manifiesta en forma de planes, recomendaciones, directivas, proyectos de investigación y de acción con objeto de conocer mejor este fenómeno, sus causas, sus manifestaciones y, por supuesto, de luchar contra sus consecuencias y mitigar sus efectos.

Como es sabido, la Ciencia de la Información Geográfica y sus tecnologías asociadas (Teledetección, Sistemas de Información Geográfica), son especialmente útiles para abordar el reto que nos plantea el cambio global. Muchas de las comunicaciones contenidas en este libro tienen relación con las distintas dimensiones de este problema y aportan soluciones metodológicas y tecnológicas. Asimismo, proporcionan productos y resultados, en formato cartográfico muchos de ellos, que deben ser útiles de primer orden para facilitar la toma de decisiones de los expertos en planificación y ordenación del territorio y de los responsables políticos con competencias en estas materias. Otros trabajos aquí presentados, se centran en territorios más pequeños. Utilizan también las mismas tecnologías de la información geográfica de tal manera que lo experimentado a escala local puede ser implementado, con los ajustes metodológicos necesarios, a escala global. En estos casos, se hace patente el eslogan de programas globales como la Agenda 21: “pensar globalmente, actuar localmente”. Todas estas aportaciones científicas, recopiladas en este volumen, formarán parte, adicionalmente, del repositorio digital de este grupo de trabajo de la Asociación de Geógrafos Españoles (AGE), que es de acceso libre en la siguiente web: <http://age.ieg.csic.es/metodos/publicaciones.html>

El grupo de Tecnologías de la Información Geográfica de esta asociación es el encargado de organizar este congreso en su decimoquinta edición. Estos encuentros científicos se organizan, bienalmente, con objeto de intercambiar experiencias y de contribuir al avance científico. Se celebra, por segunda vez, en Madrid después de 27 años y de haber recorrido otras 13 ciudades españolas. A pesar de las difíciles circunstancias socio-económicas actuales, este evento cuenta con el patrocinio y el apoyo institucional de la Asociación de Geógrafos Españoles y, en especial, del grupo de trabajo de Tecnologías de la Información Geográfica, del CSIC, a través del Centro de Ciencias Humanas y Sociales y del Instituto de Economía, Geografía y Demografía, por medio de su programa de Actividades Científicas, del Ministerio de Fomento, a través del Centro Nacional de Información Geográfica y del Instituto Geográfico Nacional, del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, a través de la Oficina Española de Cambio Climático (OECC) y del Observatorio de la Sostenibilidad de España. Las empresas del sector, con base tecnológica, patrocinan el congreso y participan activamente mediante stands (Intergraph), cursos (Complutig), Sesiones Técnicas (Intergraph, MiraMon, Bonsai y Tracasa), conferencias (ESRI-España) y mediante una exposición de imágenes de satélite (Geosys) que ilustran, en algunos casos significativos, las huellas del cambio global.

El Comité Organizador desea agradecer a todas aquellas personas que han hecho posible la realización de este congreso, a quienes han contribuido con sus aportaciones científicas, a las instituciones y empresas colaboradoras, que tan amablemente han acogido y apoyado esta iniciativa, y a los numerosos miembros de los comités organizador y científico que, generosamente, han dedicado su saber hacer y su especializado conocimiento en las distintas fases de organización del congreso.

**Javier Martínez-Vega y M<sup>a</sup> Pilar Martín**  
Editores

# Comités

## Comité organizador:

Javier Martínez Vega (Centro de Ciencias Humanas y Sociales-CSIC)  
M<sup>a</sup> Pilar Martín Isabel (Centro de Ciencias Humanas y Sociales-CSIC)  
David Riaño Arribas (Centro de Ciencias Humanas y Sociales-CSIC)  
Pilar Echavarría Daspet (Centro de Ciencias Humanas y Sociales-CSIC)  
Israel Gómez Nieto (Centro de Ciencias Humanas y Sociales-CSIC)  
Gorka Mendiguren González (Centro de Ciencias Humanas y Sociales-CSIC)  
Marta Gallardo Beltrán (Centro de Ciencias Humanas y Sociales-CSIC)  
Javier Pacheco Labrador (Centro de Ciencias Humanas y Sociales-CSIC)  
Elia Durá Candela (Centro de Ciencias Humanas y Sociales-CSIC)  
Ana María Cortijo (Universidad de Sevilla)

## Comité científico:

Javier Martínez Vega (Centro de Ciencias Humanas y Sociales-CSIC)  
M<sup>a</sup> Pilar Martín Isabel (Centro de Ciencias Humanas y Sociales-CSIC)  
David Riaño Arribas (Centro de Ciencias Humanas y Sociales-CSIC)  
Emilio Chuvieco Salinero (Universidad de Alcalá)  
Javier Salas Rey (Universidad de Alcalá)  
Inmaculada Aguado Suárez (Universidad de Alcalá)  
Mariano García Alonso (Universidad de Alcalá)  
Joaquín Bosque Sendra (Universidad de Alcalá)  
Francisco Javier Escobar Martínez (Universidad de Alcalá)  
María Jesús Salado García (Universidad de Alcalá)  
Montserrat Gómez Delgado (Universidad de Alcalá)  
Francisco Aguilera Benavente (Universidad de Alcalá)  
Pedro Vivas White (Instituto Geográfico Nacional-CNIG)  
Javier Martín Vide (Universidad de Barcelona)  
Javier Gutiérrez Puebla (Universidad Complutense de Madrid)  
Antonio Moreno Jimenez (Universidad Autónoma de Madrid)  
Raúl Romero Calcerrada (Universidad Rey Juan Carlos)  
Xavier Pons Fernández (Universitat Autònoma de Barcelona)  
Juan de la Riva Fernández (Universidad de Zaragoza)  
Fernando Pérez Cabello (Universidad de Zaragoza)  
Paloma Ibarra Benlloch (Universidad de Zaragoza)  
María Teresa Camacho Olmedo (Universidad de Granada)  
Luis Hernández Calvento (Universidad de Palmas de Gran Canaria)  
Ismael Vallejo Villalta (Universidad de Sevilla)  
José Ojeda Zújar (Universidad de Sevilla)  
David Cocero Matesanz (UNED)  
José Ignacio Barredo Cano (Joint Resarch Centre)  
Lara Vilar (Joint Resarch Centre)

# Validación del potencial de la información de TST obtenida con MODIS para su aplicación en el desarrollo de modelos de distribución de parásitos

J. Alonso-Carné<sup>1, 2</sup>, A. García-Martín<sup>1</sup> y A. Estrada-Peña<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Geografía. Universidad de Zaragoza.

<sup>2</sup>Departamento de Parasitología. Universidad de Zaragoza.

jalonso@unizar.es, algarcia@unizar.es, aestrada@unizar.es

## RESUMEN

*La modelización de áreas de idoneidad de hábitat para parásitos de interés biosanitario, como las garrapatas, es un fenómeno en auge debido al fenómeno del cambio climático, que está provocando el aumento de sus infecciones y, al aumento de la disponibilidad de datos gracias a la teledetección, siendo la temperatura el factor clave a considerar. Ésta debe ser estimada eficientemente para definir correctamente los nichos de las poblaciones. Sin embargo, frecuentemente, los datos obtenidos desde las imágenes de satélite son utilizados para el ajuste de los modelos de distribución buscados sin considerar sus restricciones, con lo que los resultados derivados no son del todo precisos y contienen errores. Centrándonos en el sensor MODIS, este trabajo realiza un análisis comparativo del producto de Temperatura MODIS con respecto a la Temperatura de Superficie (Tair) para una serie larga de tiempo (2000-2010), comprobando que se producen errores significativos asociados a motivos geográficos (Cuenca Mediterránea y Europa del Norte), temporales (hora de paso) y técnicos que limitan su uso en aplicaciones ecológicas. Se propone el uso conjunto de datos MODIS Terra y Aqua como la serie más válida para trabajar con modelos ecológicos en Europa al ser ésta la que menor error presenta tanto con los máximos como con mínimos diarios. Finalmente, se demuestra la importancia de los errores detectados en las estimaciones de MODIS con respecto a los datos de Tair a través de un modelo de desarrollo de Ixodes ricinus, obteniéndose diferencias en los modelos de distribución anual de un 36%.*

## PALABRAS CLAVE

MODIS, temperatura, limitaciones, modelos distribución de parásitos, validación.

## ABSTRACT

*Modelling habitat suitability areas of parasites such as ticks due to its biomedical interest is a growing area linked to climate change, which is causing the increase of their infections and the availability of data through remote sensing being temperature the key factor to consider. Temperature should be estimated as best as possible to correctly define the niche populations. But at the moment, satellite data are frequently used freely without regard to prejudice the quality of models and measures for which requested. Focusing on the MODIS sensor this paper makes a comparative analysis of MODIS product temperature against surface temperature (Tair) for a long European time serie 2000-2010 checking that there are significant errors associated with geographical reasons (Mediterranean Area and Northern Europe), time (Time Step) and MODIS technicians that limit their use in ecological tasks. The proposed joint use of MODIS Terra and Aqua Series as the most valid serie to work with ecological models in Europe for being the most fitted as maximum daily as minimum daily and finally it demonstrates the importance of the errors through a model for Ixodes ricinus where there is a*



*difference of up to 36% annually depending on the model that it was used. We urged to all concerned to pay attention to it due to it was not considered.*

## KEY WORDS

MODIS, temperature, limitations, parasites distribution models, validation.

## 1 INTRODUCCIÓN

Abundantes publicaciones durante las últimas décadas del siglo XX y los comienzos del siglo XXI muestran un incremento en el umbral y la magnitud de las infecciones transmitidas por garrapatas a escala global (Paddock y Telford III, 2011, Gray *et al.*, 2009, Dennis y Piesman, 2005). Este fenómeno es generado por una mezcla compleja de factores que incluyen el paisaje, el clima, los hospedadores y la propia distribución de las garrapatas (Pavlovsky, 1966), que relacionados pueden provocar áreas regionales de alto riesgo.

Consecuentemente, el impacto del cambio climático sobre el ciclo de vida de este tipo de animales perjudiciales para la salud, como las garrapatas, puede ser estudiado cada vez con más detalle dada su influencia directa en la existencia de hábitats viables para éstos. De forma que, en la actualidad, se trabaja en este ámbito en la aplicación de modelos de distribución para tener en cuenta el cambio climático y su impacto en la distribución a través de estudios ecológicos teóricos y aplicados (Guisan y Thuiller, 2005, Austin, 2002a, Guisan y Zimmermann, 2000), así como su efecto como vectores de impacto sobre la salud humana y animal (Estrada-Peña y Venzal, 2007, Ostfeld *et al.*, 2005).

En éstos se relacionan factores climáticos, principalmente temperatura, con las tolerancias fisiológicas conocidas de las especies, ya que éstas imponen fuertes restricciones estacionales en la dinámica de las poblaciones de garrapatas dado que la mayor parte de su ciclo es fuera del hospedador, ya sea buscando activamente a éste entre la vegetación, o en desarrollo-muda, siendo ambos estados, de igual forma, dependientes de la temperatura.

De esta forma, los modelos de distribución se centran en las fases del ciclo de vida de las garrapatas que son termo-dependientes. El rango y los límites de la variable "temperatura de superficie" son un indicador clave para el análisis de los efectos del cambio climático sobre su ciclo de vida.

Los datos de temperatura que se utilizan corresponden a dos orígenes distintos: la temperatura del aire (Tair) o la temperatura de superficie (TST) (Jin y Dickinson, 2010). Tair se mide a 1,5 m sobre el nivel del suelo en las estaciones meteorológicas con sensores oficiales

protegidos de la radiación y con ventilación adecuada. TST es la temperatura radiométrica derivada de la radiación térmica infrarroja emitida por la superficie terrestre obtenida mediante teledetección, siendo ésta considerada como un parámetro sustituto adecuado de Tair.

De esta forma, en la actualidad, los productos de temperatura procedentes de la teledetección están siendo utilizados masivamente para la realización de modelos de distribución gracias a su diversidad y fácil acceso. En estos modelos se asume explícitamente que la temperatura media del período considerado es el proporcionado por el conjunto de datos obtenidos mediante teledetección.

La serie de los datos del sensor MODIS (NASA) es especialmente atractiva y utilizada para aplicaciones epidemiológicas ya que: (i) tiene una buena resolución espacial (ii) tiene una buena resolución temporal (1-2 días) y (iii) los datos son completamente calibrados, testados y estandarizados por NASA, ofreciendo un acceso sin precedentes, rápido y fiable al conjunto de los datos ambientales a estudio.

Sin embargo, las imágenes de satélite tienen sus limitaciones y errores que deben ser considerados y tratados para la correcta creación y consideración de nuestros modelos. En primer lugar, las imágenes MODIS se acompañan de un conjunto de indicadores de calidad (byte) que describen errores conocidos en su producción y tratamiento que deben ser descartados cuando procede para trabajar. En segundo lugar, los valores que se obtienen mediante la teledetección, en este caso MODIS, a pesar de ser válidos no son, en muchos casos, los más adecuados para los modelos ecológicos de distribución de especies.

De no considerarlos, estos errores intrínsecos afectan a los resultados de los modelos, no solo por la entrada de datos erróneos de forma directa, sino también, después del procesamiento de las imágenes de acuerdo con una transformación de Fourier o tras la descomposición en factores no correlacionados después de un Análisis de Componentes Principales, que son dos técnicas cada vez más utilizadas para el reconocimiento del hábitat para artrópodos.

Este trabajo, por tanto, tiene como objetivos: 1) producir un análisis comparativo del producto de Temperatura de Superficie de MODIS para

una serie larga de tiempo como fuente de datos para la creación de modelos de distribución de especies parasitarias con respecto a valores validados en el terreno de Tair; y 2) a partir de los resultados obtenidos destacar a los usuarios potenciales de este tipo de productos de teledetección sus limitaciones y la consideración de éstas de cara a su correcto uso en su aplicación en estudios epidemiológicos de artrópodos. Para ello, se emplea un ejemplo real con *Ixodes ricinus* en su zona de distribución Europea.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

Nuestra zona de estudio incluye el Paleártico occidental, comprendiendo la región delimitada entre los 11° W, 45° E, 29° N° y 71° N. Desde el punto de vista administrativo incluye todos los países al Oeste de la frontera ruso-europea y al Norte del desierto del Sahara hasta el Océano Atlántico. La zona tiene un interés potencial respecto a la probable ampliación de las garrapatas y los patógenos transmitidos por éstas.

Los datos de la serie MOD11C2 y MYD11C2 (versión 5) de los productos MODIS fueron descargados para el período comprendido entre los años 2000 y 2010. Los productos ofrecen, respectivamente, las mediciones de TST de Terra y Aqua, este último desde 2002. Ambos satélites tienen diferentes tiempos orbitales para el territorio estudiado, pudiendo esto tener una profunda influencia en la estimación de la temperatura diaria promedio y su aplicación a los procesos ecológicos. La resolución espacial es de un valor nominal de 0,05° (5.600 m aprox). Los datos de la versión 5 de MODIS son validados en su producción por el propio Equipo Científico de MODIS-NASA, lo que garantiza que estos datos son válidos para su uso en las publicaciones científicas (Wan, 2008).

Para cada período de 8 días, hemos utilizado las pasadas de "día" y "noche", tanto de Terra y Aqua. Las imágenes fueron recortadas a los límites geográficos de la región de estudio y se transformaron para obtener la medición de la temperatura en grados Celsius. Seguidamente, se filtraron las imágenes a partir de las "banderas de calidad" formuladas por el equipo de MODIS eliminando aquellos píxeles que se indicaban no válidos, nulos o afectados gravemente por errores de estimación de temperatura ( $>3^{\circ}\text{C}$ ), nubes o agua. Así, por cada período de 8 días en el intervalo 2000-2010, se obtuvieron valores TST junto con una clasificación de 3 niveles de la calidad del dato para cada píxel válido (QC 1=perfecto, 2=óptimo, 3=válido, aunque afectado por vapor de agua).

Para comparar dichos valores provenientes de MODIS se utilizaron los datos de las series de temperatura obtenidas a través de la red de estaciones de la plataforma ECA&D. Las series de datos diarios de ECA&D comprenden también todo el período 2000-2010 y son de calidad controlada (disponible en <http://eca.knmi.nl/>). El conjunto de datos ECA&D contiene 26.141 series diarias de observaciones en 4.824 estaciones oficiales meteorológicas en toda Europa y el Mediterráneo (figura1)

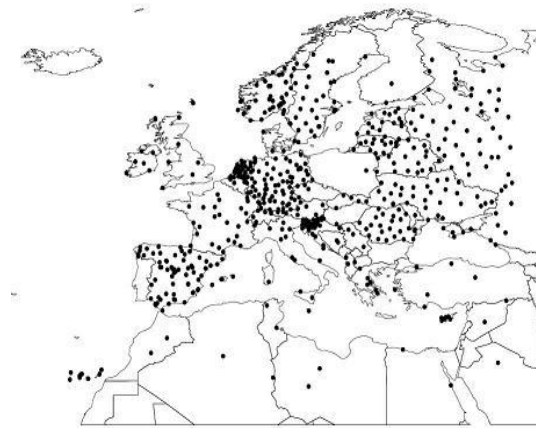


Figura 1. Límites geográficos del área de estudio y estaciones utilizadas

A los datos de ECA&D de temperatura máxima, mínima y media (obtenidos con R) y a los de MODIS se aplicaron, para cada intervalo de 8 días y en pares de puntos en el período 2000-2010 en donde ambos tuvieran valores de calidad válidos, los siguientes procesos:

- 1) se realizó un análisis general del conjunto de los datos ECA&D (Tair) –MODIS; 2) se aplicó una cuadrícula de latitud y longitud para comprobar si existían diferencias según la región geográfica y/o la estación del año; 3) se generó un mapa definido por unos píxeles de 1° de radio asociado a cada estación de control que expresan el promedio de los errores observados en MODIS en toda la serie para así contemplar fácilmente su dimensión espacial; 4) se analizó el efecto del hábitat sobre los errores de MODIS a partir de la clasificación propuesta en: <http://www.worldwildlife.org/science/data/item1875.html> (consultado en mayo de 2012); 5) se tabuló el momento de la trayectoria orbital (día y noche) de cada satélite en el área de estudio para comprobar el error asociado a cada medición en promedio durante el período 2000-2010; y, finalmente, 6) a modo de ejemplo, se utiliza para ambas series de datos, una sencilla ecuación de segundo grado para modelar el período de desarrollo de huevo a larva de la garrapata *Ixodes ricinus* a partir de la temperatura media, conforme a lo dispuesto por Dobson *et al.* (2011).

Con esto último, se pretende utilizar una ecuación contrastada, que describe uno de los procesos del ciclo de vida de una garrapata propia de la zona de estudio caracterizada por la variable temperatura para así poder observar la importancia del error y sus efectos en la propagación de dicho modelo.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Análisis general MODIS-ECA&D

Tras cruzar las 3 variables calculadas con ECA&D (Media, Máx., Min) con MODIS Terra y Aqua día y noche, se comprueba que en el caso de los valores de día, MODIS sobrestima las temperaturas, y en la noche, MODIS claramente subestima los valores de la temperatura.

Se encontraron diferencias significativas entre las medias de ambas series de temperatura encontrándose diferencias entre 3°C y 5°C durante el día y la noche para Terra y entre 5°C y 6°C durante el día y la noche para Aqua. Por el contrario se observa bien correlacionada la relación Día-Máximo, Noche-Mínimo para ambas series, Terra y Aqua, respecto de ECA&D, estando los resultados de Terra ligeramente mejor correlacionados con la Tair tanto de día como, más claramente, de noche.

El error medio entre la media de las Máximas de ECA&D y MODIS Terra Día para el total del período 2000-2010 es de sólo 0,04° C si consideramos las banderas de calidad MODIS y 0,93° C sin estimar el control de calidad. Por lo tanto, en el caso de temperaturas máximas diarias, los datos ECA&D y MODIS Terra parecen bien correlacionados teniendo en cuenta sólo la media de todo el período.

Por último, se comprueba la precisión de los datos de MODIS válidos a pesar de su discriminación en distintos baremos de calidad a la hora de calcular la temperatura ya que ésta sólo mejora en el área de estudio aproximadamente 0,2°C, si descartamos los píxeles válidos aunque no óptimos (nube, hielo, nieve, etc.).

#### 3.2 Análisis geográfico MODIS-ECA&D

##### 3.2.1 Análisis Terra-ECA&D

La distribución geográfica del error entre la Temperatura Máxima de ECA&D y Terra día, de acuerdo a la latitud y longitud a lo largo de 8 días de intervalo, en promedio, para toda la serie, genera sobreestimación de la temperatura del suelo por parte de MODIS hacia las latitudes Sur (Mediterráneo) y tiende a disolverse en las latitudes del Norte. Longitudinalmente, el error es máximo en los extremos Este y Oeste. Así, mientras el promedio de error entre la Media de las Máximas del Tair y TST MODIS día está equilibrado considerando el conjunto de datos completo (como se había indicado (0.04)), un análisis regional indica que MODIS Terra tiende a sobreestimar la temperatura en algunas regiones Occidentales con hasta 5°-10°C, en verano, en torno a la cuenca mediterránea y durante la primavera en longitudes del Este.

Cuando se analiza la relación mínimo de Tair y MODIS la serie Terra tiende a sobreestimar las temperaturas mínimas en cada latitud y longitud. Estos errores son más evidentes en verano, para cualquier coordenada geográfica.

##### 3.2.2 Análisis AQUA-ECA&D

En Aqua se observa una relación semejante aunque con una mejor correlación en la estimación de la temperatura en la zona Norte entre el paralelo 40°N y 55°N, a partir del cual se aprecia una pequeña sobreestimación. No hay diferencias específicas para el gradiente de Longitud en Aqua.

##### 3.2.3 Análisis conjunto MODIS-ECA&D

En un intento por equilibrar y reducir los errores en los datos de temperatura máxima y mínima, se mezclaron, en un solo conjunto de datos, Terra y Aqua para compararlos con los datos de las estaciones ECA&D (figura 2a y 2b).

En este caso, los errores se concentraron dentro de +5°C (subestimación) y -10°C (sobrestimación). El error máximo sigue apareciendo en verano en las latitudes bajas, pero se logra una mejoría obteniendo valores más aproximados en todo el rango entre 35°N y 44°N. En otoño e invierno, de igual manera, MODIS tiende a subestimar ligeramente las temperaturas mínimas.

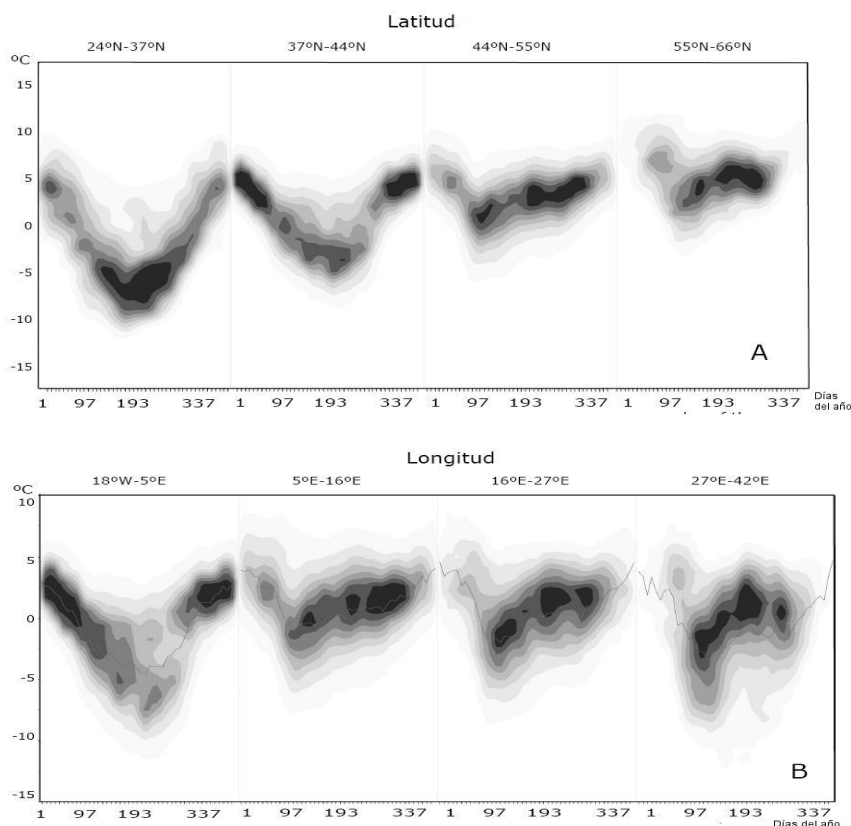


Figura 2a y 2b. La media de error entre las temperaturas del aire máxima y mínima (ECA&D) y el conjunto Día y Noche para MODIS Terra y Aqua, mezclados en una sola serie de datos de acuerdo a la latitud geográfica (A) y Longitud (B) y el día del año.

### 3.2.4 Análisis Fourier

De igual forma, se realizó el análisis del conjunto de datos para toda la serie a una transformada de Fourier no comprobándose mejoras significativas en los resultados.

### 3.3 Relación espacial de los resultados

Para comprender más fácilmente todos estos datos se generó una comparación de los errores promedio de MODIS para toda la Serie 2000-2010 para cada punto de control (estación) generando celdas hexagonales de 1° de radio a partir de aquellas (figura 3). La distribución geográfica de los errores muestran claramente que la cuenca Mediterránea está afectada por un problema de sobreestimación de la temperatura, para el período completo de estudio y, en cambio, los puntos de subestimaciones se concentran a lo largo de áreas más difusas en el centro y Norte de Europa (cordilleras, costas...etc.).

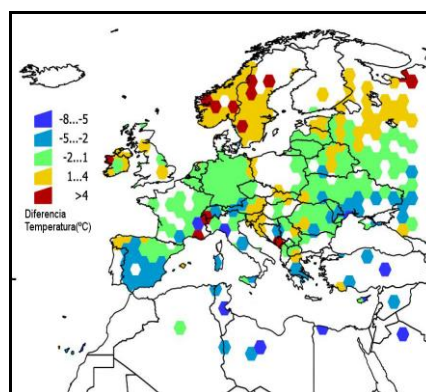


Figura 3. Gráfica del error entre ECA&D y las temperaturas MODIS, en función de las coordenadas geográficas. Los datos se muestran en una resolución de hexágonos de 1° de radio. Cada hexágono está coloreado de acuerdo con el valor promediado de todas las comparaciones para cada estación que cubre el territorio. Áreas sin hexágonos significa que no hay dato de ECA&D validado y, por lo tanto, no hay medida del error.



### 3.4 Efecto de los Biomas

A partir de los resultados se comprobó si el patrón geográfico estaba relacionado en función del bioma de dichas áreas.

Se observaron mayores diferencias en los ecosistemas térmicamente más extremos sufriendo grandes sobrestimaciones en los biomas mediterráneos y desérticos e importantes subestimaciones en climas de alta montaña, húmedos o latitudes septentrionales (Escandinavia-Rusia). En cambio, los biomas de latitudes medias, donde la variabilidad térmica es menor y más estable, los resultados fueron bastante más correctos.

### 3.5 Efecto del momento de paso orbital de los satélites

La asociación entre el error calculado y el tiempo de la trayectoria orbital de los satélites se reveló como significativa en la pasada de noche de Terra y Aqua. Así, para ambas series, cuanto más se aproxima el momento de la toma de datos a la hora en que se produce el amanecer (que es la que marca el mínimo diario en las distintas regiones), más se reduce el error. En cuanto a las pasadas de día, este efecto es más heterogéneo en toda el área de estudio, no pudiéndose establecer una correlación directa en el error inducido por este factor.

### 3.6 Ejemplo del impacto de los errores en un modelo de distribución de *Ixodes ricinus*.

Finalmente, para conocer una estimación del impacto de estos errores de temperatura, comprobados los incrementos de las estimaciones de MODIS sobre los modelos de distribución de garrapatas, se aplicó una simple ecuación cuadrática que describe el desarrollo de los huevos de *Ixodes ricinus* teniendo en cuenta, por un lado, las temperaturas de ECA&D y, por el otro, las de MODIS.

En los resultados obtenidos destaca que el error promedio general entre ambos fue relativamente bajo, muy inferior a un 2% para un período temporal marco de 10 días (decenal). Sin embargo, es de destacar que dicha fiabilidad se ve profundamente afectada cuando el error se examina a escalas regionales y en su valor acumulado.

Este error en el cálculo de desarrollo expresado en porcentajes se muestra en la figura 4. Hay una gran sobrestimación de las tasas de desarrollo de *Ixodes ricinus* en la cuenca del Mediterráneo (30°N- 45°N), con una sobrestimación máxima promedio de 2%-4% por decenal en verano. Sin embargo, existe una subestimación de las tasas

de desarrollo de alrededor de 1% por decenal en las latitudes del centro-Norte en otoño e invierno.

De forma que la subestimación es evidente al Norte del paralelo 44°N en la mayoría de los períodos del año, y para todo el año al Norte de 55°N.

En cuanto a un análisis longitudinal, se observa una sobreestimación general de MODIS, siendo máxima en verano en el Oeste, y a finales de primavera en longitudes del Este. La subestimación de las tasas de desarrollo sigue siendo limitada, situándose por debajo del 1% decenal en algunas regiones en el gradiente longitudinal de estudio.

## 4 DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

### 4.1 Consideraciones sobre MODIS

A partir de los datos tratados en nuestro área de estudio, se ha comprobado que existe una sobrestimación de la TST por parte de MODIS, tal y como ya había señalado Mildrexler *et al.* (2011) a escala global. De igual forma, se ha constatado que existe una fuerte correlación positiva entre la TST de noche de MODIS y la Tair mínimo.

Según nuestros resultados, se propone a quien trabaje con MODIS a escala europea que escoja la combinación de Terra día y Aqua noche al constituir ésta la serie con la mejor estimación en comparación posible con los datos de Tair, tanto de las temperaturas máximas y mínimas para cada período de tiempo analizado. En cuanto a la dimensión espacial, se constata que los datos obtenidos en las latitudes medias son los más adecuados para su consideración en la aplicación de modelos de distribución, teniendo que sufrir una extensa revisión los datos obtenidos en zonas mediterráneas y del Norte de Europa.

Así, se ha definido la existencia de limitaciones en el uso de MODIS para la generación de mapas de temperatura efectivos para la generación de modelos de distribución óptimos debido a una fuerte limitación regional vinculada a las características bio-termales de cada área y a las limitaciones debidas a la hora de toma de datos de MODIS, siendo dicho efecto muy destacado en las zonas situadas en los extremos del área de estudio (Cuenca Mediterránea-Norte de Europa y límites Este y Oeste) dada la gran diversidad térmica de éstas.

Considerar estos hechos es fundamental dado el gran auge en el uso de este tipo de productos en la actualidad y el nulo esfuerzo, hasta el momento, para calcular la divergencia entre los

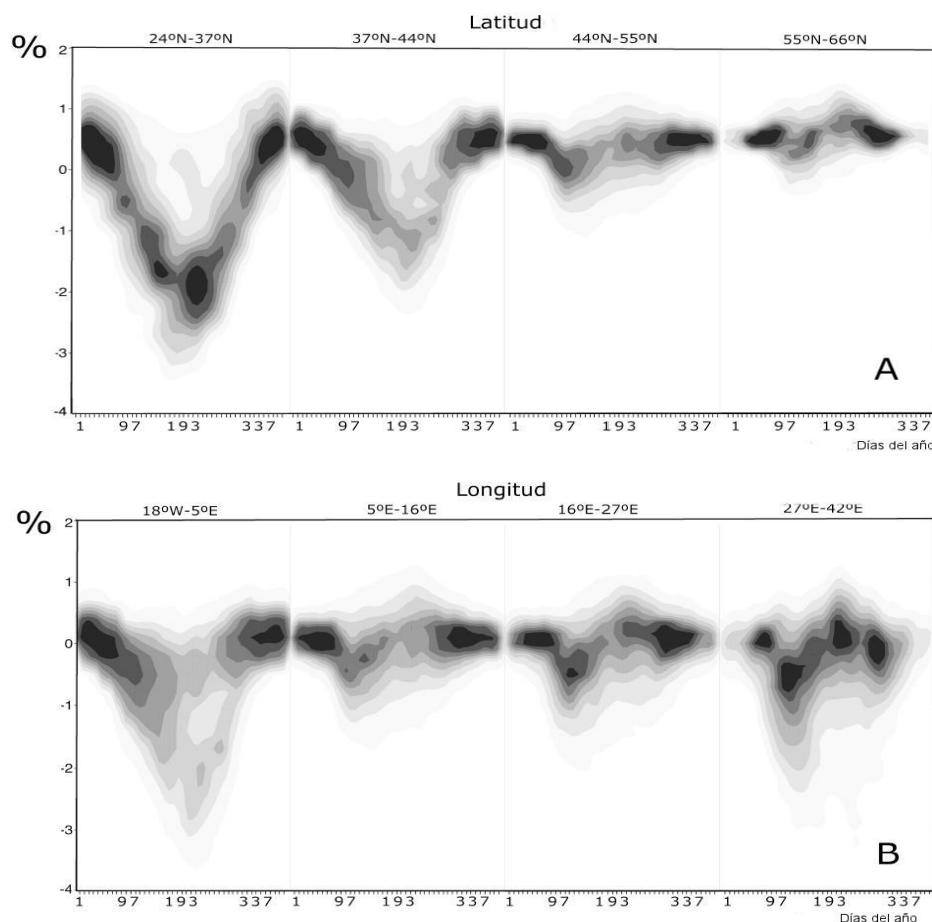


Figura 4. Porcentaje de error en una ecuación de segundo grado que mide el desarrollo de los huevos de la garrapata *Ixodes ricinus* (de Dobson et al., 2011) a lo largo de un gradiente de (a) latitud y (b) longitud geográfica y de los días del año (agrupados en decenas). Los datos fueron obtenidos aplicando a la ecuación los valores de cada estación de ECA&D y luego los valores MODIS para el píxel de la estación. Las sombras de gris son proporcionales al número de estaciones en tierra con valor.

TST, los valores de Tair y cómo afectaría esto a la salida de las ecuaciones de calibrado, dado que la temperatura es una de las variables clave en la estimación de la evolución de las garrapatas.

Por consiguiente, en este sentido, es importante destacar para consumidores poco habituales de los productos de teledetección, la necesidad de un correcto tratamiento de los datos que evite incluir valores erróneos o falsos en cualquier estudio dado que, en caso contrario, todos los productos derivados serán defectuosos. Un ejemplo de esto en campos de aplicación como el mapeo predictivo de parásitos es la obtención de falsos positivos que se da por compensación de errores que se da tratando toda la serie de forma conjunta sin analizar la distribución espacial del error (sobrestimación diurna de verano en el sur frente a subestimación nocturna en el invierno en el norte).

## 4.2 Limitaciones del uso de MODIS

Aunque en la actualidad es común considerar el dato de TST de MODIS como una estimación de la temperatura media en el periodo de tiempo considerado en determinados trabajos con independencia, en la gran mayoría de los casos, del área de trabajo y la cobertura vegetal de la región, al objeto de conseguir mapas de distribución en el campo de la parasitología, los resultados obtenidos en este trabajo indican que el uso directo de éstos sin un análisis geográfico previo inducen a la comisión de errores significativos en la labor de predicción, al ser precisamente el factor temperatura crucial en la correcta estimación del ciclo de vida y de la probable dispersión de las especies de garrapatas.

En este sentido, a pesar de que la versión 6 de MODIS mejorará sus limitaciones técnicas

respecto a las zonas áridas y semi-áridas, (Wan, 2009), la restricción respecto a la estimación de rangos de temperatura de interés ecológico parece que seguirá siendo difícil de solucionar dada la dificultad, desde la teledetección, de lograr ponderar áreas con un rango térmico diario amplio, ya que el tiempo de paso de Aqua o Terra sobre el territorio estudiado no logra una correcta correlación con la variabilidad total del día ni con los picos de temperaturas máximas y mínimas que se alcanzan. Así, por ejemplo, en zonas áridas, matorrales, pastizales, sabanas y tierras de cultivo se llegan a alcanzar unos valores medios de TST entre 5°C y 10°C más caliente que su Tair máxima correspondiente. Esto constituye un problema de difícil solución que, hasta el momento, se trata de solventar proponiendo una interpolación adecuada y la re-interpretación cuidadosa de las imágenes MODIS a través de una densa red de estaciones terrestres.

#### 4.3 Efecto del error en el ajuste de modelos de distribución

Lo señalado en los anteriores párrafos se ha validado a través de los cálculos diferenciales que se han obtenido de un modelo de desarrollo de *Ixodes ricinus*. Así, se ha comprobado cómo errores relativamente pequeños, del 2-4% en las agrupaciones hechas cada 10 días, dada su iteración temporal (como se ha indicado la gran mayoría de fases -4- del ciclo de vida de la garrapata depende de la temperatura), representan, de cara a la prevención y control de los problemas bio-sanitarios, errores inasumibles de los modelos de distribución, al alcanzar un 12% de error mensual y un 36% anual.

Como se indicó anteriormente, los datos obtenidos expresan un grave problema de sobreestimación en la cuenca Mediterránea. Sin embargo, la zona que representa más problemas potenciales en este caso comprende la de latitudes septentrionales, debido a la subestimación de LST. Esto es debido a que la propagación de *Ixodes ricinus* por Europa del Norte está limitada por las bajas temperaturas en las latitudes más altas (Jaenson *et al.*, 2012) o de gran altura que impiden que complete su ciclo de vida. Si los modelos de ciclo de vida se aplican en estas latitudes, obtenemos una subestimación media de las tasas de desarrollo de 1% por cada período de 10 días a lo largo de todo el año. En el peor cálculo posible de la estimación, la subestimación total sería aproximadamente un 36% para el año completo. Es decir, usando solo MODIS, el límite Norte del área disponible para el desarrollo de las garrapatas puede estar limitado hasta un 36%, descartando zonas con verdadero riesgo potencial de presencia, con el consecuente riesgo bio-sanitario asociado.

#### 4.4 Líneas de trabajo futuras

Es interesante el análisis crítico o la construcción de modelos completos de distribución de garrapatas teniendo en cuenta lo aquí indicado, de forma que se pudiera consolidar o no esta aportación. En este sentido, el uso de algoritmos matemáticos como las series de Fourier o el Análisis de Componentes Principales, habituales en los modelos ecológicos y su aplicación, podrían favorecer o enriquecer la significancia de nuestros errores, constituyendo ésta un área a experimentar y desarrollar en este sentido.

Por último, los resultados obtenidos abren la posibilidad de volver a evaluar la utilidad de los conjuntos de datos climáticos interpolados a partir de estaciones de campo con una resolución espacial media como una fuente de datos válida para realizar modelos de estimaciones del ciclo de vida de los artrópodos para escalas grandes y medias de trabajo. Estos conjuntos de datos ráster podrían ser también un recurso valioso para mejorar/calibrar los valores de las mediciones por satélite. Aunque de menor resolución espacial a priori que MODIS, la gran diversificación de la red terrestre y la homogeneización del resultado puede hacer útil dicho modelo constituyendo, del mismo modo, una vía de trabajo a consolidar.

#### BIBLIOGRAFÍA

- Austin, M.P., 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modeling, *Ecological Modelling*, 157, 101–118.
- Coll, C., Wan, Z. y Galve, J. M., 2009. Temperature-based and radiance-based validation for the V5 MODIS land-surface temperature product, *Journal of Geophysical Research*, 114, D20102.
- Dennis, D.T. y Piesman, JF. 2005. Overview of tick-borne infections of humans, En *Tick-borne Diseases of Humans*, editado por Goodman JL, Dennis DT y Sonenshine DE, Washington, D.C, ASM Press, 3–11.
- Dobson, A.D.M., Finnie, T.J.R y Randolph, S.E. 2011. A modified matrix model to describe the seasonal population ecology of the European tick *Ixodes ricinus*, *Journal of Applied Ecology*, 48 (4), 1017–1028.
- Estrada-Peña, A. y Venzal, J.M. 2007. Climate niches of tick species in the Mediterranean region: Modeling of occurrence data, distributional constraints, and impact of climate change, *Journal of Medical Entomology*, 44, 1130–1138.



- Guisan, A. y Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models, *Ecology Letters*, 8, 993–1009.
- Guisan, A. y Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology, *Ecological Modelling*, 135, 147–186.
- Gray, J. S., Dautel, H., Estrada-Peña, A., Kahl, O. y Lindgren, E. 2009. Effects of climate change on ticks and tick-borne diseases in Europe, *Interdisciplinary Perspectives on Infectious Diseases*, 2009: 593232
- Jaenson, T.G., Jaenson, D. G., Eisen, L., Petersson, E. y Lindgren, E. 2012. Changes in the geographical distribution and abundance of the tick *Ixodes ricinus* during the past 30 years in Sweden, *Parasites & Vectors*, 5:8.
- Jin, M.L. y Dickinson, R.E. 2010. Land surface skin temperature climatology: benefitting from the strengths of satellite observations, *Environmental Research Letters*, 5 (4), 044004.
- Mildrexler, D.J., Zhao, M. y Running, S.W. 2011. A global comparison between station air temperatures and MODIS land surface temperatures reveals the cooling role of forests, *Journal of Geophysical Research*, 116, G03025.
- Ostfeld R. S., Glass G. E. y Keesing F. 2005. Spatial epidemiology: an emerging (or re-emerging) discipline, *Trends in Ecology & Evolution*, 20, 328-336.
- Paddock, C.D. y Telford III, S.R. 2011. Through a glass, darkly: the global incidence of tick-borne diseases, En *Critical Needs and Gaps in Understanding Prevention, Amelioration, and Resolution of Lyme and Other Tick-Borne Diseases: The Short-Term and Long-Term Outcomes*, Washington (DC), National Academies Press (US), 221-266.
- Pavlovsky, E.N. 1966. *Natural nidality of transmissible disease*, Urbana, University of Illinois Press, 261 pp.
- Wan, Z. 2008. New refinements and validation of the MODIS land-surface temperature/emissivity products, *Remote Sensing of Environment*, 112, 59-74.



# Análisis de la evolución de la superficie de bosque en el Alto Duero a partir de imágenes Landsat

L. Celaya<sup>1</sup>, N. Sánchez<sup>2</sup> y J. Martínez<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Servicio Transfronterizo de Información Geográfica. Universidad de Salamanca.

<sup>2</sup> Centro Hispano Luso de Investigaciones Agrarias. Universidad de Salamanca.

celaya@usal.es

## RESUMEN

A partir de la información proporcionada por imágenes de los satélites Landsat, se ha obtenido la evolución de la superficie de bosque en la cuenca alta del Duero desde 1975 hasta 2011. Para definir las clases, seleccionar las zonas de entrenamiento y validar los resultados, se han empleado los mapas de los 3 Inventarios Forestales Nacionales (IFN) y ortofotos aéreas. La categoría a clasificar, bosque, se define como áreas arboladas con una fracción de cabida cubierta (FCC) superior al 50%. Para la caracterización espectral de las clases consideradas se ha empleado el NDVI (Normalized Differential Vegetation Index) y las reflectividades de superficie de las bandas visible, infrarrojo cercano e infrarrojo de onda corta. Como método para la discriminación de cubiertas boscosas se ha optado por una clasificación borrosa (fuzzy clustering) que genera, para cada clase, un mapa continuo donde el valor de cada píxel expresa la probabilidad de pertenencia a la misma. En este caso, se ha fijado como umbral de selección el valor de 50% de probabilidad de pertenecer a la clase bosque para que un píxel sea identificado como tal. Para la evaluación de los resultados se generaron matrices de confusión que proporcionan coincidencias superiores al 85% entre la superficie de bosque del 3<sup>er</sup> IFN y las obtenidas mediante clasificación. La evolución temporal de la superficie de bosque muestra un incremento a partir de 1984 (639,4 km<sup>2</sup>) hasta alcanzar el máximo en 2000 (712,8 km<sup>2</sup>); desde 2001 hasta 2011 la extensión de bosque ha ido reduciéndose gradualmente (648,9 km<sup>2</sup>).

## PALABRAS CLAVE

Landsat; cambios; superficie de bosque; clasificación borrosa.

## ABSTRACT

Landsat imagery is used as a basis to obtain the evolution of the forest cover in the high Duero basin from 1975 to 2011. Maps of the 3 National Forest Inventories and aerial orthophotographs have been used to define classes, select training areas and validate the results. The target category to classify, forest, is defined as a wooded area with a canopy cover greater than 50%. The NDVI and surface reflectances in visible, NIR and SWIR bands have been used as inputs for the spectral characterization of the classes taken into account in this study. A fuzzy clustering has been chosen as the method to discriminate wooded covers: this method creates for each class a continuous map where pixels store the probability of membership to that class. In this case, a probability threshold greater or equal to 50% has been set so that a pixel can be classified as forest. The confusion matrices created to evaluate the results show agreements greater than 85% between the forest cover in the third National Forest Inventory map and the forest covers produced by the classification. The temporal evolution of the forest area show an increase from 1984 (639.4 km<sup>2</sup>) to 2000, when the maximum area (712.8 km<sup>2</sup>) has been achieved; from 2001 to 2011 the forest area has been decreasing gradually (648.3 km<sup>2</sup>).

## KEY WORDS

Landsat; changes; forest area; fuzzy classification.

## 1 INTRODUCCIÓN

En la segunda mitad del s. XX se han producido en España cambios profundos en los usos del suelo de extensos territorios. Las notables transformaciones de la sociedad en los últimos años están teniendo un fiel reflejo en el paisaje. Durante esos años se han aunado una serie de factores que han desembocado en una destacada transformación del mundo rural. Uno de los cambios más notables ha sido el de la regeneración y expansión de las áreas forestales y, más concretamente, de la superficie de bosque. La intensidad de dichos cambios ha justificado el enorme interés que tiene su estudio (García Ruiz y Lana Renault, 2011). Hasta ahora, el análisis de dicha evolución se ha hecho, fundamentalmente, con la ayuda de las tres ediciones del Inventario Forestal Nacional (IFN), pero el lapso de tiempo entre cada uno de ellos y la duración en su elaboración, hace difícil un análisis pormenorizado de la evolución acaecida. En la mayoría de los estudios realizados hasta el momento, se utiliza como punto de partida la foto aérea del “vuelo americano” de 1956 y, como máximo, se realizan dos o tres mapas de la distribución de usos del suelo en la década de los 90 o en la actualidad, a partir de ortofotografías (Morán-Tejeda *et al.*, 2010). Esta alternativa tampoco permite analizar la dinámica ocurrida a lo largo de esos años, ya que da por sentado la existencia de una única tendencia en la evolución a lo largo de décadas.

Este estudio tiene como objetivo analizar de manera detallada, a partir de la información proporcionada por imágenes de los satélites Landsat, la evolución de la superficie de bosque durante las últimas cuatro décadas en la cuenca alta del Duero (hasta la ciudad de Soria) cuya extensión comprende 1.473 km<sup>2</sup>. Se trata de una cuenca donde el bosque tiene gran protagonismo puesto que, según los datos proporcionados por el Tercer Inventario Forestal Nacional (3IFN), éste ocupa el 50,6% de su superficie. En este caso, se considera bosque toda superficie arbolada con una fracción de cabida cubierta (FCC) igual o superior al 50%.

## 2 DATOS Y METODOLOGÍA

### 2.1 Imágenes Landsat y tratamiento previo

Se han empleado imágenes Landsat (MSS, TM y ETM+) de los archivos del United States Geological Survey (USGS) que ya han sido

ortorrectificadas previamente, y con fechas correspondientes a los meses de verano.

Sensor	Día y Mes	Año
MSS	28 -07	1975
MSS	19 -06	1979
TM	12 -09	1984
TM	12 -09	1987
TM	03 -08	1990
ETM+	19-06	2000
ETM+	10 -09	2001
ETM+	25 -06	2002
TM	24 -09	2009
TM	26 -06	2010
TM	14 -09	2011

Tabla 1: Fechas y tipo de sensor de las imágenes Landsat.

Se ha calculado, para cada imagen, el *Normalized Differential Vegetation Index* (NDVI) y las reflectividades de superficie de las bandas visible, infrarrojo cercano e infrarrojo de onda corta. Para ello, previamente se procedió a la calibración radiométrica y a la corrección atmosférica de cada banda mediante el método simple de sustracción de objeto oscuro (Chávez, 1989), que se ha demostrado como suficiente en clasificaciones multitemporales para la detección de cambios (Song, 2001).

### 2.2 Información auxiliar

Para definir las clases, seleccionar las zonas de entrenamiento y validar los resultados se han empleado los siguientes datos:

- Mapas del Tercer Inventario Forestal Nacional (3IFN), a escala 1: 50.000, del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM, 2007).
- Mapa de cultivos y aprovechamientos (2IFN), a escala 1: 50.000 del Ministerio

de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1980-1990).

- Mapa Forestal de España (1IFN), a escala 1: 400.000 del Ministerio de Agricultura (MA, 1966).
- Ortofotos aéreas desde 1999 hasta 2011 del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA), dirigido por el Ministerio de Fomento (MF) en coordinación con la Junta de Castilla y León (JCyL).

## 2.3 Método de clasificación

Debido a la diversidad paisajística y de especies de vegetación existente en la zona de estudio se han definido 11 categorías de cubiertas terrestres. A través de una serie de pruebas preliminares de clasificación se comprobó que era necesario definir un conjunto de categorías lo más específicas posible para obtener una correcta discriminación de las manchas boscosas, principal objetivo de la clasificación.

De estas 11 categorías de referencia, 4 se corresponden con distintos tipos de bosques: bosque mixto de coníferas y frondosas eurosiberianas (*Pinus sylvestris*, *Fagus sylvatica*, etc.), bosque de frondosas eurosiberianas (*Fagus sylvatica*, *Quercus pyrenaica*, etc), bosques de frondosas mediterráneas (*Quercus ilex*, *Quercus faginea*, etc.) y bosques de coníferas mediterráneas (género *Juniperus*).

Otras 3 categorías se corresponden con superficies forestales no boscosas que distinguen entre superficies arboladas espaciadas (FCC entre 20-50%), superficies arboladas dispersas (FCC < 20%) y matorrales densos (enebrales, brezales, etc.).

Finalmente, las 4 categorías restantes sirven para diferenciar la vegetación herbácea (pastizales y prados), zonas cultivadas, superficies artificiales o improductivas (zonas urbanizadas, roquedos, canteras, etc.) y las masas de agua (ríos y embalses).

Como método para la discriminación de cubiertas boscosas se ha optado por una clasificación supervisada borrosa (*fuzzy clustering*), ya que la adecuación de estas técnicas para la identificación de cubiertas terrestres ha quedado demostrada en varios estudios (Foody, 2001; Lu *et al.* 2007; Oldeland *et al.* 2010). Este método genera, para cada clase tenida en cuenta, un mapa continuo donde el valor de cada píxel expresa la probabilidad de pertenencia a dicha clase. Esta característica permite al analista ejercer un mayor control en la asignación de la clase a los píxeles, ya que permite fijar el umbral de probabilidad para asignar la pertenencia. En este caso, se ha fijado

como criterio para que un píxel sea identificado como bosque el que la probabilidad de pertenencia a cualquiera de las 4 categorías de bosque sea igual o superior al 50%.

El algoritmo de cálculo de probabilidades empleado es el incluido en el módulo de análisis raster multivariable del software comercial ArcGIS 9.3. Los valores de probabilidad de pertenencia de un píxel a cada clase están en función de las estadísticas (media y matriz de varianza-covarianza) estimadas para cada clase a partir de 6 bandas empleadas como inputs: NDVI y reflectividades de superficie de las bandas del visible, infrarrojo cercano e infrarrojo de onda corta.

## 2.4 Método de postclasificación

Para eliminar, de cada mapa anual, los píxeles clasificados erróneamente como bosques (errores de comisión) y recuperar los píxeles que, siendo bosques, no han sido identificados como tales (errores de omisión) se compara cada mapa con el del año anterior y posterior, de modo que:

- Si un píxel en el mapa del año  $n$  es bosque (1) pero no lo es (0) ni en el año anterior ( $n-1$ ) ni en el posterior ( $n+1$ ), entonces se considera error de comisión y se elimina del mapa. En este supuesto se asume que no es muy probable que un píxel que ha alcanzado la condición de bosque denso (FCC > 50%) recientemente, sea deforestado en el lapso de tiempo comprendido entre  $n$  y  $n+1$  (tabla 2).
- Si un píxel en el mapa del año  $n$  no es bosque (0) pero sí lo es (1) en el año anterior ( $n-1$ ) y en el posterior ( $n+1$ ), entonces se considera error de omisión y se añade al mapa. En este caso se asume que el intervalo de tiempo transcurrido entre  $n-1$  y  $n+1$  es insuficiente para que un píxel deforestado en  $n$ , o antes, recupere la categoría de bosque (tabla2).

Los mapas de inicio (1975) y final (2011) de la serie temporal no se pueden depurar por este método.

# 3 RESULTADOS

## 3.1 Clasificación

En cuanto a los totales de superficie de bosque calculados, los mapas derivados a partir de las clasificaciones tienden a subestimar la superficie obtenida a partir de los mapas del 1IFN (698 km<sup>2</sup>), 2IFN (765 km<sup>2</sup>) y 3IFN (746 km<sup>2</sup>). Una subestimación de la superficie total de bosque que oscila entre un 17,3%, de máxima en 1984, y

un 4,7%, de mínima en 2001. Para la estimación de la exactitud de los resultados se usó la matriz de confusión o error, que es una tabla de contingencia que describe el grado de conformidad entre valores predecibles y valores observados (Castilla y Hay, 2006). Los resultados de las matrices de confusión realizadas con los mapas de los tres Inventarios Forestales Nacionales (IFNs) y los mapas de bosque derivados de las clasificaciones se pueden observar en la tabla 3.

Año anterior (n-1)	Año evaluado (n)	Año posterior (n+1)	Nº años entre n-1 y n+1	Nº años entre n y n+1
1975	1979	1984	9	5
1979	1984	1987	8	3
1984	1987	1990	6	3
1987	1990	2000	13	10
1990	2000	2001	11	1
2000	2001	2002	2	1
2001	2002	2009	8	7
2002	2009	2010	8	1
2009	2010	2011	2	1

Tabla 2. Años e intervalos de tiempo considerados en la postclasificación.

Las coincidencias oscilan entre el 65,56% de mínima del mapa de bosque de 1979 y el 86,39% de máxima del mapa de 2001.

### 3.2 Postclasificación

La postclasificación sigue subestimando los datos de superficie total de bosque de los tres IFNs publicados pero reduce la diferencia entre el porcentaje máximo de superficie subestimada (16,4% en 1984) y el mínimo (4,5% en 2000).

Para la evaluación de los resultados de la postclasificación se generaron, de nuevo, matrices de confusión cuyos resultados se recogen en la tabla 4.

En este caso, las coincidencias varían entre el 72,93%, de mínima, del mapa de bosque de 1979 y el 86,66%, de máxima, del mapa de 2000; mejorando, por lo tanto, los resultados de la clasificación al reducir la variabilidad total e interanual del porcentaje de errores. También, los

mapas de postclasificación obtienen mejor porcentaje de coincidencias para todos los años salvo dos: 1990 y 2001.

Año Imagen	1IFN	2IFN	3IFN
1975	75,28		
1979	65,56		
1984		74,12	
1987		76,57	
1990		81,93	
2000			84,43
2001			86,39
2002			81,34
2009			80,56
2010			75,04
2011			77,7

Tabla 3. Porcentajes de coincidencias entre clasificaciones e IFNs correspondientes.

Año Imagen	1IFN	2IFN	3IFN
1979	72,93		
1984		75,79	
1987		79,2	
1990		81,24	
2000			86,66
2001			85,15
2002			85,45
2009			81,77
2010			80,58

Tabla 4. Porcentajes de coincidencias entre postclasificaciones e IFNs correspondientes.



### 3.3 Comparación de resultados de ambos métodos

Los resultados de la postclasificación producen variaciones interanuales de superficie menos bruscas y una evolución temporal más coherente en cuanto a continuidad de la tendencia ascendente/descendente (figura 1). Según los datos de la postclasificación, la superficie de bosque en el Alto Duero inicia una fase de expansión a partir de 1984 (639,4 km<sup>2</sup>) hasta alcanzar el máximo en 2000 (712,8 km<sup>2</sup>); a partir de 2001 se invierte la tendencia y la cobertura boscosa comienza a contraerse gradualmente hasta 2011 (648,3 km<sup>2</sup>).

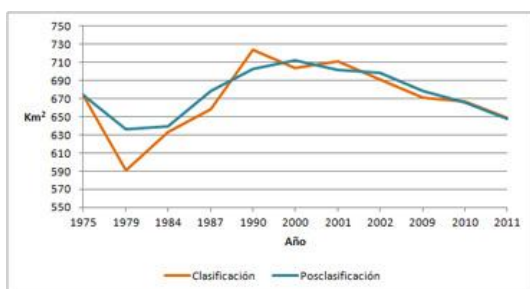


Figura 1. Evolución de la superficie de bosque (1975-2011).

Las figuras 2 y 3 muestran la dinámica o evolución espacial del bosque desde 1975 a 2011 según clasificación y postclasificación. En estos mapas se pueden distinguir, en verde, las zonas que han permanecido ocupadas por bosque durante todo el periodo y, en rojizo, aquellas zonas que han sufrido cambios en términos de cubierta boscosa; es decir, zonas que han estado ocupadas por bosque solo durante algún periodo dentro del intervalo comprendido entre 1975 y 2011.

Según el mapa de la clasificación, las zonas estables de bosque suponen el 17,9% de la superficie de la cuenca, mientras que las que han sufrido cambios en términos de cubierta boscosa (replantación/regeneración o tala/destrucción) suponen el 48,4%. El resto (33,7%), habría estado ocupado de forma estable por otras cubiertas.

En cambio, según el mapa de la postclasificación las zonas estables de bosque suponen el 27,9% de la superficie de la cuenca y las que han sufrido cambios en términos de cubierta boscosa el 30,8%. La superficie ocupada de forma estable por otras cubiertas se incrementaría al 41,3%.

Para validar estos resultados de la dinámica o evolución espacial del bosque de la forma más rigurosa posible se ha tenido en cuenta que, en el Alto Duero, los trabajos de elaboración del 3IFN

concluyeron en 2002, mientras que el periodo de estudio de este trabajo se prolonga hasta 2011. Por ello, se han generado tres nuevos mapas de dinámica espacial del bosque: uno a partir de los tres mapas de los IFNs (figura 4), y otros dos que incluían solamente los mapas de clasificación (figura 5) y postclasificación (figura 6) comprendidos entre 1975 y 2002.

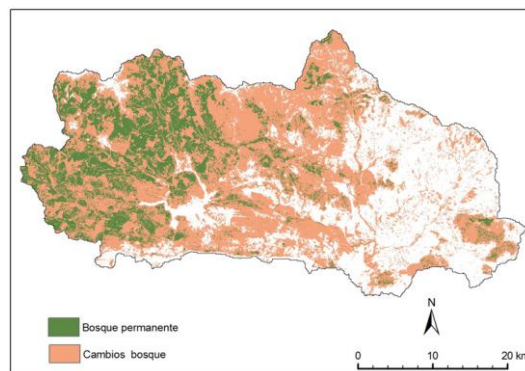


Figura 2. Dinámica espacial del bosque según método de clasificación (1975-2011).

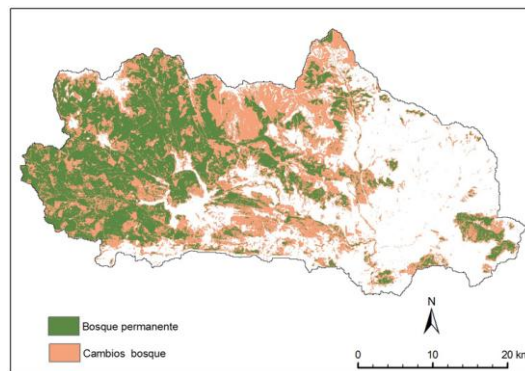


Figura 3. Dinámica espacial del bosque según método de postclasificación (1975-2011).

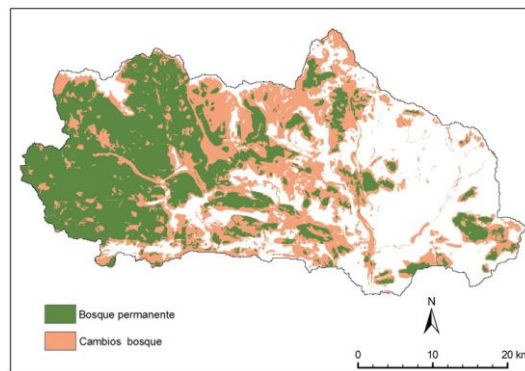


Figura 4. Dinámica espacial del bosque según mapas de los tres IFNs (1966-2002).

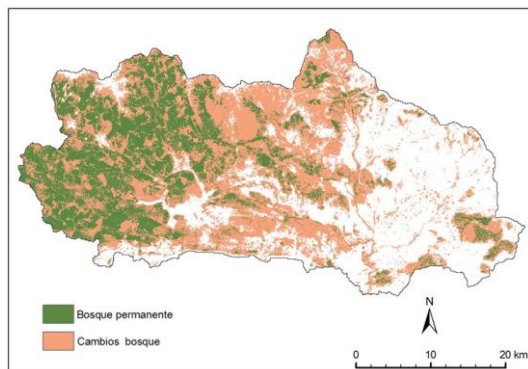


Figura 5. Dinámica espacial del bosque según método de clasificación (1975-2002).

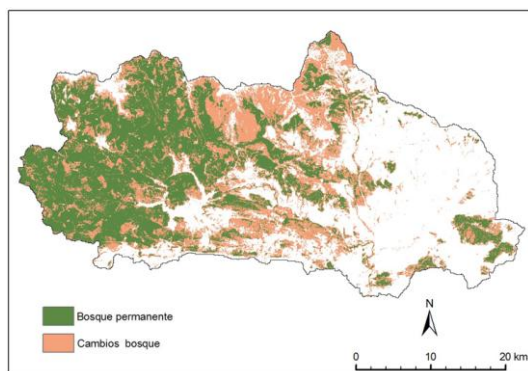


Figura 6. Dinámica espacial del bosque según método de postclasificación (1975-2002).

A partir de estos tres mapas se obtuvieron las correspondientes superficies totales de bosque permanente, cambios en cubierta boscosa y otras cubiertas estables, cuyas comparativas se recogen en la tabla 5. También se obtuvieron las matrices de confusión cuyos resultados se reflejan en la tabla 6.

Tipo de cubierta	IFNs	Clasific.	Postclasific.
Bosque permanente	34,03	22,94	31,61
Cambios bosque	29,55	40,47	26,4
Otras	36,43	36,6	41,99

Tabla 5. Evolución de las superficies (%) de bosque permanente y cambios en cubierta boscosa (1966-2002).

Como se puede apreciar en la tabla 5, el mapa de dinámica espacial del bosque obtenido a partir de los mapas de postclasificación produce unos resultados muy similares a los de los IFNs.

Según se desprende de las matrices de confusión, el porcentaje de aciertos del mapa derivado de las postclasificaciones también es mejor que el de las clasificaciones. El que el mapa de las clasificaciones (figura 5) supere en aciertos al mapa de las postclasificaciones (figura 6) en la categoría de cambios en cubierta boscosa solo se explica por la sobreestimación que se hace de este tipo de superficie en el mapa generado a partir de los mapas de clasificación.

Tipo de cubierta	IFNs-Clasific.	IFNs-Postclasif.
Bosque permanente	18,89	24,63
Cambios bosque	18,99	14,13
Otras	29,54	32,52
Total coincidencias	67,42	71,27

Tabla 6. Porcentajes de coincidencias según matrices de confusión.

## 4 DISCUSIÓN

Tanto los resultados de la clasificación como de la postclasificación subestiman el dato de superficie de bosque proporcionado por el 3IFN. Esta subestimación puede encontrar su explicación en los siguientes factores:

Diferencias entre el modelo raster de representación espacial empleado por las imágenes Landsat y el vectorial de los tres IFNs. En los mapas de los tres IFNs (a escalas 1:50.000 y 1: 400.000) se catalogan parcelas de muy distintos tamaños y formas, mientras que en las imágenes Landsat se categorizan píxeles regulares de 3600 m<sup>2</sup> (sensor MSS) y 900 m<sup>2</sup> (sensores TM y ETM+). Por lo tanto, a priori, el nivel de detalle proporcionado por las Landsat es mayor que el de los tres IFNs que están sujetos a las exigencias de generalización impuestas por la escala de trabajo y por el modelo vectorial (asignación de una única categoría a parcelas mixtas).

Los mapas de los tres IFNs muestran, cada uno de ellos, una imagen fija para un periodo de unos 10 años, mientras que las clasificaciones describen la situación concreta para la fecha en la que se tomó la imagen. Por lo tanto, las imágenes clasificadas pueden detectar cambios en las cubiertas de bosque acaecidos dentro del periodo de realización de cada IFN y que no aparecen reflejados en los mismos.

A partir de las imágenes Landsat se pueden catalogar cubiertas pero no usos del suelo como sucede en los mapas de los tres IFNs. Es decir, en el IFN una parcela talada íntegramente sigue estando catalogada como forestal mientras que en las clasificaciones no se reconocerá como tal hasta que los árboles hayan alcanzado cierto porte y madurez. Al adoptar los mapas de los tres IFNs como datos de referencia o de “verdad terreno” se asume que éstos son una representación exacta de la realidad, pero realmente se trata de otra clasificación que a su vez puede contener errores (Foody, 2001). La certeza con la que se asignan las etiquetas a cada caso es variable, a menudo basadas en interpretaciones con un alto grado de subjetividad (Thierry *et al.*, 2001). Por lo tanto, variaciones en la confianza de la asignación de clases en los datos de referencia pueden influir significativamente en la exactitud aparente de una clasificación (Foody, 2001).

Para reforzar la validación de los resultados se realizó una segunda evaluación en la que se comprobaba, directamente sobre ortofoto y para 100 puntos de muestreo distribuidos de forma aleatoria por toda la cuenca, la presencia o ausencia de bosque. Para ello, se seleccionaron los mapas de bosque clasificados y posclasificados de los años para los que se disponía de ortofoto (2002, 2009 y 2011). Esta evaluación ha arrojado los siguientes resultados para la clasificación y postclasificación respectivamente:

- Año 2002: 88,4% y 93,02% de aciertos.
- Año 2009: 86,04% y 90,1% de coincidencias.
- Año 2011: 89,1% de acierto para el mapa clasificado (no se dispone de postclasificación).

Un análisis visual pormenorizado de los mapas de bosque de 2002, 2009 y 2011 con la ortofoto correspondiente a cada año certifica la existencia de inconsistencias espacio-temporales en la identificación de masas de bosque. Se observa cierta tendencia a confundir manchas de bosque caducifolio con matorrales y pastos de altura en imágenes adquiridas a comienzos del verano (finales de junio y comienzos de julio). La confusión entre estas formaciones vegetales se va reduciendo a medida que avanza la estación seca, hasta casi desaparecer por completo en las imágenes de septiembre. Como contrapartida, las manchas boscosas de tipo más mediterráneo tienden a pasar más desapercibidas en las imágenes de finales de verano, debido a que son bosques más abiertos, de menor espesura o densidad arbórea y, por lo tanto, donde el suelo y/o sotobosque suelen adquirir mayor presencia en el píxel.

Ante esta situación, y aprovechando que la dinámica natural del bosque (colonización y regeneración) se caracteriza por ser más lenta que las de las demás formaciones vegetales, se ha planteado el método de postclasificación basado en la lógica booleana para depurar los mapas de bosque obtenidos a partir de la clasificación borrosa.

Los mapas postclasificados de 2002, 2009 y 2011 obtienen como mínimo un 85,15% y un 90,1% de acierto en los dos métodos de valoración de exactitud empleados (matriz de confusión con el 3IFN y muestreo aleatorio con ortofoto), frente al 81,34% y 86,04%, como mínimo, de los mapas clasificados para las mismas fechas. Esta diferencia de escasos 3,8% y 4,06%, en uno y otro método, favorable a la postclasificación puede ser poco significativa en estudios que no sean multitemporales, pero cuando se está abordando un trabajo multitemporal orientado a la identificación de cambios, esas mínimas inexactitudes se van acumulando entre fechas hasta producir mayores distorsiones como las que se aprecian en los dos mapas de dinámica espacial del bosque. Según el mapa de dinámica del bosque resultante de la postclasificación (figura 3), la superficie estable (bosque y otras cubiertas) supone 69,21% de la cuenca y la afectada por cambios el 30,79%. Por el contrario, el mapa de la clasificación (figura 2) reduce las superficies estables al 51,61% de la superficie total de la cuenca y aumenta las modificadas hasta el 48,39%; es decir, una diferencia del 17,6% con respecto a la superficie estimada por el método de postclasificación.

## 5 CONCLUSIONES

Los mapas de bosque obtenidos directamente por la clasificación son aproximadamente un 4% menos exactos que los postclasificados. Esta cifra podría ser insignificante para algunas aplicaciones de clasificación de imágenes, pero si la finalidad de las mismas es la identificación de cambios a partir de múltiples imágenes correspondientes a años distintos, la acumulación de esa pequeña inexactitud a lo largo de toda la serie temporal puede alcanzar un 17,6% de error en el resultado final.

El método de postclasificación, por tanto, ha resultado conveniente para depurar errores de clasificación y proporcionar mayor coherencia espacio-temporal y fiabilidad al resultado final en este estudio del Alto Duero.

Respecto a la evolución de la superficie de bosque, a lo largo del periodo de estudio, se ha observado que la cobertura de bosque en el Alto Duero inició un periodo de expansión a partir de 1984 (639,4 km<sup>2</sup>) hasta alcanzar el pico máximo en 2000 con 712,8 km<sup>2</sup>. Sin embargo, partir de

2001 hasta 2011, la tendencia se ha invertido y la extensión de bosque ha ido reduciéndose progresivamente hasta alcanzar los 648,3 km<sup>2</sup>.

En el periodo de 36 años que abarca este estudio, el 27,9% de la superficie total de la cuenca del Alto Duero ha estado ocupada de forma permanente por bosque, el 41,3% ha estado ocupada de forma permanente por otras cubiertas y el resto, 30,8%, ha presenciado cambios (aparición/desaparición) en relación al bosque.

## BIBLIOGRAFÍA

- Castilla, G. y Hay, G. J. 2006. Uncertainties in land use data, *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 3, 3439-3472.
- Chávez, P. S., Jr. 1989. Radiometric calibration of Landsat Thematic Mapper multispectral images, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 55(9), 1285-1294.
- Foody, G., 2001. Status of land cover classification accuracy assessment, *Remote Sensing of Environment*, 80, 185-201.
- García-Ruiz J.M. y Lana Renault, N., 2011. Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region - A review, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140, 317-338.
- Lu, D. y Weng, Q. 2007. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance, *International Journal of Remote Sensing*, 28: 5, 823-870.
- Morán-Tejeda, E., Ceballos-Barbancho, A. y Llorente-Pinto, J.M. 2010. Hydrological response of Mediterranean headwaters to climate oscillations and land-cover changes: The mountains of Duero River basin (Central Spain), *Global and Planetary Change*, 72, 39-49.
- Oldeland, J., Dorigo, W., Lieckfeld, L., Lucierr, A. y Jürgens, N. 2010. Combining vegetation indices, constrained ordination and fuzzy classification for mapping semi-natural vegetation units from hyperspectral imagery, *Remote Sensing of Environment*, 114, 1155-1166.
- Song, C., Woodcock, C.E., Seto, K.C., Lenney, M.P. y Macomber, S.A. 2001. Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects?, *Remote Sensing of Environment*, 75, 230-244.
- Thierry, B. y Lowell, K. 2001. An uncertainty-based method of photointerpretation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 67, 65-72.



# Selección de Zonas Globales de Validación para productos globales de Área Quemada

D. Corti<sup>1</sup>, R. Cardozo<sup>1</sup>; M. Padilla<sup>1</sup>, M. Martín<sup>2</sup>, S. Hantson<sup>1</sup> y E. Chuvieco<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá de Henares.

<sup>2</sup>Instituto Forestal de Chile

dante.corti@uah.es

## RESUMEN

La quema de biomasa cada vez cobra mayor importancia en los modelos predictivos de cambio climático al ser una de las principales fuentes de emisiones de gases de efecto invernadero y aerosoles artificiales a la atmósfera, equivalente al 20% de las emisiones anuales. Con la información obtenida por teledetección se han generado diversos productos de área quemada global como son el L3JRC, GBA2000, GLOBSCAR, GLOBCARBON, MCD45A1, MCD64A1, con diferencias en la detección y estimación de la superficie de área quemada. El objetivo de esta investigación fue generar áreas globales de validación, que permitan, posteriormente, la óptima comparación y validación espacial de los productos de área quemada actuales y futuros a nivel de biomas terrestres, generando una fuente de información escasa o nula para algunas zonas del planeta. La generación de las áreas globales de validación se realizó a través de una reclasificación de los 14 biomas existentes en 7 grupos, en los cuales se distribuyeron 100 zonas de validación en función del total de superficie quemada durante el 2008. El bioma con mayor representatividad es la sabana tropical con 49 puntos y el menor fue el Bosque Mediterráneo con 7 puntos. En cada una de estas zonas, la cobertura vectorial de área quemada se desarrolló con el programa ABAMS a través del análisis multitemporal de imágenes Landsat TM y ETM+.

## PALABRAS CLAVE

Área quemada, biomas, teledetección, áreas de validación.

## ABSTRACT

Biomass burning is one of the main atmospheric greenhouse gases and artificial aerosols sources (about 20% of annual emissions). Therefore, its knowledge is becoming more important for climate change predictive models. Information obtained through remote sensing has allowed scientists to obtain several burned area products on a global scale, such as: L3JRC, GBA2000, GLOBSCAR, GLOBCARBON, MCD45A1, MCD64A1, some differences in terms of detection and area extend arise when comparing these products. The purpose of this research is to generate global validation areas, in order to obtain an optimal comparison and validation of the current and future burned area products at biome terrestrial level. This information is needed to complete a source of information scarce, or even non-existent for some regions of the planet. The generation of the global validation areas was performed through a reorganization in 7 groups of the existing biomes. Afterwards, a hundred validation areas were distributed according to the total area burned during 2008, for each biome. The Biome with higher appearance is tropical savanna with 49 points and the one with lower appearance is mediterranean forest with 7 points. For each one of these areas, reference data from multitemporal Landsat TM and ETM+ was generated using the ABAMS algorithm for burned areas.

## KEY WORDS

Burned area, biomes, remote sensing, validation area.

## 1 INTRODUCCIÓN

Diferentes estudios han demostrado que la principal causa de aumento de la temperatura y disminución de las precipitaciones durante los últimos años, ha sido el incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y aerosoles a la atmósfera (Pachauri *et al.*, 2007). Los incendios forestales y agrícolas son considerados un factor importante de emisión de GEI y aerosoles artificiales a la atmósfera equivalentes aproximadamente al 20% de las emisiones que se liberan anualmente, razón más que suficiente para considerar el área quemada una variable esencial en los modelos

predictivos de clima y vegetación (Stroppiana *et al.*, 2010, Pachauri *et al.*, 2007). Para cubrir la falta de información referente a la superficie de biomasa global que se pierde anualmente por incendios forestales se han desarrollado diferentes productos globales de área quemada, que han tenido como objetivo principal generar la cartografía de la distribución espacial de los incendios (Bastarrika, 2009, MOHC *et al.*, 2011). Los principales modelos globales de área quemada son L3JRC, GLOBCARBON, MCD45A1 y MCD64A1, con diferentes resoluciones espaciales y temporales (tabla1).

Producto Global	Satélite	Resolución		Continuidad temporal	Fuente
		Espacial	Temporal (días)		
GLOBSCAR (Global Burn Scars)	ERS-2; ATSR-2	1.000 m	30	2000	(Simon <i>et al.</i> , 2004)
GBA2000 (Global Burnt Area)	SPOT-VEGETATION		1 – 30		(Gregoire <i>et al.</i> , 2003, Tansey <i>et al.</i> , 2004)
L3JRC (U. de Leicester (Reino Unido), U. Catholique de Louvain (Bélgica), el Instituto de Investigação Científica Tropical (Portugal) y Joint Research Centre (Unión Europea))				2000 – 2007	(Tansey <i>et al.</i> , 2008)
GLOBCARBON	SPOT-VEGETATION; ATSR-2; AATSR; MERIS		1 - 30	1998 – 2007	(Plummer, 2007)
MCD45A1 (MODIS Combined images)	MODIS (Terra, Aqua)	500 m		2000 - ...	(Roy <i>et al.</i> , 2006)
MCD64A1 (MODIS Combined images)					(Giglio <i>et al.</i> , 2009)
GFEDv3.1 (Global Fire Emissions Database)	MODIS; ATSR	0,5°		1997 - ...	Giglio <i>et al.</i> , 2010, van der Werf <i>et al.</i> , 2010)

Tabla1: Información básica de productos globales de área quemada.



Los productos globales de área quemada generados a partir de imágenes MODIS Terra y Aqua, poseen zonas de validaciones en el este y oeste de América del Norte, sur de África y el noreste de Asia, representando solamente los biomas de bosque templado, sabanas templada y tropical, y bosque boreal respectivamente (Giglio *et al.*, 2010, Roy *et al.*, 2006, Boschetti *et al.*, 2006). El producto GLOBCARBON cuenta con 6 zonas para clasificar sus resultados que equivalen a los continentes (Plummer, 2007). Los resultados finales de los actuales productos globales de área quemada han sido clasificados de acuerdo a su proximidad geográfica más que por similitud biológica, como es el caso de que los productos desarrollados a partir de imágenes MODIS que se distribuyen en 14 zonas globales (Giglio *et al.*, 2006).

Para que los datos satelitales de referencia global puedan representar la realidad de terreno, deben ser generados a partir de imágenes satelitales de mayor resolución espacial que las utilizadas para generar los productos globales de área quemada (Boschetti *et al.*, 2010). Hasta hace algunos años el

poder contar con pares de imágenes de alta resolución espacial que permitieran cubrir el planeta en su totalidad era de un costo elevado, lo que se solucionó al liberarse la descarga de las imágenes Landsat 5TM y 7ETM+ a través del servidor del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS) (Woodcock *et al.*, 2008).

El cambio climático tiene diferentes efectos sobre los ecosistemas terrestres y acuáticos dependiendo de la zona del planeta y cubierta vegetal en que ocurran; para analizar dichos efectos se requiere una precisa clasificación de estos ecosistemas (Pachauri *et al.*, 2007). Aunque existen diferentes clasificaciones, se ha utilizado, en este estudio, la desarrollada por Olson *et al.*, 2001, que clasifica los biomas terrestres en 14 clases según los tipos de clima y de especies animales y vegetales presentes (tabla 2). Poder asociar esta información con el área quemada permitirá, en estudios posteriores, analizar los patrones de emisiones de GEI y aerosoles por incendios forestales a nivel regional y mundial.

Biomás Fire_CCI	Biomás <sup>*</sup>	Área Total (ha) <sup>**</sup>	Área quemada 2008 (ha)	Área quemada por bioma/total área quemada 2008 (%)	Áreas de validación
Otros	Desierto, manglares, tundra y matorrales esclerófilo	3.659.802.063	16.852.338	2,78	8
Bosque Tropical	Bosque Tropical	2.349.428.211	20.642.525	5,30	9
Bosque Templado	Bosque Templado	1.691.720.311	7.316.201	2,61	8
Bosque Boreal	Bosque Boreal	1.512.677.894	5.614.351	2,24	7
Pradera y Sabana Tropical & subtropical	Pradera tropical; sabana tropical; praderas subtropicales; sabana subtropical	2.017.754.910	248.409.636	74,32	49
Pradera y Sabana Templada	Praderas templadas; sabana templada	1.638.069.509	29.803.907	10,98	12
Bosque Mediterráneo	Bosque Mediterráneo	322.038.604	940.602	1,76	7
<b>Total</b>		<b>13.191.491.502</b>	<b>329.579.559</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

Tabla 2: Distribución por bioma de superficies totales de uso de suelo y área quemada y zonas de validación. Fuente: (Olson *et al.*, 2001<sup>\*</sup>, Giglio *et al.*, 2010).

Los incendios forestales y agrícolas constituyen un fenómeno global que afecta a la mayoría de los biomas terrestres, principalmente sabana tropical y templada, bosque boreal, tropical, templado y mediterráneo (Justice *et al.*, 2003), siendo los biomas que se localizan, en el continente africano, los que se ven más afectados, representando cada año más del 70% del área que se quema globalmente. Además, contribuyen negativamente con emisiones de GEI y aerosoles artificiales a la atmósfera (van der Werf *et al.*, 2010). Contar con información más precisa de área quemada (menores errores de omisión y comisión) servirá tanto para estudios de efectos del cambio climático sobre los ecosistemas como para gestionar también futuros proyectos UN-REDD (United Nations Collaborative Programme on Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries), que puedan ser desarrollados por países que se ven afectados por la degradación y pérdidas de bosques debido al cambio de uso de suelo para la agricultura como para estudios de cambio climático (Pachauri *et al.*, 2007).

Cada ecosistema, dependiendo de la extensión e intensidad de los incendios, tiene respuestas diferentes tanto a nivel ecológico (seres vivos, animales y plantas), como atmosféricos y climáticos (Miller *et al.*, 1999). Para cuantificar el impacto de los incendios en los ecosistemas es necesario disponer de información detallada sobre la localización, extensión e intensidad de los incendios como también de las emisiones de GEI generadas por éstos (van der Werf *et al.*, 2010).

Esta publicación se enmarca dentro de uno de los proyectos que forman parte de la Iniciativa para el Cambio Climático, liderado por la Agencia Espacial Europea (CCI-ESA). Este proyecto, Fire\_CCI, tiene como objetivo generar un nuevo producto global de área quemada que mejore la consistencia de los resultados en comparación con los productos existentes (Plummer, 2009). Para ello, se desarrollarán nuevos algoritmos para detección de áreas quemadas, incorporando, a su vez, la caracterización del error dentro del producto generado (Chuvieco *et al.*, 2011).

El objetivo de este estudio es presentar los resultados, de un nuevo grupo de zonas de validación global de área quemada, generados a partir de imágenes Landsat (TM y ETM+), clasificadas por bioma para el año 2008 y que permitan, posteriormente, inter-comparar espacialmente los diferentes

productos globales de área quemada y seleccionar el mejor producto en cada bioma.

## 2 METODOLOGÍA Y RESULTADOS

### 2.1 Selección de zonas globales de validación

El proyecto CCI-ESA considera los años 2005 y 2008 para realizar la combinación de los diferentes productos desarrollados por esta iniciativa, específicamente para el proyecto Fire\_CCI. Se ha optado por el año 2008 debido al mayor número de imágenes Landsat 5 TM existentes respecto del año 2005 (Chuvieco *et al.*, 2011). Además de aumentar la superficie total de zonas globales seleccionadas en relación a utilizar imágenes Landsat 7 ETM+, en el año 2008 presentan el error SLC-off (65% de imágenes Landsat 5 TM en año 2008 y 25% en el año 2005) (Markham *et al.*, 2004).

En las zonas cubiertas sólo por imágenes Landsat 7 ETM+, se utilizará el centro de la imagen que no se encuentra afectado por el SLC-off, debido a que, en el resto de la imagen que presenta este problema, se produce la división de un incendio en dos o más, afectando la validación posterior del número de incendios y la superficie quemada (figuras 1 y 2).

Como se ha señalado anteriormente, el estudio de Olson *et al.*, 2001 clasifica los biomas terrestres en 14 grupos. En el presente estudio estas clases se reclasificaron en siete de acuerdo a sus características biológicas y geográficas. Los siete grupos corresponden a bosque templado, mediterráneo, boreal y tropical, pradera y sabana tropical-subtropical y templada. Finalmente, en la clase "otros biomas" se agruparon aquellos biomas que poseen una estadística menor de incendios como son desiertos, matorrales xerofíticos, manglares y tundra (tabla 2).

La información de área quemada utilizada como referencia para la selección de zonas globales fue obtenida a partir del producto GFEDv3.1 (Giglio *et al.*, 2010). Se determinó seleccionar 100 zonas globales de referencia debido a que un número mayor sólo generaría una superposición de zonas. Para distribuir las 100 zonas de validación en los siete biomas se relacionó la información de área quemada del producto GFEDv3.1 para el año 2008 con la distribución de los biomas terrestres y los perímetros de las imágenes Landsat (figura 3).

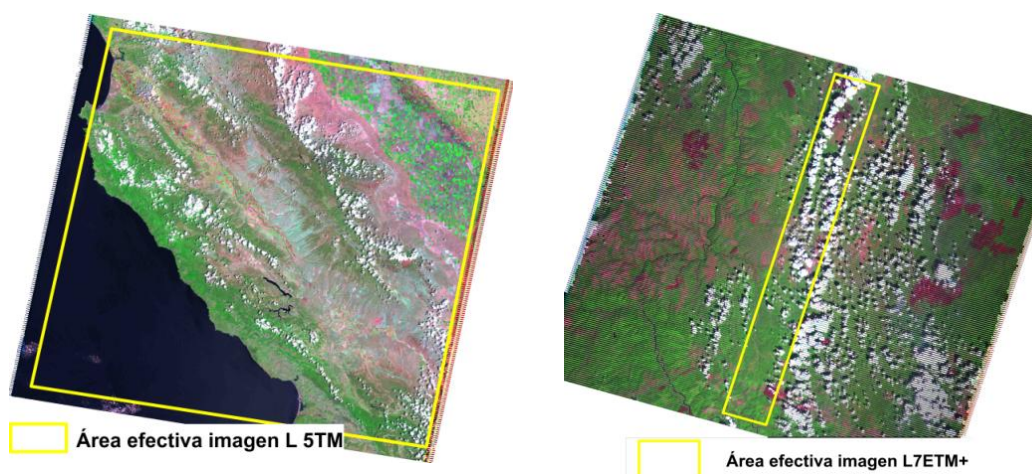


Figura 1. Área efectiva utilizada según el tipo de sensor L5 TM o L7 ETM+.

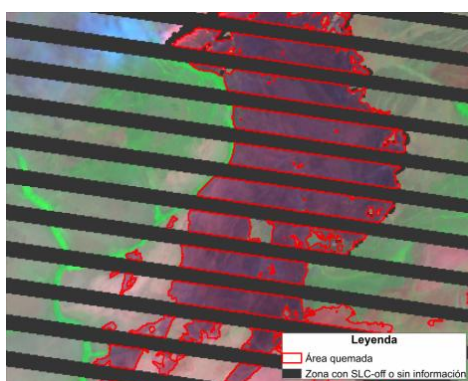


Figura 2. Efecto del SLC-off en imágenes L7 ETM+ y vectorización del área quemada.

La distribución de las zonas se realizó a través de un muestreo aleatorio simple estratificado de acuerdo a la relación entre la superficie quemada en cada bioma (BA) y el área total cubierta por los biomas terrestres (TA) (fórmula (1)), buscando representar y asignar mayor valor a los biomas que son más afectados anualmente por los incendios respecto a su superficie total (Prodan *et al.*, 1997).

$$N^{\circ} \text{ zonas} = \left[ \frac{BA_{(bioma)}}{TA_{(global)}} \right] \times \left[ \frac{(\text{punto recto}_{max} - \text{punto recto}_{min})}{\left( \left( \frac{BA_{max}}{TA_{global}} \right) - \left( \frac{BA_{min}}{TA_{global}} \right) \right)} \right] + \text{mínimo zonas}_{bioma} \quad (1)$$

Al hacerse una distribución de las 100 zonas considerando sólo el total de superficie quemada anualmente, 74 áreas serían asignadas al bioma de

sabana tropical-subtropical, afectando la representatividad global del resto de biomas, principalmente de aquellos que tienen una alta influencia de actividad humana como son los bosques mediterráneos y templados. Para mejorar la distribución de las zonas globales se asignó a todos los biomas un mínimo de seis zonas, ajustándose la recta de puntos para cumplir con esta condición y además no superar el número de 100 zonas determinadas previamente (tabla 2) (Prodan *et al.*, 1997). Esto permitió distribuir, de forma proporcional, las 100 zonas sin afectar el peso estadístico del bioma sabana tropical-subtropical que posee mayor área quemada durante el año 2008. Se observa en la tabla 2 cómo se redistribuyeron 25 zonas correspondientes a la sabana tropical-subtropical en el resto de los biomas con menor valor estadístico como son los bosques boreal, templado y mediterráneo.

La distribución de las zonas globales por bioma se realizó a través de un muestreo aleatorio estratificado, reclasificando cada uno en dos niveles de severidad según el área quemada, asumiendo que el 80% de las zonas se deben distribuir en la media superior de cada nivel y el 20% restante en la media inferior, buscándose que las 100 zonas representen toda la variación de tamaños de área quemada (figura 4) (Arnaud *et al.*, 2000). Además, en el momento de distribuir las zonas de validación se consideró que entre dos zonas debe existir una separación de, al menos, una imagen Landsat. La distribución final por bioma de las 100 zonas de validación se observa en la figura 4.



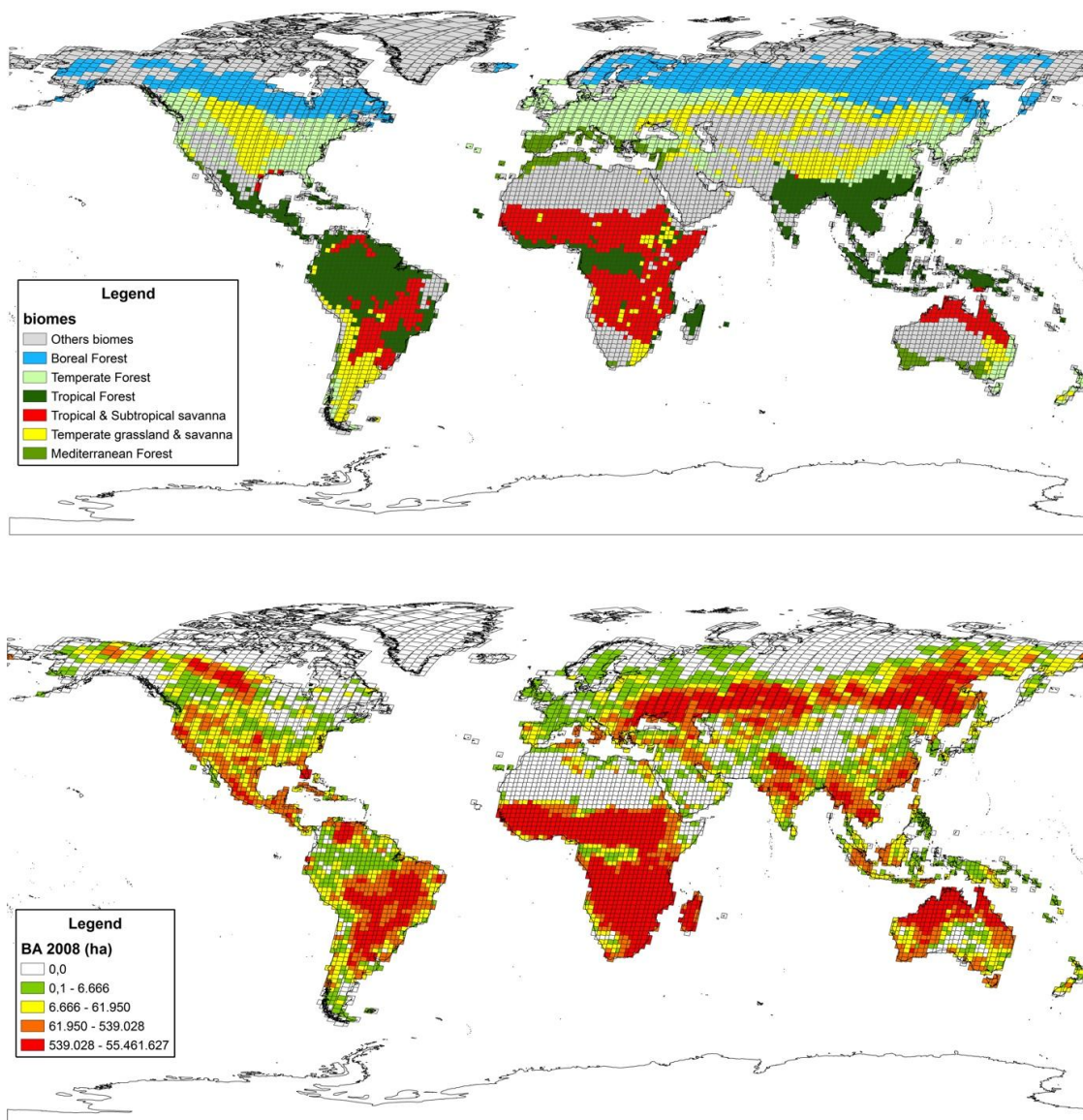


Figura 3. Distribución global de biomas y área quemada en el año 2008 por imagen Landsat.

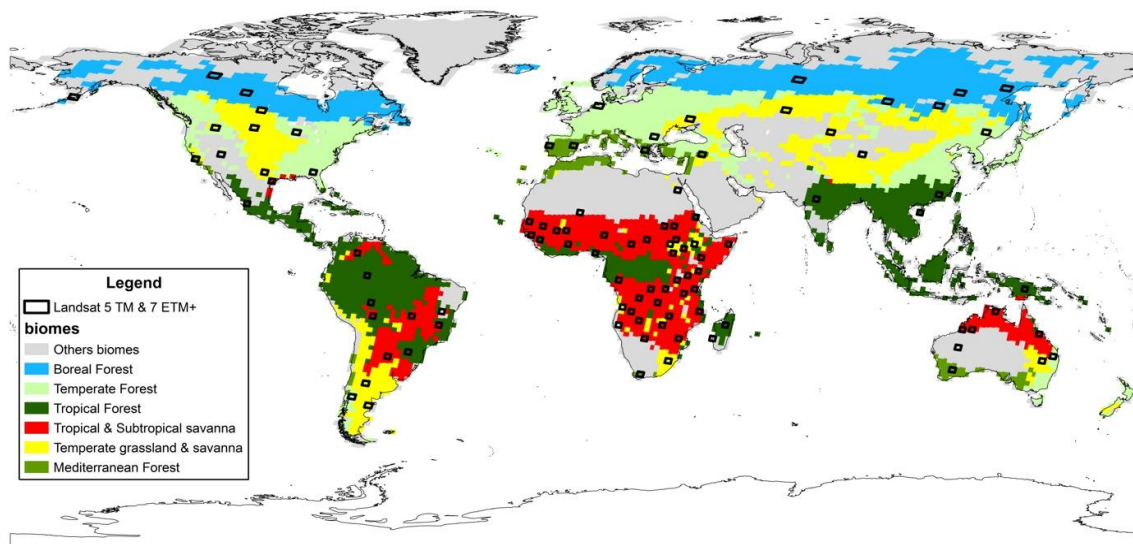


Figura 4. Distribución espacial de zonas de imágenes Landsat, equivalentes a zonas de validación.

## 2.2 Elaboración de cartografía de área quemada por bioma

Las imágenes Landsat utilizadas se obtuvieron de diferentes servidores tales como Glovis de la USGS (United States Geological Survey); las de América del Sur fueron facilitadas por CONAE de Argentina (National Commission on Space Activities) y tres zonas de validación correspondiente a bosque y sabana tropical de la región del Amazonas fueron facilitadas por el INPE de Brasil (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). A las imágenes del INPE se aplicó la corrección estándar de terreno (level 1T) y georeferenciación en el mismo sistema de coordenadas del resto de las imágenes seleccionadas Chander *et al.*, 2009.

Para realizar el análisis multitemporal de área quemada se seleccionan, en cada zona, al menos dos imágenes, las cuales deben cumplir los siguientes requisitos; un porcentaje de cobertura de nubes inferior al 50% y que el periodo de tiempo entre las imágenes no debe ser superior a tres meses. Esta condición temporal debe cumplirse sobre todo en zonas tropicales donde la cubierta vegetal posterior a un incendio puede crecer nuevamente en menos de 60 días. En el caso de no existir imágenes Landsat 5 TM, buscando que el mayor número de zonas quede cubierta con imágenes de este sensor, esta variable puede ampliarse en el tiempo (no mayor de 3 meses) (Boschetti *et al.*, 2010).

La cobertura vectorial del área quemada se generó con el software ABAMS. Los algoritmos base de este software se adaptaron a las características biológicas de cada bioma, desarrollándose, al menos, un nuevo algoritmo para cada uno logrando así la calibración del programa de acuerdo al tipo de cobertura vegetal. Posteriormente, se lleva a cabo una revisión visual de cada uno de los polígonos generados por un investigador diferente al que desarrolló la primera clasificación (Padilla *et al.*, 2011).

El producto final se genera en formato vectorial (shp) y los metadatos de cada cobertura son las fechas pre y post, path\_row de las imágenes utilizadas, tipo de categoría (1 área quemada, 2 sin información y 3 sin incendios), área de cada polígono en metros cuadrados, algoritmo utilizado y nombre del investigador responsable (figura 5).

## 3 CONCLUSIONES

A partir de la información generada se pueden obtener las siguientes conclusiones:

Se han seleccionado 100 zonas representativas del área quemada durante el año 2008 para la totalidad de los biomas terrestres. En cada una de estas zonas se zonificó y calculó el área quemada, información que se elaboró en formato vector (shp). Esta información se encontrará disponible a partir del mes de octubre de 2012 en un servidor FTP, al cual se debe

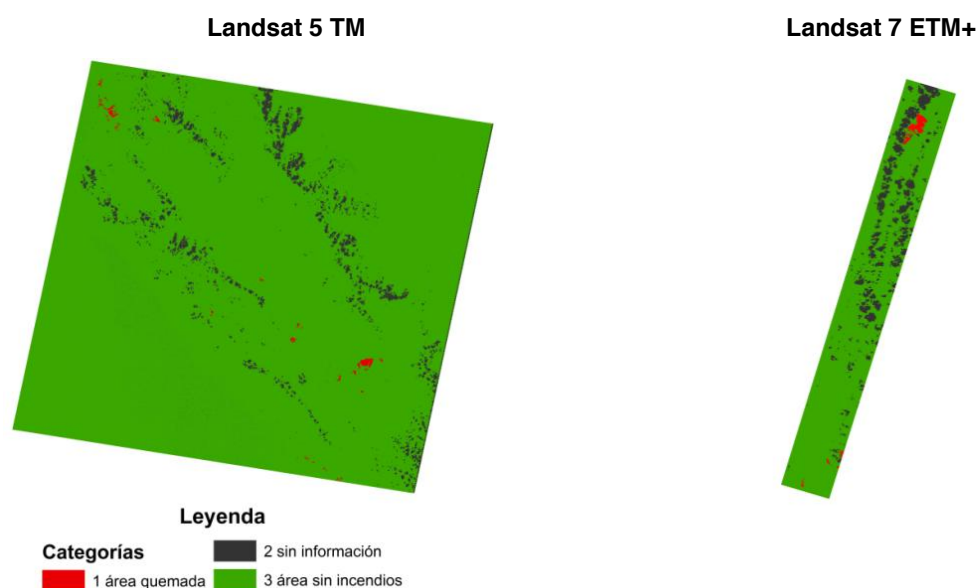


Figura 5. Ejemplo de productos finales de área quemada, según tipo de sensor utilizado.

solicitar el acceso al Departamento de Geografía de la Universidad de Alcalá.

El 74% del total de los incendios forestales y agrícolas que ocurren durante el año 2008, se producen en la sabana tropical y subtropical y el 70% de ellos se originan en África. A partir de este estudio se evaluará la distribución espacial y por tamaño de los incendios para cada bioma.

La información generada será utilizada para determinar la calidad espacial del producto global de área quemada desarrollado por el proyecto de la ESA, Fire\_CCI, en relación al resto de los productos globales de área quemada existentes y la realidad de terreno.

## BIBLIOGRAFÍA

- Arnaud, M. y Emery, X. 2000. *Estimation et Interpolation Spatial. Méthodes déterministes et méthodes géostatistiques*. Paris, France
- Bastarrika, A. 2009. *Cartografía Automática de Área Quemada a Nivel Local-Regional mediante Algoritmos de contexto Espacial*, Alcalá de Henares, Department of Geography, University of Alcalá, 293 pp.
- Boschetti, L., Brivio, P.A., Eva, H., Gallego, J., Baraldi, A., y Gregoire, J.M. 2006. A Sampling Method for the Retrospective

Validation of Global Burned Area Products, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 44, 1765 - 1773

- Boschetti, L., Roy, D., y Justice, C. 2010. *International Global Burned Area Satellite Product Validation Protocol Part I, production and standardization of validation reference data (to be followed by part II, accuracy reporting)*, Maryland, Department of Geography, University of Maryland, College Park, USA
- Chander, G., Markham, B.L., y Helder, D.L. 2009. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors, *Remote Sensing of Environment*, 113, 893-903
- Chuvieco, E., Calado, T., y Oliva, P. 2011. D1.2 - Product Specification Document (PSD), En, *ESA CCI ECV Fire Disturbance (fire\_cci)*, Universidad de Alcalá
- Giglio, L., Loboda, T., Roy, D.P., Quayle, B. y Justice, C.O. 2009. An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor, *Remote Sensing of Environment*, 113, 408-420
- Giglio, L., Randerson, J.T., van der Werf, G.R., Kasibhatla, P.S., Collatz, G.J., Morton, D.C., y DeFries, R.S. 2010. Assessing variability



- and long-term trends in burned area by merging multiple satellite fire products, *Biogeosciences*, 7, 1171-1186
- Giglio, L., van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Collatz, G.J., y Kasibhatla, P. 2006. Global estimation of burned area using MODIS active fire observations, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6, 957-974
- Gregoire, J.M., Tansey, K., y Silva, J.M.N. 2003. The GBA2000 initiative: developing a global burnt area database from SPOT-VEGETATION imagery, *International Journal of Remote Sensing*, 24, 1369-1376
- Justice, C.O., Smith, R., Gill, A.M., y Csiszar, I. 2003. A review of current space-based fire monitoring in Australia and the GOF/GOLD program for international coordination, *International Journal of Wildland Fire*, 12, 247-258
- Markham, B.L., Storey, J.C., Williams, D.L., y Irons, J.R. 2004. Landsat sensor performance: history and current status, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 42, 2691-2694
- Miller, C. y Urban, D.L. 1999. A model of surface fire, climate and forest pattern in the Sierra Nevada, California, *Ecological Modelling*, 114, 113-135
- MOHC, MPI-M, ECMWF y MétéoFrance 2011. *Climate Modelling User Group*, Deliverable 4.1 Version 2. Scientific Exploitation Plan (SEP). In (p. 22): ESA
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P., y Kassem, K.R. 2001. Terrestrial ecoregions of the worlds: A new map of life on Earth, *Bioscience*, 51, 933-938
- Pachauri, R.K., Resinger, A., Head of Technical Support Unit, y Team, T.C.W. 2007. *Climate Change 2007: the AR4 Synthesis Report*, Geneva, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)
- Padilla, M., Hantson, S., Chuvieco, E., Theis, R., y Sandow, C. 2011. *fire\_cci. D2.1 - Product Validation Plan (PVP)*, Madrid, Universidad de Alcalá, GAF.
- Plummer, S. 2009. *ESA Climate Change Initiative. Projects Description*, En E.-S.C.P.M. Team (Ed.). Frascati, European Space Agency
- Plummer, S., Arino, O., Ranera, F., Tansey, K., Chen, J., Dedieu, G., Eva, H., Piccolini, I., Leigh, R., Borstlap, G., Beusen, B., Heyns, W., Benedetti, R., y Commun, G.U. 2007. The GLOBCARBON initiative - Global biophysical products for terrestrial carbon studies. Igarss: 2007, *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, Vols 1-12, 2408-2411
- Prodan, M., Peters, R., Cox, F., y Real, P. 1997. *Mensura Forestal. Costa Rica*, Proyecto IICA/GTZ sobre Agricultura, Recursos Naturales y Desarrollo Sostenible
- Roy, D.P., Boschetti, L., y Justice, C. 2006. Global mapping of fire-affected areas using multitemporal MODIS data: the MCD45 product, 2006 *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, Vols 1-8, 4165-4168
- Simon, M., Plummer, S., Fierens, F., Hoelzemann, J.J., y Arino, O. 2004. Burnt area detection at global scale using ATSR-2: The GLOBSCAR products and their qualification, *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 109
- Stroppiana, D., Brivio, P.A., Gregoire, J.M., Liousse, C., Guillaume, B., Granier, C., Mieville, A., Chin, M., y Petron, G. 2010. Comparison of global inventories of CO emissions from biomass burning derived from remotely sensed data, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10, 12173-12189
- Tansey, K., Gregoire, J.M., Stroppiana, D., Sousa, A., Silva, J., Pereira, J.M.C., Boschetti, L., Maggi, M., Brivio, P.A., Fraser, R., Flasse, S., Ershov, D., Binaghi, E., Graetz, D., y Peduzzi, P. 2004. Vegetation burning in the year 2000: Global burned area estimates from SPOT VEGETATION data, *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 109
- Tansey, K., Jean-Marie, G., Pereira, J.M.C., Defourny, P., Leigh, R., Barros, A., Pekel, J.F.O., Silva, J.M.N., van Bogaert, E., Bartholomé, E., y Bontemps, J.D. 2008. *A global, multi-year 2000-2007, validated burnt area product (L3JRC) derived from daily SPOT VEGETATION data*, EARSEL

van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Giglio, L., Collatz, G.J., Mu, M., Kasibhatla, P.S., Morton, D.C., DeFries, R.S., Jin, Y., y van Leeuwen, T.T. 2010. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural and peat fires (1997-2009), *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10, 11707-11735

Woodcock, C.E., Allen, R., Anderson, M., Belward, A., Bindschadler, R., Cohen, W., Gao, F., Goward, S.N., Helder, D., Helmer, E., Nemani, R., Oreopoulos, L., Schott, J., Thenkabail, P.S., Vermote, E.F., Vogelmann, J., Wulder, M.A., y Wynne, R. 2008. Free Access to Landsat Imagery, *Science*, 320, 1011

# La línea de costa como base para la generación de indicadores de estado y de seguimiento ambiental: modelo de datos y conceptos de líneas de costa en el litoral de Andalucía

P. Díaz, M. Fernández, A. Prieto y J. Ojeda

Dpto. Geografía Física y AGR. Universidad de Sevilla.

[pilard@us.es](mailto:pilard@us.es); [pcampos@us.es](mailto:pcampos@us.es); [miriamfernandez@us.es](mailto:miriamfernandez@us.es); [zujar@us.es](mailto:zujar@us.es)

## RESUMEN

*En esta comunicación se proponen dos conceptos diferentes de línea de costa orientados al cálculo de indicadores, manteniendo para ambos la misma escala y resolución. Para ello se ha procedido a la digitalización de la línea de costa en Andalucía a escala de detalle (1:2.500), entendida ésta como el segmento lineal que recorre la margen del litoral andaluz en contacto con el mar, donde la línea de costa alcanza longitudes considerables al introducirse por las márgenes de los canales de marea y estuarios así como al delimitar detalladamente determinadas infraestructuras costeras presentes en ella. Esta delimitación fisiográficamente correcta que resulta de utilidad para la elaboración de indicadores relacionados con la gestión del litoral y el medio marino (por ejemplo caracterización de la costa ante un vertido de petróleo) puede ser confusa para la comparación de indicadores de estado y seguimiento ambiental elaborados con criterios estadísticos, ya que éstos suelen asociar la línea de costa exclusivamente al frente costero expuesto al oleaje. Por ello, ha sido necesario realizar una nueva delineación de la línea, intentando restringirla a lo que se entiende más comúnmente por frente costero, evitando su recorrido detallado por marismas, estuarios y límites de puertos y espigones. Se presentan los resultados de la digitalización de ambas líneas, prestando especial consideración a los criterios geométricos y alfanuméricos, así como a las diferencias que presentan los indicadores ambientales construidos a partir de éstas, haciendo uso de las capacidades analíticas de las TIG. Los resultados evidencian grandes diferencias entre ellas ligadas, principalmente, a las zonas de infraestructuras, estuarios y marismas.*

## PALABRAS CLAVE

Línea de costa, criterios de digitalización, modelo de datos, indicadores costeros, Andalucía.

## ABSTRACT

*In order to calculate coastal indicators from different purposes, two coastline concepts with equal scale and resolution are proposed. For this reason, coastline was digitized with detail in the Andalusia coast at a scale of 1:2.500. From a physiographic point of view, the coastline is understood as the shoreline that surrounds the coastal area in contact with sea or brackish water such as coastal beaches at exposed areas and estuaries at sheltered areas for instance. Therefore, this concept of coastline reaches large lengths when shoreline is drawn on estuaries and tidal creeks, as well as when it surrounds with details coastal infrastructures such as harbours and dikes. This physiographic delimitation is the most correct approach, and results very useful for generating indicators related with coastal and marine environments management (e.g. coastal characterization for dealing with fuel spill more effectively). However, from a political-statistical point of view, this delimitation can be confuse for creating state and environmental assessment indicators, because in these cases the coastline is commonly characterized by exposed coastal areas. Thus, it has been necessary to create a new delimitation of the coastline, trying to integrate only the shoreline commonly understood as 'Coastal front' (without covering coastal sheltered areas or reclaimed areas such as dikes or harbour's*

*extensions). Finally, it is presented graphical results of both coastlines; paying special attention to geometric and alphanumeric criteria followed as well as to environmental indicators built through spatial analysis tools (GIS). Results show large differences between them, especially on those categories related with infrastructures and salt marshes.*

## KEY WORDS

Coastline definition, digitizing criteria, data model, coastal indicators, Andalucía

## 1 INTRODUCCIÓN

Las zonas costeras constituyen ámbitos geográficos especialmente complejos y a menudo son escenarios de confrontación de intereses contrapuestos relacionados con la explotación de recursos o la conservación de hábitats, ecosistemas y paisajes.

En el caso de Andalucía, con una dimensión litoral (917 Km., el 17,5 % del litoral español aprox.) y marina evidentes (las aguas interiores y el mar territorial ocupan 16.216 km<sup>2</sup>, casi el 20 % de la superficie emergida de la región), la necesidad de información de calidad sobre este ámbito especialmente estratégico, se asienta en el convencimiento de que, para una correcta gestión de estas áreas, resulta fundamental analizar, entender y sintetizar el estado, las tendencias y los escenarios futuros de estos espacios. Sin embargo, esta reflexión, incorporada en numerosos documentos de planificación, se ve confrontada por la ausencia, a veces inexplicable de información sobre litoral y medio marino a escalas de detalle.

La línea de costa puede constituir un indicador de estado y seguimiento ambiental, caracterizador del litoral, y como tal, es frecuente en la actualidad la aparición de resultados derivados del cálculo de indicadores sobre ella (EUROSION, Greenpeace, 2010), Estrategia de sostenibilidad de la costa, etc.). Sin embargo, a pesar de que la construcción de éstos es muy dependiente del nivel de detalle y de la escala utilizada en el levantamiento de la información, según las fuentes utilizadas (Ojeda, 2000; Ojeda *et al.*, 2002; Fletcher *et al.*, 2003; Boak *et al.*, 2006), se difunden sin referencia al concepto y definición geométrica de la línea de costa utilizada. Por otra parte, los criterios de digitalización (escala, indicador de línea de costa, etc.), deben estar asociados a un modelo de datos de las variables a caracterizar que es muy dependiente del uso posterior en la construcción de indicadores.

Para ello se ha procedido a la digitalización de la línea de costa en Andalucía a escala de detalle (1:2.500), atendiendo a dos conceptos diferentes de línea de costa:

- una delineación más correcta desde el punto de vista fisiográfico, entendida ésta como el segmento lineal que recorre la margen del litoral andaluz en contacto con el mar, desde su inicio en Portugal hasta su extremo oriental en Murcia, definiendo este contacto por diferentes elementos morfológicos (marca húmeda de la marea, pie de acantilado, límite externo de infraestructuras, etc.), donde la línea de costa alcanza longitudes considerables al introducirse por las márgenes de los canales de marea y estuarios, así como al delimitar detalladamente determinadas infraestructuras costeras presentes en ella (puertos, diques, espigones, etc.). A ésta la denominaremos “**línea larga**” en el resto de la comunicación (figura 1A).
- otra delineación de la línea, que recoge lo que se entiende comúnmente por “frente costero expuesto” (normalmente utilizado en indicadores y estadísticas oficiales) evitando su recorrido detallado por marismas y estuarios, así como los contornos de puertos e infraestructuras costeras que penetran en el mar. A ésta la denominaremos “**línea corta**” en el resto de la comunicación (figura 1B).

En ambos casos, la línea de costa ha de ser definida geoméricamente de forma precisa (generalmente a través de fotointerpretación y digitalización sobre vuelos fotogramétricos de detalle), con una cuidada selección de los criterios para su definición (atendiendo a su posterior utilización), y debe ser soportada por un adecuado “modelo de datos”, con el fin de normalizar los procedimientos de explotación y cálculo de indicadores, así como su actualización posterior.



	Playas (m)	Estuario (m)	Costa Rocosa (m)	Costa antropizada (m)
Línea corta	11.982	197,18	3.744	10.096
Línea larga	11.536	36.699	3.744	53.013

Figura 1. Representación de la línea de costa larga (A) y línea de costa corta (B) en la Bahía de Algeciras.

## 2 OBJETIVOS Y AREA DE ESTUDIO

El objetivo central de esta comunicación, por lo tanto, consiste en presentar los resultados de la digitalización de la línea de costa de **Andalucía** y el modelo de datos asociado atendiendo a los dos conceptos de línea de costa antes definidos y orientados al cálculo de indicadores, aunque manteniendo para ambos la misma escala y resolución. Este objetivo general puede subdividirse en varios objetivos específicos:

- Definición del modelo de datos que soporta la caracterización de cada tramo costero orientado a su caracterización ambiental y al cálculo de indicadores.
- Establecimiento de criterios claros para la definición de línea de costa y el proceso de digitalización.
- Extracción de indicadores para diferentes ámbitos escalares a partir de la misma base geométrica.

## 3 DATOS Y METODOLOGÍA

### 3.1 Modelo de datos: atributos alfanuméricos y tablas

En anteriores publicaciones (Ojeda *et al.*, 2010) se puede encontrar información pormenorizada del complejo modelo de datos que fue diseñado para el Subsistema Litoral y Medio Marino (SSLMM) de la Consejería de Medio Ambiente.

En esta comunicación se utiliza este mismo modelo de datos tanto para la definición y

caracterización de la línea de “costa larga”, como para la “línea corta”. De igual forma, se distinguen dos modelos de datos diferentes: uno vinculado al **proceso de producción** diseñado para hacer la digitalización lo más ágil posible optimizando la labor del digitalizador y uno más complejo, el **modelo de explotación** (figura 2), perfectamente normalizado, y diseñado para maximizar la capacidad analítica sobre los datos que se introducen en él a partir del modelo de producción evitando la redundancia y la falta de atomización de los mismos. El soporte del modelo de datos de explotación es el gestor de base de datos Postgres/PostGis, del que se extraen una “geodatabase Esri” acorde con el modelo de producción antes comentado para futuras actualizaciones y otra “geodatabase” o “shapes” orientados a la simplificación geométrica (disolves realizados por PostGis) y tratamiento semiológico para la posterior generación de servicios interoperables OGC.

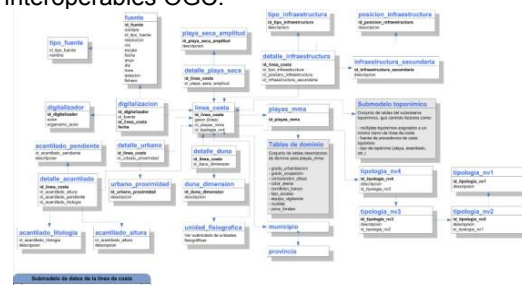


Figura 2. Modelo de datos de Explotación de la Línea de Costa (Ojeda *et al.*, 2010).

El objeto principal del modelo de datos de ambas líneas de costa es la tabla *línea\_costa*, que no es más que el inventario exhaustivo de tramos de líneas de costa digitalizadas topológicamente independientes, es decir, que comparten todos los atributos temáticos de las diferentes tablas relacionales del modelo.

Un conjunto de estas tablas relacionan este tramo costero con el proceso de digitalización (autor, fecha y fuente). Otro conjunto de tablas relacionadas reflejan la clasificación tipológica jerárquica del tramo topológicamente independiente (*tipologia\_nv1*, *tipologia\_nv2*,...).

Este modelo de datos es complejo ya que sobre una línea hay que asociar información sobre los diferentes tipos (playa, duna, acantilado) que pueden coincidir sobre el mismo tramo. La elección de una tipología jerárquica hace que las tipologías aumenten exponencialmente por la combinación de tipos básicos y ser la asignación del tipo en cada nivel excluyente. La imposibilidad de modelar en una estructura jerárquica una mayor caracterización de cada tipo (acantilados altos, acantilados bajos, o su naturaleza litológica en costas rocosas, por ejemplo) y su interés para el desarrollo de los indicadores ha obligado a modelar estos atributos en campos externos a la estructura tipológica



jerárquica, ya que pueden coexistir varios sobre el mismo arco. Para ello se incorporan al modelo un conjunto de tablas que caracterizan tipológicamente cada tipo jerárquico, independientemente de que puedan estar asociados varios de ellos a cada tramo. Son las tablas relacionadas que enlazan con las tablas detalle\_playa, detalle\_duna, detalle\_acantilado, detalle\_infraestructuras y detalle\_urbano.

### 3.2 Fuentes, criterios de definición de línea de costa y proceso de digitalización

El levantamiento de la información relativa a las líneas de costa a escala de detalle (1:2.500) se ha realizado mediante la digitalización de ésta a partir de la Ortofotografía de Andalucía de 2008/2009 (resolución 0,5 m) y la ortoimagen QuickBird de 2005 (0.75 m de resolución). El sistema de referencia de coordenadas ha sido ETRS89 UTM30N para respetar el Sistema de Referencia de Coordenadas de la fuente original de mayor resolución espacial.

El levantamiento de ambas líneas de costa se ha realizado bajo cuatro criterios de digitalización que la definen desde una perspectiva geomorfológica/fisiográfica con una clara intencionalidad aplicada. La única diferencia es que en la "línea corta" se conectan las márgenes de los estuarios y caños mareales en el frente costero y no se prolongan hacia el interior, y en las obras de infraestructura costera (puertos, diques, espigones...) se intenta recuperar, cuando es posible, la línea de costa original a partir de ortofotos anteriores (1956, 1979, etc.) eliminando la detallada delimitación de la "línea de costa larga". En ambos casos, a los nuevos tramos digitalizados, se les asocia la información alfanumérica del modelo de datos. Los cuatro criterios de digitalización son:

- Playas: Se trata del elemento más dinámico y de mayor interés aplicado (uso turístico, riesgos de erosión, etc.). Por ello, se han utilizado dos criterios diferentes (es decir, posteriormente podremos extraer dos líneas costa homogéneas en todos los tramos excepto en lo de playa). La primera (que será la que utilizaremos en esta comunicación) definida por la última marca húmeda de la marea sobre el perfil de la playa. Este límite define el límite exterior de la "playa seca" (backshore) en la fecha de la fuente y es la utilizada genéricamente (estadísticas). La segunda está orientada a la extracción de indicadores basados en tasas de erosión por lo que se define por el contacto interno de la playa seca (backshore) y la duna costera (foredune) cuando está presente, la base

acantilados o el contacto con infraestructuras (paseo marítimo). La distancia entre ambas será utilizada para la extracción de indicadores de capacidad de carga turística (figura 3). En otra comunicación a este congreso (Prieto, A. y Ojeda, J.; "Procesos erosivos en los deltas mediterráneos andaluces. Herramientas de análisis espacial y evolución temporal"), puede observarse algunos resultados de su utilización en el cálculo de tasas de erosión.



Figura 3. Criterios de digitalización de la playa. Obtención de capacidad de carga turística.

- Estuarios y red mareal: definida como el límite de la marea más baja reconocible entre todas las ortofotos disponibles y representaría la línea más próxima al "0 hidrográfico" (no disponible a estas escalas para toda la costa andaluza). Su interés reside en que es necesaria para extraer la superficie intermareal que puede ser utilizada para diversos indicadores ambientales.
- Infraestructuras en contacto directo con el mar: definidas como el límite externo de las infraestructuras en el caso de la línea de costa larga. Su interés reside en la posibilidad de extraer indicadores útiles para la gestión ambiental o de riesgos (longitud de infraestructuras a limpiar en caso de vertidos de petróleo, por ejemplo)
- Costas rocosas conectadas directamente con el mar: definidas a partir de la base de los acantilados o el límite de afloramientos rocosos. El hecho que, en algunos tramos altos acantilados de Andalucía se hayan observado desplazamientos geométricos debido al abatimiento del relieve que no ha podido corregir el MDE utilizado en la producción de la ortofotografías, así como su relativa permanencia temporal, es la causa que justifica la utilización de la imagen Quick Bird (2005) sólo en estos sectores. La altura de la órbita de la plataforma

espacial que embarca a este sensor minimiza este efecto y su resolución espacial es parecida a la de la ortofotografía de 2008-2009.

### 3.3 Extracción de indicadores.

El levantamiento de las líneas de costa, fotointerpretadas con criterios “geomorfológicos/fisiográficos” a escalas de detalle, junto a la versatilidad del modelo de explotación y producción empleado (a pesar de su coste y el esfuerzo previo exigido), así como su incorporación a una base de datos espacial, permite disponer de una información espacial precisa y de detalle para el litoral andaluz que garantiza la fácil obtención de diferentes tipos de indicadores con sencillas sentencias espaciales SQL fácilmente reutilizables en actualizaciones futuras. De esta forma, la longitud de playas, estuarios o infraestructuras para cualquier ámbito espacial (municipios, espacios protegidos, etc.) son variables fácilmente extraídas de la base de datos y potencialmente utilizables para la generación de indicadores. Por otra parte, el nivel de detalle (escala 1/2.500) proporciona una gran flexibilidad en la selección del ámbito espacial para el cálculo de los indicadores que podrían ir desde escalas autonómicas, a niveles intermedios (municipios, espacios protegidos, etc.) e incluso, al nivel de playa individual (porcentaje de playa artificializada, porcentaje de dunas, etc.). A continuación, se presentan algunos ejemplos.

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Indicadores descriptivos a nivel autonómico.

Producto de la digitalización y de la completa caracterización de la línea de costa realizada a escala de detalle 1:2.500, se obtiene una gran fragmentación longitudinal de ésta: 5.858 segmentos para la línea de costa larga y 4.409 para línea corta, todos ellos de diverso tamaño y cuya suma determina una longitud total de 2.383 Km para la “línea larga” y de 916 Km para la “línea corta”.

La figura 4 recoge la representación de ambas líneas caracterizadas en el nivel jerárquico

1. Se observa cómo la longitud de las playas, costa rocosa y de la tipología “otros” (esencialmente pequeños islotes rocosos), se mantiene prácticamente igual para ambas líneas mientras que, como era de esperar por la definición realizada de éstas, las mayores diferencias entre ellas se producen en los estuarios (más de 80 km en el caso del Guadalquivir hasta Sevilla y caños mareales, así como en la costa antropizada, que alcanzan valores considerables en el caso de la línea larga (tabla 1).

	Línea larga Km	Línea corta Km
<b>Playas</b>	625,63	620,217
<b>Costa rocosa</b>	151,57	151,57
<b>Estuarios/caños</b>	1.232,99	25,57
<b>Costa antropizada</b>	365,08	111,69
<b>Otros</b>	7,74	7,81
<b>Total</b>	2.382,99	916,97

Tabla 1. Longitud (Km) de líneas de costa en el nivel jerárquico 1.

### 4.2 Indicadores a nivel municipal.

La riqueza del modelo de datos y la escala de detalle utilizados admite la generación de un amplio número de indicadores, a diferentes escalas, que permitirían el seguimiento de diferentes características medioambientales de la costa andaluza a nivel municipal.

#### 4.2.1 Indicadores descriptivos

Entre los indicadores a nivel municipal que pueden ser contruidos a partir de la digitalización de ambas líneas de costa a escala de detalle se encuentran aquellos relacionados con la caracterización de éstas según las tipologías definidas en el nivel jerárquico 1; estuarios y costa antropizada, donde se registran grandes diferencias entre ambas líneas, tanto en términos absolutos como en relativo, costa rocosa y playas, donde las diferencias se observan sólo en términos relativos.

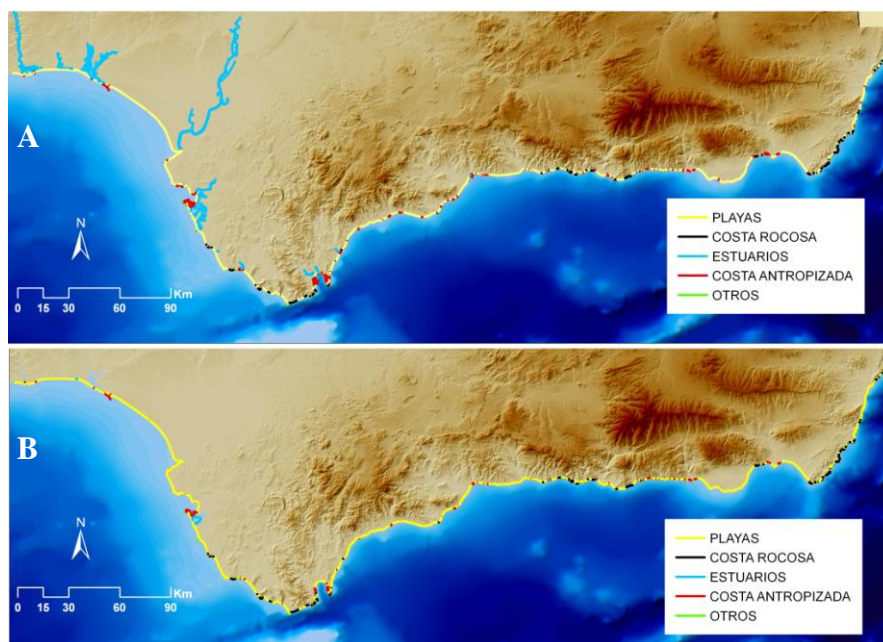


Figura 4. Caracterización de la línea de costa larga (A) y corta (B) en el nivel jerárquico 1.

#### 4.2.1.1. Márgenes de estuarios y caños mareales

En el caso de los estuarios y caños mareales, (figura 5), éstos se encuentran presentes en 45 municipios de la región andaluza para la línea de costa larga, siendo los municipios de la fachada atlántica (muchos de ellos en el interior, como Sevilla) los que recogen los mayores porcentajes por la presencia de estuarios y marismas en esta costa mesomareal (figura 5A). Por el contrario,

de para la línea de costa corta la presencia de estuarios se vincula sólo a 25 municipios costeros, donde los mayores porcentajes se registran en esta ocasión para los municipios de San Fernando y Puerto Real (con un 42% y 38% respectivamente), siendo Cádiz y San Fernando (figura 5B) los municipios con mayor longitud de estuarios y caños de marismas en el frente costero, al ubicarse en el sector mas protegido de la Bahía de Cádiz.

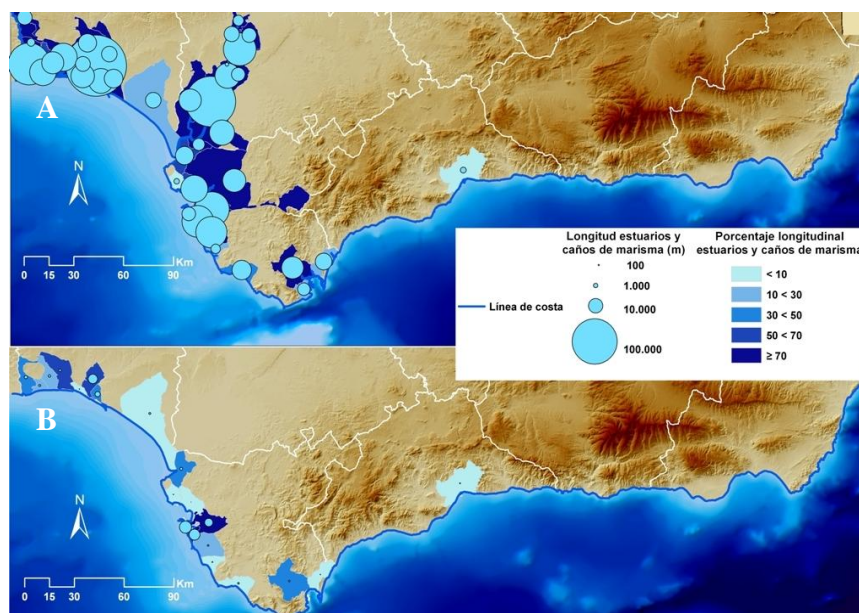


Figura 5. Caracterización de los estuarios para la línea de costa larga (A) y corta (B).



#### 4.2.1.2. Costa antropizada e infraestructuras

La costa antropizada presenta también diferencias entre la línea larga y la línea corta tanto en términos absolutos como relativos. Como información complementaria de ésta, se ha utilizado el indicador de presencia de infraestructuras que, para el caso de la línea larga (figura 6A), presenta amplios valores, en términos absolutos, en los municipios donde se ubican las grandes infraestructuras portuarias e incluso para

los municipios del interior de la provincia de Sevilla, que se corresponden con la presencia de cauces modificados o antropizados de las marismas del Guadalquivir.

En el caso de la línea corta, por el contrario, destacan determinados municipios del litoral andaluz, especialmente algunos sectores del Mediterráneo, que poseen grandes niveles de antropización del frente costero (figura 6B) vinculados a puertos, espigones y paseos marítimos.

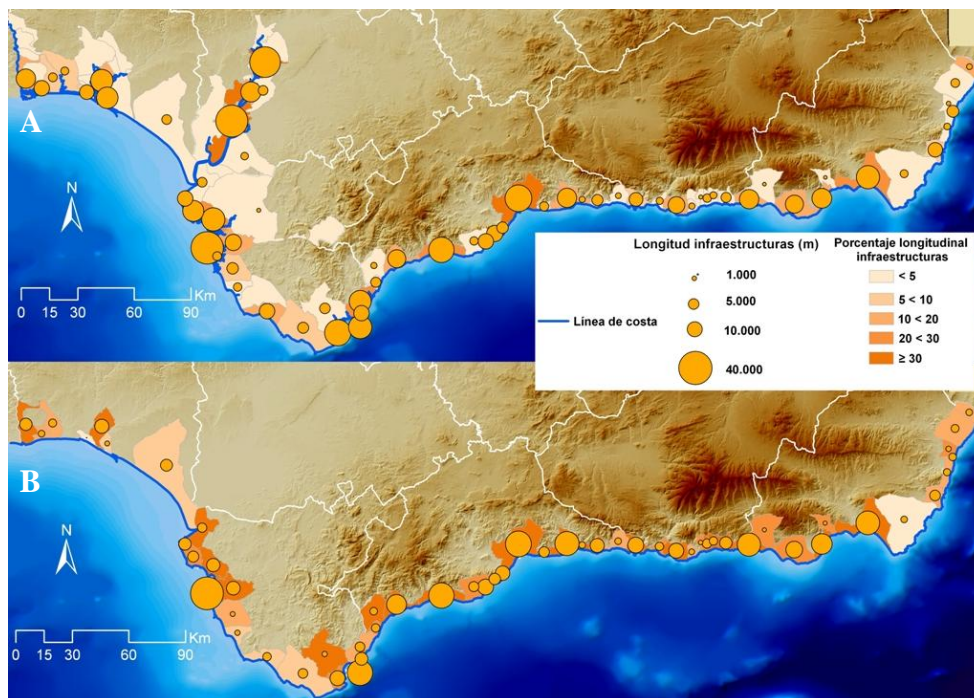


Figura 6. Caracterización de la costa antropizada. Presencia de infraestructuras (A.-Línea larga, B.-Línea corta)

#### 4.2.1.3. Playas

En el caso de las playas, las diferencias entre ambas líneas sólo se hacen patentes en términos relativos ya que al estar las playas siempre ubicadas en la zona expuesta del frente costero presentan en ambas la misma longitud (figura 7A y 7B). Este indicador refleja que las playas están presentes casi en toda la costa andaluza, incluso en los sectores donde, por la proximidad de las sierras béticas, deberían ser más escasas. Esto es debido a la gran aportación sedimentaria de los cauces que avanan hacia el Mediterráneo por las características de sus cuencas (elevada pendiente media) y régimen hidrológico con eventos de precipitación torrencial que favorecen la movilización de sedimentos hacia la costa y la construcción de playas junto a planicies litorales. Sin embargo, al utilizar indicadores relativos (porcentajes), la utilización de una costa u otra

devuelve valores porcentuales muy diferentes para cada municipio.

Este hecho es más evidente en aquellos municipios donde la presencia de marismas y estuarios hace aumentar significativamente la longitud de costa municipal de referencia para la construcción del indicador (Huelva o Ayamonte) o en aquellos donde se ubican las grandes infraestructuras portuarias (Málaga, Bahía de Algeciras).

#### 4.2.1.4. Costa rocosa y acantilados

La situación anterior se registra también para la costa rocosa (figura 8), la cuál al mantener los mismos criterios de digitalización para ambas líneas, no registra diferencias en valores absolutos entre ellas. Sin embargo, se ha utilizado el indicador de presencia de acantilados

para reflejar la versatilidad del modelo. Los acantilados generalmente están asociados a costas rocosas sin embargo en algunos casos a ellos se asocian playas en su base. Esto hace que en la estructura jerárquica a nivel 1 prevalezcan las playas.

La tabla relacional "detalle\_acantilado" del modelo de datos identifica los acantilados, independientemente de a qué otra morfología se asocien y al margen de la estructura jerárquica.

La figura 9 constituye un ejemplo de la importancia de la incorporación al modelo de datos de este conjunto de tablas al margen de la caracterización jerárquica y su interés para el

desarrollo de indicadores. Mientras los indicadores de costa rocosa caracterizan estrictamente a la costa rocosa sin presencia de playas, en el caso del indicador elaborado para los acantilados nos permite caracterizar la presencia de éstos en muchos sectores de la costa atlántica (Puerto de Santa María, Almonte, etc.) donde están asociados a formaciones detríticas que, generalmente, tienen asociados playas en su base. Igualmente aparecen muchos sectores de la costa mediterránea donde la presencia de desembocaduras de ramblas proporciona el aporte sedimentario para las playas que también se desarrollan en su base.

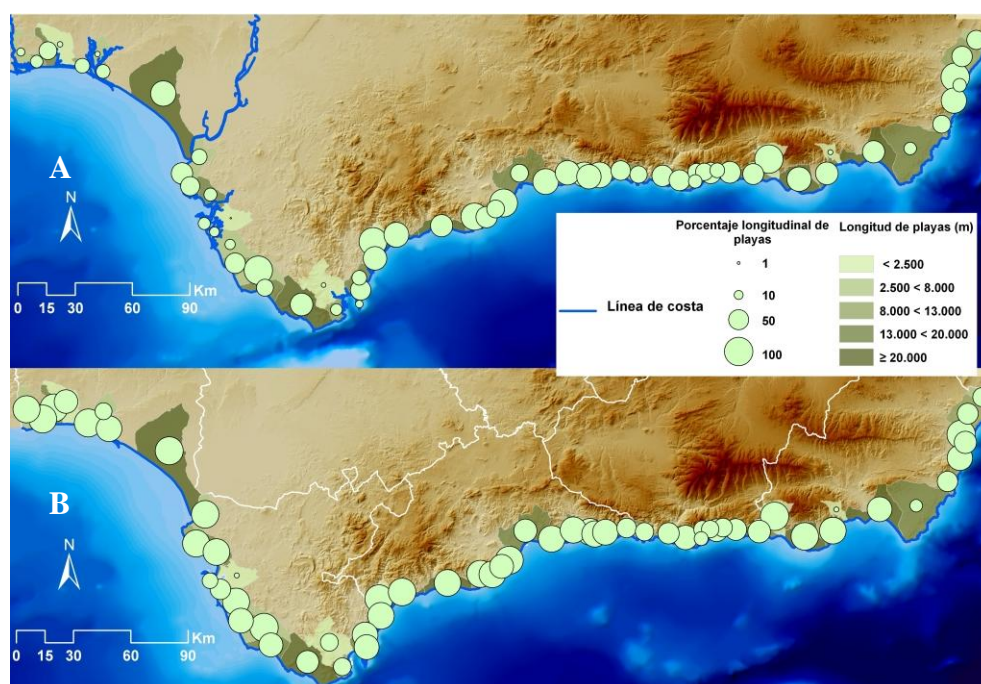


Figura 7. Caracterización de las playas para la línea de costa larga (A) y corta (B).



Figura 8. Caracterización de la costa rocosa para la línea de costa corta.





Figura 9. Caracterización de los acantilados.

#### 4.2.2 Indicadores de estado medioambiental: porcentaje de playas con duna costera utilizable como reserva sedimentaria.

Como ejemplo de un indicador de estado medioambiental se presenta el "porcentaje de playas con duna costera (foredune) por término municipal". La inclusión de una tabla relacionada con cada tramo de costa (detalle\_duna) recoge la presencia o no de dunas costeras (foredune) conectadas con la playa alta, al margen de la clasificación tipológica jerárquica de la línea de costa, así como su magnitud. El proceso de fotointerpretación a escala de detalle (figura 10) permite incorporar esta variable a las líneas de costa (tanto larga como corta). A diferencia de otras bases de datos que incorporan la presencia de dunas como unidad geomorfológica (estén ocupadas o no por usos antrópicos), en nuestro caso solo se incorpora a la tabla correspondiente cuando realmente está disponible como reserva sedimentaria para garantizar el equilibrio dinámico de la playa. Su función, por ello, es crítica para que la playa pueda adaptar su perfil a las características hidrodinámicas de la ola

incidente y, ésta es la causa, por la que constituye una variable esencial para la elaboración de indicadores de estado medioambiental de las playas.



Figura 10. Fotointerpretación de la duna costera

La figura 11 muestra el indicador de longitud absoluta de dunas y refleja su representación a lo largo de casi todos los municipios de la costa andaluza. Sin embargo, el indicador porcentual de su presencia sobre la longitud de playas es revelador de la presión antrópica sobre las mismas.

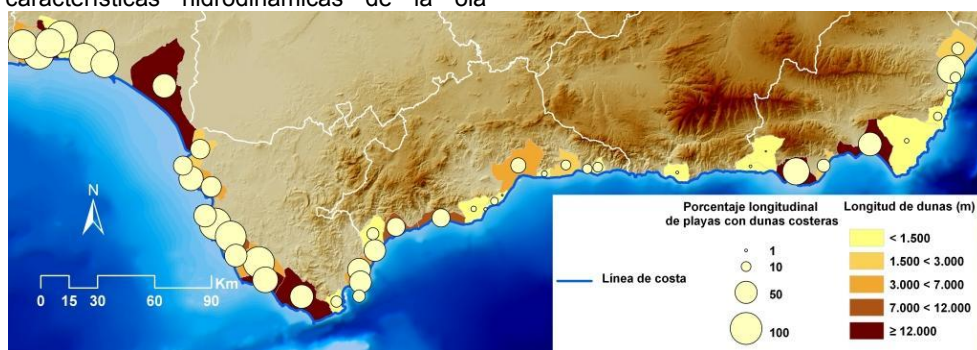


Figura 11. Porcentaje de playas sobre dunas y Longitud de dunas

## 5 DISCUSION Y CONCLUSIONES

Las principales conclusiones del trabajo realizado se podrían concretar en: (i) la necesidad de contar con líneas de costa a escala de detalle que permitan la generación de indicadores a

varios niveles escalares, todos ellos consistentes al partir de una única base geométrica; (ii) la utilidad de incorporar al menos los dos conceptos utilizados en esta comunicación: una línea de costa detallada genérica (línea de costa larga) y una línea de costa con el mismo nivel de detalle pero exclusivamente asociada al frente costero

expuesto (línea de costa corta), para garantizar la comparación con indicadores procedentes de otras fuentes; (iii) la utilización de un adecuado modelo de datos que incorpore el conjunto de variables mas frecuentemente utilizadas en la generación de indicadores, con una definición clara de los criterios seguidos para su digitalización y caracterización ambiental (el ejemplo de las duna costera); (iv) la necesidad de implementar este modelo de datos conceptual en un adecuado gestor de bases de datos espacial (Postgres/PostGis en nuestro caso) que garantice la consistencia topológica y la atomización de los datos finales, así como que facilite la producción de indicadores con sencillas sentencias espaciales SQL, simplificando procesos que exigirían operaciones de análisis espacial (overlay) si se hubiese trabajado con una estructura de datos basada en ficheros.

## AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se ha desarrollado dentro del proyecto correspondiente al Plan Nacional (CSO2010-15807) y del proyecto de excelencia de la Junta de Andalucía (RNM-6207): “Espacialización y difusión web datos de urbanización y fitodiversidad para la evaluación de la vulnerabilidad ante los procesos de inundación asociados a la subida del nivel del mar en Andalucía”

## BIBLIOGRAFÍA

- Boak, E.H. y Turner, I.L. 2005. Shoreline Definition and Detection: A Review, *Journal of Coastal Research*, 21, 688–703
- European Commission 2004. *Coastal Erosion in Europe. Sediment and space for sustainability. Result from EUROSION Study*,

editado por P. Doody, M., Ferreira, S., Lombardo, et al, Netherlands.

- Fletcher, C., Rooney, J., Barbee, M., Lim, S. y Richmond, B.M. 2003. Mapping shoreline change using digital orthophotogrammetry on Maui, Hawaii, *Journal of Coastal Research*, SI 38, 106-124.

- Greenpeace 2010. *Destrucción a toda costa*, Informe Greenpeace sobre la situación del litoral español, Madrid, 168 pp.

- Hughes, M.L., McDowell, P. y Marcus, W.A. 2006. Accuracy assessment of georectified aerial photographs: implications for measuring lateral channel movement in a GIS, *Geomorphology*, 74, 1-16.

- Ministerio de Medioambiente 2007. *Estrategia de Sostenibilidad de la costa*, Madrid, 23 pp

- Ojeda Zújar, J. 2000. Métodos para el cálculo de la erosión costera. Revisión, tendencias y propuestas, *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 30, 103-119

- Ojeda, J., Borgniet, L., Pérez, A. y Loder, J. 2002. Monitoring morphological changes along the coast of Huelva (SW Spain using soft-copy photogrammetry and GIS), *Journal of Coastal Conservation*, 8.1: 69-76

- Ojeda J., Fernández, M., Prieto, A., Pérez, J.P. y Vallejo, I. 2010. Levantamiento de líneas de costa a escalas de detalle para el litoral de Andalucía: criterios, modelo de datos y explotación, En *Tecnologías de la Información Geográfica: La Información Geográfica al servicio de los ciudadanos*, editado por J. Ojeda, M.F. Pita e I. Vallejo, Sevilla, pp. 324-336.

# Evaluación del proceso de normalización radiométrica en la cartografía histórica de áreas inundadas en Doñana con series temporales largas de Landsat

R. Díaz-Delgado, D. Aragonés, I. Afán y J. Bustamante

Laboratorio de SIG y Teledetección de la Estación Biológica de Doñana, CSIC .

rdiaz@ebd.csic.es

## RESUMEN

*El presente trabajo revisa la idoneidad de un método relativo de normalización radiométrica para ser empleado en la cartografía histórica de inundación de la marisma del Espacio Natural de Doñana (1984-2011). Para ello se valoró la estabilidad temporal de las cubiertas seleccionadas como áreas pseudoinvariantes y otras cubiertas naturales variantes a lo largo del tiempo mediante las diferentes escenas de una serie temporal de Landsat (TM y ETM+). Se testó la homogeneidad temporal de las cubiertas y se valoraron los efectos de la normalización. Dado que la aplicación más importante de la serie temporal usada es la cartografía de zonas inundadas, se llevó a cabo una comparación de los resultados obtenidos con el mismo método de clasificación sobre la serie normalizada y sobre la serie sin normalizar, evaluándose frente a datos de verdad-terreno. Los resultados indican que la serie no normalizada tiende a subestimar la superficie inundada comparada con la serie normalizada.*

## PALABRAS CLAVE

Normalización radiométrica, serie temporal de imágenes, Landsat, cartografía de inundación, Doñana.

## ABSTRACT

*This paper reviews the adequacy of a relative radiometric normalization method for its use in mapping historical flooding of the marsh of Doñana Natural Area (1984-2011). The temporal stability of selected pseudoinvariant cover areas was assessed as well as the natural variations over time of other covers using various scenes of a time series of Landsat (TM and ETM+). Different tests were applied to test the temporal homogeneity of the covers and assess the impact of standardization. Since the most important application of the time series used is flooded-area mapping we carried out a comparison of the results obtained with the same method for classifying flood using the normalized series versus the unnormalized one and compared the results against ground-truth data. The results indicate that the unnormalized series tends to underestimate the flooded surface if we compare it with the results using the normalized series.*

## KEY WORDS

Radiometric normalization, time series of images, Landsat, inundation mapping, Doñana.

## 1 INTRODUCCIÓN

Una de las aplicaciones más útiles de la teledetección es el empleo de largas series temporales de imágenes de satélite para el análisis espacio-temporal de cambios en las cubiertas terrestres. Estos análisis suelen estar orientados a la búsqueda, bien de cambios tanto en cubiertas y usos del suelo (variables cualitativas), como de parámetros biofísicos a través de tendencias (variables cuantitativas). Resulta pues esencial trabajar sobre una serie temporal de imágenes lo más coherentes entre sí, tanto desde el punto de vista geométrico como radiométrico.

Tradicionalmente las aproximaciones de corrección radiométrica de las imágenes de sensores ópticos pasivos han tenido en consideración, al menos, las características propias del sensor, las condiciones de iluminación derivadas de la altura solar, el relieve del área cubierta por la escena y las condiciones atmosféricas. Diversos métodos, tanto empíricos como teóricos (basados en la ecuación de transferencia radiativa) permiten determinar los valores de reflectividad de cada píxel de la escena. No obstante, a la hora de ser aplicados sobre una serie histórica de imágenes se ha propuesto un método relativo y complementario, basado en la normalización de la serie temporal en función de áreas pseudoinvariantes, siendo el objetivo optimizar la comparación entre escenas para aplicar procedimientos automáticos (McGovern *et al.*, 2002; Hall *et al.*, 1991). Este método asume que las reflectividades de determinadas zonas en la escena son relativamente estables a lo largo del tiempo (tradicionalmente las áreas urbanas, suelos desnudos, masas de agua).

El presente trabajo revisa la idoneidad del método relativo de normalización radiométrica para ser empleado en la cartografía histórica (1984-2011) de inundación de la marisma del Espacio Natural de Doñana. Para ello se valoró la estabilidad de las cubiertas empleadas como áreas pseudoinvariantes a lo largo del tiempo mediante las diferentes escenas de una serie temporal de Landsat (TM y ETM+).

Asimismo, se llevó a cabo una comparación de los resultados obtenidos con un método de clasificación de zonas inundadas sobre la serie normalizada y sobre la serie sin normalizar evaluándose frente a datos de verdad-terreno. Los resultados ponderan las diferencias entre ambas aproximaciones a efectos de las superficies detectadas como inundadas en la marisma de este espacio protegido.

## 2 HIPÓTESIS Y METODOLOGÍA

### 2.1 Procesamiento automático de una serie temporal de imágenes

Una de las múltiples ventajas del empleo de fuentes de datos de teledetección es la posibilidad de llevar a cabo análisis digital de los valores radiométricos de forma automática, coherente y basada en métodos reproducibles para todas las escenas. Este hecho, unido a la posibilidad de recopilar imágenes históricas y construir una serie larga del mismo sensor o similares, permite abordar procedimientos automatizados de cartografía de usos y cubiertas del suelo para evaluar los cambios históricos. Este es el caso de la cartografía histórica de áreas inundadas de Doñana (Díaz-Delgado *et al.*, 2010) que utiliza un método de umbral simple sobre la reflectividad de la banda TM5 (1.55-1.75 m).

Tradicionalmente se requiere un pre-tratamiento de la serie temporal de imágenes que contemple al menos una corrección geométrica, un co-registro entre escenas y una corrección radiométrica (conversión a reflectividades y corrección atmosférica). No obstante, el hecho de trabajar con distintos sensores (TM y ETM+), la deriva radiométrica de los sensores, y los cambios en el cociente señal/ruido pueden reducir la homogeneidad temporal de la respuesta espectral de las diferentes cubiertas de la escena (Helmer y Ruefenatch, 2007). Uno de los métodos empíricos más utilizados para minimizar las diferencias temporales es la normalización radiométrica.

### 2.2 Normalización: Selección de áreas invariantes

Tradicionalmente para abordar el proceso de normalización deben seleccionarse áreas invariantes, que mantienen su respuesta espectral constante a lo largo del tiempo. Por tanto, el primer criterio de selección requiere que las cubiertas no hayan cambiado desde el comienzo de la serie temporal. El siguiente criterio es escoger cubiertas con valores altos, medios y bajos de reflectividad, con objeto de elaborar el modelo lineal contando de partida con un set de píxeles distribuidos a lo largo de todo el rango radiométrico (Yang y Lo, 2000). En el caso de las escenas Landsat sobre Doñana (path 202, row 34), se seleccionaron áreas sobre dunas y arenas, tejido urbano y aeropuertos, embalses, mar profundo y zonas mineras.



## 2.3 Estabilidad temporal de las áreas invariantes

Debido a las diferentes razones expuestas anteriormente, las cubiertas seleccionadas como invariantes muestran también una variabilidad temporal, por lo que habitualmente se las denomina pseudo-invariantes. Con objeto de valorar la invariancia de las áreas seleccionadas se efectuó un test de Levene sobre las escenas no normalizadas. El test de Levene (Levene, 1960) permite valorar la igualdad de las varianzas en diferentes muestras. Por tanto, se valoró la homogeneidad de las varianzas a lo largo del tiempo para las distintas áreas pseudo-invariantes. Si el test es significativo indica que la varianza a lo largo del tiempo no es homogénea. Es decir, algunas áreas son más variables que otras. Además, se realizaron comparaciones post-hoc a partir de un análisis de la varianza con el tiempo como único factor. Paralelamente se compararon gráficamente los efectos de la normalización sobre otras cubiertas pseudo-invariantes no utilizadas en la normalización (dunas, urbano, embalses).

## 2.4 Efectos de la normalización sobre el resto de cubiertas

Uno de los objetivos esenciales en el proceso de normalización es reducir la variabilidad entre escenas pero manteniendo al mismo tiempo la variabilidad implícita de las cubiertas, sobre todo la fenología de las cubiertas naturales. Para ello se compararon los histogramas y los valores medios a lo largo del tiempo de cubiertas naturales (pinar) y cultivos (arrozal) sin normalizar y normalizadas.

## 2.5 Discriminación de superficie inundada

Las aplicaciones de la serie temporal utilizada se centran en la caracterización del régimen de

inundación de la marisma natural de Doñana y de sus masas de agua desde el punto de vista físico-químico. Por tanto, en este ámbito de aplicación, los efectos de la normalización deben valorarse de acuerdo con el acierto en la discriminación de zonas inundadas. Para ello se planteó aplicar la misma metodología usada con las imágenes normalizadas, sobre las escenas sin normalizar. El método discrimina las superficies inundadas en función de un umbral sobre la banda TM5 (1.55-1.75 m) obtenido mediante árboles de regresión, usando los datos de verdad-terreno recabados desde el año 2004 al 2007 (Aragonés *et al.*, 2005). La valoración se efectuó estimando el porcentaje de acierto global y el índice Kappa (Cohen, 1960). Por ello, todas las comparaciones y tests se efectuaron sobre la banda TM5, por ser ésta la banda crítica para la discriminación de la inundación en la marisma de Doñana.

## 3 RESULTADOS

### 3.1 Invariancia de las áreas pseudo-invariantes

La representación gráfica de los valores medios de reflectividad de un subconjunto aleatorio de píxeles de las áreas seleccionadas como pseudo-invariantes permite poner en evidencia la uniformidad de la respuesta espectral de las distintas cubiertas, pero también, la existencia de escenas con valores anómalos (figura 1).

El test de Levene se practicó sobre los valores de reflectividad de la banda TM5 no normalizada de áreas seleccionadas como pseudo-invariantes (dunas, mar profundo y urbano) obteniéndose para todos ellos valores significativos ( $L=2.97$ ,  $p<0.05$ ;  $L=5.85$ ,  $p<0.05$ ;  $L=1.55$ ,  $p<0.05$ , respectivamente).

Las comparaciones post-hoc no permitieron encontrar ningún patrón temporal relacionado con los cambios en la varianza.

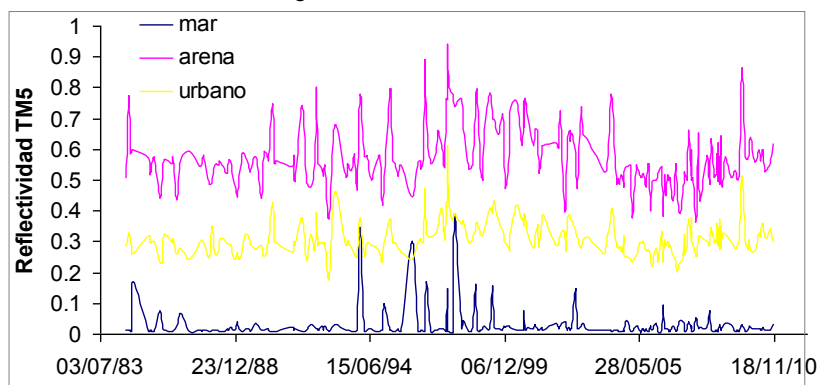


Figura 1. Serie temporal (1984-2011) de valores medios de reflectividad de la banda TM5 para las áreas pseudo-invariantes.



### 3.2 Efectos de la normalización

Se escogieron cubiertas naturales (pinar) y artificiales (arrozal) para valorar los efectos de la normalización sobre su dinámica temporal. Las figuras 2 y 3 muestran el proceso de suavizado de valores extremos que practica la normalización sobre las áreas de pinar y arrozal. Este suavizado no elimina la variabilidad fenológica ni la tendencia histórica.

Con objeto de valorar posibles efectos extremos sobre áreas no usadas en la

normalización pero de comportamiento pseudo-invariante (dunas, urbano y mar) se efectuaron los histogramas de distribución de valores radiométricos normalizados y sin normalizar (figura 4). La distribución de valores de las áreas mar profundo y urbano se mantiene mientras que las de dunas se desplazan a valores extremos como ocurre con la distribución de las áreas empleadas en la normalización. Este efecto aumenta el contraste entre las diferentes cubiertas presentes en la escena.

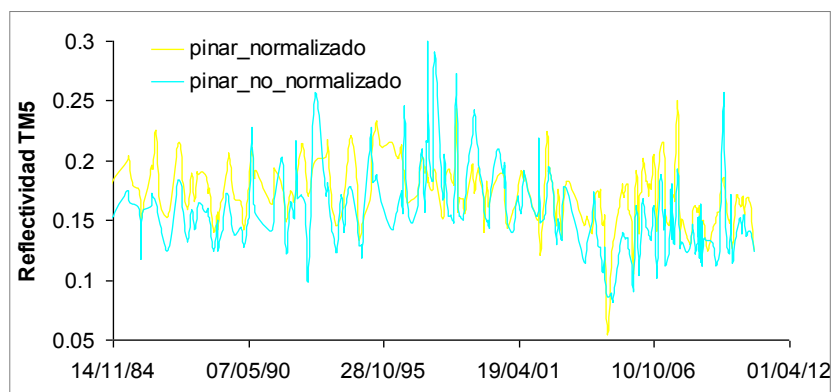


Figura 2. Valores medios de reflectividad normalizados y sin normalizar de la banda TM5 para las áreas de pinar.

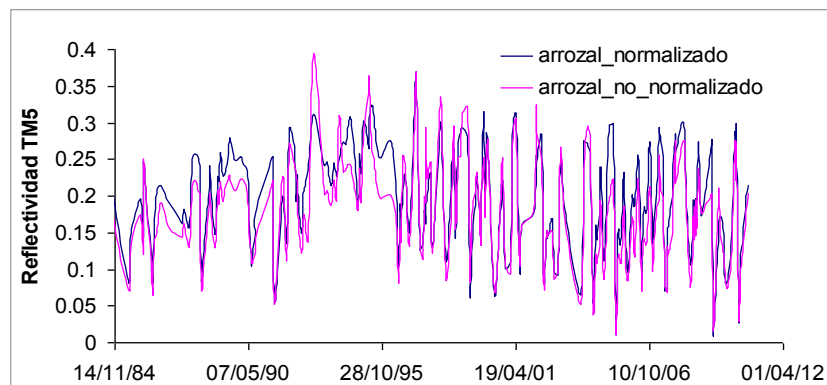


Figura 3. Valores medios de reflectividad normalizados y sin normalizar de la banda TM5 para las áreas de arrozal.

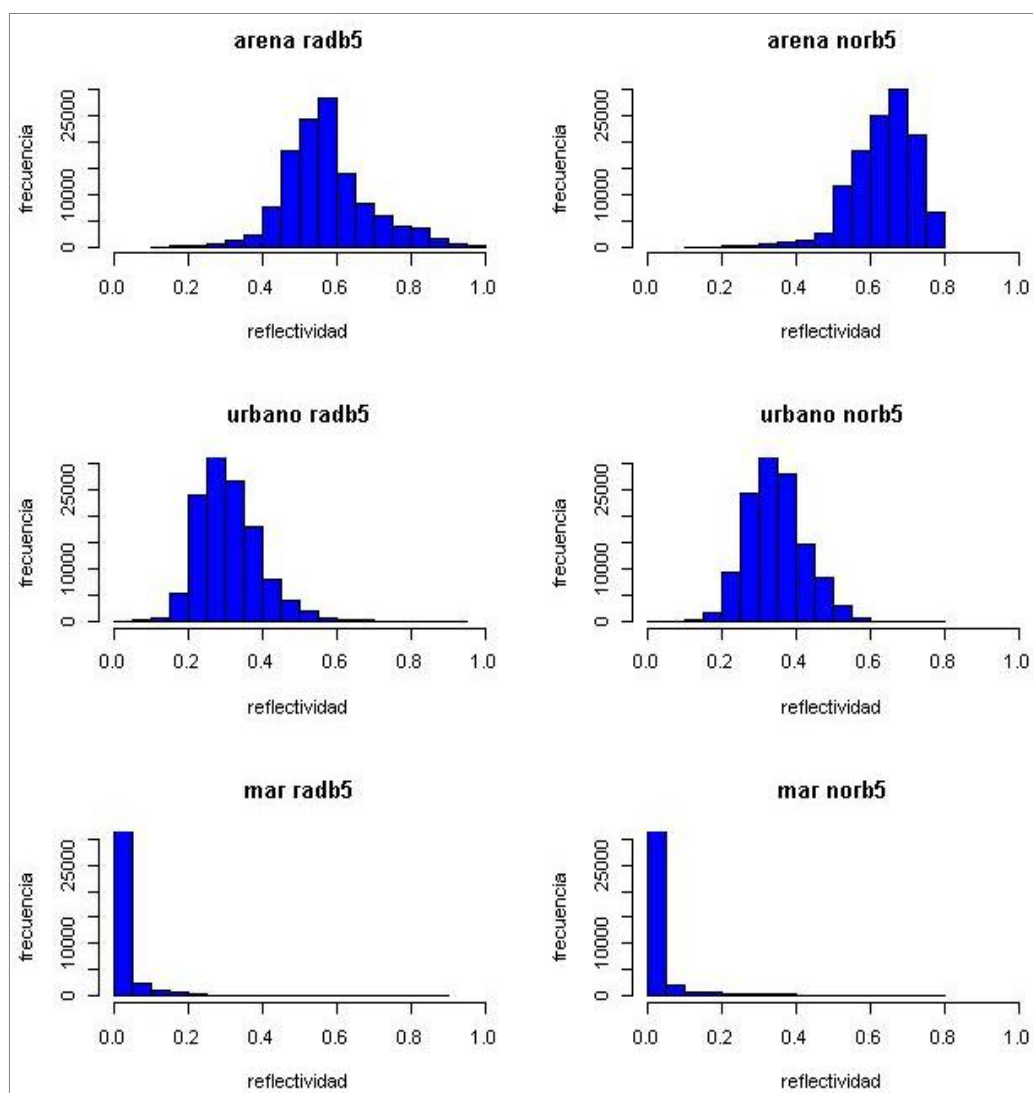


Figura 4. Histogramas de los valores de reflectividad sin normalizar y normalizados de la banda TM5, de las áreas pseudo-invariantes no usadas en la normalización.

### 3.3 Discriminación de la inundación

Para valorar el efecto de la normalización en la discriminación de áreas inundadas, se empleó el mismo set de imágenes (8 escenas entre 2004 y 2007 con información de verdad-terreno) para el cálculo del umbral en la banda TM5 mediante árboles de regresión, pero en esta ocasión sin normalizar y se compararon con las áreas inundadas discriminadas con las imágenes normalizadas. El método utiliza los datos de verdad-terreno coincidente con las adquisiciones. Un porcentaje del 70% de píxeles se emplea para construir el árbol de regresión y el 30% restante se reservó para la validación. Por último, los diferentes umbrales obtenidos para cada escena se testaron para todas las escenas juntas y, así, ofrecer un umbral válido multitemporal.

Los umbrales obtenidos fueron para todas las escenas inferiores a los obtenidos con las imágenes normalizadas ( $0.07 < R < 0.10$ ). Los porcentajes de acierto superaron por escena el 90% y los Kappa calculados variaron entre 0.4 y 0.8. Como umbral multitemporal válido para todas las escenas se obtuvo el valor de 0.09 en la banda TM5.

La comparación de superficies detectadas como inundadas a partir de imágenes no normalizadas y normalizadas muestra una subestimación de la superficie inundada por parte de las escenas no normalizadas.

## 4 DISCUSIÓN

Los análisis y tests efectuados muestran un incremento del contraste de las escenas como consecuencia de la normalización. Este efecto no necesariamente reduce la homogeneidad de la varianza lo cual permite mantener la variación fenológica de cubiertas de interés como los pinares y los arrozales. Tampoco se detectan patrones temporales en la serie a pesar de estar compuesta por dos sensores distintos (TM y ETM+).

Por otro lado, los umbrales obtenidos con la misma metodología de discriminación de zonas inundadas a partir de las escenas no normalizadas ofrecen valores bastante más bajos de los obtenidos con las imágenes normalizadas y una subestimación de la superficie detectada como inundada, si bien con valores de acierto y kappa aceptables.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la ayuda prestada a los integrantes del Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la Estación Biológica de Doñana por su apoyo en las labores de campo. Asimismo, agradecemos el apoyo prestado por el Espacio Natural de Doñana. El trabajo no habría sido posible sin la financiación del Proyecto de Investigación del Plan Nacional del MICINN "Reconstrucción histórica mediante teledetección de la dinámica hídrica y de las comunidades de vegetación acuática de las marismas de Doñana" CGL2009-09801.

## BIBLIOGRAFÍA

Aragonés, D., Díaz-Delgado, R. y Bustamante, J. 2005. Estudio de la dinámica de inundación histórica de las marismas de Doñana a partir de una serie temporal larga de imágenes Landsat. *Teledetección: Avances en la observación de la Tierra*, editado por M.

Arbelo, A. González y J.C. Pérez, Tenerife, 21-23 Septiembre. 407-410.

Cohen, J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20 (1), 37-46.

Díaz-Delgado, R., Aragonés, D., Amezttoy, I. y Bustamante, J. 2010. Monitoring Marsh Dynamics Through Remote Sensing, En: *Conservation Monitoring in Freshwater Habitats: A Practical Guide and Case Studies*. Hurford, C., Schneider, M., Cowx, I. (Eds.), Dordrecht, Springer. DOI.10.1007/978-1-4020-9278-7, 325-337.

Hall, F.G., Strebel, D.E., Nickeson, J.E., y Goetz, S.J. 1991. Radiometric rectification: Toward a common radiometric response among multitemporal, multisensor images. *Remote Sensing of Environment*, 35, 11-27.

Helmer, E.H. y Ruefenacht, B. 2007. A comparison of radiometric normalization methods when filling cloud gaps in Landsat imagery, *Canadian Journal of Remote Sensing*, 33 (4), 325-340.

Levene, H. 1960. Robust tests for equality of variances. Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling. I. Olkin et al. eds., Stanford University Press, 278-292.

McGovern, E.A., Holden, N.M., Ward, S.M., y Collins, J.F. 2002. The radiometric normalization of multitemporal Thematic Mapper imagery of the midlands of Ireland - a case study. *International Journal of Remote Sensing*, 23, 751-766.

Yang, X. y Lo, C.P. 2000. Relative radiometric normalization performance for change detection from multi-date satellite images, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 66 (8), 967-980.

# Validación de productos MODIS relacionados con la estimación de flujos de carbono en una dehesa

E. Durá<sup>1</sup>, G. Mendiguren<sup>1</sup>, J. Pacheco<sup>1</sup>, M. P. Martín<sup>1</sup>, D. Riaño<sup>1</sup>, M. Iturrate<sup>2</sup>, C. Gimeno<sup>2</sup> y A. Carrara<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Centro de Ciencias Humanas y Sociales (CCHS). Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC).

<sup>2</sup> Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM).

elia.dura@cchs.csic.es, gorka.mendiguren@cchs.csic.es, javier.pacheco@cchs.csic.es, mpilar.martin@cchs.csic.es, david.riano@cchs.csic.es, maitane@ceam.es, cristina@ceam.es, arnaud@ceam.es

## RESUMEN

Diversos estudios han demostrado el potencial de las imágenes MODIS obtenidas por las plataformas TERRA y AQUA para obtener estimaciones globales de diferentes parámetros relacionados con la estructura y funcionamiento de la vegetación, claves para estimar y modelizar los intercambios de agua y carbono entre la biosfera y la atmósfera a escala global. Sin embargo, recientes trabajos han revelado la existencia de errores considerables (Pisek et al., 2007, Sea et al., 2011) demostrando que algunos productos carecen de la robustez y consistencia requerida, en particular para aquellos ecosistemas sometidos a regímenes de sequía y con una estructura de vegetación compleja, como son los mediterráneos.

El objetivo principal de este trabajo es la validación de algunos de los productos derivados del sensor MODIS a bordo de las plataformas TERRA y AQUA, utilizando medidas directas tomadas en terreno con el fin de cuantificar las posibles diferencias y analizar sus causas potenciales. Para ello se ha analizado una serie temporal de los productos MOD/MYD13, MOD/MYD/MCD15, MOD/MYD17 adquiridos entre los años 2009 y 2011 en una dehesa de Cáceres que dispone de una estación de medición de flujos por el sistema "eddy covariance" incluida en la red internacional FLUXNET. Los resultados obtenidos muestran medias correlaciones para LAI (Índice de Área Foliar) ( $r^2=0,67$ ), pero altas para NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada) ( $r^2=0,92$ ) y productividad primaria bruta o GPP ( $r^2=0,80$ ). Sin embargo, a pesar de que MODIS recoge muy bien la dinámica temporal de los flujos y cambios estructurales en el ecosistema, se observan importantes diferencias entre algunos productos MODIS, en particular el LAI y el GPP, y los datos de terreno.

## PALABRAS CLAVE

Productos MODIS, validación, flujos de carbono, dehesa.

## ABSTRACT

Several studies have demonstrated the potential of the images obtained by MODIS TERRA and AQUA platforms for global analysis of parameters related to the structure and functioning of vegetation critical for estimating and modeling the water and carbon exchanges between the biosphere and atmosphere at a global scale. However, recent works have revealed the existence of large errors (Pisek et al., 2007, Sea et al., 2011) showing that some products lack the robustness and consistency required, particularly for drought prone ecosystems with a complex structure of vegetation, such as Mediterranean ecosystems.

The main objective of this study is the validation of MODIS TERRA and AQUA products using field measurements in order to quantify the possible differences and analyze their potential causes. We have analysed a series of MOD/MYD13, MOD/MYD15, MOD/MYD17 products acquired between 2009 and 2011 in a "dehesa" located in Cáceres province which has an "eddy covariance" tower included in the FLUXNET international network. These results show low correlation for LAI (Leaf Area Index) ( $r^2 =$

0.67), but high correlation for NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) ( $r^2 = 0.92$ ) and gross primary productivity or GPP ( $r^2 = 0.80$ ). However, although MODIS collects fine temporal dynamics of flows and structural changes in the ecosystem, there are some important differences between MODIS products, including NDVI and GPP, and terrain data.

## KEY WORDS

MODIS products, validation, carbon fluxes, dehesa

## 1 INTRODUCCIÓN

El gran interés que, por parte de la comunidad científica, ha suscitado el uso de la información procedente del Sistema de Observación de la Tierra (EOS) y, más concretamente, del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), se fundamenta en la excelente calidad de los datos proporcionados, el gran interés científico de los productos derivados a escala global, su acceso libre, rápido y gratuito y la disponibilidad de un buen número de herramientas para el procesamiento y análisis de la información (Mas, 2011). Esto ha derivado en un importante uso de los productos MODIS por la comunidad científica para muy diversas aplicaciones, entre ellas la estimación de variables relacionadas con la estructura y el funcionamiento de la vegetación. Productos derivados de la información captada por el sensor MODIS como el Índice de Área Foliar (LAI), Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) o la Productividad Primaria Bruta (GPP) han sido ampliamente utilizados, no sólo en la modelización de los ciclos de carbono y agua a nivel global (Zhao *et al.*, 2005; Turner *et al.*, 2006; Xiao *et al.*, 2008; Lu y Zhuang, 2010), sino también en el estudio de diversos parámetros ecológicos por su influencia sobre patrones en la distribución de especies animales (Pettorelli *et al.*, 2011; Klaassen *et al.*, 2010), biodiversidad vegetal (Waring *et al.*, 2006) así como en la productividad vegetal (Yan *et al.*, 2009).

Uno de los retos más importantes que se plantean al generar este tipo de productos globales es realizar una adecuada validación de los mismos que garantice la calidad y consistencia de las estimaciones. Para la mayoría de los productos, estas validaciones han sido realizadas en un amplio rango de ecosistemas que cubren desde zonas áridas en EEUU o Australia (Gokhale *et al.*, 2010; Sea *et al.*, 2011) hasta bosques húmedos de Europa (Verger *et al.*, 2007). Además, estas comparaciones han sido tanto directas, es decir, basadas en datos medidos en terreno (Privette *et al.*, 2002; Pisek y Chen, 2007) como indirectas, esto es, utilizando como referencia información captada por otros sensores aeroportados o a bordo de satélite (AVIRIS, MERIS, Landsat, etc.) (Cheng *et al.*, 2006).

Estos trabajos han demostrado la existencia de buenas estimaciones para algunos parámetros biofísicos sobre diferentes tipos de ecosistemas, especialmente en zonas húmedas (Turner *et al.*, 2006). Sin embargo, en ecosistemas con déficit hídrico, los estudios realizados hasta la fecha muestran diferencias significativas entre los datos estimados por MODIS y los observados en terreno (Cheng *et al.*, 2006; Turner *et al.*, 2006; Sea *et al.*, 2011; Hill *et al.*, 2006; Privette *et al.*, 2002).

Con el propósito de analizar la calidad de las estimaciones realizadas por diversos productos MODIS en un ecosistema mediterráneo de gran valor socio-económico y extensa implantación espacial en el Sur de Europa como es la dehesa, se han analizado un conjunto de productos MODIS que incluye: índices de vegetación (MOD/MYD13), índice de área foliar (MOD/MYD/MCD15) y productividad primaria bruta (MOD/MYD17).

## 2 MATERIAL Y MÉTODOS

### 2.1 Zona de estudio

El estudio ha sido llevado a cabo en una zona de dehesa situada en "Majadas del Tiétar" (39°20'41.17"; 0°19'12.03"), al sureste de la provincia de Cáceres y muy próxima al Parque Nacional de Monfragüe. La zona está caracterizada por un clima típico mediterráneo con veranos secos y calurosos e inviernos húmedos y templados. La temperatura y precipitación media anual es 16,7°C y 572 mm, respectivamente. La altitud media sobre el nivel del mar es de 256 m.

La zona de estudio comprende, más concretamente, un área aproximada de 1 km<sup>2</sup> centrada en una torre de medición de flujos por el método "eddy covariance" incluida en la red CARBONED, SPECNET y FLUXNET y gestionada por el CEAM (Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo) desde el año 2003.

Este ecosistema, se compone de dos estratos de vegetación muy bien diferenciados: el estrato arbóreo, compuesto por árboles dispersos, donde la especie principal es *Quercus ilex* L. subsp. *ballota*, encontrando también algunos pies de *Quercus faginea* Lam.; y el estrato herbáceo, compuesto por una gran variedad de especies típicas de dehesa entre las que se encuentran



*Rumex acetosella* L., *Erygium campestre* L., *Erodium cicutarium* L y *Erodium botrys* (Cav.). Este estrato, sometido a un pastoreo continuo, no alcanza alturas superiores a 30cm.

Se caracterizaron por separado dos zonas de estudio de diferente tamaño, definidas para comparar los productos MODIS ya que éstos presentan distinta resolución espacial (píxeles de 1km y de 250m). Para ello se identificaron los píxeles de 250m y 1km centrados en la zona de estudio y se calculó la proporción de cada unidad del ecosistema (pasto y arbolado) para cada uno de los píxeles (figura 1). Esta caracterización se realizó mediante digitalización de las copas de los árboles identificadas en una ortofoto PNOA 2006 de 25m de resolución mediante el software de información geográfica ArcMap 10 de ArcGis 10. El ecosistema en el área de 1km se caracterizó por tener una proporción de encina del 20,9% frente al 79,1% de pasto, mientras que en el área de 250m de lado, la proporción de encina calculada fue del 18,7% frente al 81,3% de pasto.

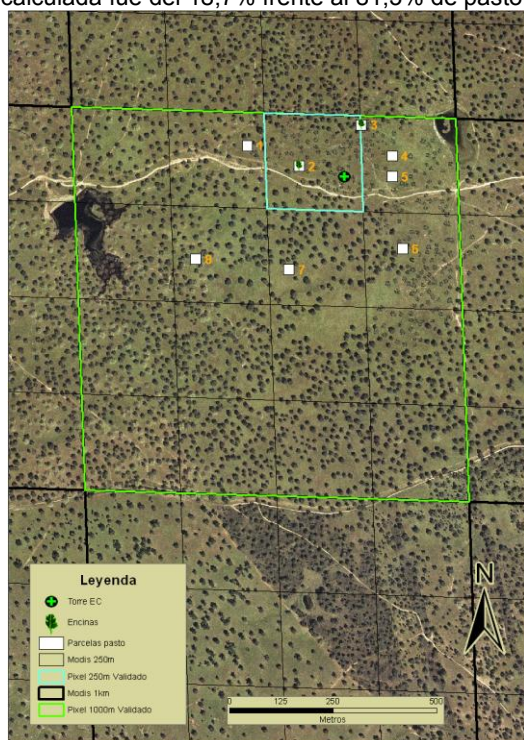


Figura 1. Localización de las parcelas de muestreo de pasto, de la torre de flujos EC y de la situación de los píxeles de 250m y de 1000m.

## 2.2 Productos MODIS

Los productos MODIS utilizados en este trabajo fueron descargados desde el "Distributed Active Archive Center for Biogeochemical Dynamics" a través de la página [http://daac.ornl.gov/cgi-bin/MODIS/GLBVIZ\\_1\\_Glb/modis\\_subset\\_order\\_global\\_col5.pl](http://daac.ornl.gov/cgi-bin/MODIS/GLBVIZ_1_Glb/modis_subset_order_global_col5.pl) (último acceso día 25/06/2012). Se

descargaron los productos MOD-MYD-MCD15A2, MOD-MYD13Q1 y MOD-MYD17A2\_51 (tabla 1), correspondientes a una zona de influencia de 5km alrededor de la Torre de Flujos de Majadas del Tiétar, para un período comprendido entre Marzo de 2009 y Octubre de 2011.

Los productos MOD-MYD15A2 corresponden al Índice de Área Foliar (LAI) y la Fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa (FPAR). El producto MOD15A2 ha sido elaborado a partir del sensor MODIS a bordo de la plataforma TERRA, mientras que MYD15A2 corresponde a la plataforma AQUA. También se han analizado los datos obtenidos del producto MCD15A2 que combina información de los dos anteriores. Todos ellos presentan una resolución espacial de 1km<sup>2</sup> y una resolución temporal de 8 días. Aunque el producto incluye información sobre LAI y fPAR, en este trabajo sólo se ha abordado la validación de los datos LAI.

El índice de vegetación analizado en este trabajo corresponde al Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI). Los productos utilizados en esta validación son MOD13Q1 y MYD13Q1, con una mayor resolución espacial (250m) y una menor resolución temporal (16 días) que los productos de LAI anteriores.

Por último, los productos MOD-MYD17A2\_51 son considerados el primer conjunto de datos fruto del seguimiento global y continuo de la productividad de la vegetación (bruta y neta) y está definido como el carbono acumulado fijado por la vegetación a través de la fotosíntesis en un período de 8 días y con una resolución espacial de 1km<sup>2</sup>.

Todas las imágenes fueron filtradas utilizando los parámetros de calidad, *quality flags* (QC), que los propios productos facilitan y que permiten identificar la presencia de nubes, sombras de nubes, contaminación atmosférica por aerosoles, error en la adquisición del dato o problemas con los algoritmos. En los análisis de validación sólo se han utilizado las imágenes resultantes del filtrado, clasificadas como "buena calidad" (Roy *et al*, 2002).

Como paso previo a la validación de los productos se realizó un análisis comparativo entre los productos derivados de la plataforma TERRA y los obtenidos a partir de la plataforma AQUA.

Los parámetros que diferencian ambas plataformas pueden resumirse en tres puntos importantes:

- Las órbitas que realizan no son las mismas, por lo que el ángulo de observación a un determinado punto puede variar según la plataforma para un mismo día.

Nombre productos MODIS	Descripción	Resolución espacial	Resolución temporal	Versión algoritmo	Estadio de validación
MOD13Q1 MYD13Q1	Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) e Índice de Vegetación Mejorado (EVI)	250m	16 días	5	2
MOD15A2 MYD15A2 MCD15A2	Índice de Área Foliar (LAI) y Fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa (FPAR)	1km <sup>2</sup>	8 días	5	2
MOD17A2_51 MOD17A2_51	Productividad Primaria Bruta (GPP) y Neta (NPP)	1km <sup>2</sup>	8 días	51	3

Tabla 1. Productos MODIS descargados para este estudio y sus características principales.

- La captura de la imagen se produce a distinta hora. La hora local de paso por el ecuador para la plataforma TERRA es aproximadamente a las 10:30 a.m., mientras que para la plataforma AQUA es a las 01:00 p.m. Esta diferencia en la hora de pasada provoca diferencias en las condiciones de iluminación, atmósfera y, probablemente, del estado fisiológico de la vegetación, que se reflejan en los productos derivados de ambos sensores.
- En tercer lugar, existe una diferencia en los algoritmos, 14 de los 20 detectores de la banda 6 (1,6  $\mu\text{m}$ ) del satélite AQUA son inefectivos desde poco tiempo después del lanzamiento (Shen *et al.*, 2011) y la banda 5 (1,23~1,25  $\mu\text{m}$ ) del satélite TERRA produce imágenes ruidosas, debido a fallos en uno de sus 20 detectores (Wang *et al.*, 2011). Por ello, para algunos productos en los que la reflectividad en estas bandas es utilizada, existen marcadas diferencias entre los valores estimados por ambas plataformas.

Por último, MODIS incluye en todos los productos la información del día de inicio del período de observación de 8 o 16 días, según la propia resolución temporal. Para su comparación con los datos terreno, se asignó al dato MODIS el día de muestreo que estaba comprendido dentro de este período de observación.

## 2.3 Índice de Área Foliar (LAI)

Este parámetro está definido como el área relativa de la hoja por unidad de superficie de suelo, sus unidades son m<sup>2</sup> hoja/m<sup>2</sup> suelo. Se trata de un parámetro clave para definir la estructural del dosel y se relaciona de manera directa con la productividad del ecosistema.

Caracterizar sistemas abiertos, similares a las sabanas, constituye un reto, ya que, la altura

del pastizal en estos ecosistemas es insuficiente para poder captar su dinámica mediante métodos no destructivos utilizando sensores como Tracing Radiation and Architecture of Canopies (TRAC), LAI- 2000 (Plant Canopy Analyser, LI-COR) o fotografía hemisférica (Privette *et al.*, 2002).

Debido a las peculiares características del ecosistema estudiado, en el presente trabajo se ha abordado la medición del LAI mediante la combinación de métodos destructivos (en el caso del pasto) y no destructivos (en el caso del arbolado) tal y como se describe a continuación.

A lo largo de los dos años de estudio (2009-2011), y con una periodicidad aproximada de 16 días, se muestrearon 8 parcelas cuadradas de pasto de 25 metros de lado, distribuidas aleatoriamente dentro del área de estudio (figura 1). En cada una de estas parcelas se realizó el muestreo destructivo de 3 cuadrantes de 25x25 cm., localizados, a su vez, de forma aleatoria dentro de la parcela. De cada uno de los cuadrantes se recolectó, cortando a ras de suelo, toda la vegetación existente. La muestra de cada cuadrante fue introducida en una bolsa zip y pesada en campo. Las muestras fueron conservadas en una nevera y transportadas al laboratorio donde, para cada muestra, se seleccionó una submuestra representativa de la vegetación recolectada en el cuadrante. Esta submuestra fue escaneada para obtener el valor del área de todas las hojas vivas. El valor de LAI se obtuvo relacionando el peso de la submuestra con el peso total de la muestra del cuadrante y el área del mismo. Durante 33 jornadas de muestreo se recolectaron un total de 794 muestras. Tras eliminar las muestras que presentaban algún valor anómalo por la presencia de hongos, tierra o raíces, se obtuvieron un total de 16 días en los que las mediciones de LAI se consideraron libres de posibles errores derivados del muestreo.

El LAI del dosel arbóreo, se obtuvo a partir de fotografía hemisférica utilizando una cámara Canon Nikon Coolpix 4500 y una lente Fisheye. En condiciones de nubosidad o bajo ángulo solar se adquirieron cuatro imágenes hemisféricas bajo el dosel de cada árbol, colocándose la cámara en cada uno de los puntos cardinales del tronco. Las imágenes fueron procesadas con HemiView - Forest Canopy Image Analysis System (Delta-T Devices) para la estimación de LAI. Se realizaron tres campañas de medición de LAI arbóreo durante los dos años (Julio y Agosto de 2009 y Septiembre de 2010) para cinco árboles seleccionados en el área de estudio que fueron considerados representativos de la variabilidad espacial del arbolado presente en la zona (ejemplares podados y no podados). Los valores de LAI obtenidos para cada árbol y campaña se promediaron para obtener un valor único de LAI que, a efectos del presente estudio, se consideró constante tanto espacial como temporalmente.

Finalmente, el LAI del ecosistema fue calculado como un valor ponderado para cada día de muestreo, teniendo en cuenta la proporción de arbolado y pasto en el píxel MODIS usado como referencia en la validación.

$$LAI_{ECOSISTEMA} = (LAI_{ARBOREO} \times 0,209) + (LAI_{PASTO} \times 0,791)$$

## 2.4 Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)

El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) está basado en el contraste espectral entre las regiones del visible e infrarrojo cercano. El comportamiento diferencial de la vegetación en estas dos regiones del espectro permite estimar, la densidad, estado y vigor de la cubierta vegetal, entre otros parámetros.

En este estudio los valores de NDVI calculados por el correspondiente producto MODIS se compararon con los calculados a partir de radiometría de campo.

Las mediciones espectrales en terreno se realizaron con un espectroradiómetro ASD Fieldspec FR3 ([www.asdi.com](http://www.asdi.com)) que mide en un rango espectral desde 350nm hasta 2500nm.

Las mediciones de reflectividad de dosel de pasto se obtuvieron aproximadamente cada 16 días en un total de 12 parcelas de muestreo. En cada parcela se realizaron dos transectos recorriéndose las diagonales NE-SW y NW-SE, obteniéndose entre 10 y 20 espectros por transecto, que fueron promediados para cada parcela y para cada píxel MODIS. Aunque, para cada fecha de muestreo se midieron las 12 parcelas localizadas en la zona de estudio, para la comparación con el producto NDVI, sólo se han considerado datos de las parcelas 2 y 3 que están incluidas dentro del área de 250mx250m

correspondiente al píxel MODIS seleccionado para este análisis (figura 1).

Adicionalmente se realizaron dos campañas de medición de reflectividad de dosel arbóreo utilizando el mismo espectroradiómetro elevado mediante una grúa Genie TZ-34/20 (Terex Corporation) sobre dos encinas localizadas dentro del píxel MODIS (figura 1). Estas mediciones se realizaron en los meses de Mayo y Junio de 2010. Los valores de NDVI de las encinas se consideraron constantes en el espacio y en el tiempo, debido a su baja variabilidad espacio-temporal evaluada en otros estudios (Gamon *et al.*, 1995).

Los valores de reflectividad de pasto y encina obtenidos con el ASD Fieldspec FR3, disponibles en intervalos de 1nm, fueron remuestreados a las bandas MODIS utilizando el software ENVI que considera una función gaussiana como la función de respuesta espectral de cada banda. Finalmente, los valores de NDVI de pasto y encina fueron promediados teniéndose en cuenta la proporción de cada componente en el píxel MODIS siendo, en este caso, de 18,7% de cobertura arbórea y 81,3% de pasto.

## 2.5 Productividad Primaria Bruta (GPP)

Los valores de GPP utilizados para la validación de los productos MODIS corresponden a los datos estimados a partir de las medidas de intercambio neto de carbono proporcionadas por la torre de medición de flujos situada en la zona de estudio.

La medida del intercambio neto de CO<sub>2</sub> entre el ecosistema y la atmósfera se realizó por el método micrometeorológico "eddy covariance" (EC) situado a 15,5 m de altura. La instrumentación utilizada consiste en un anemómetro sónico tridimensional Solent R3-50, (Gill Instruments, Lymington, UK), y un analizador de gases (CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O) infrarrojo LI-7500 (LI-COR Inc. Lincoln, NE, USA)

Tanto el cálculo como el control de calidad de los datos de intercambio neto de CO<sub>2</sub> a nivel del ecosistema (NEE) se realizaron siguiendo las directivas y recomendaciones utilizadas por las principales redes internacionales de medidas de flujos de carbono como CarboEurope (Aubinet *et al.*, 2000).

El proceso de "gap-filling", necesario para rellenar los huecos en las series de datos de NEE se realizó por el método de "Marginal Distribution Sampling" (MDS), que se considera uno de los métodos más robustos y eficaces para el relleno de series de NEE (Moffat *et al.*, 2007) y es uno de los dos métodos estándar utilizado por las redes internacionales FLUXNET y CarboEurope (Papale *et al.*, 2006).

Los valores de GPP han sido estimados a partir de las medidas de NEE realizando un "flux-

partitioning”, que consiste en la separación del NEE entre respiración del ecosistema (Reco) y producción primaria bruta (GPP). Esta separación se realizó utilizando el método estándar de FLUXNET y CarboEurope, que se basa en la extrapolación de las medidas de flujos nocturnos de NEE con ecuaciones no lineales relacionando Reco con la temperatura ambiente (Reichstein *et al.*, 2005).

Debido al largo proceso necesario para la extracción de los valores “limpios” producidos por el sistema EC, en este trabajo sólo se analizan los datos correspondientes a 2009 y 2010, ya que no ha podido completarse el análisis para los 3 primeros meses del año 2011.

### 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1 Índice de Área Foliar (LAI)

Como paso previo a la comparación entre el producto LAI MODIS y el dato de campo (LAI ecosistema) comparamos los valores de LAI estimados para la zona de estudio con los satélites AQUA y TERRA, con el fin de observar cómo influyen las diferencias existentes entre las dos plataformas (ver apartado 2.2). En el análisis de las estimaciones de LAI realizadas por ambos satélites, aparecen ciertas inconsistencias entre los productos de TERRA (MOD15A2) y de AQUA (MYD15A2), presentando una desviación típica media de  $0,07 \text{ m}^2/\text{m}^2$  y una diferencia máxima de  $0,9 \text{ m}^2/\text{m}^2$  para el día del año (DOY) 105 del 2009.

En base a este análisis se decidió utilizar la versión 5 del producto MCD15A2 como producto LAI de referencia para la validación, ya que este producto se genera a partir de los datos de ambos satélites lo que garantiza su mayor consistencia temporal.

El ecosistema de dehesa es un sistema mixto entre una pradera de flora anual, que produce dinámicas de LAI muy pronunciadas, y especies arbóreas de hoja perenne, cuyo LAI es mucho más estable anualmente. El LAI promedio de las encinas se consideró constante en el tiempo y en el espacio con un valor promedio de 1,169, mientras que el LAI de pasto fluctuó desde 0,22 hasta 1,82.

Para los valores de LAI del ecosistema encontramos unos valores máximos medidos en terreno próximos a  $1,70 \text{ m}^2/\text{m}^2$  durante el invierno (figura 2), que contrastan con unos valores muy bajos del índice durante la época estival ( $0,42 \text{ m}^2/\text{m}^2$ ), muy similares a la cobertura vegetal estival en sabanas del Kalahari (Privette *et al.* 2002).

La figura 2 muestra la evolución temporal de cada uno de los productos MODIS (AQUA, TERRA y combinado) así como medidos en terreno (LAI ecosistema). Considerando año fenológico el que comienza el 1 de Abril y termina el 31 de Marzo del año siguiente, vemos a simple vista, que existe una infraestimación de los datos para el año fenológico 2009, que mejora considerablemente en 2010.

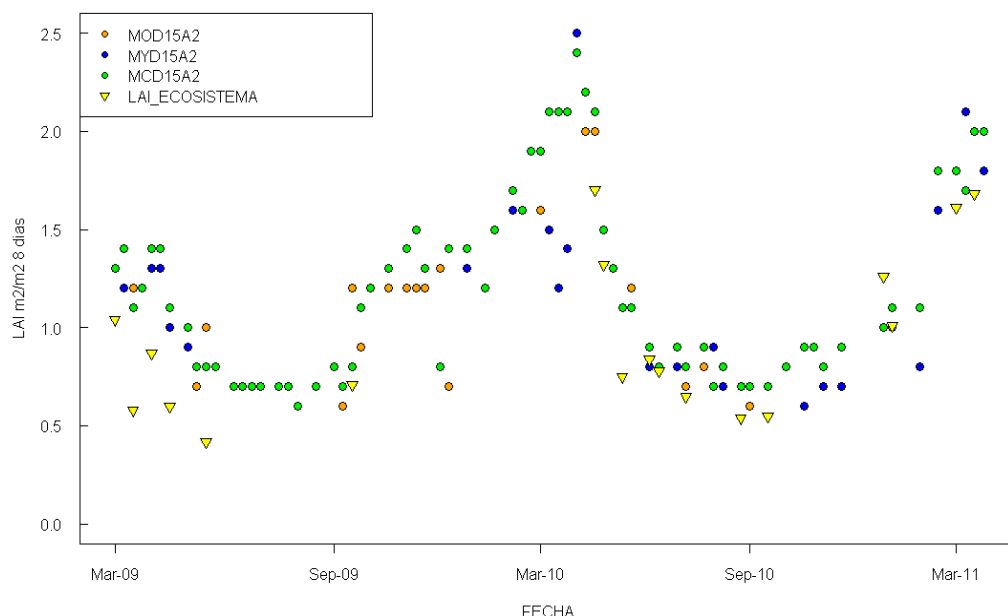


Figura 2. Dinámica temporal de los productos de LAI estimados (MOD15A2, MYD15A2, MCD15A2) y los observados mediante radiometría: sólo pasto (LAI\_pasto) y pasto + encina ponderados (LAI\_ecosistema).



Si comparamos los pares de valores entre el LAI medido en terreno y el LAI estimado por MODIS (MCD15A2) para todo el período de estudio (figura 3) obtenemos un ajuste medio ( $r^2=0,73$ ,  $n=16$ ) que empeora al centrarnos en el año fenológico 2009-2010 ( $r^2=0,45$ ,  $n=5$ ). Sin embargo, este ajuste mejora significativamente para el año fenológico 2010-2011 ( $r^2=0,87$ ,  $n=11$ ). Atendiendo a las diferencias promedio de los pares de valores hemos calculado una sobrestimación del LAI MODIS respecto al dato medido en terreno del 38% para el año fenológico 2009-2010 que se reduce hasta el 16% en el año siguiente.

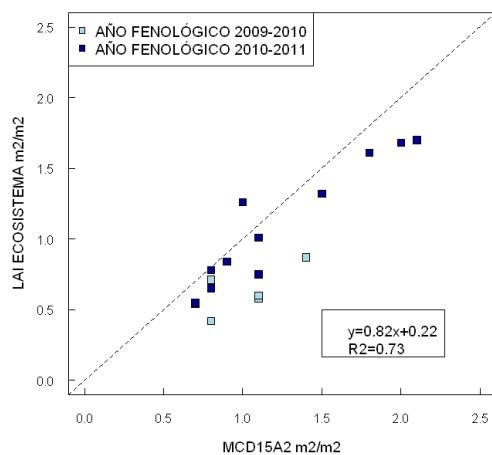


Figura 3. Comparación entre el LAI estimado de MODIS (MCD15A2) y el LAI medido en terreno (LAI ECOSISTEMA).

### 3.2 Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)

Como ya se ha estudiado en otros trabajos el índice de vegetación (NDVI) está estrechamente relacionado con el vigor y la cantidad de biomasa verde y, por tanto, con otros parámetros estructurales y fisiológicos de la vegetación como son el Índice de Área foliar, fPAR y GPP (Gamon *et al.*, 1995). Por tanto, las dinámicas temporales vienen a ser muy similares, disminuyendo en los veranos secos y calurosos del Mediterráneo y aumentando la cantidad de verdor durante el invierno y, especialmente, en primavera.

Los resultados del cálculo de NDVI del dosel de las encinas nos dieron un valor promedio de 0,704, el cual consideramos constante en el tiempo. Sin embargo, los valores de NDVI del pasto, mostraron diferencias pronunciadas entre el verano y el invierno, (0,23 -0,72).

Los valores de NDVI del ecosistema fueron ponderados teniendo en cuenta las proporciones de encina y pasto dentro del ecosistema, resultando valores de NDVI que fluctuaron entre 0,31 y 0,71, con un promedio anual de 0,51 (figura 4 y 5).

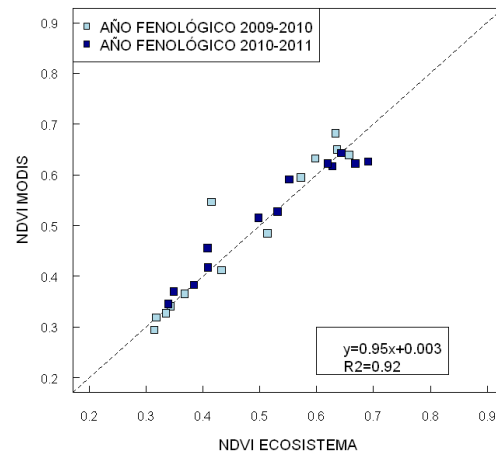


Figura 4. Comparación NDVI estimado por MODIS y NDVI medido en campo (NDVI ECOSISTEMA)

### 3.3 Productividad Primaria Bruta (GPP)

En primer lugar comparamos las diferencias entre los productos estimados por los satélites TERRA y AQUA de MODIS. A partir de estos datos decidimos utilizar, para la comparación con datos de terreno, un valor promedio de ambos productos (MOD17A2-MYD17A2).

Dada la fenología de las praderas de pastos de flora anual que caracteriza la mayor parte de un ecosistema de dehesa, existe una mayor fijación de carbono durante el período de crecimiento, centrado normalmente durante los meses primaverales. Los productos GPP de MODIS indican que, especialmente durante la primavera del año 2010, se llegó a fijar por fotosíntesis  $70\text{gC/m}^2$  desde el día 09/05/2010 hasta el día 16/05/2010. En cambio, encontramos un valor mínimo acumulado para un período de 8 días de  $9\text{gC/m}^2$  a partir del 21 de Agosto de 2009. Estos cambios intra-anales están, muy probablemente, relacionados con la disponibilidad de agua, factor limitante en los ecosistemas mediterráneos. Durante los meses de febrero a mayo de 2010 la pluviometría llegó a 802 mm, mientras que desde mayo hasta agosto tan sólo se acumularon 104 mm.



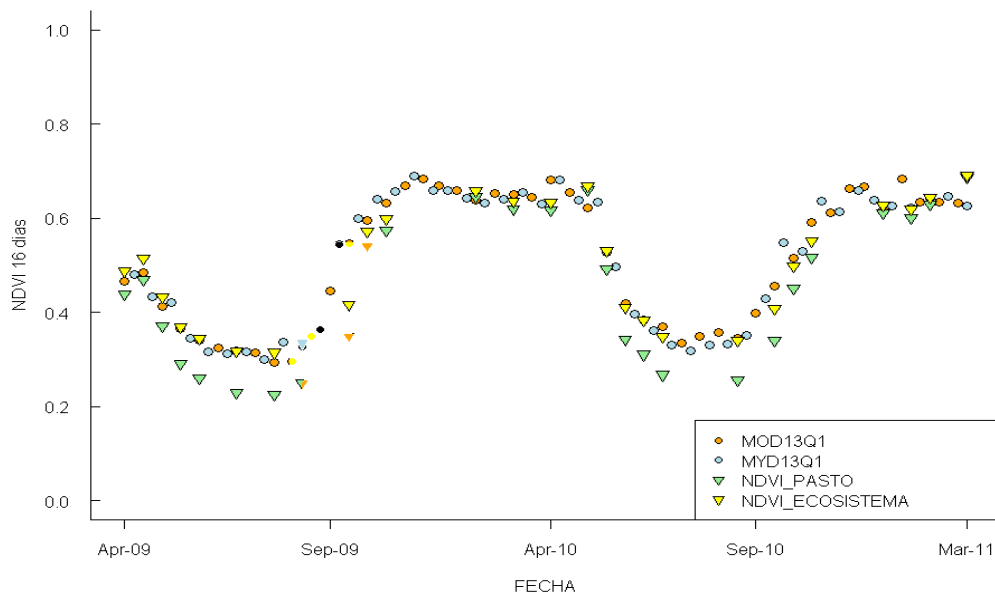


Figura 5. Dinámicas temporales de los productos del NDVI MODIS (MOD13Q1, MYD13Q1) y NDVI de radiometría de campo: sólo para pasto (NDVI\_pasto) y el ponderado (pasto + encina) (NDVI\_ecosistema).

Finalmente, comparamos los pares de valores en una gráfica de dispersión desde el 6 de Marzo de 2009 hasta el 31 Diciembre de 2010, obteniendo un elevado ajuste de los datos ( $r^2=0,80$ ), pero con una relación 0,52:1 para GPP\_EC: MODIS GPP. A pesar de que faltan los datos de los 3 últimos meses para completar la serie analizada de 2 años, podemos observar un mejor ajuste en el año fenológico 2010-2011

( $r^2=0,85$ ,  $n=30$ ) que en el año fenológico 2009-2010 ( $r^2=0,71$ ,  $n=41$ ) (figura 7). Estas diferencias entre el ajuste no parecen ser dadas por un cambio de versión en los algoritmos, por lo que hasta el momento no hemos podido relacionarlo con ninguna causa concreta, pero el problema parece ir en la línea de los factores que limitan la productividad primaria en los ecosistemas.

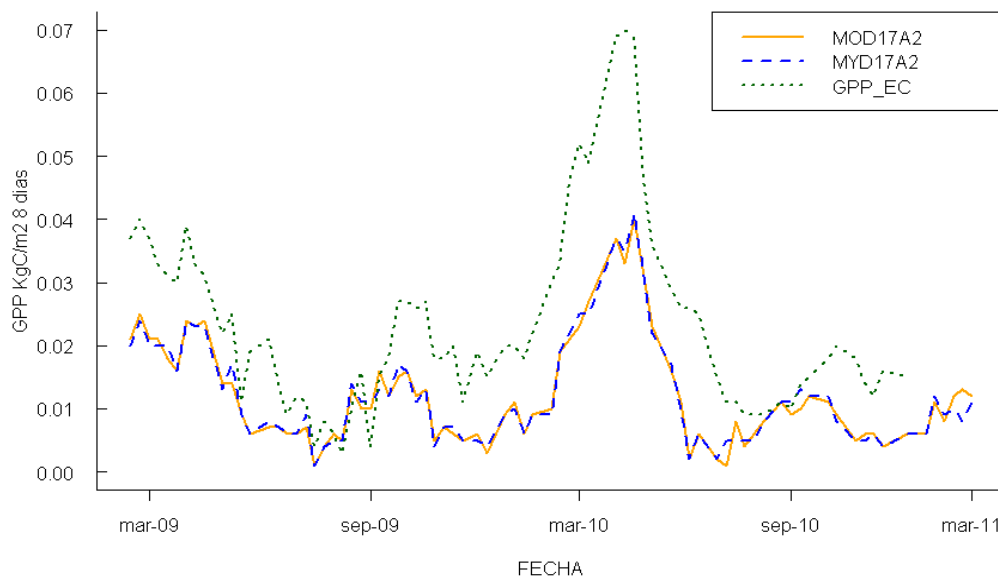


Figura 6. Dinámicas temporales de Productividad Primaria Bruta estimada por MODIS (MOD17A21, MYD17A2) y el medido en campo (GPP\_EC).

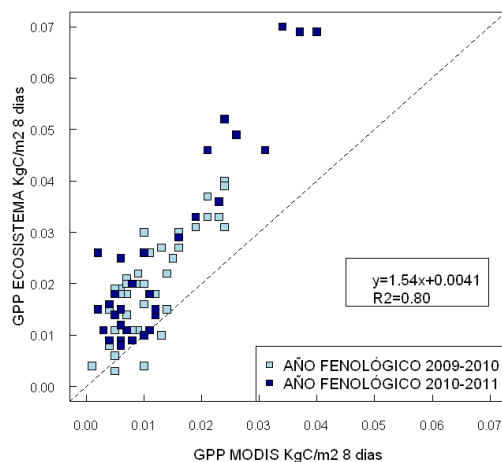


Figura 7. Comparación GPP estimado por MODIS y GPP medido por la torre de flujos EC.

Las diferencias entre los valores capturados por los sensores de MODIS y el flujo observado de carbono fijado por los ecosistemas, oscila en este estudio, desde un -137% hasta el 91% de forma puntual, teniendo un valor medio del 42%.

MOD17 está considerado uno de los productos más difíciles de validar debido a la potencial acumulación de errores producidos por los datos de entrada en el algoritmo, donde la mayoría son valores estimados y no observados, lo que dificulta una correcta captura de las dinámicas estacionales. Entre los *inputs* más conflictivos del algoritmo GPP de MODIS se encuentran la clasificación de cobertura del suelo (Strahler *et al.*, 2002), el modelo climático DAO (Data assimilation Office), al cual es especialmente sensible (Zhao *et al.*, 2005) y el producto MOD15, cuyos errores en las estimaciones producen errores, a su vez, en las estimaciones del producto GPP/NPP de MODIS. Nuestros resultados confirman la existencia de un gran desajuste entre los datos de GPP observados y estimados por MODIS lo que puede ser debido a que el algoritmo de MOD-MYD17 está sometido a una fuerte acumulación de errores relativos (Baldocchi *et al.*, 2001; Heinsch *et al.*, 2006; Turner *et al.*, 2003, Coops *et al.*, 2007).

## AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a los grupos del CCHS, INIA, Universidad de Alcalá y Universidad de Zaragoza que han participado en el proyecto BIOSPEC, los esfuerzos que han realizado tanto en los muestreos de campo como en el análisis y procesamiento de imágenes.

## BIBLIOGRAFÍA

Aubinet, M., Grelle, A., Ibrom, A., Rannik, U., Moncrieff, J., et al: 2000 Estimates of the annual net carbon and water exchange of

forests: The EUROFLUX methodology, *Adv. Ecol. Res.*, 30, 113–175.

Baldocchi, D., Falge, E., Gu, L., Olson, R., Hollinger, D., Running, S. W., et al. 2001 FLUXNET: A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities, *Bulletin of the American Meteorological Society*, 82, 2415–2434.

Cheng, Y.-B., Zarco-Tejada, P.J. Riano, D., Rueda, C.A. y Ustin S.L. 2006. Estimating vegetation water content with hyperspectral data for different canopy scenarios: Relationships between AVIRIS and MODIS indexes, *Remote Sensing of Environment*, 105, 354–366.

Gamon, J. A., Field, C. B., Goulden, M. L., Griffin, K. L., Hartley, A. E., Joel, G., Peñuelas, J. y Valentini, R. 1995. Relationships between NDVI, canopy, structure and photosynthesis in three californian vegetation types, *Ecological Applications*, 5: 28–41.

Gokhale, B. y Weber, K.T. 2010. Correlation between MODIS LAI, GPP, PsnNet, and FPAR and Vegetation Characteristics of Three Sagebrush-Steppe Sites in Southeastern Idaho. Pages 75–86 in K. T. Weber and K. Davis (Eds.), Final Report: Forecasting Rangeland Condition with GIS in Southeastern Idaho (NNG06GD82G). 189 pp.

Heinsch, F. A., Zhao, M., Running, S. W., Kimball, J. S., Nemani, R. R., Davis, K. J., et al. 2006. Evaluation of remote sensing based terrestrial productivity from MODIS using regional tower eddy flux network observations, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 44, 1908–1925

Hill, M.J., Senarath, U., Lee, A., Zeppel, M., Nightingale, J.M., Williams, R.D.J. y McVicar, T.R. 2006. Assessment of the MODIS LAI product for Australian ecosystems, *Remote Sensing of Environment*, 101 (4), 495–518.

Klaassen RHG, Strandberg R, Hake M, Olofsson P, Tottrup AP, Alerstam T. 2010. Loop migration in adult marsh harriers *Circus aeruginosus*, as revealed by satellite telemetry, *J Avian Biol*, 41, 200–207

Lu X. y Zhuang Q. 2010. Evaluating evapotranspiration and water-use efficiency of terrestrial ecosystems in the conterminous United States using MODIS and AmeriFlux data, *Remote Sensing of Environment*, 114, 1924–1939.

- Mas, J. F. 2011. *Aplicaciones del Sensor MODIS para el Monitoreo del Territorio*, Instituto Nacional de Ecología.
- Coops, Nicholas C., Andy Black, T. y Jassal Rachhpal S. 2007. Comparison of MODIS, eddy covariance determined and physiologically modelled gross primary production (GPP) in a Douglas-fir forest stand, *Remote Sensing of Environment*, 107, 385–401
- Pettorelli N., Ryan S., Mueller T., Bunnefeld N., Jędrzejewska B., Lima M. y Kausrud K. 2011 The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology, *Climate Research*, 46, 15-27.
- Pisek, J. y Chen, J. M. 2007. Comparison and validation of MODIS and VEGETATION global LAI products over four BigFoot sites in North America, *Remote Sensing of Environment*, 109, 81–94.
- Privette, J.L., Myneni, R.B., Knyazikhin, Y., Mukelabai, M., Roberts, G., Tian, Y., Wang, Y. y Leblanc, S.G., 2002. Early spatial and temporal validation of MODIS LAI product in the Southern Africa Kalahari, *Remote Sensing of Environment*, 83 (1–2), 232–243.
- Reichstein, M., K'atterer, T., Andr'en, O., Ciais, P., Schulze, E.-D., Cramer, W., Valentini, R., 2005. Does the temperature sensitivity of decomposition vary with soil carbon pools or quality?, *Biogeosciences Discuss.*, 2, 737–747.
- Roy, D.P., Borak, J.S., Devadiga, S., Wolfe, R.E., Zheng, M. y Descloitres, J. 2002. The MODIS Land Quality Assessment Approach, *Remote Sensing of Environment*, 83: 62–76.
- Sea, W. B., Choler, P., Weinmann, R. A., Beringer, J. Hutley, L. B. y Leuning, R. 2011. Documenting improvement in leaf area index estimates from MODIS using hemispherical photos for Australian savannas, *Agric. For. Meteorol.*, 151, 1453–1461.
- Shen, HF, Zeng, C. y Zhang, LP. 2011. Recovering Reflectance of AQUA MODIS Band 6 Based on Within-Class Local Fitting, *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 4(1), 185-192.
- Strahler, A. H., Friedl, M., Zhang, X., Hodges, J., Cooper, C. S. A. y Baccini, A. 2002. The MODIS Land Cover and Land Cover Dynamics Products. Presentation at Remote Sensing of the Earth's Environment from TERRAQ in L'Aquila, Italy.
- Turner, D. P., Ritts, W.D., Cohen, W. B., Gower, S. T., Zhao, M., Running, S.W., et al. 2003. Scaling gross primary production (GPP) over boreal and deciduous forest landscapes in support of MODIS GPP product validation, *Remote Sensing of Environment*, 88, 256–270.
- Turner J, Lachlan-Cope TA, Colwell S, Marshall GJ y Connolley WM 2006 Significant warming of the Antarctic winter troposphere, *Science*, 311, 1914–1917
- Wang, R., Zeng, C, Li, P. y Shen, HF 2011. Terra MODIS band 5 Stripe noise detection and correction using MAP-based algorithm. *2011 International Conference on Remote Sensing, Environment, and Transportation Engineering (RSETE 2011)*, 24-26 Jun. 2011. Nanjing, China, 8612 – 8615
- Waring, G. T., Josephson, E. Fairfield, C. P. y Maze-Foley, K. 2006. U.S. Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments—2005. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-194. 346.
- Xiao, J., Zhuang, Q., Baldocchi, D. D., Law, B. E., Richardson, A. D., Chen, J., et al. 2008. Estimation of net ecosystem carbon exchange for the conterminous United States by combining MODIS and AmeriFlux data, *Agricultural and Forest Meteorology*, 148, 1827–1847.
- Yang, F., Ichii, K., White, M. A., Hashimoto, H., Michaelis, A. R., Votava, P., et al. 2007. Developing a continental-scale measure of gross primary production by combining MODIS and AmeriFlux data through support machine approach, *Remote Sensing of Environment*, 110, 109–122.
- Yang, Y. H., J. Y. Fang, Y. D. Pan y C. J. Ji 2009. Aboveground biomass in Tibetan grasslands, *Journal of Arid Environments*, 73, 91–95.
- Zhang, Y., Yu, Q., Jiang, J.I.E. y Tang, Y. 2008. Calibration of Terra/MODIS gross primary production over an irrigated cropland on the North China Plain and an alpine meadow on the Tibetan Plateau, *Global Change Biol.*, 14, 757–767.
- Zhao, M., Heinsch, F. A., Nemani, R. R. y Running, S. W. 2005. Improvements of the MODIS terrestrial gross and net primary production global dataset, *Remote Sensing of Environment*, 95, 164–176.

# Caracterización y modelos de funcionamiento del sistema playa-duna en el Parque Nacional de Doñana (Huelva, España)

D. García e I. Vallejo

Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional. Universidad de Sevilla.

ivallejo@us.es

## RESUMEN

*La duna costera constituye un elemento clave que conjuga funciones geomorfológicas, ecológicas y de protección. A pesar de ello se ha visto sometida a grandes presiones y alteraciones que en muchos casos han supuesto su total desaparición. Frente a estas situaciones generalizadas, en las últimas décadas se han iniciado políticas de conservación, recuperación y restauración, para las que resulta esencial un mayor conocimiento de estas formaciones. Un aspecto crucial de este conocimiento son los modelos de funcionamiento y los sistemas de clasificación que posibilitan caracterizaciones más precisas de los diferentes tramos de dunas a lo largo de la costa. Modelos como los de Hesp (2002) o Psuty (2004) tratan de forma integrada el sistema playa-duna y resultan válidos en determinados entornos; no obstante, es indispensable un mayor número de estudios y aplicaciones locales para validarlos y adaptarlos a situaciones específicas. Este trabajo se centra en la duna costera del P. N. de Doñana y establece una tipificación de esta formación a lo largo de sus 26 kms de costa. Para ello, se hace uso de una combinación de técnicas con las que se extrae una extensa colección de datos que son tratados en un entorno SIG y mediante herramientas estadísticas multivariantes para obtener una clasificación del sistema playa-duna interpretada a la luz de los modelos citados.*

## PALABRAS CLAVE

Duna costera, playa, modelo, cluster, Doñana.

## ABSTRACT

*Foredunes constitute key elements in coastal environments as they play essential roles from geomorphological, ecological and defensive point of view. In spite of this, they show a general state of pressure, alteration and even destruction due to human action. Nevertheless, last decades have seen new approaches dealing with conservation and restablisment of coastal dune environments for which broader research and knowledge are necessary. Conceptual models of beach-dune behaviour (Hesp, 2002; Psuty, 2004) represent critical points for this knowledge, as they may allow to distinguish among different foredune sectors along the coast, where different approaches and actions are needed for conservation and restauration initiatives. The main aim of this work is to analyze and classify the beach-dune system of Doñana National Park. To reach this objective a wide range of data is extracted by different techniques (photointerpretation, remote sensing, field work) making use of GIS and multivariate statistics for data analysis and classification.*

## KEY WORDS

Foredune, beach, model, cluster, Doñana.

## 1 INTRODUCCIÓN

La duna costera constituye un elemento clave en los ámbitos litorales en los que aparece, conjugando diferentes roles que afectan a la geomorfología, la ecología y la protección de dichos ámbitos, así como a su riqueza paisajística y cultural. A pesar de ello, dada su localización estratégica en la interfase marítimo-terrestre, este tipo de formaciones ha estado sometido a múltiples presiones a lo largo del tiempo, con resultados generalizados de intenso deterioro y degradación, e incluso de total destrucción de la duna costera en numerosos casos (Roig-Munar, 2012).

Ante este panorama generalizado, en las últimas décadas son constatables numerosas iniciativas que tratan de revertir esta situación desde aproximaciones que abogan por la conservación, la restauración o la rehabilitación de la duna costera. Para ello ha sido necesario un esfuerzo paralelo en el campo de la investigación, de tal forma que una mejora en el conocimiento y comprensión de estas formaciones redundara en unas más eficaces políticas de intervención sobre las mismas (García *et al.*, 2001). En este sentido, los modelos conceptuales de funcionamiento del sistema playa-duna (Hesp, 2002; Psuty, 2004), representan un tipo de herramienta de gran utilidad, por cuanto que persiguen, en última instancia, la tipificación y sectorización de estas formaciones en base a una consideración de su funcionamiento solidario e inseparable de las playas a las que se asocian (Saye *et al.*, 2006).

El presente trabajo continúa la investigación que se ha venido llevando a cabo sobre la duna costera del Parque Nacional de Doñana (Vallejo *et al.*, 2006), con la justificación de que la misma constituye uno de los elementos menos conocidos de este emblemático espacio, y por el convencimiento de que este conocimiento puede contribuir a una más eficiente aplicación de las medidas de gestión que se llevan a cabo en el parque.

El objetivo central del trabajo consiste en obtener una clasificación del sistema playa-duna del P.N de Doñana sobre la que se apoye una sectorización del mismo. Esta clasificación parte de los modelos conceptuales citados y se basa en la aplicación de técnicas de análisis multivariante sobre el conjunto de datos que de forma sistemática se han extraído del área de estudio.

## 2 ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se inscribe en el sistema de dunas activas del P.N de Doñana que se

desarrolla sobre la gran flecha litoral del mismo nombre, y se extiende entre la localidad de Matalascañas, al norte, y la desembocadura del Guadalquivir, en su extremo sur (figura 1).

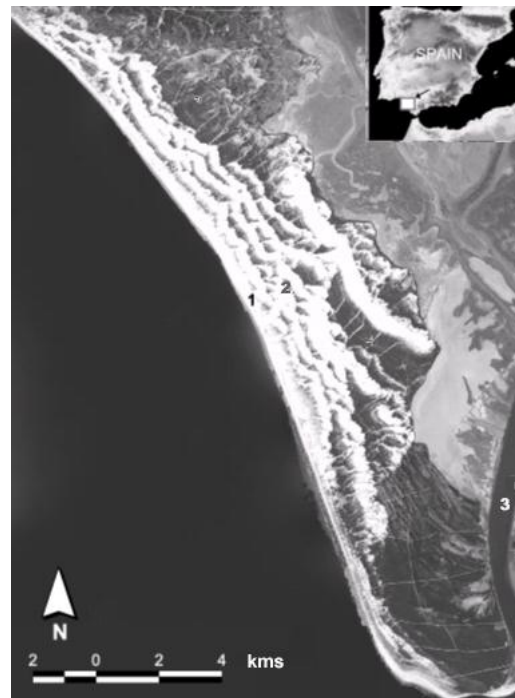


Figura 1. Localización general del área de estudio (1. Duna costera; 2. Dunas interiores; 3. Guadalquivir)

Dentro de esta macrounidad, el objeto de estudio queda definido por la unidad de la duna costera en la que se incluye la playa, así como las formaciones dunares contiguas a la misma, con las que mantiene una conexión sedimentaria activa. Esta formación paralela a la costa se forma gracias a la continua llegada de aportes arenosos a las playas del parque, así como por la movilización eólica que se produce por el predominio de vientos efectivos del SO.

En la unidad de la duna costera se distinguen a su vez tres subunidades dispuestas de forma paralela, que desde el mar son la playa, la duna primaria y la duna secundaria (figura 2). La duna primaria constituye un primer frente de dunas tras la playa alta, en la que dominan especies pioneras y constructivas (esencialmente *Ammophila arenaria*). Tras este primer frente se instala una más o menos extensa depresión interdunar que junto al cordón dunar de mayor envergadura al que da paso constituye la duna secundaria; en esta zona, la mayor protección frente al mar y el viento, suelen aparecer otras especies de porte arbustivo y, en general, una mayor riqueza de las comunidades vegetales (Vallejo, 2007).



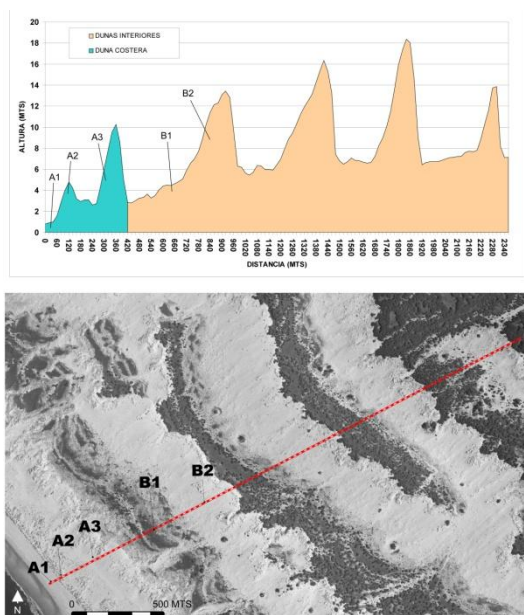


Figura 2. Unidades dunares en sistema de dunas activas de Doñana [A.- Duna costera: A1.-playa; A2.-Duna Primaria; A3.-Duna secundaria. B.- Dunas interiores: B1.- Depresión interdunar (corral); B2.- Duna transversal]

### 3 DATOS EMPLEADOS

#### 3.1 Ortofotografías

Una parte sustancial del trabajo se apoya en la fotointerpretación multitemporal, para lo que se han empleado un conjunto de ortofotografías, obtenidas en todos los casos a través de servicios Web Mapping Services ofrecidos por la Red de Información Ambiental de la Junta de Andalucía (REDIAM).

Las ortofotografías utilizadas han sido las correspondientes a los siguientes vuelos:

1956: Conocida como Vuelo Americano, constituye la imagen aérea más antigua de calidad y cobertura suficiente para toda la zona de estudio. La escala de las ortofotos es de 1:33.000, con una resolución o tamaño de pixel de 1 m.

1977: Conocido como el Vuelo del IRYDA, ya que fue este organismo el encargado de su ejecución (Instituto Nacional de Reforma y Desarrollo Agrario). Recientemente disponible en la REDIAM, constituye una fecha intermedia muy interesante, ya que se encuentra temporalmente próxima a varias actuaciones antrópicas tan importantes para la cuestión que nos ocupa, como la construcción del Espigón Juan Carlos I o el espigón de Punta Umbría. La escala del vuelo es de 1:18.000 y el tamaño de pixel de 0.5 m

1998: Ortofoto en color realizada a partir de un vuelo fotogramétrico a escala 1:60.000, presenta una resolución espacial de 1 m.

2008: Ortofotografía en color de 0.5 m de resolución. Cuenta con la peculiaridad de una división en zona norte (2009) y sur (2008) de Andalucía, en la que se ha dividido parte de la provincia de Huelva, entrando la zona del Parque Nacional en la zona sur (2008) y la zona del Parque Natural en la zona norte (2009).

La elección de estas fechas permite distinguir 3 etapas intermedias, lo que añade un valor extra al estudio. Dos de estas etapas son de 21 años (1956-1977 y 1977-1998) y la tercera de 10 (1998-2008).

#### 3.2 Imagen Satélite

Junto con las ortofotografías se ha contado con una imagen satélite SPOT 5 de 2,5 m de resolución espacial, de fecha 08/07/2009. Para conseguir esta imagen se ha realizado la inscripción el Plan Nacional de Teledetección (PNT). En nuestro caso, hemos optado por las imágenes SPOT 5, ya que se trata del producto de mayor resolución espacial disponible por el momento en el PNT.

Las características de este satélite son las siguientes:

- Bandas Multiespectrales, correspondientes a Verde (0.50-0.59  $\mu\text{m}$ ), Rojo (0.61-0.68  $\mu\text{m}$ ), Infrarrojo Cercano (0.78-0.89  $\mu\text{m}$ ) e Infrarrojo Medio (SWIR, 1.58-1.75  $\mu\text{m}$ ). Cada banda con 10 m de resolución espacial, excepto el Infrarrojo Medio, que cuenta con 20 m de resolución espacial.
- 1 banda pancromática (0.48-0.71  $\mu\text{m}$ ), obtenida en el mismo momento que las multiespectrales, de 2,5 m de resolución espacial.
- IFOV o Campo de visión Instantánea de 3600 km<sup>2</sup> (60 x 60 km).
- Órbita Cuasi-Polar y Heliosíncrona, con una cobertura de todo el globo cada 26 días y una posibilidad de frecuencia de imágenes para una misma zona entre 2 y 4 días, gracias a la posibilidad de giro de ángulo de los sensores.

El PNT ofrece además la posibilidad, de obtener como producto final a descargar, una fusión de una composición en pseudo-color verdadero (RGB 4, 3, 2) con la banda pancromática, con lo que se obtiene una imagen final con la información espectral de las bandas multiespectrales, y la resolución espacial de la banda pancromática.

### 3.3 Modelo Digital del Terreno

Se ha empleado un Modelo Digital del Terreno (MDT) con un paso de malla de 5 m. Este MDT se generó por estereocorrelación automática a partir de la ortofoto de 2004. Está disponible para su descarga en el centro de descargas del Instituto Geográfico Nacional (IGN).

## 4 METODOLOGÍA

El estudio se ha realizado mediante una primera etapa de fotointerpretación de las ortofotos con el apoyo del Modelo Digital del Terreno. De esta etapa se han obtenido las líneas del límite Húmedo/Seco y la línea de vegetación para las distintas fechas de las ortofotos utilizadas. Esto ha permitido el contar con datos de la anchura de la playa alta para cada fecha. También se han obtenido las líneas que delimitan la Duna Costera Primaria y la Duna Costera Secundaria.

Posteriormente, y por medio de la extensión de ArcGIS Digital Shorelines Analysis System (DSAS), se han trazado transectos perpendiculares a la línea de costa y se han obtenido una serie de estadísticos sobre la evolución de la línea de costa para el periodo 1956-2008, así como de los periodos intermedios (figura 3).



Figura 3. Ejemplo del funcionamiento de DSAS

En este caso se ha optado por trazar transectos cada 50 m, lo que ha generado un total de 516 transectos en el tramo costero de 26 km que se extiende desde el extremo oriental de Matalascañas hasta la Punta de Malandar.

La extensión DSAS permite obtener una serie de estadísticos sobre los movimientos de la línea de costa, entre los que destacan:

- Shoreline Change Envelope (SCE): Muestra la distancia entre las líneas más

alejadas entre sí para cada transecto, indica el dinamismo de ese transecto sin tener en cuenta las fechas.

- Net Shoreline Movement (NSM): Muestra la distancia entre las fechas más distantes, sin tener en cuenta si coinciden o no con las líneas más externas del transecto.

- End Point Rate (EPR): Muestra el valor del NSM dividido por el número de años transcurridos en cada periodo, de modo que es un índice o tasa anual de movimiento.

En un siguiente paso, los transectos se han extendido hasta el límite de la Duna Costera y se ha realizado un buffer de 15 m a cada uno de ellos (figura 4). Estos buffers se han dividido en función del tipo de duna (primaria o secundaria), lo cual ha permitido el poder obtener distintos datos estadísticos para cada tipología (vegetación, altura, pendiente, etc.).

Los datos de vegetación se han obtenido mediante técnicas de teledetección de la imagen SPOT 5. Se ha realizado una primera clasificación no supervisada de la imagen en 10 clases y posteriormente sobre el resultado obtenido se ha obtenido una clasificación supervisada que se ha fijado en 3 clases: Ausencia de vegetación, Matorral de porte bajo y Coníferas. Finalmente para una mayor simplificación del análisis se ha optado por agrupar aún más los datos y contar únicamente con datos de densidad de vegetación.

Una vez que se ha contado con todas las variables se ha procedido a la creación de clusters o conglomerados, tanto para la playa, como para la duna primaria, la duna secundaria y el global del transecto. La idea de estos conglomerados es buscar una mayor comprensión de las relaciones que se establecen entre las distintas tipologías de playas y dunas que se encuentran a lo largo de los 26 km de costa del Parque Nacional de Doñana.

Los cluster se han generado mediante el programa SPSS, optándose por un proceso combinado de análisis jerárquico (que ha permitido estimar el número idóneo de clases) y análisis no jerárquico, con el que finalmente se han hecho las clasificaciones una vez se ha obtenido el número óptimo de conglomerados a realizar.

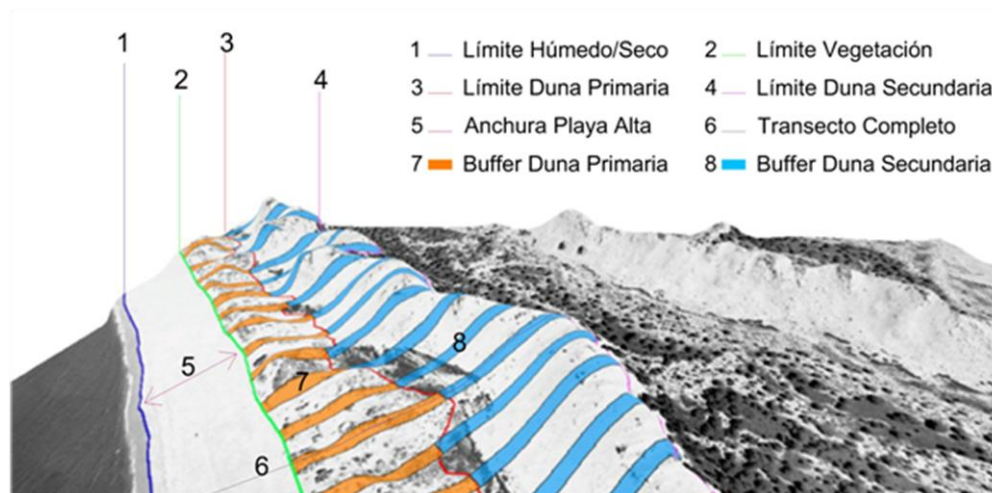


Figura 4. Esquema en 2.5 D del modelo de trabajo empleado.

## 5 RESULTADOS

En este apartado se distinguen esencialmente dos bloques de resultados. El primero muestra la utilización de la información extraída para realizar una caracterización general de los elementos clave del área de estudio. El segundo se centra en la aplicación del análisis multivariante (cluster) en la clasificación del sistema playa-duna.

### 5.1 Caracterización general de unidades

A modo de ejemplo se ha representado el comportamiento de dos variables a lo largo para dos de las subunidades de la zona de estudio: la playa y duna primaria.

En el caso de la playa, la figura 5 permite observar una correlación lógica entre la anchura de la playa alta y la tasa de acreción/erosión de la playa. Con independencia de una tendencia general hacia mayores valores a medida que nos acercamos al extremo distal de la fecha de Doñana (Río Guadalquivir), conviene matizar diferentes aspectos singulares. En primer lugar, en los primeros 5 kilómetros pueden apreciarse unas tasas de crecimiento muy bajas, llegando a ser negativas en determinados puntos; esto, sin embargo, no se corresponde con una playa alta más estrecha, si no que ésta muestra valores bastante similares a los de los tramos posteriores; como ha sido puesto de manifiesto la

proximidad de la urbanización de Matalascañas y las frecuentes obras de regeneración que se dan en estas playas pueda explicar este comportamiento anómalo. Igualmente llamativo es el caso del sector que se sitúa aproximadamente entre los kilómetros 19 a 23, justo antes de la parte final de la flecha, donde se dan los valores más bajos de anchura de playa, a pesar de que las tasas de crecimiento no se corresponde con las más bajas de la zona, si bien experimentan un claro descenso que rompe la tendencia general al crecimiento en el sentido N-S.

Por último, en la parte final de la fecha, se disparan tanto las tasas de crecimiento como la anchura de la playa alta, con un comportamiento que claramente sobresale de lo que ha venido ocurriendo hasta este punto.

En general la distribución espacial de estos datos a lo largo de la playa nos muestran el comportamiento esperado de una flecha litoral: Una primera parte más longitudinal con un by passing constante de arena, una segunda parte en la que se produce una curvatura de la flecha que favorece la sedimentación y una parte final de rápido crecimiento que produce un rápido desarrollo de surcos y crestas de playa (Benavente, 2000).

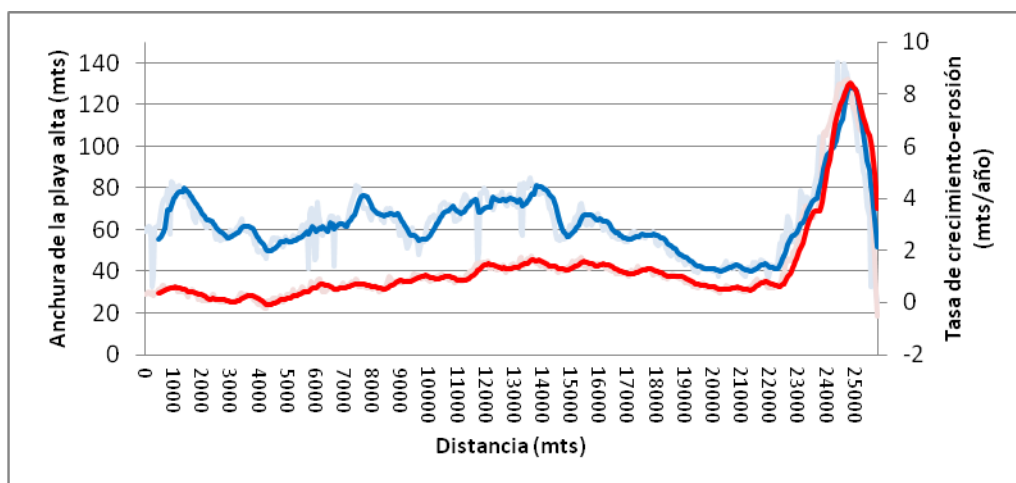


Figura 5. Anchura de la playa alta (—) y tasa de crecimiento (—) a lo largo de la costa de Doñana

En el caso de la duna primaria, las variables elegidas han sido densidad de vegetación y altura media. En la figura 6 puede apreciarse igualmente un cierto comportamiento paralelo entre ambos factores, si bien puede apreciarse una relación inversa cuando se alcanza el entorno del kilómetro 19. Una vez más, en este sector el comportamiento se aleja del resto, iniciándose un descenso de la altura media de las dunas, a medida que van alcanzándose coberturas más altas de vegetación.

## 5.2 Análisis cluster

Como se ha comentado, los análisis estadísticos incluyen la extracción de clusters

para las subunidades de la playa, la duna primaria y la duna secundaria, así como para la totalidad de la duna costera. Para cada una de estas unidades, las variables empleadas han sido las siguientes:

- Playa: Anchura media de la playa alta en el periodo, EPR, Indicador de variación de anchura de playa, Indicador de variación del EPR.
- Duna Primaria: Anchura de la duna primaria, altura media de la duna primaria y densidad de vegetación.

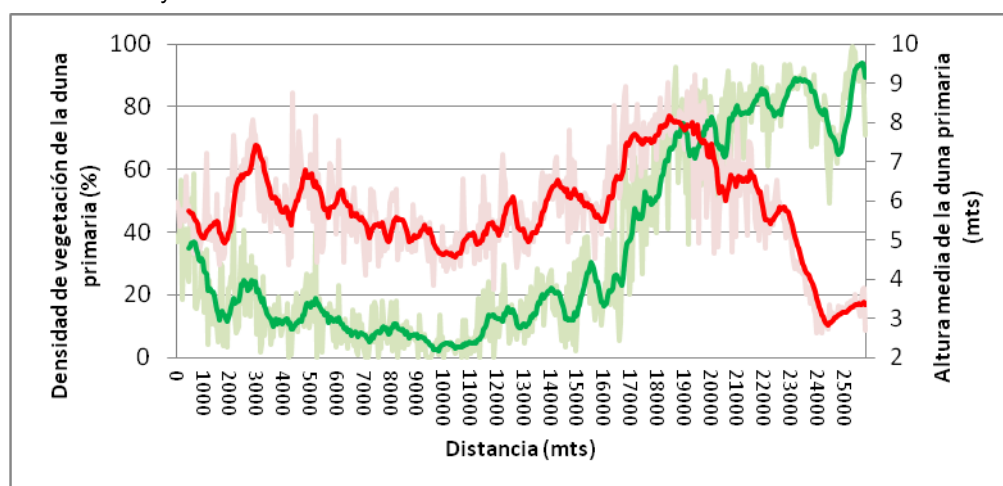


Figura 6. Densidad de vegetación (—) y altura media (—) a lo largo de la duna primaria de Doñana



- Duna Secundaria: Anchura de la duna secundaria, altura media de la duna secundaria y densidad de vegetación.
- Transecto Completo: EPR, Anchura media de la playa alta, altura media de la duna costera y densidad de la vegetación.

En el caso de la playa, los datos muestran cómo los tramos con valores más elevados de EPR (mayor progradación), se corresponden, como ya se ha comentado, con las zonas donde se dan las mayores anchuras de playa (tabla 1). Sintéticamente, la clase 1 se extiende a lo largo de los primeros 17 kilómetros de playa, con crecimientos y anchuras medias; las clases 3 y 4 componen en realidad una clase que se localiza en el extremo distal de la flecha, donde ambas variables adquieren los valores más altos (figura 11). En el caso de la clase 2, se localiza entre los kilómetros 17 a 23, donde se dan anchuras de playa muy bajas y tasas de crecimiento bajos.

Parámetro	C1	C2	C3	C4
EPR	0.89	0.62	7.17	3.91
Playa Alta	65.49	44.52	111.58	71.22
Variab. Anchura	17.47	15.68	66.59	36.75
Variab. EPR	6.23	4.87	60.47	23.93
Nº Casos	343	120	32	22

Tabla 1. Clases y variables para playa

En la duna primaria se dan agrupaciones que se ajustan bastante bien a los diferentes tipos de playa (tabla 2). Así, la clase 4 de duna primaria se asocia a las clases de playa 3 y 4, indicando que los máximos crecimientos de la playa condicionan extensas franjas dunares, donde se suceden cordones de escasa altura que son rápidamente colonizados por la vegetación (Psutý, 2004).

Parámetro	C1	C2	C3	C4
Densidad de Vegetación	12.94	17.77	70.08	82.02
Anchura Duna	79.33	153.16	104.75	221.55
Altura	8.21	7.75	9.04	5.15
Media Duna	256	80	116	65
Nº de Casos	256	80	116	65

Tabla 2. Clases y variables para la duna primaria

En el caso de la clase 3 de duna primaria, existe una localización paralela a las playas de clase 2; es decir, playas de anchura y crecimiento moderado se asocian a cordones de dunas bien desarrollados en altura y con importantes coberturas de vegetación. Finalmente, las dunas de tipo 1 y 2 se asocian con las playas de clase 1, siendo su principal

diferencia un mayor desarrollo longitudinal en el caso de la clase 2, probablemente vinculado a zonas de blowouts.

En el caso de la duna secundaria las clases tienden a mostrar una mayor agrupación espacial (tabla 3). La clase 4 se localiza en el extremo final de la flecha, donde esta formación adquiere una mayor anchura, acompañada por alturas moderadas y densidades muy altas de vegetación. La clase 2 sigue a la anterior y representa dunas de gran altura e importantes coberturas de vegetación. La clase 1 arranca desde este punto, donde la densidad de vegetación cae de forma radical, coincidiendo con menores alturas de las formaciones dunares. Por último, la clase 3 se localiza en los primeros kilómetros desde Matalascañas, donde se recuperan moderadamente la densidad de vegetación y la altura de las dunas.

Parámetro	C1	C2	C3	C4
Densidad de Vegetación	4.13	76.28	11.03	87.39
Anchura Duna	269.26	339.98	209.93	492.34
Altura	6.41	9.75	8.64	6.87
Media Duna	175	114	163	61
Nº de Casos	175	114	163	61

Tabla 3. Clases y variables para la duna secundaria

Finalmente, en la figura 7 se muestran las clases obtenidas para el sistema playa-duna en su totalidad (playa+duna primaria+duna secundaria, cuya distribución a lo largo de la zona de estudio (figura 8) permite diferenciar cuatro clases bien definidas.

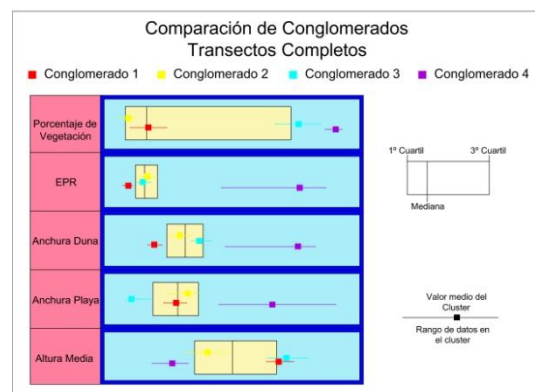


Figura 7. Clases y variables para el sistema playa-duna en su conjunto.

Así, las clases 1 y 4 muestran el comportamiento más diferenciado entre sí, ofreciendo una posición extrema en las diferentes variables empleadas. Así, la clase 4 se



sitúa en el extremo distal de la flecha, donde es extremo el comportamiento de la playa, con crecimientos y anchuras muy por encima del resto de clases; ambas circunstancias condicionan la aparición de extensas formaciones dunares, en las que se dan valores muy altos de cobertura de vegetación, pero que no consiguen desarrollar importantes alturas por su rápida desconexión con la fuente de alimentación representada por la playa. Frente a esta situación, la clase 1 representa el tipo dominante de sistema playa-duna, localizado en el sector central de la zona de estudio. En este caso, a pesar de que las playas ofrecen unas bajas tasas de crecimiento, su anchura muestra unos valores intermedios que se corresponden con una franja dunar poco desarrollada, pero en donde las dunas adquieren una altura importante pero coberturas de vegetación moderados.

La clase 3 representa el mayor desarrollo del sistema de dunas costeras, al presentar valores conjuntos muy altos en términos de anchura, altura y cobertura de vegetación; este tipo de dunas se asocian a playas de crecimientos moderado, cuyas anchuras se sitúan por debajo de la media de toda la zona de estudio, coincidiendo que lo que se establece en los modelos conceptuales citados (Psuty, 2004).

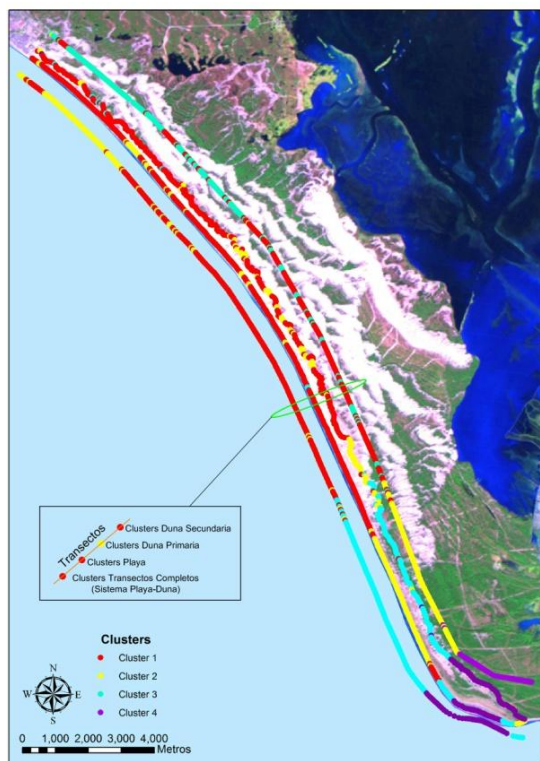


Figura 8. Distribución de las diferentes clases

Por último, la clase 2 se localiza en los primeros kilómetros de costa, ofreciendo como carácter diferenciador unos porcentajes muy bajos de cobertura de vegetación, ya que en el resto de variables se sitúa en niveles intermedios.

## 6 CONCLUSIONES

En el presente trabajo se desarrolla una metodología que demuestra su capacidad para el establecimiento de una clasificación de los sistemas playa-duna a partir de variables de fácil extracción y tratamiento.

Las variables elegidas se corresponden con las que normalmente se manejan en los modelos conceptuales más extendidos sobre el funcionamiento y clasificación de este tipo de sistemas.

En el caso del sistema playa-duna del P.N de Doñana, la aplicación de esta metodología permite distinguir entre cuatro clases básicas de asociaciones playa-duna, que se ajustan de forma coherente a lo que establecen algunos modelos conceptuales (figura 9).

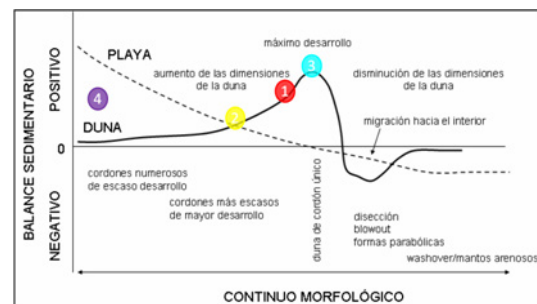


Figura 9 Situación de las clases obtenidas en el modelo conceptual de Psuty (2004).

Así, la clase 4 se correspondería con el máximo desarrollo de las playas, donde las dunas asociadas se extienden como una sucesión de cordones de escasa altura e intensa cobertura de vegetación, que aquí responde a un alejamiento de la playa y a la proximidad del río Guadalquivir que posibilita mejores condiciones en términos de enriquecimiento de edáfico (aportes sedimentarios de carácter fluvial).

La clase 3, por su parte, supone el máximo desarrollo de las formaciones dunares costeras, con una relación anchura-altura que sugiere la presencia de un gran cordón dunar vegetado, asociado en este caso a playas que se sitúan en el límite del equilibrio sedimentario, sobre todo en lo que se refiere a la anchura de la misma. La localización de esta clase se produce en el sector anterior al extremo de la flecha y coincide con la irrupción de altas densidades de vegetación determinadas por la abundancia de coníferas (enebro, sabina y pino).

Entre ambas clases, a lo largo de toda la primera parte de la zona de estudio, las clases 1 y 2 representan un tipo de duna costera con ausencia de especies arbóreas y arbustivas y un predominio de la *Ammophila arenaria* que asigna densidades de cobertura bajas. La clase 1 se da en playas de anchura y crecimiento discretos, correspondiéndose a una duna más acordonada, por tanto, con menor anchura y mayor altura, y niveles más elevados de vegetación. Por el contrario, la clase 2, en playas de características similares, se asocia de dunas más extensas, de menor altura y con porcentajes de vegetación más bajos.

La clasificación desarrollada resulta sumamente útil para la profundización en el estudio de este singular espacio, ya que permite dirigir estudios de mayor detalle en cada uno de los sectores establecidos (perfiles de playa, granulometría, formaciones vegetales, etc), y orientar las futuras acciones de gestión que puedan ponerse en marcha.

## BIBLIOGRAFÍA

- Benavente J. 2000. *Morfodinámica Litoral de la Bahía Externa de Cádiz*. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz.
- García, M., Gallego, J., Williams, A.T. y García, F. 2001. A coastal dune vulnerability classification. A case study of the SW Iberian Peninsula, *Journal of Coastal Research*, 17 (4), 802-811.
- Hesp, P.A. 2002. Foredunes and blowouts: initiation, geomorphology and dynamics, *Geomorphology*, 48, 245–268.
- Psuty, N.P. 2004. The coastal foredune: A morphological basis for regional coastal dune development. En *Coastal dunes. Ecology and conservation*, editado por M.L. Martínez y N.P. Psuty, Berlin, Springer, 11-27.
- Roig-Munar, F.X., Pons, G.X, Martín-Prieto, J.A., Rodríguez-Perea, A. y Mir-Gual, A. 2012. Análisis espacio-temporal (1956-2004) de los sistemas dunares de Menorca (Islas Baleares) mediante variable geoambientales de uso y gestión, *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 58, 381-403.
- Saye, S.E., Van der Wal, D., Pye, K. y Blott, S.J. 2006. Beach-dune morphological relationships and erosion/accretion: an investigation at five sites in England and Wales using LIDAR data, *Geomorphology* 72 (1-4), 128-155
- Vallejo, I., Ojeda, J. y Malvárez, G.C. 2006. Characterization and classification of the beach-dune system of the Doñana National Park, Southern Spain, *Journal of Coastal Research*, 48, 112-117
- Vallejo, I. 2007. *Caracterización geomorfológica y análisis de la evolución reciente del sistema de dunas activas del P.N de Doñana (1956-2001)*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla. 468 pp.



# Análisis del régimen histórico de los incendios forestales en la Comunidad de Madrid (1984-2010) y su relación con los cambios de usos del suelo

I. Gómez<sup>1</sup>, M.P. Martín<sup>1,3</sup>, F.J. Salas<sup>2,3</sup> y M. Gallardo<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro de Ciencias Humanas y Sociales (CCHS). Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC).

<sup>2</sup>Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá.

<sup>3</sup>Unidad Asociada Geolab.

israel.gomez@cchs.csic.es, mpilar.martin@cchs.csic.es, javier.salas@uah.es

## RESUMEN

*Entender la interacción entre los factores naturales y socio-económicos que determinan el régimen de incendios resulta fundamental para poder realizar proyecciones y evaluaciones de impactos cada vez más acertadas. Sin embargo, para ello es necesario contar con información histórica precisa, sistemática, homogénea y espacialmente explícita sobre la incidencia del fenómeno. Las bases de datos de incendios presentan, habitualmente, serias limitaciones en este sentido, por lo que otras fuentes de información, como la teledetección, se han convertido en alternativas óptimas para generar mapas de incendios a diversas escalas espaciales y temporales. Existen diversos proyectos nacionales e internacionales con el propósito de generar información que permita estudiar los factores que determinan el actual régimen de incendios, así como su potencial evolución futura. En esta línea se inscribe el presente trabajo, incluido en el marco del proyecto "Forest fires under climate, social and economic changes in Europe, the Mediterranean and other fire-affected areas of the World" (FUME <http://www.fumeproject.eu/>), cuyo fin es estudiar los cambios y factores que se relacionan con los regímenes de incendios pasados, actuales y futuros para determinar los posibles impactos sobre la vegetación en regiones mediterráneas y concretar las medidas necesarias para hacer frente a futuros escenarios de riesgo.*

*En este trabajo se han analizado los cambios experimentados en el régimen de incendios en la Comunidad de Madrid en las últimas 3 décadas (1984-2010), así como su relación con los cambios producidos en los usos del suelo. Para ello, se han identificado y cartografiado los incendios producidos en la región durante los años mencionados utilizando imágenes del satélite Landsat mediante la combinación de técnicas de análisis digital y visual. Los resultados arrojan un claro carácter cíclico de los incendios, con años de elevada incidencia (como 1985, 2000 y 2003, destacados por el número de incendios y la superficie afectada, por encima de las 2000 ha) seguidos de otros con un claro descenso de la siniestralidad. Paralelamente se han analizado los cambios en los usos de suelo producidos en la Comunidad de Madrid entre principios de la década de los 80 y mediados de los años 2000 utilizando como referencia los mapas de ocupación del suelo CORINE LandCover (1990, 2000 y 2006) y el Mapa de Vegetación y Usos del Suelo de la Comunidad de Madrid, del año 1982.*

*Finalmente, se han estudiado las relaciones existentes entre los regímenes de incendios y los cambios observados en los usos y cubiertas del suelo en los períodos analizados. A partir de este estudio, se ha determinado que entre los años 1984 y 2006 la mayor parte de la superficie quemada mantuvo el tipo de cubierta anterior al incendio (por encima del 80% de toda la superficie). No obstante, en las áreas que experimentaron un cambio de cubierta, las transiciones más destacadas fueron las de superficies arboladas, especialmente coníferas, que pasaron a ser matorral o espacios de vegetación escasa, las de cultivos de secano que fueron sustituidas por pastizales o sectores industriales, y las de terrenos de vegetación escasa que cambiaron a matorral.*

## PALABRAS CLAVE

Incendios forestales, cartografía, Landsat, usos del suelo, dinámica histórica.

## ABSTRACT

*Understanding the interaction between natural factors and socio-economic factors that determine the fire regime is essential to make right projections and impact assessments. However, this requires having accurate historical, systematic, homogeneous and spatially explicit information on the fire occurrence. The fire databases usually have serious limitations in this regard, so other sources of information, such as remote sensing, have emerged as alternatives to generate optimal fire maps on various spatial and temporal scales. Several national and international projects work in order to generate information for studying the factors that determine the current fire regime and its future evolution. This work is part of them, there by it is included in the framework of the project "Forest fires under climate, social and Economic Changes in Europe, the Mediterranean and other fire-affected areas of the World" (FUME <http://www.fumeproject.eu/>), which aims to study the changes and factors related to fire regimes through time to determine the potential impacts on vegetation in Mediterranean regions and concrete steps to address future risk scenarios.*

*We analyzed the changes in the fire regime in the Madrid region in the past three decades (1984-2010) and its relation to land use changes. To do this, we have identified and mapped fires in the region during those years using Landsat satellite images by combining digital techniques and visual analysis. The results show a clear cyclical behavior of the fire, with years of high incidence (as 1985, 2000 and 2003, highlighted by the number of fires and the area concerned, over 2000 ha) followed by another with a clear decrease of frequency. In parallel we have analyzed the land use changes produced in the Community of Madrid between the early 80s and mid-2000s using as reference CORINE Landcover maps (1990, 2000 and 2006) and the Map of Vegetation and Land Use in the Community of Madrid, 1982.*

*Finally, we have studied the relationship between fire regimes and observed land use and land cover changes in the periods analyzed. From this study, it was determined that between 1984 and 2006 most of the burned area remained pre-fire cover type (above 80% of the area). However, in areas that experienced a change, the most important transitions were wooded areas, especially conifers, which became shrubs or spaces with sparse vegetation, the non-irrigated crops were replaced by grasslands or industries, and sparse vegetation changed to shrubs.*

## KEY WORDS

Forest fires, cartography, Landsat, land use, historical dynamics.

## 1 INTRODUCCIÓN

Los territorios del dominio mediterráneo tienen unas características biogeográficas y climáticas que los hacen especialmente susceptibles de sufrir incendios, sobre todo durante la estación veraniega, cuando la ausencia de precipitaciones y las altas temperaturas provocan una reducción notable de la humedad en la cubierta vegetal, convirtiéndose en un combustible idóneo. Cada año miles de hectáreas de superficie son afectadas por el fuego en países como España, provocando efectos ecológicos muy negativos, como la pérdida de cantidad y variedad en la masa arbórea, o la potenciación de los procesos erosivos (Carballas, 2003; Csiszar *et al.*, 2004).

Los diversos tipos de actividades relacionadas con el fuego producen una amplia gama de impactos, cuyos efectos están íntimamente relacionados con la extensión e intensidad de las áreas quemadas. Por este motivo, es importante disponer de información detallada sobre la localización y características de los sucesos, a fin

de evaluar las pérdidas económicas y los efectos ecológicos, hacer un seguimiento de los cambios en los usos y cubiertas del suelo, modelar los impactos derivados del incendio y estimar sus consecuencias a corto y largo plazo (Martín y Chuvieco, 2001).

Por otra parte, a partir del análisis de la localización espacial de los incendios, pueden desarrollarse planes de prevención y estrategias de gestión más adecuadas y eficientes que eviten el mal uso de los recursos destinados a la gestión de los incendios, introduzcan medidas para prevenir riesgos posteriores a su ocurrencia (Vafeidis y Drake, 2005), y establezcan medidas de protección de las áreas afectadas que, a su vez, faciliten la regeneración de la vegetación (Bastarrika, 2009).

A pesar de las numerosas ventajas asociadas a la información sobre la localización espacial de las áreas afectadas por el fuego, la falta de cartografía sistemática es un problema muy frecuente todavía. Diversos proyectos y programas internacionales se han planteado



como objetivo intentar paliar este problema con la generación de información derivada de fuentes fiables y consistentes como es el caso de la teledetección. Precisamente, el presente trabajo de investigación se inscribe en el marco de uno de estos proyectos "Forest fires under climate, social and economic changes in Europe, the Mediterranean and other fire-affected areas of the World" (FUME <http://fumeproject.eu>), cuyo fin es estudiar los cambios y factores que se relacionan con los regímenes de incendios pasados, actuales y futuros para determinar los posibles impactos sobre la vegetación en regiones mediterráneas y definir las medidas necesarias para hacer frente a futuros escenarios de riesgo

## 2 ÁREA DE ESTUDIO Y DATOS UTILIZADOS

El área de estudio incluye el territorio de la Comunidad Autónoma de Madrid. Esta región abarca una superficie de 8.026,2 km<sup>2</sup> y una población de 6.489.768 habitantes en 2012 (<http://www.madrid.org/iestadis/>), siendo la región más densamente poblada del país. Un espacio que constituye un claro ejemplo de los profundos cambios socioeconómicos acaecidos en las últimas décadas y sus consecuencias sobre la ocurrencia de incendios. En esta región el abandono de las actividades agrarias tradicionales, como el pastoreo, la silvicultura, el aprovechamiento forestal tradicional, etc. se ha unido, en las últimas décadas, al notable incremento del proceso de urbanización y al desarrollo de infraestructuras que tienen un claro impacto sobre el medio ambiente. Estas pautas socioeconómicas suponen una mayor presión sobre las áreas naturales, que se tornan más vulnerables y sujetas a un mayor riesgo.

El período de tiempo analizado en este estudio abarca desde principios de la década de 1980 hasta el año 2010. Este período temporal está condicionado por la disponibilidad de las fuentes de información utilizadas en el estudio: imágenes Landsat y cartografía de usos del suelo

Para la cartografía de áreas quemadas se utilizaron imágenes Landsat 5, TM y MSS, y Landsat 7 ETM+. Los sensores TM y ETM+ proporcionan información en 7 bandas espectrales: Azul (banda 1), Verde (banda 2), Rojo (banda 3), Infrarrojo cercano (banda 4), Infrarrojo de onda corta (bandas 5 y 7) y Térmico (banda 6), con una resolución espacial de 30 m, salvo en la banda 6. El sensor ETM+ incluye una banda pancromática de resolución espacial de 15 m. En cuanto al sensor MSS, tiene información en el Verde (banda 1), Rojo (banda 2), Infrarrojo cercano (bandas 3 y 4) y Térmico (banda 5). Se usó la escena 201-32, que cubre el 99% del área

de estudio. La mayor parte de las imágenes utilizadas en este trabajo se obtuvieron del servidor gratuito del United States Geological Survey (<http://glovis.usgs.gov/>) y, el resto, fue adquirido del catálogo Eoli, de la Agencia Espacial Europea, a través de distribuidores autorizados.

El estudio de los usos de suelo se basó en el mapa de Vegetación y Usos del Suelo de la Comunidad de Madrid, de 1982 (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Comunidad Autónoma de Madrid), y en los mapas CORINE LandCover, de 1990, 2000 y 2006 (Agencia Europea del Medio Ambiente, Comisión Europea).

## 3 OBJETIVOS

El objetivo general de este estudio es analizar el régimen de incendios, así como su relación con los cambios de ocupación y usos del suelo en un territorio sujeto a los efectos de una importante actividad humana como es el de la Comunidad de Madrid. Como objetivos específicos podemos señalar los siguientes:

- Cartografiar los incendios producidos en el territorio de la Comunidad Autónoma de Madrid durante el período 1984-2010 utilizando imágenes de satélite de la serie Landsat.
- Analizar los cambios en los usos de suelo que se han producido en el área de estudio entre 1982 y 2006.
- Establecer la relación existente entre los incendios identificados y los cambios de usos del suelo observados.

## 4 METODOLOGÍA

### 4.1 Cartografía de áreas quemadas a partir de imágenes Landsat, 1984-2010

El tiempo transcurrido entre los incendios y la adquisición de la imagen es crítico para la identificación de áreas quemadas, ya que esta tarea se facilita cuando existe carbón depositado en el suelo, que puede desaparecer en poco tiempo debido a la acción del viento y la lluvia (Pereira, 1999). Por este motivo, en el proceso de selección de las imágenes se procuró que el intervalo de tiempo entre la ocurrencia de incendios y la adquisición de la imagen fuera lo más reducido posible. Para ello se seleccionaron preferentemente imágenes adquiridas en los meses de septiembre-octubre, ya que estas imágenes nos permitirían discriminar los incendios recientes ocurridos en la época estival, período de mayor incidencia de este fenómeno

que, en nuestra zona de estudio, se extiende fundamentalmente de junio a septiembre (según las estadísticas oficiales, en dicho periodo se concentra el 90% de los eventos que se registran cada año en la región). Sólo en caso de ausencia de datos de suficiente calidad en estos dos meses se optó por otras fechas próximas, inmediatamente anteriores o posteriores.

El método de cartografía de áreas quemadas aplicado constó de dos fases: una primera fase, basada en el establecimiento de umbrales simples sobre índices espectrales, y una segunda, consistente en la depuración del resultado a través de un análisis visual. Ambas fases se aplicaron sobre el conjunto de imágenes después de su corrección radiométrica y geométrica y tuvieron que adaptarse a los distintos tipos de imágenes Landsat utilizadas (MSS o TM/ETM+) debido a la distinta resolución espectral que presentan. Así, la primera fase sobre las imágenes TM/ETM+ consistió en la aplicación de un umbral post-incendio sobre el índice BAIM (Martín *et al.*, 2005), diseñado para imágenes MODIS, pero que ha demostrado su operatividad también sobre imágenes Landsat (Bastarrika, 2010). El umbral fijado fue:  $BAIM > 100$ . Para las imágenes MSS se utilizó otro umbral único basado en el índice BAI (Martín, 1998). En este caso el umbral fue:  $BAI > 150$ . En ambos casos se trató de umbrales poco restrictivos ya que se pretendía conseguir una cartografía muy exhaustiva confiando en eliminar los errores de comisión mediante la interpretación visual efectuada en una segunda fase. Para el análisis visual se emplearon las composiciones de color 7-4-1 y 7-5-4 que han demostrado ser adecuadas para la discriminación de estas áreas a partir de imágenes Landsat TM y ETM+ (Chuvieco y Congalton, 1988; Koutsias y Karteris, 1998; Brivio *et al.*, 2003). En el caso del sensor MSS se utilizó una composición en falso color 3-2-1.

Como criterio adicional del método propuesto se fijó un umbral mínimo de cuatro píxeles (equivalente a 0,4 ha sobre imágenes TM/ETM+) para cartografiar un incendio, con el objetivo de reducir las falsas detecciones.

La cartografía resultante fue validada utilizando como referencia los datos oficiales disponibles para nuestra zona de estudio. En primer lugar se realizó una validación meramente estadística, comparando el número y superficie de los incendios cartografiados con los recogidos por la base de datos sobre incendios que elabora el Área de Defensa Contra Incendios Forestales (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio

Ambiente), desde los años 60. A continuación, se realizó una validación espacial utilizando los perímetros de incendios facilitados por el Cuerpo de Bomberos de la Comunidad de Madrid (Dirección General de Protección Ciudadana), disponibles únicamente para los años 2005 a 2009. Esta validación espacial permitió analizar los errores de omisión y de comisión siguiendo las recomendaciones encontradas en la bibliografía (Zhang *et al.*, 2003; Hudak y Brockett, 2004; Roy *et al.*, 2005). De este modo, se calculó el porcentaje total de detección, definido como el cociente entre el número de polígonos estimados respecto del total de polígonos de validación. Adicionalmente, se realizó dicha comparación según rangos de superficie de incendios. Se calculó además el error de comisión; es decir, los polígonos estimados como quemados que no constaban en la información oficial. Por último se definieron dos estimadores basados en la superficie: la superficie correctamente detectada, que establecía el total de superficie estimada con Landsat respecto del total de superficie quemada recogida en los datos oficiales, medido en porcentaje, y la superficie incorrectamente detectada, calculada como el cociente de la superficie erróneamente detectada y el total de superficie no quemada del área de validación, expresada igualmente en porcentaje.

## 4.2 Análisis del régimen de incendios

A partir de la cartografía generada mediante las imágenes Landsat se estudió el régimen de incendios en los periodos seleccionados. Siguiendo las directrices de Lloret (2004) sobre el modo de definir el régimen de los incendios forestales se establecieron los siguientes indicadores:

- 1. Frecuencia: superficie total y media de los incendios por año.
- 2. Recurrencia: superficie quemada respecto del total que arde en una o más ocasiones (en %).
- 3. Índice de frecuencia (IF): número de incendios por cada 10.000 ha forestales.
- 4. Índice de gravedad (IG): porcentaje de la superficie quemada respecto de la superficie forestal.
- 5. Caracterización de la superficie quemada por tipo de cubierta del suelo, analizando la superficie quemada y el valor relativo de la misma respecto del total de superficie de cada categoría.

### 4.3 Análisis de cambios en los usos del suelo y su relación con el régimen de incendios entre 1982 y 2006

Para el análisis de los cambios de uso experimentados en el área de estudio se partió del establecimiento de cuatro hitos temporales (1984, 1987, 2000 y 2006) coincidentes con la existencia de cartografía temática adecuada, procediendo al cruce sucesivo entre fechas. La información necesaria para el estudio se obtuvo del proyecto CORINE LandCover (<http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>), de 1990, 2000 y 2006, y en el Mapa de Vegetación y Usos del Suelo de la Comunidad de Madrid, de 1982.

Se realizó una homogeneización de las leyendas de los mapas de usos tomando como referencia la leyenda CORINE nivel 3. El análisis de los cambios de uso del suelo se basó en la metodología ideada por Pontius *et al.* (2004). Esta metodología permite obtener las ganancias, las pérdidas, el cambio neto y los intercambios experimentados entre dos momentos para cada categoría de uso del suelo. También permite valorar el cambio total producido, tomando como referencia las persistencias y así poder evaluar las transiciones más significativas entre categorías (Plata Rocha *et al.*, 2009).

Para ello se partió de una matriz de cambios, resultado de cruzar los mapas de los periodos estudiados. En dicha matriz las filas representan las categorías del mapa de la fecha más antigua, mientras que las columnas hacen referencia a las categorías del mapa de fecha posterior. Así mismo, la diagonal principal muestra las persistencias observadas entre las dos fechas, mientras que los elementos fuera de ella dan cuenta de las transiciones ocurridas entre periodos, para cada categoría. La matriz permitió identificar la superficie total ocupada por cada categoría en ambos momentos, así como las ganancias, pérdidas, cambios netos y cambios totales producidas entre ellos.

La hipótesis planteada de que existe una relación entre la ocurrencia de incendios y el cambio en los usos del suelo en las áreas afectadas se comprobó mediante el cruce espacial de los mapas de cambios de uso y la cartografía de incendios obtenida a partir de las imágenes Landsat. Con este objetivo, se agruparon los perímetros de incendios de acuerdo a los periodos analizados en las matrices de cambio de usos del suelo, teniendo en cuenta la fecha real de los datos usados en la elaboración de estos mapas (fecha de las imágenes Landsat utilizadas en los mapas

CORINE para la región de Madrid), por lo que finalmente la agrupación de incendios fue: 1984-1987, 1988-2000 y 2001-2006. El inicio de la serie temporal, 1984, queda determinado por ser el primer año del que se dispone de cartografía de incendios y quedará referido al Mapa de Vegetación de 1982.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Cartografía de áreas quemadas y proceso de validación

El conjunto de imágenes finalmente utilizadas fueron en su mayor parte TM/ETM+. Sólo se usaron tres imágenes MSS para suplir la carencia de datos TM/ETM (años 1984, 1988 y 1992). Las limitaciones de este tipo de imágenes son evidentes, impuestas por su menor resolución espectral y espacial, pero se consideró pertinente su uso para la cartografía con el objetivo de obtener, al menos, los incendios de mayores dimensiones. Por otra parte, para cuatro años del período de estudio (1986, 1990, 1993 y 1996) no se pudieron obtener imágenes con la suficiente calidad, por lo que no fue posible producir la cartografía de incendios de esos años.

El método de cartografía en dos fases permitió un ajuste bastante preciso de los perímetros de los incendios. En la figura 1 se puede ver un ejemplo del proceso y su efecto en la cartografía final.

En la figura 2 se muestra el resultado de la cartografía de las áreas quemadas agrupadas de acuerdo a los periodos que definimos para el estudio de cambios de uso del suelo, añadiéndose uno más correspondiente al período final 2007-2010.

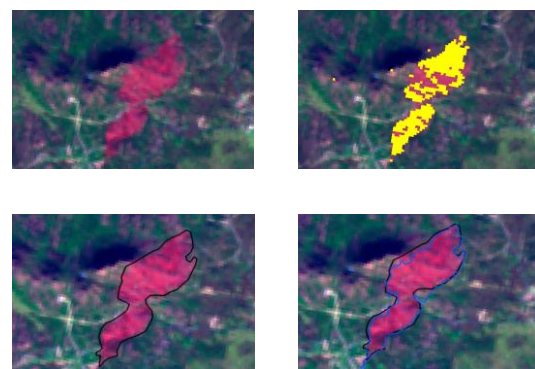


Figura 1. Detalle del proceso de cartografía en dos fases: superior-izquierda, composición RGB 7-4-1; superior-derecha, fase 1 (color amarillo); inferior-izquierda, fase 2 (línea negra); inferior-derecha, perímetro fase 2 (línea negra) con el perímetro de validación (línea azul).

El análisis de la cartografía generada nos permite observar el carácter cíclico de los incendios en nuestra zona de estudio (figura 3), en la que alternan años de mayor incidencia, sobre todo en cuanto a la superficie afectada, con otros menos graves. Entre los años de mayor incidencia estarían 1985 (casi 6.000 ha), 2000 (por encima de las 2.000 ha) y 2003 (por encima de las 3.000 ha). El resto de la serie presenta valores anuales de superficie afectada inferiores a las 2.000 ha. En este sentido, hay que tener en cuenta que los años cartografiados a partir de imágenes MSS con toda probabilidad presentan un importante sesgo a la baja (es el caso de las menos de 400 ha quemadas el año 1984, y de las menos de 100 ha de los años 1988 y 1992).

La cartografía obtenida fue validada utilizando los métodos descritos anteriormente. El primero se recoge en la figura 3 y consistió en la comparación con la información estadística oficial disponible sobre el número y el total de superficie afectada cada año. De este modo, puede apreciarse que la superficie obtenida a partir de Landsat y la recogida en las bases de datos oficiales sobre incendios en el mismo periodo presenta una evolución paralela, con pequeñas variaciones en los valores (a excepción del año 1985, en el que los registros oficiales constatan una superficie afectada considerablemente mayor a la estimada con Landsat). Por otro lado, se observa que las diferencias señaladas no siempre son del mismo signo, sino que en unos años son superiores en el caso de Landsat y en otros sucede lo contrario. En lo que se refiere al número de incendios existen mayores discrepancias tanto en el número de incendios, casi siempre mucho más elevado en los datos oficiales (a excepción de los años 1985, 1989 y 1991), como en la tendencia general, que muestra un claro incremento en las cifras oficiales, mientras que las obtenidas con Landsat presentan un equilibrio. Ambos hechos se explican en buena parte porque la base de datos del Ministerio recoge todos los incendios, incluso aquellos menores de 0,4 ha que el método de cartografía utilizado hace imposible recoger por su propia definición.

La segunda prueba de validación resulta más exhaustiva e incorpora la componente espacial ya que se realizó sobre los perímetros oficiales de incendios del periodo 2005-2009 (tabla 1).

El porcentaje de detección correcta en la cartografía de incendios realizada a partir de Landsat se situó en torno al 51% en promedio para todos los rangos de superficie, pero subió hasta un 67% si se consideran sólo los perímetros de más de 1 ha. A medida que el tamaño del incendio crece la capacidad de detección se eleva notablemente, superando el 90% por encima de las 10 ha y alcanzando el 100% por encima de las 50 ha.

Tamaño	Nº perímetros validación	Perímetros correctamente detectados	% Detección correcta
0,4-1 ha	206	43	20,87
1-5 ha	243	137	56,38
5-10 ha	72	53	73,61
10-50 ha	63	58	92,06
50-100 ha	11	11	100,00
100-500 ha	4	4	100,00
> 500 ha	1	1	100,00
<b>Total</b>	600	307	51,16
<b>Total &gt;1ha</b>	394	264	67,01
Error comisión (perímetros)			283
Sup. quemada detectada (%)		correctamente	59,06
Sup. erróneamente detectada (%)			0,076

*Tabla 1. Validación de la cartografía de incendios obtenida con Landsat para el periodo 2005-2009.*

Otro estimador que se calculó fue el error de comisión, es decir, incendios cartografiados que no aparecen como tales en los datos oficiales. En este caso, el número de perímetros para el periodo 2005-2009 asciende a 283. Creemos que la exhaustividad de la cartografía hecha sobre Landsat explicaría la existencia de este tipo de discordancias, aunque no se descarta que una parte se deba también a la confusión con otras cubiertas. En cuanto a la superficie quemada correctamente detectada rondaría el 60%, mientras que la superficie erróneamente detectada se quedaría por debajo del 0,1%. Hay que señalar que la capacidad de detectar correctamente el perímetro final de los incendios se ha visto influida negativamente por la necesidad de usar datos ETM+ con el problema de bandeado que tienen (este tipo de imágenes se usaron para cuatro de los cinco años analizados).



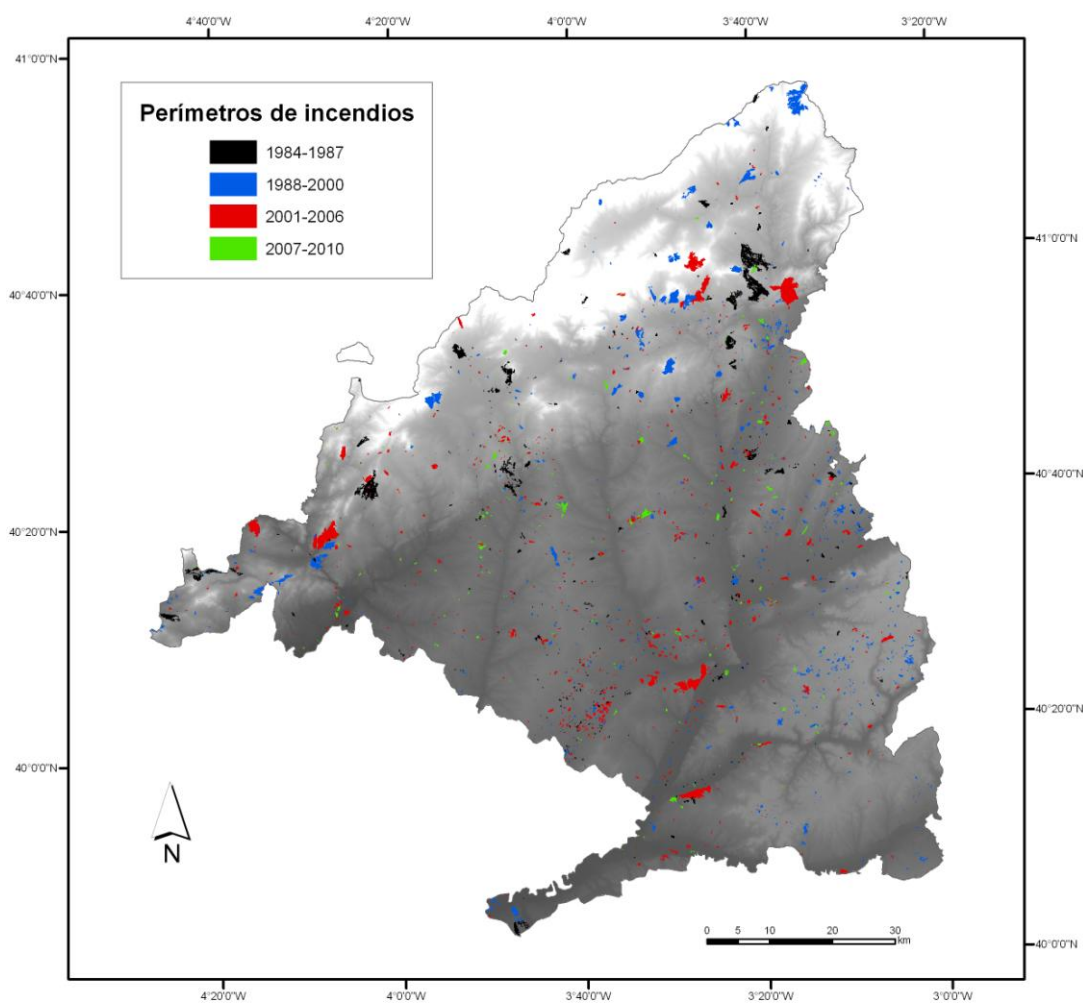


Figura 2. Cartografía de incendios en la Comunidad de Madrid mediante imágenes Landsat 1984-2010.

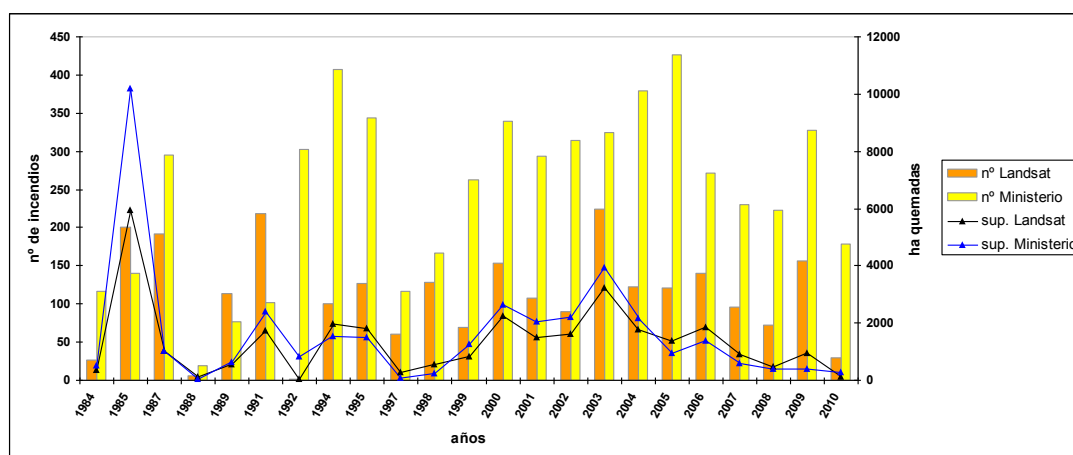


Figura 3. Número de incendios y superficie total quemada por años (1984-2010). Comparación entre datos obtenidos de las imágenes Landsat y de fuentes oficiales.



## 5.2 El régimen de incendios entre 1984 y 2010

La cartografía de áreas quemadas obtenida con Landsat constituye una fuente de información muy valiosa a la hora de establecer el régimen de los incendios en la Comunidad de Madrid. Además de los datos sobre la frecuencia, superficie afectada, superficie media, índices de gravedad y riesgo, la localización geográfica de las áreas quemadas permitirá la caracterización del tipo de cubiertas del suelo afectadas, así como la identificación de la recurrencia de algunos incendios.

La tabla 2 muestra los datos de frecuencia y superficie, reflejando el comportamiento cíclico antes aludido y esa tendencia a la reducción en la superficie afectada cada año, mientras que el número de incendios muestra una estabilidad en el tiempo.

Los datos totales arrojan más de 2.500 incendios y unas 31.000 ha afectadas. En cuanto

al tamaño medio de los incendios, también se reproduce el carácter cíclico de los valores. De este modo, se detecta mayor variabilidad entre los años 80 y 90, con valores medios elevados (30 ha en 1985, o 20 ha en 1994) alternando con otros bastante más bajos. Sin embargo, en la última década se perciben dos patrones estables y diferenciados uno del otro; el que llega hasta el año 2006, con valores siempre por encima de las 10 ha, y el posterior, siempre por debajo. Además, se observa como a partir de 2004 progresivamente se reduce el tamaño medio de los incendios. Esto podría estar relacionado con la mayor eficacia alcanzada por los medios de vigilancia y control de incendios que evitan que el incendio alcance grandes proporciones.

En lo que se refiere a los índices de gravedad y de riesgo, que ponen en relación la superficie quemada y la frecuencia de los incendios con la superficie forestal, se observa también una variabilidad elevada entre años sin percibirse una clara tendencia. .

Año	Nº	Sup. total (ha)	Sup. media (ha)	IR	IG
1984	26	352	13,54	1,03	0,14
1985	201	5960	29,65	7,94	2,35
1987	192	1017	5,30	7,58	0,40
1988	6	106	17,67	0,22	0,04
1989	114	553	4,85	4,16	0,20
1991	218	1718	7,88	7,96	0,63
1992	2	31	15,50	0,07	0,01
1994	100	1978	19,78	3,65	0,72
1995	127	1800	14,17	4,64	0,66
1997	60	258	4,30	2,19	0,09
1998	129	555	4,30	4,71	0,20
1999	69	844	12,23	2,52	0,31
2000	153	2252	14,72	5,58	0,82
2001	108	1496	13,85	3,86	0,53
2002	90	1607	17,86	3,21	0,57
2003	225	3235	14,38	8,04	1,16
2004	122	1774	14,54	4,36	0,63
2005	121	1395	11,53	4,32	0,50
2006	140	1840	13,14	5,03	0,66
2007	96	905	9,43	3,45	0,32
2008	72	461	6,40	2,59	0,17
2009	157	946	6,03	5,64	0,34
2010	30	126	4,20	1,08	0,05
<b>Total</b>	<b>2558</b>	<b>31209</b>	<b>11,97</b>	<b>4,08</b>	<b>0,50</b>

Tabla 2. Régimen de incendios en la Comunidad de Madrid. 1984-2010.

	1984-1987		1988-2000		2001-2006		2007-2010	
<b>Categoría de uso del suelo</b>	<b>Sup.</b>	<b>% sup. categoría</b>	<b>Sup.</b>	<b>% sup. categoría</b>	<b>Sup.</b>	<b>% sup. categoría</b>	<b>Sup.</b>	<b>% sup. categoría</b>
Urbano continuo	0	0,00	0	0,00	2	0,02	0	0,00
Urbano discontinuo	11	0,04	2	0,01	13	0,03	7	0,01
Zonas industriales	21	0,12	5	0,03	20	0,06	26	0,06
Zonas verdes urbanas y recreativas	0	0,00	0	0,00	1	0,02	2	0,03
Cultivos de secano	391	0,15	302	0,12	514	0,23	284	<b>0,13</b>
Cultivos de regadío	37	0,14	42	0,14	92	0,29	30	0,10
Pastizales	980	<b>0,78</b>	185	0,15	223	0,19	139	<b>0,13</b>
Zonas agrícolas con vegetación natural	21	0,05	4	0,02	38	0,15	9	0,04
Áreas agroforestales	54	0,26	4	0,02	8	0,04	14	0,06
Bosques de frondosas	49	0,16	28	0,09	8	0,03	3	0,01
Bosques de coníferas	89	0,18	126	<b>0,28</b>	142	<b>0,32</b>	6	0,01
Bosques mixto	1	0,04	8	<b>0,19</b>	0	0,01	0	0,01
Espacios con escasa vegetación	609	<b>0,58</b>	195	0,17	668	<b>0,59</b>	64	0,06
Matorral	174	0,27	96	0,12	160	0,18	24	0,03
Áreas no incendiables	5	0,05	12	0,12	2	0,02	1	0,01

*Tabla 3. Superficie afectada por los incendios cartografiados con Landsat según categoría de usos del suelo.*

Otro aspecto que se puede señalar es el relativo a la recurrencia de los incendios en la región. Los datos indican que el 92,4% del total de superficie afectada por incendios en el período de estudio solo se quemó una vez. Aquellas áreas que se quemaron dos veces abarcaron el 6,5% del total. En tres ocasiones ardió el 1%.

Finalmente analizamos el tipo de uso del suelo afectado como una faceta más del régimen de los incendios estudiados. La tabla 3 muestra los valores promedio para cada periodo de la superficie quemada por categoría y del porcentaje que representa respecto a la extensión total de cada categoría.

De este modo, puede apreciarse como para el período 1984-1987 las zonas quemadas se corresponden fundamentalmente con pastizales y espacios con vegetación escasa. En la década de los 90 en cambio, los mayores valores relativos corresponden a los bosques de coníferas y a los bosques mixtos, aunque en valores absolutos fueron los cultivos de secano y los espacios con vegetación escasa las zonas más afectadas.

En el siguiente período aparecen de nuevo los espacios con vegetación escasa y los bosques de coníferas como los más importantes

en relación a la proporción entre superficie afectada y el total de superficie de la categoría, mientras que en términos de superficie promedio destacaron los cultivos de secano junto a los espacios con vegetación escasa. En el último período los valores relativos más altos corresponden a zonas de cultivos de secano y pastizales, aunque con porcentajes muy bajos (0,13%) y extensiones también reducidas en comparación con los valores de periodos precedentes.

En definitiva, dentro de las áreas no forestales destacaría la superficie afectada en los cultivos de secano y pastizales, básicamente relacionados con las quemadas agrícolas de uso tradicional. En los terrenos forestales arbolados sobresaldrían los bosques de coníferas, y en el de las no arboladas los espacios con vegetación escasa

### 5.3 Análisis de cambios en los usos del suelo y su relación con el régimen de incendios entre 1984 y 2006.

La tabla 4 muestra la proporción de superficie estable y de cambio (transiciones entre categorías de ocupación del suelo) de la superficie quemada en los tres intervalos de tiempo considerados. Destaca la superficie

quemada que al final del periodo mantiene la misma categoría de uso previa al incendio, especialmente en el primer periodo, pese a ser el que cuenta con un menor número de años. La superficie de cambios oscila entre el 6,9 y el 16,9%

	1984-1987		1988-2000		2001-2006	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
<b>Estable</b>	6700,25	93,04	7931,5	84,75	8661,5	83,06
<b>Total cambio</b>	501,0	6,96	1427,25	15,25	1766,0	16,94
<b>Total</b>	7201,25		9358,75		10427,5	

Tabla 4. Dinámica de cambios en la ocupación del suelo de la superficie quemada.

Las transiciones más destacadas de las zonas quemadas en los tres periodos son la transformación de superficie arbolada a matorral o espacios de vegetación escasa, de cultivos de secano a pastizal y zonas industriales, y de vegetación escasa a matorral (tabla 5).

En las transiciones que suponen una regresión en la sucesión vegetativa, la más destacada es la que se produce de coníferas a matorral (1008,5 ha), especialmente en el periodo 1988-2000, en el que supone casi el 40% del cambio total. La transición de bosque mixto a matorral solo se produce en el periodo 1988-2000 (85,8 ha) y la de dehesa a matorral en el periodo 1984-1987 (46,5 ha). La transición de coníferas a espacios de vegetación escasa se produce en los dos primeros periodos (149,8 ha), con valores muy inferiores a los de coníferas-matorral. Aunque con una extensión muy baja

también se produce la transición de bosques de frondosas a pastizal.

En cuanto a transiciones que suponen un aumento/mejora en la sucesión vegetativa, destaca la transformación de espacios de vegetación escasa a matorral, que se produce en los dos últimos periodos (1111,8 ha), destacando el intervalo 2001-2006, donde supone el 53% del cambio total.

El abandono de tierras de labor queda patente en la transición de secano a pastizal (200,3 ha) y en el paso de secano a zonas industriales (253,5 ha), ambas producidas principalmente en los dos últimos periodos. Las pérdidas de la superficie de secano, aunque en menor proporción, suponen un incremento de los espacios agrícolas con vegetación natural y los espacios urbanos discontinuos.

	Transición 1984-1987		Transición 1988-2000		Transición 2001-2006	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
<b>Agroforestal-Matorral</b>	46,5	9,2	---	---	---	---
<b>Bosque mixto-Matorral</b>	---	---	85,8	6,0	---	---
<b>Coníferas-Matorral</b>	62,5	12,5	563,5	39,5	382,5	21,7
<b>Coníferas-Veg. escasa</b>	49,8	10,0	100,0	7,0	---	---
<b>Veg. Escasa-Matorral</b>	---	---	167,5	11,7	944,3	53,4
<b>Secano-Pastizal</b>	---	---	97,8	6,8	102,5	5,8
<b>Secano-Industrial</b>	---	---	117,0	8,1	136,5	7,7
<b>Total (cambio)</b>	501,0		1427,2		1766,0	

Tabla 5. Transiciones más destacadas en los cambios de ocupación del suelo.

## 6 CONCLUSIONES

El método de cartografía propuesto basado en la utilización de datos Landsat ha resultado ser operativo al permitir la cartografía de incendios de forma sencilla, exhaustiva y consistente durante los últimos 30 años

habiéndose obtenido un aceptable balance entre errores de omisión y comisión al comparar los resultados con las estadísticas oficiales. Aunque la mayor parte de los incendios forestales se produce en los meses de verano se requeriría del uso de imágenes adicionales para cubrir otros momentos del año en los que también se

producen algunos incendios, como serían los inviernos y/o otoños secos de algunos años. Por otra parte, el uso de una única imagen post-verano ofrece buenos resultados ya que permite detectar con facilidad los incendios recientes, pero el uso de un mayor número de imágenes a lo largo del año mejoraría la cartografía, ya que resulta inevitable perder parte de la señal en los bordes y zonas menos quemadas cuando se trabaja con una sola imagen.

Por otro lado, han quedado patentes las dificultades que supone el uso de datos MSS por su resolución espectral y espacial más grosera frente a los sensores TM y ETM+; así como, los inconvenientes presentados por las imágenes ETM+ posteriores a mayo de 2003 ya que el bandeado que presentan influye notablemente sobre la capacidad de detección y sobre la superficie estimada.

Ha quedado constatado el carácter variable de las características de los incendios en lo que se refiere a la frecuencia y superficie, aunque se ha identificado un descenso de la superficie total y un no incremento del número de incendios. A partir del año 2006 se observa también un descenso del tamaño medio de los mismos. En cuanto al tipo de superficie quemada destacan: en zonas no forestales, las tierras de secano y pastizales, relacionados con prácticas agrícolas tradicionales; en zonas forestales, los bosques de coníferas y los espacios con vegetación escasa.

Se ha detectado también que la recurrencia no es un fenómeno predominante dentro de la superficie afectada por el fuego, pero que tiene cierta transcendencia en un porcentaje próximo al 6,5%, en la mayor parte de los casos relacionado con las quemaduras agrícolas y ganaderas.

Finalmente, los cambios de usos del suelo experimentados en áreas quemadas sitúan al matorral como el tipo de cubierta más favorecida, bien como resultado de un proceso de degradación vegetativa, propio de la quema intensa de áreas arboladas, sobre todo de coníferas; o como etapa de incremento vegetativo en anteriores espacios de escasa vegetación.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por "EU7th Framework Programme" en el contexto del proyecto FUME "Forest fires under climate, social and economic changes in Europe, the Mediterranean and other fire-affected areas of the World" (grant agreement n°243888). Agradecemos al United States Geological Survey

la posibilidad de acceder de forma gratuita a la serie histórica de imágenes Landsat.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bastarrika, A. 2009. Cartografía automática de área quemada a nivel local-regional mediante algoritmos de contexto espacial, *Tesis doctoral*. Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá.
- Bastarrika, A. 2010. Automatic burned area mapping software (ABAMS). Preliminary documentation. Version Beta 1, Surveying Engineering Department, University of Basque Country.
- Brivio, P.A., Maggi, M., Binaghi, E., Gallo, I. 2003. Mapping burned surfaces in Sub-Saharan Africa based on multi-temporal neural classification, *International Journal of Remote Sensing*, 24 (20), 4003-4018.
- Carballas, T., en Casares, J.J. (ed), 2003. Los incendios forestales en Galicia. Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia, Xunta de Galicia, 363-415.
- Csiszar, I., Justice, C.O., McGuire, A.D., Cochrane, M.A., Roy, D.P., Brown, F., Conard, S.G., Frost, P.G.H., Giglio, L., Elvidge, C., Flannigan, M.D., Kasischke, E., Mccrae, E.J., Rupp, T.S., Stocks, B.J., Verbyla, D.L., en Gutman *et al.* (ed.), 2004. Land Use and Fires. Land Change Science: Observing and Understanding Trajectories of Change on the Earth's Surface, Kluwer Academic Publishers.
- Chuvieco, E., Congalton, R.G. 1988. Using cluster analysis to improve the selection of training statistics in classifying remotely sensed data, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 54, 1275-1281.
- Hudak, A.T., Brockett, B.H. 2004. Mapping fire scars in a southern African savannah using Landsat imagery, *International Journal of Remote Sensing*, 25 (16), 3231-3243.
- Koutsias, N., Karteris, M. 1998. Logistic regression modelling of multitemporal Thematic Mapper data for burned area mapping, *International Journal of Remote Sensing*, 19, 3499-3514.
- Lloret, F., en Valladares, F. (ed), 2004. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante, Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid, 121-126.
- Martín, M.P., Chuvieco, E. 2001. Propuesta de un nuevo índice para cartografía de áreas quemadas: aplicación a imágenes NOAA-

- AVHRR y Landsat-TM, *Revista de Teledetección*, 16, 57-64.
- Martín, M.P. 1998. Cartografía e inventario de incendios forestales en la Península Ibérica a partir de imágenes NOAA-AVHRR, Departamento de Geografía. Alcalá de Henares, Universidad de Alcalá.
- Martín, P., Gómez, I., Chuvieco, E. 2005. Performance of a burned-area index (BAIM) for mapping Mediterranean burned scars from MODIS data, Proceedings of the 5th International Workshop on Remote Sensing and GIS Applications to Forest Fire Management: Fire Effects Assessment, Zaragoza, Universidad de Zaragoza.
- Pereira, J.M.C. 1999. A comparative evaluation of NOAA-AVHRR vegetation indices for burned surface detection and mapping, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 37, 217-226.
- Plata Rocha, W., Gómez, M. y Bosque, J. 2009. Cambios de usos del suelo y expansión urbana en la Comunidad de Madrid (1990-2000), *Scripta Nova*, Vol. XII, 293.
- Pontius, R.G. Jr., Shusas, E. y McEchern, M. 2004. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101, 251-268.
- Roy, D. P., Jin, Y., Lewis, P.E., Justice, C.O. 2005. Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data, *Remote Sensing of Environment*, 97, 137-162.
- Vafeidis, A.T., Drake, N.A. 2005. A two-step method for estimating the extent of burnt areas with the use of coarse-resolution data, *International Journal of Remote Sensing*, 26 (10), 2441-2459.
- Zhang, X., Friedl, M., Schaaf, C., Strahler, A.H., Hodges, J.C.F., Gao, B.C., Reed, B.C., Huete, A. 2003. Monitoring vegetation phenology using MODIS, *Remote Sensing of Environment*, 84, 471-475.



# Análisis espacial de prioridades para fomentar la conectividad de la red Natura 2000

M. Gurrutxaga<sup>1</sup> y S. Saura<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Universidad del País Vasco

<sup>2</sup> Universidad Politécnica de Madrid

mikel.gurrutxaga@ehu.es, santiago.saura@upm.es

## RESUMEN

*La Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad insta a las administraciones públicas a prever mecanismos para lograr la conectividad ecológica del territorio, estableciendo o restableciendo corredores ecológicos, en particular entre los espacios protegidos Natura 2000 y entre aquellos espacios naturales de singular relevancia para la biodiversidad. Se realiza un diagnóstico de la conectividad de la red Natura 2000 en la zona central del País Vasco para un grupo funcional de mamíferos forestales, utilizando una superficie de fricción basada en las cubiertas del suelo y previamente validada mediante datos empíricos de flujo génico de una especie representativa. Para identificar aquellos enlaces críticos para la conectividad de la red Natura 2000, en primer lugar se modeliza el grado de facilidad o dificultad para ser atravesados que presentan los conectores territoriales potenciales entre los espacios protegidos con formaciones forestales. En segundo lugar, se evalúa el grado de contribución de dichos conectores a la conectividad y disponibilidad total de hábitat en la red Natura 2000, teniendo en cuenta la capacidad dispersiva del grupo funcional concernido. Se obtiene un conjunto de conectores territoriales entre áreas protegidas forestales Natura 2000, jerarquizado en función de dicha contribución. Con el presente caso de estudio se pretende mostrar una novedosa combinación de métodos de reciente desarrollo y con base cuantitativa, que supone una contribución, aplicable en otros ámbitos geográficos, para optimizar el fomento de la conectividad de la red Natura 2000 en la planificación territorial.*

## PALABRAS CLAVE

Natura 2000, corredores ecológicos, modelización SIG, jerarquización, Conefor.

## ABSTRACT

*Law 42/2007 on Natural Heritage and Biodiversity urges governments to provide mechanisms for achieving landscape connectivity, establishing or restoring ecological corridors, in particular between Natura 2000 protected areas and those natural areas particularly relevant for biodiversity. We assess the connectivity of Natura 2000 network in Central Basque Country for a functional group of forest mammals, using a friction surface based on the land cover map, and previously validated by gene flow data of a representative species. To identify those critical linkages for connectivity of the Natura 2000 network, first we model the difficulty of crossing the potential territorial connectors between forest protected areas. Second, we evaluate the degree of contribution of these connectors to the connectivity and overall habitat availability in the Natura 2000 network, taking into account the dispersal distance of the functional group. We obtain a set of connectors between Natura 2000 forest protected areas, ranked by that contribution. With this case study we show a novel combination of newly developed methods with quantitative basis, which constitutes a contribution applicable in other geographic areas to optimize the improvement of the connectivity of the Natura 2000 network in spatial planning.*

## KEY WORDS

Natura 2000, ecological corridors, GIS modelling, hierarchization, Conefor.

## 1 INTRODUCCIÓN

Los procesos de reducción y fragmentación de hábitats, propiciados en buena medida por políticas sectoriales con incidencia territorial como las de infraestructuras de transporte, urbanística y agraria, están considerados una de las principales causas de la crisis global de biodiversidad. Se ha evidenciado que las políticas de conservación de la naturaleza centradas en la designación de áreas protegidas no resultan por sí solas eficaces para la conservación de la biodiversidad y de los recursos naturales y culturales asociados. En este sentido, el desarrollo durante las últimas décadas de la teoría biogeográfica de islas y del cuerpo disciplinar de la ecología del paisaje ha incidido sobre la necesidad de contemplar la integridad y continuidad de los flujos ecológicos horizontales que tienen lugar en el conjunto del territorio.

Así, actualmente, prevenir y, en su caso, restaurar la pérdida de conectividad ecológica del territorio (también denominada conectividad funcional del paisaje), entendida como el grado en que éste facilita o dificulta los desplazamientos de los organismos a través de los recursos de hábitat existentes en el territorio (modificado a partir de Taylor *et al.*, 1993), conforma uno de los principales retos a afrontar para detener la pérdida de biodiversidad. Por ello, en los últimos años la conectividad ecológica es objeto de una creciente atención como criterio relevante para desarrollar una planificación territorial más sostenible (Mata y Olcina, 2010). La conectividad ecológica tiene gran importancia para la persistencia de poblaciones de especies silvestres sensibles a la fragmentación del hábitat, junto a otros factores fundamentales como la cantidad y calidad de hábitat. La conectividad es específica para una especie o para un grupo funcional de especies afines, dado que depende de los requerimientos de hábitat y de la capacidad dispersiva de los organismos. La relevancia de la conectividad ecológica del territorio en la conservación de la biodiversidad se manifiesta si cabe con mayor relevancia al considerar las variaciones en las condiciones ambientales derivadas del cambio climático, que pueden tener un efecto notable sobre la dinámica espacial de numerosas especies (Opdam y Wascher, 2004).

A nivel internacional se está impulsando el desarrollo de redes ecológicas, que se identifican estructuralmente por la delimitación de corredores ecológicos, y zonas tampón, entre los espacios naturales protegidos. El establecimiento de redes ecológicas coherentes de forma espacialmente explícita permite su integración en la toma de

decisiones de planificación territorial. En este sentido, la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad recoge una serie de contenidos dirigidos a fomentar la conectividad ecológica de la red de espacios protegidos Natura 2000, de forma que constituya una red ecológicamente coherente. Así, la Ley 42/2007 insta a las administraciones públicas a prever mecanismos para lograr la conectividad ecológica del territorio, estableciendo o restableciendo corredores ecológicos, en particular entre los espacios protegidos Natura 2000 y entre aquellos espacios naturales de singular relevancia para la biodiversidad. Dicha Ley 42/2007 define corredor ecológico como aquel territorio, de extensión y configuración variables, que, debido a su disposición y a su estado de conservación, conecta funcionalmente espacios naturales de singular relevancia para la flora o la fauna silvestres, permitiendo, entre otros procesos ecológicos, el intercambio genético entre poblaciones de especies silvestres o la migración de especímenes de esas especies.

Como aspecto relevante en la planificación y gestión de redes ecológicas, en la presente contribución se pretenden identificar corredores ecológicos clave en los que garantizar un adecuado estado de conservación. Concretamente, el objetivo es obtener una jerarquización de los conectores territoriales entre los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) con formaciones forestales situados en la zona central del País Vasco, en función de su grado de contribución a la conectividad y disponibilidad global de hábitat en la red Natura 2000. Como grupo faunístico en función del cual realizar el estudio se utiliza el de los medianos mamíferos de vocación forestal, debido a su sensibilidad a las principales dinámicas territoriales que tienen lugar en la zona de estudio (urbanización, efecto-barrera de infraestructuras viarias, intensificación y abandono agrario, etc.).

De esta forma, se pretenden obtener criterios objetivos para optimar y sentar prioridades en la implementación de la red regional de corredores ecológicos del País Vasco entre espacios Natura 2000. Dicha red autonómica de corredores fue delimitada en 2005 y viene siendo utilizada desde entonces como información de referencia en la planificación territorial y en la evaluación de planes y proyectos (Gurrutxaga *et al.*, 2010).

Con el presente caso de estudio, se pretende mostrar una novedosa combinación de métodos de reciente desarrollo y con base cuantitativa, que supone una contribución aplicable en otros ámbitos geográficos para optimizar el fomento de la conectividad de la red Natura 2000 en la planificación territorial.

## 2 MATERIAL Y MÉTODOS

### 2.1 Zona de estudio

El territorio del País Vasco presenta un relevante papel potencial en la conectividad ecológica en Europa suroccidental, al situarse entre notables reservorios de biodiversidad como la Cordillera Cantábrica y los Pirineos. El área de estudio del presente trabajo comprende la zona central del País Vasco, donde se concentran las principales conexiones cantábrico-pirenaicas (Gurrutxaga *et al.*, 2010). El área de estudio comprende 13 Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) de la red Natura 2000 con formaciones forestales, repartidos en un total de 30 teselas (figura 1).

Como base cartográfica para la asignación de valores de resistencia a las cubiertas del suelo se utiliza el mapa de hábitats EUNIS del País Vasco escala 1:10.000 (Gobierno Vasco, 2009).

Para modelizar la impedancia que ofrece el paisaje al desplazamiento del grupo funcional de mamíferos forestales se utilizan los valores de resistencia empleados en el diseño de la red de corredores ecológicos del País Vasco (Gurrutxaga *et al.*, 2010). Estos valores forman un gradiente que abarca el conjunto de las cubiertas del suelo, desde las más favorables (como los bosques) hasta las que ofrecen mayor fricción (como las zonas urbanas). Los valores utilizados han sido validados empíricamente en la zona de estudio mediante datos de flujo génico de un mamífero forestal (Ruiz-González *et al.*, 2010).

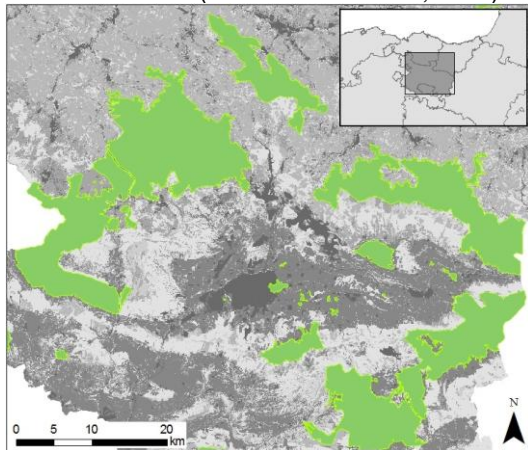


Figura 1. Área de estudio. En verde se representan los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) con formaciones forestales. En tonos grises se representa el gradiente de valores de resistencia asignados a las cubiertas del suelo en la matriz territorial, ordenados de forma que, a mayor oscuridad, mayor resistencia.

### 2.2 Análisis y software utilizado

En primer lugar, como paso previo necesario para realizar el análisis posterior, se modelizó el grado de facilidad o dificultad para ser atravesados que presentan los conectores territoriales potenciales entre los LIC con formaciones forestales. Es decir, se calcularon las distancias funcionales, influenciadas por la composición de la matriz territorial, entre cada par de LIC. Para ello se utilizaron paralelamente sendos programas, A) Pathmatrix (Ray, 2005) y B) Circuitscape (McRae *et al.*, 2008).

En segundo y último lugar, se evaluó el grado de contribución de los enlaces a la conectividad y disponibilidad total de hábitat en la red de LIC, teniendo en cuenta la capacidad dispersiva del grupo funcional concernido. Se tomaron 5 km como distancia de dispersión de referencia del grupo de medianos mamíferos forestales. Para realizar la evaluación se utilizó el software Conefor 2.6 ([www.conefor.org](http://www.conefor.org)) (Saura y Torné, 2009), el cual permite calcular mediante métodos cuantitativos basados en grafos espaciales, el grado de contribución de los enlaces entre cada par de nodos (en este caso los LIC forestales) a la conectividad y disponibilidad de hábitat en el conjunto de la red de nodos. Concretamente se calculó el índice dPCconnector de cada enlace, que calcula dicha contribución teniendo en cuenta la posición topológica del enlace en el paisaje y la superficie de hábitat de los nodos que conecta (Saura y Rubio, 2010). Se realizaron dos cálculos paralelos del dPCconnector de cada enlace, partiendo de las distancias funcionales obtenidas con Pathmatrix y Circuitscape, respectivamente.

## 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La jerarquización obtenida de los conectores entre áreas protegidas forestales Natura 2000 señala aquellos sectores clave de la matriz territorial en los que sería prioritario garantizar su funcionamiento como corredores ecológicos, de cara a optimizar la conectividad y disponibilidad de hábitat en el paisaje de estudio (figura 2).

La categorización resultante es similar partiendo de las distancias funcionales calculadas con Pathmatrix y Circuitscape, si bien existen ligeras variaciones (figura 2). Ésto se debe a que mientras Pathmatrix calcula las distancias funcionales mediante la resistencia acumulada del camino de mínimo coste (Adriaensen *et al.*, 2003), Circuitscape tiene en cuenta el grado de impedancia en torno a distintas rutas posibles, relativamente favorables, entre cada par de LIC (McRae *et al.*, 2008). Esta diferencia en el modo de calcular las distancias funcionales se puede apreciar en cierta medida en los mapas de la figura 2, donde se representan los gradientes de impedancia acumulada en el territorio entre los LIC forestales.



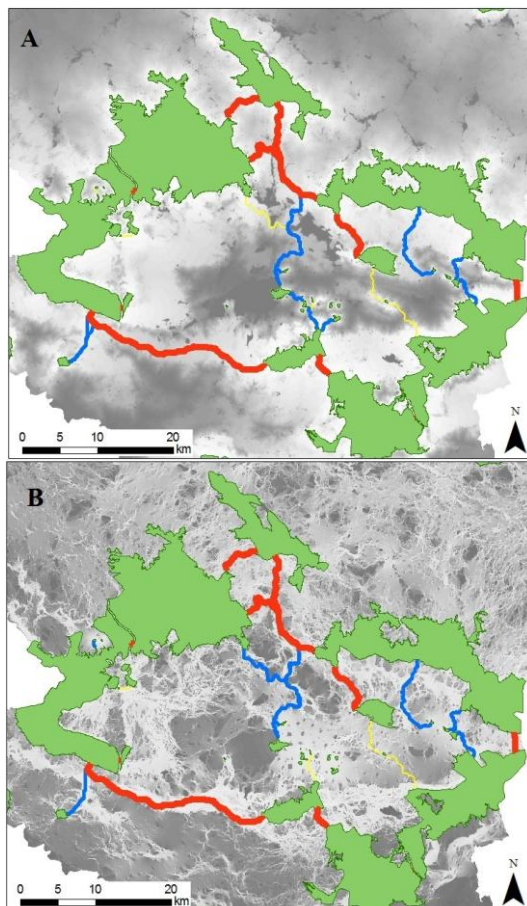


Figura 2. Jerarquización de enlaces entre LIC forestales, en términos de su contribución a la conectividad y disponibilidad global de hábitat, obtenida mediante Conefor partiendo de: A) las distancias funcionales calculadas con Pathmatrix y B) las distancias funcionales calculadas con Circuitscape. Se representan los 30 enlaces con mayor contribución, divididos en tres grupos de diez enlaces cada uno (en rojo los primeros diez, en azul los segundos y en amarillo los terceros; algunos enlaces pueden quedar superpuestos). En tonos grises se representa el gradiente de valores de impedancia acumulada en el territorio entre los LIC forestales, ordenados de forma que, a mayor oscuridad, mayor impedancia acumulada. La representación de los enlaces se realiza tanto en A) como en B) sobre el camino de mínimo coste entre LIC.

## 4 CONCLUSIONES

La jerarquización de los conectores entre espacios Natura 2000, obtenida mediante una novedosa combinación de métodos de reciente desarrollo y con base cuantitativa, supone una contribución para optimizar el fomento de la conectividad de la red Natura 2000 en la planificación territorial. En el caso de estudio concernido, los resultados obtenidos son

aplicables en la implementación de la red regional de corredores ecológicos del País Vasco (Gurrutxaga *et al.*, 2010) en la toma de decisiones de planificación territorial y de evaluación ambiental de planes y proyectos.

## AGRADECIMIENTOS

Proyecto IT317-10, financiado por el Departamento de Educación, Universidades e Investigación del Gobierno Vasco; proyecto CSO2011-23653, financiado por la Secretaría de Estado de I+D+i del Ministerio de Economía y Competitividad.

## BIBLIOGRAFÍA

- Adriaenssens, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H. y Matthysen, E. 2003. The application of least-cost modelling as a functional landscape model, *Landscape and Urban Planning*, 64, 233–247.
- Gurrutxaga, M., Lozano, P.J. y del Barrio, G. 2010. GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning. *Journal for Nature Conservation*, 18, 318–326.
- Mata, R. y Olcina, J. 2010. El sistema de espacios libres. En *Teoría y práctica para una ordenación racional del territorio*, coordinado por Galiana y Vinuesa, Madrid, Síntesis, 87–128.
- McRae, B.H., B.G. Dickson, T.H. Keitt, y Shah, V.B. 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology and conservation. *Ecology*, 10, 2712–2724.
- Opdam, P. y Wascher, D. 2004. Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale level in research and conservation. *Biological Conservation*, 117, 285–297.
- Ray, N. 2005. Pathmatrix: a geographical information system tool to compute effective distances among samples, *Molecular Ecology Notes*, 5, 177–180.
- Ruiz-González, A., Gurrutxaga, M., Madeira, M.J., Lozano, P.J., Fernández, J.M. y Gómez-Moliner, B. 2010. Estudio de la conectividad ecológica en la CAPV. Genética del paisaje aplicada sobre una especie-objetivo de la red de corredores ecológicos: la marta europea (*Martes martes*). Universidad del País Vasco, Gobierno Vasco e IKT.  
[http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-u95/es/contenidos/informe\\_estudio/genetica\\_paisaje\\_m\\_martes/es\\_doc/indice.html](http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-u95/es/contenidos/informe_estudio/genetica_paisaje_m_martes/es_doc/indice.html)

- Saura, S. y Torné, J. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software*, 24, 135-139.
- Saura, S. y Rubio, L. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape *Ecography*, 33, 523-537.
- Taylor P. D., Fahrig, L., Henein, K. y Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68, 571-573.





# Un análisis de los errores de comisión y omisión de los Hotspots de MODIS a partir de datos de área quemada de alta resolución a escala global

S. Hantson, M. Padilla, D. Corti y E. Chuvieco

Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá de Henares.

[hantson.stijn@gmail.com](mailto:hantson.stijn@gmail.com)

## RESUMEN

Los datos de puntos de calor (HS) MODIS han sido utilizados ampliamente como fuente de datos para estudiar la ocurrencia de incendios a escala global. Para mejorar el entendimiento y la caracterización de estos datos se ha hecho una comparación entre los HS de MODIS y mapas de áreas quemadas de alta resolución para 9 zonas del mundo. Los errores de comisión observados son bajos para todas las áreas de estudio (<4%), con los valores mayores en áreas con alta cobertura de zonas agrícolas (6,5%). Los errores de omisión son relativamente altos considerando todos los incendios, disminuyendo para incendios más grandes. Los errores de omisión son más altos para incendios que afectan a pastizales y zonas agrícolas. Los resultados presentados en ese estudio ayudan a entender la variabilidad espacial de los errores y contribuyen a un mejor uso de los HS en el futuro.

## PALABRAS CLAVE

Puntos de calor, área quemada, MODIS.

## ABSTRACT

MODIS fire hotspots have been widely used as a data source to study fire occurrence at a global scale. To improve the understanding and characteristics of the hotspots (HS) a comparison between hotspots and high resolution burned area data has been performed for 9 areas distributed over the globe. Low commission errors were observed for all study areas (<4%), although a relative high number of the HS detected over agricultural land were considered commission (6.5%). The omission errors were relatively high considering all fires, decreasing for burn scars with a larger size. Commission errors were more common for fires burning pasture and agricultural lands and lower for fires burning forests and shrublands. The results presented in this study improve the understanding of the spatial variability and characteristics of the hotspots and should help to improve the use of MODIS HS in future research.

## KEY WORDS

Hotspots, burned area, MODIS.

## 1 INTRODUCCIÓN

A nivel global los incendios forestales son un factor importante para el medio ambiente, influyendo directamente en la dinámica de la vegetación (Bond *et al.*, 2005; Van Langevelde *et al.*, 2003), las reservas de carbono (Bond-Lamberty *et al.*, 2007) y los cambios de uso del suelo (Bowman *et al.*, 2009) son una fuente importante de emisiones tanto de gases de efecto

invernadero como de aerosoles (van der Werf *et al.*, 2010). Sin embargo, existe gran incertidumbre tanto sobre la distribución, extensión e intensidad de la ocurrencia de incendios a nivel global, como del total de biomasa quemada (FAO, 2010; Giglio *et al.*, 2010; Tansey *et al.*, 2008b).

Se han utilizado dos tipos de productos satelitales en la elaboración de cartografía de ocurrencia de incendios como son: hotspots (HS) y perímetros de área quemada (BA). Los HS son

anomalías de la temperatura que son registradas por los sensores de infrarrojo medio e infrarrojo térmico, mientras que el BA es detectado por el contraste de reflectancia entre las zonas sin quemar y quemadas recientemente. Los HS son más fáciles de detectar que el área quemada debido al gran contraste térmico entre los incendios activos y su entorno, en relación con el cambio de reflectancia de la vegetación quemada. Sin embargo, con los HS se pueden detectar las anomalías de temperatura sólo en el momento de paso del satélite, lo que implica que son sólo una muestra de la ocurrencia total de incendios (Giglio, 2010), mientras que los cambios de reflectancia en las zonas quemadas permanecen más tiempo. Además, cuando los incendios se producen en zonas donde la cubierta de nubes es densa pueden no ser detectados, provocando la omisión de algunos incendios.

Desde la primera base de datos de HS extraída de AVHRR (Dwyer *et al.*, 1998), los HS se han utilizado en una amplia gama de aplicaciones relacionadas con incendios, tales como la estimación de las emisiones de gases (van der Werf *et al.*, 2003, 2004 y 2006) y el análisis de los regímenes de incendios (Chuvieco *et al.*, 2008; Harrison *et al.*, 2010). Hasta ahora los HS han sido validados por otras formas de detección de anomalías térmicas, mediante imágenes satelitales de alta resolución: los HS generados con MODIS han sido validados con datos Aster y Landsat ETM+ (Csizsar *et al.*, 2006; Morissette *et al.*, 2005; Schroeder *et al.*, 2008). Por otra parte, las comparaciones entre BA y HS son más bien escasas. Smith *et al.* (2007) trabajaron en la quema de desechos agrícolas y analizaron los HS de MODIS de las plataformas Terra y Aqua, observando que sólo el 13% de los incendios fueron detectados. Tansey *et al.* (2008a) utilizaron los HS MODIS-Terra para analizar la ocurrencia de incendios en Borneo, donde se analizó la relación entre los HS y BA. Para esta zona se encontró un error de omisión del 60% y un error de comisión del 8%.

En este estudio se realiza una comparación de los HS de MODIS con datos de área quemada para 9 zonas distribuidas a nivel mundial (Figura 1). Los errores de omisión y comisión de HS y los perímetros de incendios se analizan en función del tamaño, el nivel de confianza y la cobertura de uso de suelo.

## 2 MATERIAL Y MÉTODO

### 2.1 Datos de área quemada de alta resolución

La serie de datos de BA de alta resolución se generó a partir de imágenes Landsat TM/ETM+, que cubren las 9 áreas globales (figura 1). El área quemada, las emisiones de carbono y el tipo de

vegetación fueron considerados para seleccionar estas áreas de estudio. Éstas cubren los biomas y tipos de vegetación más afectados por la actividad del fuego a nivel global, como son las áreas boreales, templadas, mediterráneas y tropicales (tabla 1).

En cada área de estudio se analiza una imagen previa y otra posterior al incendio para generar los perímetros de BA, así como las zonas no quemadas y sin observaciones (presencia de nubes, sin datos, etc.). Se generan mapas anuales de BA para cada una de las áreas de estudio (cuando se dispone de las imágenes); el lapso de tiempo entre las imágenes pre y post-incendio es variable, desde 16 días hasta cubrir prácticamente todo el año. La cartografía de los perímetros de área quemada se realizó con un software específico (ABAMS), que utiliza un algoritmo de detección automática de BA probado en incendios de zonas templadas (Bastarrika *et al.*, 2011). Este algoritmo detecta primero píxeles de BA que muestran un alto grado de confianza de estar realmente quemados, posteriormente se corrige la delimitación de los perímetros de los incendios utilizando un criterio contextual de crecimiento de la región. Una vez que el mapa de BA ha sido producido, se valida visualmente por un intérprete experto; siempre que sea necesario, los errores se corrigen manualmente. Más detalles sobre el protocolo de generación de BA se pueden encontrar en Padilla *et al.* (2011).

Los datos de BA generados desde imágenes Landsat 7 ETM+ posteriores a 2003, cuando comenzaron las anomalías en los datos debido al SLC-off, fueron excluidos del análisis, a excepción de las zonas de Rusia, Colombia y Sudáfrica, donde se realizó una interpretación manual para completar los perímetros en las zonas con SCL-off para la parte central de la imagen, eso para llegar a tener un mínimo número de escenas para cada zona de estudio. Esta base de datos de alta resolución de BA se realizó en el marco del proyecto Fire\_cci (<http://www.esa-fire-cci.org/>) se utilizaron 58 mapas de área quemada para este estudio.

### 2.2 Datos de incendios activos y HS MODIS

Los datos MODIS de anomalías térmicas, la colección 5 de MCD14ML de los satélites Aqua y Terra, han sido descargados desde FIRMS (<http://firefly.geog.umd.edu/download/>). Estos datos están en formato shape, donde cada punto representa el centro de un píxel MODIS de 1 km (Giglio, 2010). Los datos HS adquiridos por el sensor MODIS de los satélites Terra y Aqua están disponibles desde noviembre de 2000 y julio de 2002, respectivamente. Terra pasa sobre el Ecuador alrededor de las 10:30 h y 22:30 h y Aqua alrededor de las 13:30 h y 1:30 h, por lo que, al menos, hay 4 pasos en un día, con un

mayor número en las regiones del norte, debido al solapamiento.

Los HS se agruparon en función de su valor de confianza (0-100): bajo (<30), medio (30-80) y alto (> 80), siguiendo las recomendaciones de Giglio *et al.* (2010). Para cada BA fueron extraídos los HS de MODIS, para la misma serie temporal y espacial de los mapas de BA. Para

evitar errores de omisión artificiales debidos al muestreo espacio-temporal se aplicó un buffer de 500 m para las áreas quemadas que se encuentran en el borde de la escena. Si los HS caen fuera de la escena igualmente se asocian a las zonas quemadas que se encuentran en el borde de la ésta.

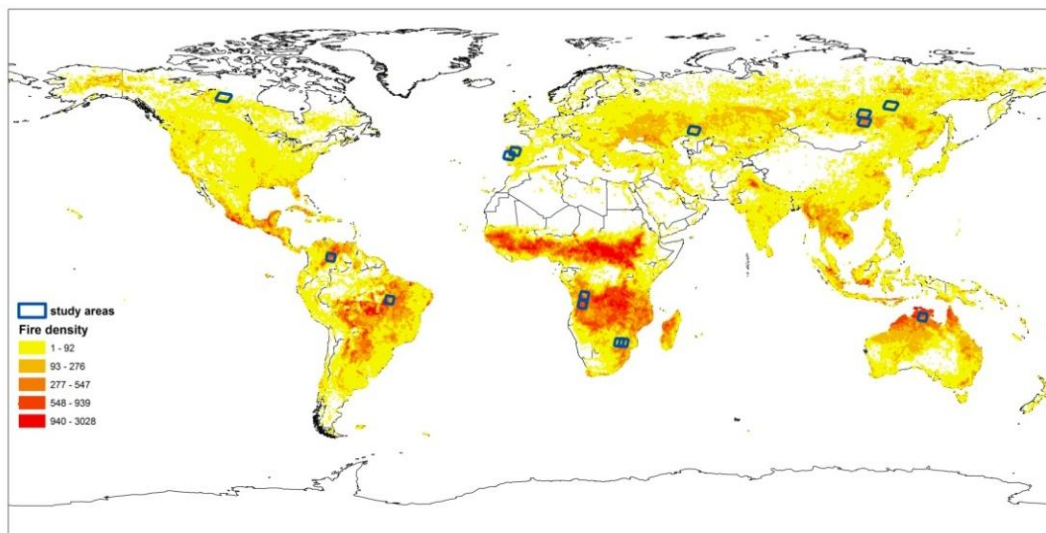


Figura 1. Distribución global de las escenas Landsat utilizadas en este estudio y promedio de HS MODIS-Terra (Nº/km²/mes) como fondo.

### 2.3 Análisis de datos

Se consideró asociado un HS con un perímetro de incendio cuando este se encontró a menos de 1.500 m de distancia del perímetro de incendio. Esta distancia de 1.500 m fue escogida debido a que el HS corresponde a la coordenada central del píxel de MODIS de 1 km, por lo que es necesario aplicar un margen de 500 m, y teniendo en consideración un posible desajuste espacial de un píxel de los datos MODIS, coincidiendo con nuestras observaciones en las que la distancia más frecuente entre el perímetro y los HS asociados varía entre 500 y 1.500 m (figura 2).

Para calcular los errores de omisión de los HS, los años en los cuales sólo existían datos de Terra fueron excluidos del análisis. El conjunto de datos GBA2000 (European Commission, 2003) se utilizó para extraer la información de la cobertura del suelo para cada HS MODIS y cada perímetro de área quemada. En este estudio se llevaron a cabo dos análisis diferentes para estimar los errores de comisión y de omisión y la relación entre el número de HS y el BA total:

- Errores de comisión: Hotspots que no se pueden asociar a ningún perímetro de incendio.

Nuestra hipótesis fue que los errores de comisión de HS se deben, por lo general, al

contraste térmico entre los fuegos activos y las zonas circundantes, con mayor impacto en aquellas áreas con suelos desnudos, zonas agrícolas o urbanas. Los errores de comisión también deben ser mayores que el nivel inferior de confianza.

- Errores de omisión: perímetros que no tienen ningún HS asociado.

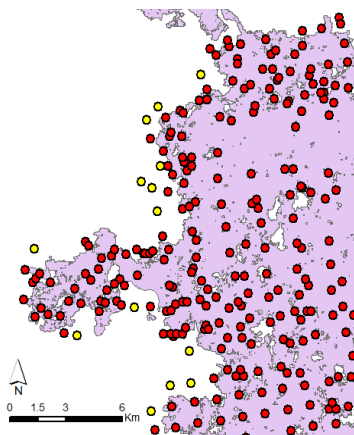


Figura 2. Ejemplo de la distancia entre el perímetro de BA y HS para incendios en Portugal 2003 (rojo <500 m, amarillo 500-1.500 m).

Nuestra hipótesis fue que los errores de omisión de HS disminuyen cuando es mayor el tamaño del incendio; cuando los incendios son pequeños es difícil que sean detectados por los HS. Los incendios agrícolas y de praderas deben tener mayores errores de omisión, ya que arden con menor intensidad que los de arbustos o forestales durante un menor período de tiempo.

### 3 RESULTADOS

Un resumen de los datos obtenidos para cada área de estudio se presenta en la tabla 1. Para cada área de estudio se analizaron un gran número de incendios y área quemada, existiendo grandes diferencias entre las áreas de estudio. El menor número de incendios se observó en la área de Canadá, pero con un total de superficie de área quemada mayor, mientras que el mínimo de área quemada se observó en el sitio correspondiente a Sudáfrica, donde se produce un elevado número de incendios; se caracterizó la gran diversidad ecológica de los incendios entre las diferentes áreas de estudio seleccionados. Así mismo, la diferencia en el porcentaje de HS detectados por parte de Terra indicó la gran variabilidad ecológica de los incendios, con el caso extremo en Sudáfrica, donde sólo el 20,6% de los HS fue detectado por Terra.

La mayoría de los HS de MODIS están relacionados con los perímetros de incendios (tabla 2), con bajos errores de comisión. Los errores de comisión son aquellos HS que no

tienen relación con algún incendio y que se encuentran a más de 1.500 m fuera de los perímetros de incendios. Los errores de comisión son generalmente inferiores a 1,2% de los HS presentes, a excepción de Brasil, Portugal y Sudáfrica, con un error de comisión de un 3,8% para las áreas de Brasil y Sudáfrica (tabla 2). Estos errores de comisión tienen relación con el nivel de confianza de los HS, con errores de comisión más altos de los HS el nivel de confianza es más bajo (tabla 2).

Los errores de comisión están relacionados con la cobertura de suelo (tabla 3), con mayor HS de comisión para las zonas agrícolas y errores de comisión <2% para las otras coberturas de suelo.

Los errores de omisión de los HS se determinan por el número de perímetros quemados que no tienen HS asociados (<1.500 m). Los errores de omisión son bastante altos, aunque varían en gran medida con el tamaño del área quemada (tabla 4).

La proporción de incendios pequeños (<50 ha) detectada adecuadamente es muy baja (10-63%). Los errores de omisión de incendios >500 ha son bajos, pero con diferencias importantes entre las diferentes áreas de estudio; Colombia, Kazajstán y Australia presentan errores de omisión altos para incendios mayores de 500 ha. Estos errores de omisión se relacionan con la cubierta de uso de suelo, con errores menores para zonas de bosques y matorrales y más altos para zonas agrícolas y pastizales (tabla 5).

	Años	Nº incendios	Área quemada (ha)	Nº HS	% HS Terra
Canadá	9	244	323.551	4.550	53,8
Brasil	9	12.337	855.042	5.737	45,4
Portugal	6	2.207	227.505	2.967	47,9
Sudáfrica	6	2.200	125.263	209	20,6
Colombia	5	7.381	1.258.476	2.432	52,4
Angola	3	16.849	2.084.651	8.583	24,8
Australia	9	2.447	812.292	2.269	39,5
Kazajstán	7	647	1.292.215	2.784	58,6
Rusia	5	495	125.268	1.794	53,6

*Tabla 1. Descripción de la información de incendios utilizada en cada área de estudio, incluyendo el número de mapas de BA utilizados, el número de incendios, la superficie total quemada y el número de HS, así como el porcentaje de HS detectados por el satélite Terra para cada área de estudio.*



	Error de comisión (%)			
	Total	confianza		
		<30	30-80	>80
Canadá	1,19	3,24	1,54	0,15
Brasil	3,82	5,36	4,95	2,06
Portugal	2,33	2,83	4,86	0,92
Sudáfrica	3,83	0,00	4,90	1,61
Colombia	0,78	1,48	1,15	0,00
Angola	0,33	0,46	0,28	0,43
Australia	0,71	0,00	0,95	0,37
Kazajistán	0,65	1,68	1,08	0,30
Rusia	1,15	2,56	2,11	0,23

Tabla 2. Errores de comisión para cada área de estudio según el nivel de confianza.

Error de comisión	
Bosque	1,69
Matorral	1,51
Pradera	1,53
Agrícola	6,77

Tabla 3. Errores de comisión en función de la cobertura del suelo para el conjunto de áreas de estudio.

Tamaño incendio (ha)	Error de omisión (%)			
	<50	50-100	100-500	>500
Canadá	52	40	18	9
Brasil	76	64	46	7
Portugal	65	45	20	6
Sudáfrica	90	75	69	0
Colombia	86	76	59	17
Angola	38	13	6	1
Australia	87	76	60	18
Kazajistán	75	73	55	20
Rusia	50	20	12	3

Tabla 4. Errores de omisión (%) para cuatro clases de tamaño de incendio.

Cobertura del suelo	Nº Perímetros		Error omisión (%)
	Detectado	Omitido	
Bosque	10.818	12.553	53,7
Matorral	1.518	2.977	66,2
Pradera	2.676	9.259	77,6
Agrícola	855	2.749	76,3
otros	92	247	72,9

Tabla 5. Número de perímetros de incendio detectados y omitidos por los HS en función del tipo de cobertura de suelo.

## 4 DISCUSIÓN

Los HS de MODIS demostraron ser un conjunto de datos de alta calidad con errores de comisión muy bajos de acuerdo a lo observado en este estudio. Nuestros resultados arrojan errores de comisión más bajos que los observados por Tansey *et al.* (2008a), que obtuvieron un 8% en un área de pantanos degradados en el sur de Borneo. Esto puede

deberse, en parte, a que el estudio se llevó a cabo en una zona tropical, habiéndose observado que el algoritmo de detección de HS presenta problemas en las áreas de deforestación en la Amazonía (Schroeder *et al.*, 2008). Parte de estos problemas fueron resueltos en la colección 5 que se ha utilizado en este estudio, lo que podría explicar estas diferencias. Otra razón podría ser que en el estudio realizado por Tansey *et al.* (2008a) se consideran comisión todos los HS que no directamente se interceptan con los BA, sin utilizar un buffer como en los análisis presentados anteriormente. Sin embargo, los desajustes espaciales son comunes y, por lo tanto, los errores de comisión presentados en el estudio de Tansey *et al.* (2008) superiores a los valores reales. Los errores de comisión observados en este estudio están relacionados con el uso de suelo agrícola de las áreas de estudio. Esto está en consonancia con las observaciones de Schroeder *et al.* (2008), quienes observaron que pequeños claros agrícolas del bosque en la Amazonía son una fuente de errores de comisión para los HS de MODIS. Sin embargo, las áreas agrícolas quemadas son difíciles de detectar y una detección parcial de áreas agrícolas quemadas durante la creación de los mapas de BA podría haber influido en la observación de los errores de comisión más altos para estas zonas.

Al considerar los valores de confianza de los HS se observó que los errores de comisión fueron mayores para HS con bajos valores de confianza. Sin embargo, los errores de comisión eran muy bajos para todas las clases de confianza. Por eso es recomendable considerar todos los HS, incluidos los de baja fiabilidad, porque el pequeño aumento en errores de comisión es compensado por los beneficios de la mayor cantidad de datos disponibles.

Los errores de omisión son generalmente altos, con valores que llegan a un 88% en Sudáfrica. Esto significa que sólo el 12% de las áreas quemadas fueron detectadas por HS. Estos valores están en línea con las observaciones de Smith *et al.* (2007), quienes reportaron una tasa de detección del 13% para las quemaduras de desechos agrícolas en el sur de Australia. Las dos zonas tienen un porcentaje importante de uso de suelo ligado a agricultura/pastoreo. Tansey *et al.* (2008) observaron errores de omisión del 60% en el sur de Borneo, comparable al 72% observado en nuestra área de estudio tropical de Brasil. Aunque estos valores son altos, se deben principalmente a una gran cantidad de incendios pequeños (<50 ha) que se omiten y no influyen demasiado en el BA total. Al analizar los grandes incendios (>500 ha), los errores de omisión están por debajo del 10% para casi todas las zonas

boscosas: sin embargo, en Sudáfrica y Colombia llegan a 42% y 25% respectivamente. Aunque está claro que el tamaño promedio de los incendios influye fuertemente en los errores de omisión, todavía existen diferencias importantes que se encuentran en los incendios mayores a 500 ha. Estas diferencias se explican en parte por el actual uso de suelo, con errores de omisión más bajos para las zonas con mayor uso forestal del suelo. Esto está en consonancia con las observaciones de Smith *et al.* (2007), quienes observaron errores de omisión muy altos en una zona agrícola de Australia.

En general, los resultados de este estudio ilustran la complejidad del uso de HS como un indicador de la ocurrencia de incendios, si bien se ha intentado caracterizar una parte de los errores y diferencias geográficas. Por lo tanto, esperamos que este estudio ayude a comprender y utilizar en un futuro los HS de MODIS.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bastarrika, A., Chuvieco, E., y Martin, M.P. 2011. Mapping burned areas from Landsat TM/ETM plus data with a two-phase algorithm: Balancing omission and commission errors, *Remote Sensing of Environment*, 115, 1003-1012
- Bond-Lamberty, B., Peckham, S.D., Ahl, D.E., y Gower, S.T. 2007. Fire as the dominant driver of central Canadian boreal forest carbon balance, *Nature*, 450, 89-92
- Bond, W.J., Woodward, F.I., y Midgley, G.F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire, *New Phytologist*, 165, 525-538
- Bowman, D.M.J.S., Balch, J.K., Artaxo, P., Bond, W.J., Carlson, J.M., Cochrane, M.A., D'Antonio, C.M., DeFries, R.S., Doyle, J.C., Harrison, S.P., Johnston, F.H., Keeley, J.E., Krawchuk, M.A., Kull, C.A., Marston, J.B., Moritz, M.A., Prentice, I.C., Roos, C.I., Scott, A.C., Swetnam, T.W., van der Werf, G.R., y Pyne, S.J. 2009. Fire in the Earth System. *Science*, 324, 481-484
- Csiszar, I.A., Morisette, J.T., y Giglio, L. 2006. Validation of active fire detection from moderate-resolution satellite sensors: The MODIS example in northern Eurasia. *IEEE TRANSACTIONS ON GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING*, 44, 1757-1764
- Chuvieco, E., Giglio, L., y Justice, C. 2008. Global characterization of fire activity: toward defining fire regimes from Earth observation data. *Global Change Biology*, 14, 1488-1502
- Dwyer, E., Gregoire, J.M., y Malingreau, J.P. 1998. A global analysis of vegetation fires using satellite images: Spatial and temporal dynamics. *Ambio*, 27, 175-181
- European Commission, J.R.C. 2003. *Global Land Cover 2000 database*.
- FAO 2010. *Global Forest Resources Assessment 2010*. Main report. In Forestry Paper 163, F.a.A. Organization, ed. Rome.
- Giglio, L. 2010. *MODIS Collection 5 Active Fire Product User's Guide, version 2.4*, [http://modis-fire.umd.edu/Documents/MODIS\\_Fire\\_Users\\_Guide\\_2.4.pdf](http://modis-fire.umd.edu/Documents/MODIS_Fire_Users_Guide_2.4.pdf). In
- Giglio, L., Randerson, J.T., van der Werf, G.R., Kasibhatla, P.S., Collatz, G.J., Morton, D.C., y DeFries, R.S. 2010. Assessing variability and long-term trends in burned area by merging multiple satellite fire products. *Biogeosciences*, 7, 1171-1186
- Harrison, S.P., Marlon, J.R., y Bartlein, P.J. 2010. Fire in the Earth System, En J. Dodson (Ed.), *Changing Climates, Earth Systems and Society*
- Morisette, J.T., Giglio, L., Csiszar, I., y Justice, C.O. 2005. Validation of the MODIS active fire product over Southern Africa with ASTER data. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 4239-4264
- Padilla, M., Hantson, S., Chuvieco, E., Theis, R., y Sandow, C. 2011. *fire\_cci, Product Validation Plan (PVP)*, [http://www.esa-fire-cci.org/webfm\\_send/241](http://www.esa-fire-cci.org/webfm_send/241). In
- Schroeder, W., Prins, E., Giglio, L., Csiszar, I., Schmidt, C., Morisette, J., y Morton, D. 2008. Validation of GOES and MODIS active fire detection products using ASTER and ETM plus data. *Remote sensing of environment*, 112, 2711-2726
- Smith, R., Adams, M., Maier, S., Craig, R., Kristina, A., y Maling, I. 2007. Estimating the area of stubble burning from the number of active fires detected by satellite. *Remote sensing of environment*, 109, 95-106
- Tansey, K., Beston, J., Hoschilo, A., Page, S.E., y Paredes Hernández, C.U. 2008a. Relationship between MODIS fire hot spot count and burned area in a degraded tropical peat swamp forest in Central Kalimantan, Indonesia. *J. Geophys. Res.*, 113, D23112
- Tansey, K., Gregoire, J.M., Defourny, P., Leigh, R., Pekel, J.F.O., van Bogaert, E., y Bartholome, E. 2008b. A new, global, multi-annual (2000-2007) burnt area product at 1 km resolution. *Geophysical Research letters*, 35

- van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Collatz, G.J., y Giglio, L. 2003. Carbon emissions from fires in tropical and subtropical ecosystems. *Global Change Biology*, 9, 547-562
- van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Collatz, G.J., Giglio, L., Kasibhatla, P.S., Arellano, A.F., Olsen, S.C., y Kasischke, E.S. 2004. Continental-scale partitioning of fire emissions during the 1997 to 2001 El Nino/La Nina period. *Science*, 303, 73-76
- van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Giglio, L., Collatz, G.J., Kasibhatla, P.S., y Arellano, A.F., Jr. 2006. Interannual variability in global biomass burning emissions from 1997 to 2004. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6, 3423-3441
- van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Giglio, L., Collatz, G.J., Mu, M., Kasibhatla, P.S., Morton, D.C., DeFries, R.S., Jin, Y., y van Leeuwen, T.T. 2010. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997-2009). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10, 11707-11735
- Van Langevelde, F., Van De Vijver, C.A.D.M., Kumar, L., Van De Koppel, J., De Ridder, N., Van Andel, J., Skidmore, A.K., Hearne, J.W., Stroosnijder, L., Bond, W.J., Prins, H.H.T., y Rietkerk, M. 2003. Effects of fire and herbivory on the stability of savanna ecosystems. *Ecology*, 84, 337-350



# Variación anual e interanual del manto nivoso en el Port del Compte-Serra del Cadí a partir de imágenes MODIS

I. Herms<sup>1</sup> y J. Jorge<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Geocat Gestió de Projectes, S.A. Departament de Territori i Sostenibilitat. Generalitat de Catalunya.

<sup>2</sup> Departament de Física Aplicada. Universitat Politècnica de Catalunya.

iherms@ggp.cat, joan.jorge@upc.edu

## RESUMEN

*El estudio de la dinámica espacial y temporal de la cubierta de nieve permite comprender el funcionamiento del sistema hidrológico y plantear tendencias climáticas que afectan al balance hídrico. Mediante imágenes de satélite de diferente resolución ya se han llevado a cabo estimaciones de dicha cubierta en el pirineo catalán por diversos autores comprobándose su aplicabilidad. En este trabajo se muestran los resultados de la aplicación de una metodología basada en los productos MOD10A2, derivados del procesamiento de las imágenes del sensor MODIS (accesibles en la web del NSIDC de la NASA), para la obtención de la cubierta nivosa en un sector del Pirineo oriental catalán, a diferentes cotas de altitud y a lo largo del período 2002-2007. Los resultados, aunque se disponga de pocos años de análisis, muestran una tendencia climática hacia la disminución progresiva en la extensión de la cubierta de nieve, especialmente a partir de la cota 2000 msnm; se mantiene la duración de suelo cubierto por nieve entre los meses de octubre y mayo, con un 50% de la superficie cubierta por encima de la cota 1000 y produciéndose, en todas las temporadas, el inicio de las grandes nevadas entre la segunda y la tercera semana de noviembre. Cabe resaltar que se ha procurado trabajar siempre con software libre (sobretudo con gvSIG).*

## PALABRAS CLAVE

Cubierta de nieve; MODIS; NDSI; gvSIG; Port del Compte.

## ABSTRACT

*The study of spatial and temporal dynamics of snow cover allows us to understand the functioning of the hydrological system and climate trends that affect the water balance. Using satellite images of varying resolutions have already been carried out estimates of the deck in the Catalan Pyrenees by several authors proving their applicability. This paper shows the results of applying a methodology based on MOD10A2 products, from processing of MODIS images (accessible on the website of the NASA NSIDC), to obtain snow cover in a sector the eastern Pyrenees Catalan, at different heights above sea level and over the period 2002-2007. The results, even if you have few years of analysis, show a climate trend towards progressive decrease in the extent of snow cover, especially since the altitude 2000 m, keeping the duration of ground covered by snow between the months October and May, with 50% of the floor area above the 1000 elevation occurring in all seasons the onset of heavy snow between the second and third week of November. Significantly, it has always sought to work with free software (especially with gvSIG).*

## KEY WORDS

Snow cover; MODIS; NDSI; gvSIG; Port del Compte.



## 1 INTRODUCCIÓN

Las variaciones espaciales y temporales de la cubierta de nieve afectan a la disponibilidad de recursos hídricos superficiales y subterráneos. El estudio de su evolución permite observar tendencias climáticas. Los cálculos y estimaciones de balances hidrológicos requieren para zonas de alta montaña la consideración del cálculo de la extensión y del espesor del manto nivoso, entre otras variables. La fusión de la nieve es un mecanismo adicional en la generación de infiltración respecto a la precipitación, aunque normalmente con otra dinámica temporal. En función del espesor de nieve, y su extensión, su contribución a los flujos de descarga en fuentes y ríos puede ser muy importante.

La obtención de este tipo de datos a partir sólo del uso de redes meteorológicas y de seguimiento de la nieve no es suficiente, dado que el número de puntos de control para disponer de una red suficientemente amplia para caracterizar correctamente las diversas cuencas hidrológicas del Pirineo es insostenible económicamente. La teledetección no debe entenderse como una alternativa al muestreo y al control con estaciones permanentes de superficie sino que puede representar una fuente complementaria para la obtención de este tipo de información del territorio. Una de las variables que se puede evaluar mediante imágenes satélite es la variación temporal y espacial de la extensión de la cubierta de nieve en la cabecera de las cuencas hidrológicas en la alta montaña.

Varios autores ya han aplicado los productos MODIS en el seguimiento espacial y temporal de la cubierta de nieve. Cea *et al.* (2007) presentan en su estudio de determinación de la superficie nivosa del Pirineo Catalán, una intercomparación de resultados mediante el uso de imágenes Landsat y mediante imágenes MODIS. Otros autores utilizan estos productos para la elaboración de estudios sobre la disponibilidad de recursos hídricos: Cartes (2009) hace una estimación de los volúmenes de escorrentía derivados del deshielo mediante redes neuronales recurrentes e imágenes MODIS. Dahri *et al.* (2011) utilizan con éxito productos de imagen del sensor MODIS para realizar un estudio de la distribución altitudinal, espacial y temporal de la cubierta de nieve en una cuenca de alta montaña en el Himalaya paquistaní, para la modelización de la escorrentía superficial que se genera en el deshielo y fusión de la nieve en zonas remotas. Stehr *et al.* (2009) combinan la utilización del modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) junto con las cubiertas derivadas del satélite MODIS para estimar los

flujos en una cuenca de alta montaña no monitorizada en los Andes chilenos. Asimismo, varios organismos oficiales también utilizan este tipo de productos para realizar estudios de evolución temporal de las cubiertas de nieve. Otros autores, como Pineda *et al.* (2005), realizaron un estudio comparativo entre la dinámica anual del manto nivoso del Pirineo usando imágenes SPOT-Vegetation S10 para el periodo 1998-2003 evaluando los resultados mediante la red de control nivometeorológica del SMC (Servei Meteorològic de Catalunya) con resultados prometedores para este otro tipo de sensor.

El grado de cobertura de nieve se puede determinar a partir de las bandas del visible (VIS) y del infrarrojo cercano (NIR). Existen varios sensores aplicados a Recursos Naturales que operan en diferentes resoluciones espaciales y temporales que trabajan con estas bandas: Landsat TM (Thematic Map), Landsat ETM+ (Landsat Enhanced Thematic Mapper Plus), SPOT (Système Probatoire de Observation de la Terre), MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), etc.

El trabajo que se presenta en este artículo ha tenido como objetivo, probar y evaluar una metodología de estudio para estudiar las variaciones espaciales y temporales de la cubierta de nieve a partir del cual, plantear tendencias climáticas que afectan al balance hídrico en la elaboración de estudios de carácter hidrológico e hidrogeológico en zonas de alta montaña; y posibilitar al mismo tiempo la elaboración del trabajo a partir de software libre e imágenes satélite obtenidas gratuitamente.

### 1.1 Ámbito de estudio

La zona de estudio se sitúa en un sector del Pirineo oriental catalán donde se localiza la sierra del Port del Compte y la parte oriental del Cadí (figura 1). El ámbito queda delimitado por un rectángulo con las siguientes coordenadas: UTM-31 N (ED50), 359.102 (UTM X mínima), 407.706 (UTM X máxima), 4.654.460 (UTM Y mínima) y 4694310 (UTM Y máxima). La superficie total del área señalada de estudio es de 1.900 km<sup>2</sup>.

### 1.2 Sensor MODIS/Terra (EOS)

Para estudiar la evolución temporal y espacial de la cubierta de nieve en el ámbito de estudio, se ha escogido un intervalo de 5 temporadas: 2002/2003, 2003/2004, 2004/2005, 2005/2006 y 2006/2007. El estudio efectuado no pretende ser un análisis exhaustivo de la dinámica de la cubierta de nieve, si no un test de una metodología de estudio determinada. Para realizar el estudio, se han utilizado productos derivados del pre-tratamiento de imágenes del sensor MODIS.

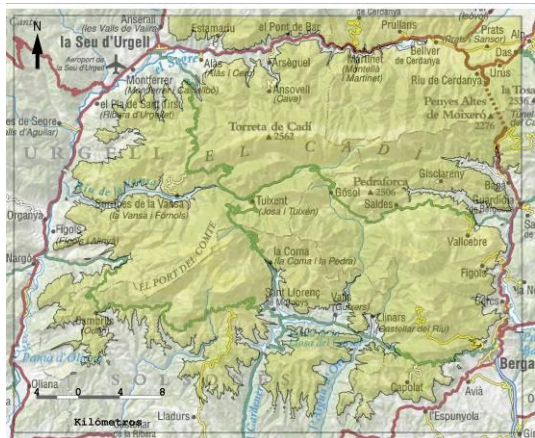


Figura 1. Ámbito de estudio (para  $z > +1000$  msnm).

MODIS ha sido el sensor utilizado. Fue puesto en órbita terrestre en diciembre del año 1999 por la NASA a bordo del satélite TERRA, y al año 2002 a bordo del satélite AQUA. Forma parte del programa 'Sistema de Observación de la Tierra' de la NASA (conocido con las siglas en inglés 'EOS'). El registro histórico disponible validado va desde el año 2002 hasta la actualidad. Los instrumentos de captura de datos del sensor MODIS están configurados para recibir datos en 36 bandas espectrales entre el rango del visible y del IR térmico con una resolución espectral de entre  $0,4 \mu\text{m}$  y  $14,4 \mu\text{m}$  y una resolución espacial variable (2 bandas de 250 m, 5 bandas de 500 m y 29 bandas de 1 km). Su órbita le permite captar imágenes de toda la tierra cada 1 ó 2 días.

## 2 METODOLOGÍA

### 2.1 Fuente de datos. Imagen satélite

Las imágenes y los productos derivados del sensor MODIS son accesibles gratuitamente a partir del web del The National Snow and Ice Data Center (NSIDC) (<http://nsidc.org/NASA/MODIS>).

Este portal distribuye una variedad de tipologías de productos muy diversos: productos de nieve y hielo, entre los que se encuentran las imágenes MOD10A2 que se utilizan en este trabajo; información del permafrost; información de la cobertura de glaciares; información de la extensión de casquetes polares; información de aerosoles; temperatura del suelo, etc.

### 2.2 MODIS10. Productos de nieve

A partir del sensor MODIS, el centro NSIDC pone a disposición del público varios productos derivados, entre ellos: MOD04, en relación a la presencia de aerosoles; MOD05 y MOD07a, sobre las concentraciones de vapor de agua y

ozono, respectivamente; MOD37, máscara nubes; así como los productos de 'nieve y hielo' MOD10 que son los que proporcionan la cubierta de nieve (MODIS Snow-Cover). Éste es el producto que se ha utilizado en el trabajo de análisis de la dinámica de la cobertura de nieve en este estudio.

Para la obtención de las cubiertas de nieve se utiliza el índice NDSI (índice de nieve de diferencia normalizada), conjuntamente con otros criterios de filtro especialmente importantes para aquellas zonas con una densa capa vegetal (bosques, etc.).

El índice NDSI está definido como la diferencia de reflectancias observadas en la banda visible del verde, que en el caso del sensor MODIS se corresponde con la banda 4 ( $0,545\text{--}0,565 \mu\text{m}$ ), y en la banda del infrarrojo de onda corta, que en el sensor MODIS se corresponde con la banda 6 ( $1,628$  a  $1,625 \mu\text{m}$ ), dividido por la suma de las dos reflectancias. Así la expresión para el cálculo del NDSI para MODIS es:

$$NDSI = \frac{\text{banda4} - \text{banda6}}{\text{banda4} + \text{banda6}} \quad (1)$$

El valor NDSI en cada píxel puede tomar valores entre  $-1$  y  $1$ . Si bien el NDSI está diseñado para discriminar la cubierta de nieve de otro tipo de cubierta, la elección de un valor límite de discriminación entre nieve y no nieve (umbral) representa un problema singular, ya que depende de múltiples factores, entre otros del ángulo de elevación solar y de las condiciones atmosféricas.

La elección del valor umbral de NDSI para distinguir entre nieve/no-nieve es muy sensible, ya que pequeños cambios en el valor pueden generar una sobreestimación o subestimación del resultado del área cubierta de nieve. Esta área queda definida por el número de píxeles que responden a un valor mayor o igual al umbral definido, multiplicado por el área de cada píxel (su resolución espacial). El equipo científico de MODIS es responsable del desarrollo de los algoritmos para generar los productos derivados del sensor MODIS. Para la generación de los productos de nieve se utiliza el algoritmo *MODIS Snow-Mapping*. El algoritmo discrimina la cubierta de nieve mediante la utilización del índice NDSI, pero también aplica determinados criterios que son útiles para tener en cuenta las áreas cubiertas en zonas con vegetación, o para discriminar las falsas áreas de nieve. Para diferenciar la cubierta de nubes/nieve se parte de la característica de que la nieve presenta una alta reflexión en el rango del visible ( $0,5\text{--}0,7 \mu\text{m}$ ) y una fuerte absorción (caída en la reflectancia) en el rango del infrarrojo de onda corta ( $1,0\text{--}3,5 \mu\text{m}$ ). Por el contrario, las nubes sólo tienen una alta reflexión en el rango del visible (figura 2).

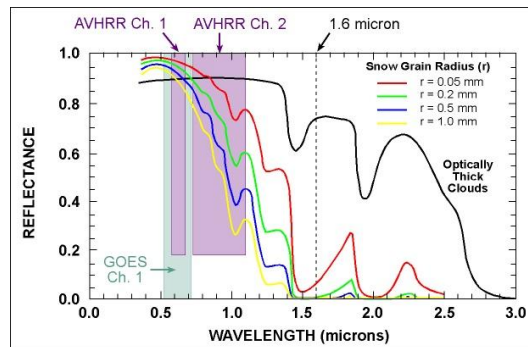


Figura 2. Gráfico que muestra la discriminación entre la cubierta de nieve y la de nubes en función de su reflectancia espectral (NOHRSC (USA.gov). <http://www.nohrsc.nws.gov/>

En el algoritmo *Snow Mapping*, la detección de la nieve se consigue mediante el uso de dos grupos de criterios que tienen en consideración las características de la reflectancia de la nieve en las regiones del visible y en la del infrarrojo (Riggs *et al.*, 2000).

El primer grupo se utiliza para detectar nieve en condiciones generales. Un píxel es considerado como 'nieve' si todas las siguientes consideraciones se cumplen a la vez: (i) NDSI > 0.4; (ii) reflectancia de la banda 2 (0.841-0.876 µm) > 11%; (iii) reflectancia de la banda 4 (0.545-0.565 µm) > 10%; (iv) temperatura en la superficie terrestre inferior a 283 K. Este criterio fue introducido a partir de octubre del año 2001 y aplica una máscara térmica en el tratamiento para permitir eliminar la falsa cubierta de nieve, especialmente en zonas con una densidad de vegetación muy alta, como es en el caso de los trópicos, donde llega a corregir hasta el 98% de falsos píxeles de nieve. Este criterio considera las bandas 31 (10.78 a 11.28 µm) y 32 (11.77 a 12.27 µm) para estimar la temperatura a nivel de la superficie del suelo; si la temperatura de un píxel es mayor que 283 K, entonces el píxel no se considera como valor de 'nieve'.

El segundo grupo de criterios se utiliza para mejorar la detección de nieve en áreas con vegetación densa, como bosques. En áreas donde existe vegetación los píxeles pueden estar presentando valores inferiores a 0.4 del índice NDSI aunque la superficie puede estar cubierta de nieve. Utilizado el umbral de 0.4 del índice NDSI se discrimina sin ningún problema la superficie nivosa en zonas sin vegetación, sobre todo en las partes montañosas más elevadas con poca o nula vegetación, pero no ocurre lo mismo con las zonas más bajas donde la presencia de masa forestal es mayor.

Para clasificar correctamente los bosques en forma de cubierta nevada se utilizan conjuntamente los índices NDVI (índice de

vegetación de diferencia normalizada) y el índice NDSI.

Los píxeles en zonas boscosas tienen valores más altos de NDVI en comparación con los píxeles en zonas no forestales. Así, mediante el uso de ambos índices NDSI y NDVI es posible reducir el umbral de NDSI en las zonas boscosas sin comprometer el rendimiento del algoritmo.

Las reflectancias en las bandas 1 (0.62-0.67 µm) y 2 (0.84-0.87 µm) del sensor MODIS se utilizarán para calcular el valor del índice NDVI en el píxel. El umbral que delimita nieve/no-nieve para el índice NDSI en estos casos es un valor de 0.3 en lugar de 0.4.

La figura 3 muestra el diagrama de dispersión de los índices NDSI y NDVI. A partir de éste se redefinen dos polígonos como muestra la figura 4 (Klein *et al.*, 1998), de tal forma que, en los casos de presencia de bosques, un píxel es considerado como 'nieve', si se cumplen los siguientes criterios: (i) el píxel se sitúa dentro de cualquiera de los dos polígonos; (ii) reflectancia de la banda 1 (0.62-0.67 µm) > 10%; y (iii) reflectancia de la banda 2 (0.84 a 0.87 µm) > 11%.

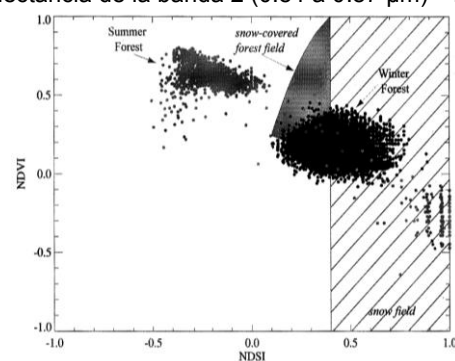


Figura 3. Gráfico de dispersión que muestra la clasificación de píxeles en bosque de verano, bosque con nieve y bosque de invierno, a partir de los índices NDSI y NDVI (Klein *et al.*, 1998).

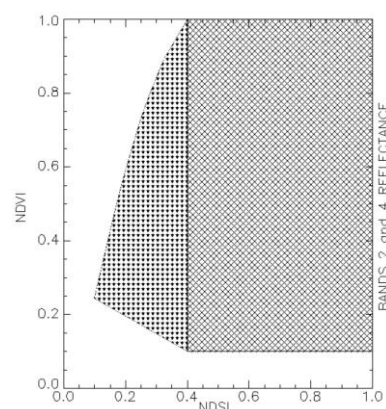


Figura 4. Gráfico derivado del gráfico de dispersión en el que se indica en qué casos (áreas rayadas) un píxel se considera como nieve



en función de los índices NDSI y NDVI (Klein et al, 1998).

### 2.3 Producto MOD10A2: “8 day snow cover”

En la web del NSIDC están disponibles dos productos de nieve MOD10, el MOD10A1 y el MOD10A2. MOD10A1 se corresponde con imágenes diarias de la cubierta de nieve y MOD10A2 muestra la extensión máxima de la cubierta de nieve en un compuesto de 8 días. Es decir, si una de estas imágenes indica la presencia de nieve en un píxel dado, esto quiere decir que allí hubo nieve en alguno de los 8 días considerados. Se trata, por tanto, de una aproximación que maximiza la presencia de nieve. Para la realización de este trabajo se ha utilizado MOD10A2.

Ambos productos, MOD10A1 y MOD10A2, están disponibles a partir del satélite MODIS/Tierra y MODIS/Aqua. Para la realización del trabajo se han utilizado imágenes obtenidas por el primero. En concreto, el nombre del producto utilizado es el siguiente: “MODIS/Terra Snow Cover 8-Day L3 Global 500m Grid (MOD10A2)”

La NASA distribuye sus productos de satélites del *Earth Observing System* (EOS) en el formato Hierarchical Fecha Formato (HDF) o formato de datos jerárquico. HDF es un formato de archivo multi-objeto. Contiene tanto datos como metadatos. El producto final de nieves incorpora, además de la cubierta nivosa, ocho categorías generadas por otros productos MODIS, como la máscara de masas de agua no continental, masas de agua continentales, cubierta nubosa, lagos helados, etc. La resolución espacial es de 460 m, y la resolución temporal de 8 días.

### 2.4 Conversión formato HDF-EOS a formato Geotiff

Las imágenes de los productos de nieve de MODIS se adquieren empaquetadas en el formato HDF. La proyección nativa de las imágenes MODIS es la sinusoidal, que conserva las áreas y presenta un meridiano central recto y paralelos horizontales. Posteriormente, en el formato HDF, la información se empaqueta utilizando la proyección Homolosina interrumpida Goode.

Este tipo de formato se puede leer con los softwares comerciales de tratamiento de imágenes más conocidos, como son ENVI, IDRISI, ERDAS, entre otros. Sin embargo, el objetivo de este trabajo ha sido plantear una sistemática basada en software de uso libre. Por lo tanto, para la conversión del formato HDF-EOS a formato GeoTIFF se ha utilizado otro recurso. En este caso se ha empleado el programa HDF-EOS To GeoTIFF Conversion Tool (HEG), que se

puede descargar abiertamente desde el siguiente enlace:

<http://newsroom.gsfc.nasa.gov/sdptoolkit/HEG/HEGHome.html>

HEG (figura 5) es una herramienta desarrollada para permitir a los usuarios, reformatear, reproyectar y montar mosaicos a partir de archivos en formato HDF-EOS. El formato de exportación es GeoTIFF, el cual se puede utilizar en cualquier plataforma SIG. El programa HEG trabaja con los datos de los sensores siguientes: MODIS (de AQUA y TERRA), ASTER, MISR, AIRS, etc.

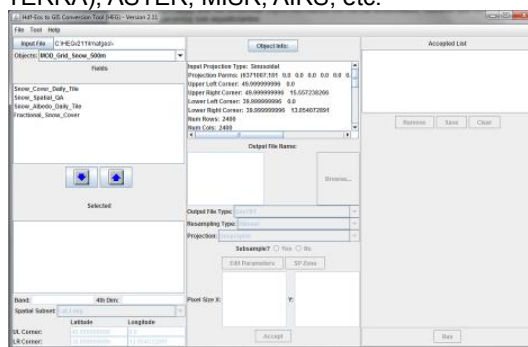


Figura 5. Vista pantalla del software libre **HDF-EOS To GeoTIFF Conversion Tool (HEG)**.

Todos los archivos del producto de nieve MOD10A2, han sido convertidos de formato HDF a GeoTIFF con el software HEG, reproyectados desde el sistema de proyección Homolosina interrumpida Goode a coordenadas geodésicas (Lat/Long) datum WGS84. Posteriormente, el tratamiento de las imágenes se ha realizado con herramientas SIG.

### 2.5 Tratamiento SIG con gvSIG OA DE 2010 1.0

El programa gvSIG es un programa de Sistema de información geográfica (SIG) con precisión cartográfica. Permite tratar información vectorial y ráster así como la facilitada a través de servidores de mapas que cumplan con las especificaciones del OGC (Open Geospatial Consortium): WMS (Web Map Service), WFS (Web Feature Service), WCS (Web Coverage Service). Se distribuye entrega bajo licencia GNU GPL. Cuenta con acceso a formatos vectoriales SHP, DXF y formatos de imagen como MrSID, GeoTIFF o ECW. Incorpora dos librerías de algoritmos para el tratamiento ráster y vectorial: SEXTANTE y el software GRASS.

La organización gvsig.org es la encargada de liberar y promover las versiones oficiales del software. (<http://www.gvsig.org/>). Gracias a que es un programa de código abierto (open source), otros desarrolladores han creado productos paralelos, entre ellos la Oxford Archaeology, que ha liberado recientemente su versión gvSIG OA Digital Edition 2010 1.0, la cual se puede

descargar libremente desde el web: <http://oadigital.net/software/gvsigoad>. Esta versión es la que se ha utilizado para el análisis de las imágenes de cubiertas de nieve derivadas del producto MOD10A2.

Mediante el programa gvSIG se ha montado un proyecto SIG en el que se han cargado todas las imágenes de cubiertas de nieve, conjuntamente con imágenes de la base topográfica 1:50.000 para la geo-localización y visualización del ámbito de estudio, obtenida de la web del Instituto Cartográfico de Cataluña (ICC) (<http://www.icc.cat/>) a través del visor 'VISSIR3'.

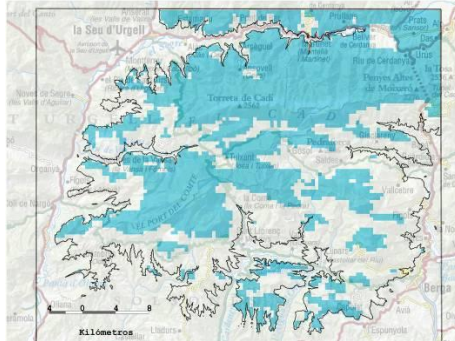
## 2.6 Reproyección WGS84 – ED50

El primer paso en el tratamiento de las imágenes ha sido la reproyección cartográfica desde el sistema de referencia global de coordenadas geográficas (Lat/Long) a coordenadas rectangulares UTM en el huso 31T y en el datum ED50. La reproyección se ha realizado con las herramientas disponibles en gvSIG.

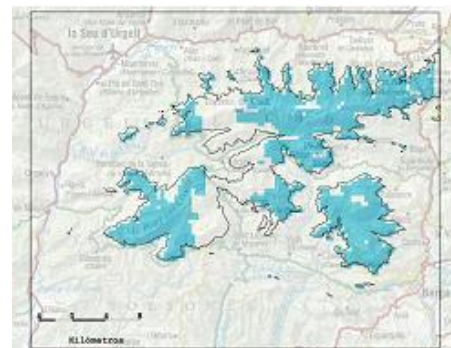
## 2.7 Modelo de elevaciones del terreno

Para realizar el análisis de la evolución temporal y espacial de la cubierta de nieve en el

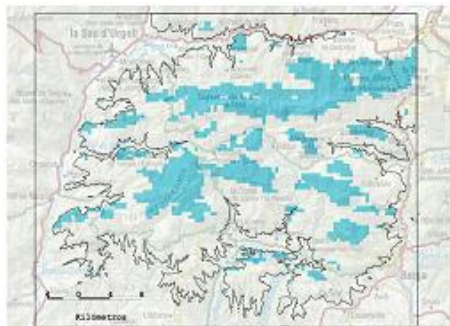
ámbito de estudio, se han definido tres áreas correspondientes a las superficies incluidas por encima de las cotas altimétricas 1000, 1500 y 2000 msnm. Para determinar estas áreas, se ha utilizado el modelo de elevaciones del terreno de Cataluña 15x15m (MET-15) v2.0 del ICC. A partir del MET, y mediante el algoritmo para ráster de la librería de SEXTANTE (gvSIG): 'vectorizar / curvas de nivel', se han generado tres archivos de polígonos SHP correspondientes a las áreas circunscritas a las cotas citadas. Posteriormente, con el archivo SHP resultante, se ha generado una máscara de cada ráster de cubierta de nieve con el algoritmo de SEXTANTE: 'crear capa ráster con capa Polígonos'. Los píxeles que quedan fuera de la capa de polígonos adquieren valor NODATA. Finalmente, para visualizar los resultados, se han montado varios mapas de cobertura de nieve aplicando una re-simbolización, dejando en color azul los píxeles con valor de nieve y sin color el resto (figura 6). En el caso de las imágenes del producto MOD10A2, los valores de 'nieve' se corresponden con un valor fijado del ND del píxel = 200.



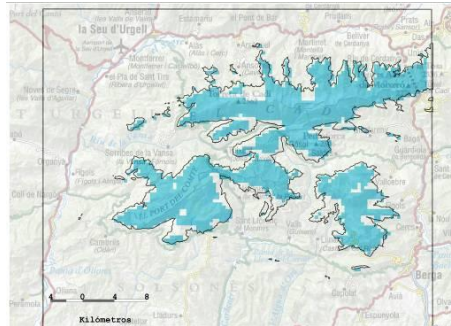
09/02/2003 Cubierta nivosa > +1000 msnm



08/01/2003 Cubierta nivosa > +1500 msnm



09/02/2004 Cubierta nivosa > +1000 msnm



08/01/2004 Cubierta nivosa > +1500 msnm

Figura 6. Mapas de cubiertas de nieve en diferentes momentos y a diferentes altitudes.



## 2.8 Cálculo de la superficie de nieve. Conteo de píxeles con valor de 'nieve'.

Para la determinación de la superficie total ocupada por la cubierta de nieve (en km<sup>2</sup>), así como para la determinación del porcentaje (%) total de superficie ocupada por nieve en las tres áreas consideradas (superficies de cota altimétrica de más de +1000 msnm, +1500 msnm +2000 msnm), es necesario previamente realizar un recuento del número de píxeles considerados como 'nieve'. Este conteo se efectúa en cada una de las 40 imágenes que cubren los periodos 2002/2003, 2003/2004, 2004/2005, 2005/2006 y 2006/2007. Para el conteo de píxeles se utiliza la herramienta 'histograma'.

## 3 RESULTADOS

### 3.1 Cálculo de la superficie de nieve

En la tabla 1 se muestran los resultados del recuento de píxeles para las 40 imágenes ráster MOD10A2 utilizadas para el estudio.

A partir de los resultados obtenidos se puede concluir que, en las temporadas consideradas, la cubierta de nieve es permanente entre los meses

de octubre y mayo, y en términos generales la duración de nieve por temporada se mantiene. El porcentaje de superficie ocupada a partir de la cota 1000 msnm entre los meses de octubre y mayo se sitúa de media en el 50%. A partir de la cota 2000 msnm el porcentaje ocupado por nieve se sitúa en el 80%. Los máximos de cobertura de nieve se producen mayoritariamente a finales de febrero y principios de marzo. Las primeras nevadas importantes se producen entre la 2ª y la 3ª semana de noviembre. Si bien no se han consultado imágenes posteriores al 8 de mayo en ninguno de los años, si se observa que en el invierno de 2003/2004 y en el invierno 2006-2007, el % de cobertura todavía es superior al 1% (a partir de la cota 1000 msnm), y de hasta el 35-44% a partir de la cota 2000 msnm. Es posible, pues, que en algunos años la cubierta de nieve en las cotas más altas pueda prolongarse hasta principios de verano en este ámbito del Pirineo oriental o incluso mantenerse con algunos ventisqueros puntuales.

Si bien el período de estudio es corto, y por ello las valoraciones sobre las tendencias hay que considerarlas con cautela, se observa cierta disminución progresiva en las coberturas máximas, especialmente a partir de la cota +2000 m (figura 7).

Período	Archivo de imagen MODIS / MOD10A2 (producto SC:MOD10A2.5)	Fecha adquisición (inicial)	Fecha adquisición (final)	nº píxeles '200'	Sup. (km2) Z>1000ms nm	% area cubierta nieve Z>1000ms nm	nº píxeles '200'	Sup. (km2) Z>1500ms nm	% area cubierta nieve Z>1500ms nm	nº píxeles '200'	Sup. (km2) Z>2000ms nm	% area cubierta nieve Z>2000ms nm
Temporada 2002-2003	15214132	30/09/2002	07/10/2002	11	2.33	0.16%	9	1.90	0.38%	5	1.06	0.96%
	15534363	01/11/2002	08/11/2002	539	114.05	7.68%	322	68.14	13.67%	29	6.14	5.58%
	16128995	25/11/2002	01/12/2002	2269	480.12	32.33%	1553	328.61	65.94%	429	90.78	82.50%
	16785001	01/01/2003	08/01/2003	4167	881.74	59.37%	1372	290.32	58.26%	259	54.80	49.81%
	17131155	02/02/2003	09/02/2003	3070	649.61	43.74%	1595	337.50	67.73%	481	101.78	92.50%
	17511909	26/02/2003	05/03/2003	2737	579.15	38.99%	2134	451.55	90.62%	520	110.03	100.00%
	18033628	30/03/2003	06/04/2003	2763	584.65	39.36%	1838	388.92	78.05%	503	106.43	96.73%
	18417212	01/05/2003	08/05/2003	71	15.02	1.01%	2	0.42	0.08%	1	0.21	0.19%
	20584421	30/09/2003	07/10/2003	127	26.87	1.81%	56	11.85	2.38%	5	1.06	0.96%
	20997832	01/11/2003	08/11/2003	726	153.62	10.34%	551	116.59	23.40%	280	59.25	53.85%
Temporada 2003-2004	21604270	25/11/2003	02/12/2003	2023	428.07	28.82%	1364	288.62	57.92%	434	91.83	83.46%
	15567426	01/01/2004	08/01/2004	2252	476.52	32.08%	1453	307.45	61.70%	452	95.64	86.92%
	26845854	02/02/2004	09/02/2004	1132	239.53	16.13%	930	196.79	39.49%	373	78.93	71.73%
	16282151	26/02/2004	04/03/2004	4818	1019.49	68.64%	2250	476.10	95.54%	516	109.19	99.23%
	16801475	29/03/2004	05/04/2004	1372	290.32	19.55%	1310	277.20	55.63%	481	101.78	92.50%
	17014551	30/04/2004	07/05/2004	298	63.06	4.25%	292	61.79	12.40%	229	48.46	44.04%
	27734213	29/09/2004	06/10/2004	14	2.96	0.20%	0	0.00	0.00%	0	0.00	0.00%
	19093830	08/11/2004	15/11/2004	827	174.99	11.78%	470	99.45	19.96%	128	27.08	24.62%
	19335893	01/12/2004	09/12/2004	1086	229.80	15.47%	763	161.45	32.40%	310	65.60	59.62%
	19766528	01/01/2005	08/01/2005	1308	276.77	18.64%	910	192.56	38.64%	289	61.15	55.58%
Temporada 2004-2005	20260874	02/02/2005	09/02/2005	1485	314.23	21.16%	923	195.31	39.19%	230	48.67	44.23%
	20645372	26/02/2005	05/03/2005	4218	892.53	60.09%	2184	462.13	92.74%	519	109.82	99.81%
	20810374	30/03/2005	06/04/2005	81	17.14	1.15%	79	16.72	3.35%	67	14.18	12.88%
	21118997	01/05/2005	08/05/2005	4	0.85	0.06%	3	0.63	0.13%	0	0.00	0.00%
	26706296	22/09/2005	30/09/2005	10	2.12	0.14%	5	1.06	0.21%	2	0.42	0.38%
	23319873	01/11/2005	09/11/2005	134	28.35	1.91%	108	22.85	4.59%	38	8.04	7.31%
	23561188	02/12/2005	10/12/2005	2654	561.59	37.81%	1594	337.29	67.69%	314	66.44	60.38%
	22902018	01/01/2006	09/01/2006	1261	266.83	17.97%	950	201.02	40.34%	310	65.60	59.62%
	23235514	02/02/2006	10/02/2006	5268	1114.71	75.05%	2291	484.78	97.28%	452	95.64	86.92%
	23470732	26/02/2006	06/03/2006	2112	446.90	30.09%	1813	383.63	76.99%	501	106.01	96.35%
Temporada 2005-2006	23930784	30/03/2006	07/04/2006	494	104.53	7.04%	490	103.68	20.81%	328	69.40	63.08%
	24598502	01/05/2006	09/05/2006	5	1.06	0.07%	5	1.06	0.21%	5	1.06	0.96%
	24525541	30/09/2006	08/10/2006	1	0.21	0.01%	0	0.00	0.00%	0	0.00	0.00%
	24850276	01/11/2006	09/11/2006	297	62.85	4.23%	209	44.22	8.87%	77	16.29	14.81%
	27474304	03/12/2006	11/12/2006	1864	394.42	26.56%	1095	231.70	46.50%	296	62.63	56.92%
	25365616	27/12/2006	04/01/2007	993	210.12	14.15%	724	153.20	30.74%	201	42.53	38.65%
	13370850	02/02/2007	10/02/2007	1587	335.81	22.61%	1249	264.29	53.04%	329	69.62	63.27%
	13215588	26/02/2007	06/03/2007	313	66.23	4.46%	305	64.54	12.95%	211	44.65	40.58%
	13439941	01/04/2007	09/04/2007	357	75.54	5.09%	347	73.43	14.73%	193	40.84	37.12%
	13907178	01/05/2007	09/05/2007	225	47.61	3.21%	225	47.61	9.55%	184	38.93	35.38%

Tabla 1. Análisis de las cubiertas del manto nivoso en el período 2002 – 2007.

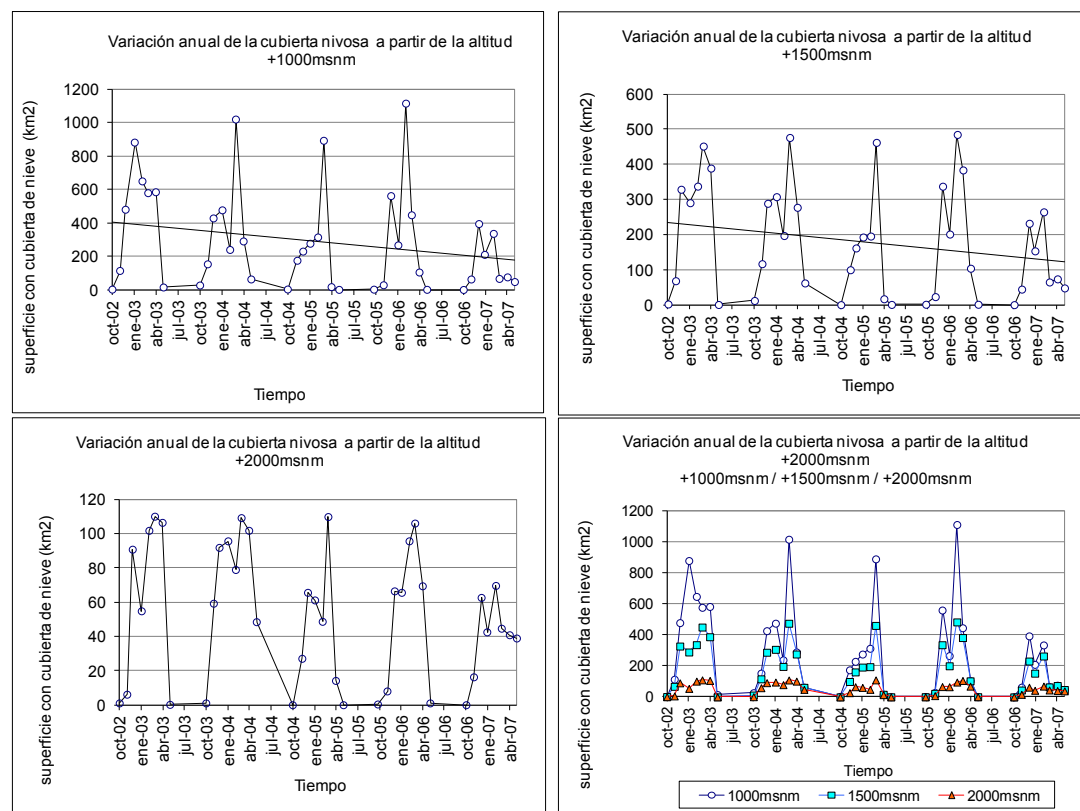


Figura 7. Evolución temporal de las cubiertas de nieve.

## 4 CONCLUSIONES

Se ha analizado la evolución de la cobertura de la capa de nieve en un ámbito concreto centrado en el Pirineo oriental catalán, concretamente en el sector del macizo del Port del Compte y la parte oriental de la Sierra del Cadí, mediante el análisis de productos MOD10A2, que se obtienen del tratamiento de imágenes del sensor MODIS. Las imágenes de productos de nieve se confeccionan a partir de una metodología de la NSIDC basada en el cálculo del índice NDSI junto con la aplicación de otros filtros que permiten afinar los resultados especialmente en áreas donde la cobertura vegetal es importante, como ha sido el caso del área de estudio. El análisis espacial y temporal se ha realizado a partir del recuento de píxeles de valor 'nieve', siguiendo la metodología propuesta, en las áreas incluidas por encima de varias cotas altimétricas fijadas a 1000, 1500 y 2000 msnm. Para efectuar el análisis se han utilizado 40 imágenes que cubren el periodo 2002 a 2007. Para el tratamiento de imágenes y la realización del análisis geoespacial de resultados se ha utilizado los softwares libres HEG y gvSIG Sextante GRASS.

En los gráficos obtenidos como resultados se intuye cierta disminución progresiva en las coberturas máximas, especialmente a partir de la cota +2000 m, y una tendencia general a la disminución de la superficie ocupada en cada temporada, aunque se mantiene un 50% de cubierta nivosa por encima de la cota 1000 entre los meses de octubre y mayo, y se mantiene el periodo de nevadas entre octubre y mayo, con los primeros episodios de nieve intensa a partir de la segunda o tercera semana de noviembre. El seguimiento y control de la cubierta en los siguientes años, deberá ir ajustando las valoraciones. El periodo de estudio cubre 5 temporadas, y por ello las valoraciones sobre las tendencias observadas en los gráficos hay que considerarlas de momento con reservas.

## BIBLIOGRAFÍA

Cartes, M.A. 2009. *Pronóstico de volúmenes de deshielos mediante redes neuronales recurrentes e imágenes satelitales MODIS*. Tesis Ms. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas. Departamento De Ingeniería Civil. Universidad de Chile. Santiago de Chile.

- Cea, C., Cristóbal, J., Pons, X. 2007. Determinación de la superficie nival del pirineo catalán mediante imágenes Landsat y MODIS. En *7ª Setmana de Geomàtica*. Barcelona.
- Dahri, Z.H., Ahmad, B., Leach, J.H., Ahmad, S. 2011. Satellite-Based Snowcover Distribution and Associated Snowmelt Runoff Modeling in Swat River Basin of Pakistan. En *Proceedings of the Pakistan Academy of Sciences*, 48 (1): 19–32.
- Hall, D.K., Riggs, G.A., Salomonson, V.V., DiGirolamo, N.E., Bayr, K.J. 2002. MODIS snow-cover products, *Remote Sensing of Environment*, 83, 181-194.
- Hall, D.K., Riggs, G.A., Salomonson, V.V. 2001. *Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD) for the MODIS Snow and Sea Ice-Mapping Algorithms*. NASA/Goddard Space Flight Center.
- Klein, L.; Taaheri, A.; Praderas, C. 2011. *HDF-EOS to GeoTIFF Conversion Tool (HEG)* *Stand-alone User's Guide (HEG)*, v. 2.11. Raytheon Company.
- Klein, A.G., Hall, D.K., Riggs, G.A. 1998. Improving Snow-Cover Mapping in Forests Through the Use of a Canopy Reflectance Model. *Hydrologic Processes*, 12(10-11), 1723-1744.
- Pineda, N., Jorge, J., Martí, G., Garcia, C., Tarruella, R. 2005. Dinámica del manto nivoso en el Pirineo: Seguimiento con Spot-Vegetation de los años 1998-2003. En *XI Congreso Nacional de Teledetección*.
- Riggs, G.A., Barton, J.S., Casey, K.A., Hall, D.K., Salomonson, V.V. 2000. *MODIS Snow Products Users' Guide*. NASA
- Stehr, A., Debels, P., Arumi, J.L., Romero, F., Alcayaga, H. 2009. Combining the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) and MODIS imagery to estimate monthly flows in a data-scarce Chilean Andean basin. *Hydrological Sciences Journal des Sciences Hydrologiques*, 54(6), 1053-1067.



# Análisis de la evolución histórica del arbolado de la dehesa mediante fotointerpretación y análisis OBIA

J.F. Lavado, A. Jariego, S. Schnabel y A. Gómez

Grupo de Investigación Geo-Ambiental de la Universidad de Extremadura.

frlavado@unex.es, angeljariego@unex.es, schnabel@unex.es, alvgo@unex.es

## RESUMEN

En este estudio se analiza la dinámica temporal de la cobertura del arbolado en 5 explotaciones de dehesa de Extremadura y su densidad en 17 unidades de trabajo seleccionadas de entre las 5 fincas y otras 3 adicionales. Los datos fueron obtenidos a partir del análisis de fotografías aéreas ortorrectificadas del vuelo Americano de 1956 y ortofotografías de un vuelo de 2009. Las imágenes fueron sometidas a una clasificación orientada a objetos para obtener información cuantitativa correspondiente a las copas de los árboles y de las áreas consideradas como arboladas o desarboladas. Los resultados constatan un incremento de la cubierta en zonas de presencia y expansión del matorral. La densidad arbórea se mantuvo constante muy variable entre las distintas unidades. La superficie total de áreas consideradas arboladas se incrementó en un 15%.

## PALABRAS CLAVE

Dehesa, cobertura arbórea, densidad arbórea, dinámica temporal, ortofotografía, OBIA.

## ABSTRACT

In this paper the temporal dynamic of tree cover in 5 woody rangelands (Dehesa farms) of Extremadura (SW Spain) is analyzed. Tree density was also studied in 17 working units selected from the 5 farms plus other additional 3. With this purpose, orthophotos from 1956 and 2009 were classified by object-based classification methods in order to obtain information about tree crowns as well as from wooded and treeless areas. Results reveals the increase of the canopy cover in areas where shrubs were already present or spreading. Tree density was stable with time while highly variable among farms, and an increase of 15% in the total surface of wooded areas was observed.

## KEY WORDS

Dehesa, tree cover, tree density, temporal dynamic, orthophotography, OBIA.

## 1 INTRODUCCIÓN

El arbolado de la dehesa desempeña un papel importante en la conservación del medio ambiente, siendo fundamental por los numerosos efectos que ejerce sobre las características socioeconómicas y ecológicas de los sistemas agrosilvopastoriles en los que se desarrolla.

Las especies predominantes, por las características biogeográficas de nuestras dehesas, son la encina (*Quercus ilex* subsp. *rotundifolia*) y el alcornoque (*Quercus suber*), siendo relativamente frecuente encontrar dehesas en las que la especie dominante en el estrato arbóreo es él y el roble melojo (*Quercus*

*pyrenaica*), si bien pueden encontrarse otras especies de menor abundancia y también conjunciones mixtas entre varias de las anteriores.

Son numerosos los trabajos relacionados sobre variados aspectos del arbolado de las dehesas, como son: la producción (Escribano *et al.*, 1998; Rupérez, 1957; Montoya, 1989; Vázquez, 1998), distribución y densidad (Campos *et al.*, 2001; Gómez y Pérez, 1992), aprovechamientos (San Miguel, 1994; Montero y Currás, 1989; Rosselló *et al.*, 1987), y sus efectos positivos en los sistemas agrosilvopastoriles (González *et al.*, 1969; Montserrat, 1975; Montoya, 1988; San Miguel, 1994; Schnabel *et al.*, 2010).



En particular, el estado de conservación en el que se encuentran las dehesas viene constituyendo desde hace unos años un elemento de preocupación, tanto para los científicos como para los gestores de estos ecosistemas. Entre estos elementos de preocupación destacan aspectos relacionados con el arbolado, como son la pérdida de densidad y el envejecimiento o falta de relevo generacional.

Debido a la relevancia de los árboles para el mantenimiento y la perdurabilidad de las dehesas, el análisis de su evolución histórica es importante si se pretenden comprender las tendencias futuras de estos sistemas. El presente trabajo se ha desarrollado con la finalidad de analizar la dinámica temporal sufrida por el arbolado en las dehesas, centrándonos en dos objetivos concretos: i) establecer la variación temporal de la cubierta arbórea, su abundancia y densidad, ii) analizar la dinámica de las superficies arboladas frente a las desarboladas.

## 2 CARACTERÍSTICAS DE LAS ÁREAS DE ESTUDIO

Este estudio se ha desarrollado a dos escalas espaciales que se corresponden también con escalas de manejo y gestión de las dehesas: escala de finca, para la que se seleccionaron 5 explotaciones de dehesa y escala parcela o unidad, para lo que se seleccionaron 17 unidades de manejo de entre las 5 fincas mencionadas, así como de otras 3 adicionales seleccionadas al efecto (figura 1). A escala de finca se analizó la dinámica temporal de la fracción de cubierta y de las áreas arboladas y desarboladas, mientras que las unidades de manejo sirvieron para cuantificar los cambios de abundancia y densidad de pies de planta.

Las fincas están distribuidas por la Comunidad Autónoma de Extremadura. Su tamaño, características físicas y climáticas, vegetación y usos del suelo, así como el manejo del ganado, son similares y representativos de las dehesas. El tamaño de las fincas oscila entre 363 y 1011 ha. Todas ellas se encuadran dentro del dominio del clima mediterráneo de invierno lluvioso y verano seco, con precipitaciones totales

anuales que oscilan entre 850 mm/año, de la finca más septentrional, y los 700 mm/año de la más meridional. Las temperaturas medias oscilan entre 15°C y 17°C, con máximo anual en julio de 22°C y mínimo en enero entre 8°C y 9°C. El material litológico sobre el que se asientan es de pizarra y los suelos se clasifican en su mayoría como Leptosoles o Cambisoles (Schnabel *et al.*, 2011), mostrando una textura franco-limosa, pH ligeramente ácido y bajo contenido en materia orgánica.

La vegetación que predomina es propia del clima mediterráneo. Destacan en el estrato arbóreo encinas (*Quercus ilex* subsp. *rotundifolia*) y alcornoques (*Quercus suber*), aunque también están presentes otras especies arborescentes como acebuches (*Olea europea* var. *Sylvestris*), piruétanos (*Pyrus bourgaeana*) o majuelos (*Crataegus monogyna*). El estrato arbustivo, por su parte, se compone de una variedad de especies entre las que destacan las pertenecientes a las familias Cistaceae, Fabaceae y Lamiaceae, destacando algunas como la retama (*Retama sphaerocarpa*), varias especies de jaras (*Cistus ladanifer*, *C. crispus*, *C. salvifolius*), escobas (*Cytisus multiflorus*, *C. striatus*) o cantuesos (*Lavandula stoechas*). El pastizal se compone fundamentalmente de especies terofíticas.

La forma de aprovechamiento fundamental es el ganadero, por lo que el uso del suelo predominante es el pascícola y en pocas ocasiones está presente el uso agrícola. La cabaña ganadera de las fincas está formada por ganado ovino, bovino, porcino y caprino, aunque no todas están presentes en todas las fincas.

La selección de las 17 unidades de trabajo se realizó haciéndolas coincidir con cercados de manejo de las fincas. El propósito de esta selección fue llevar a cabo un análisis más detallado que permita la cuantificación de variables como la abundancia y densidad de plantas, difícilmente interpretables a escala de finca. Las 17 parcelas de trabajo seleccionadas representan las características de manejo/gestión de las fincas, así como las condiciones físico-ambientales en las mismas.

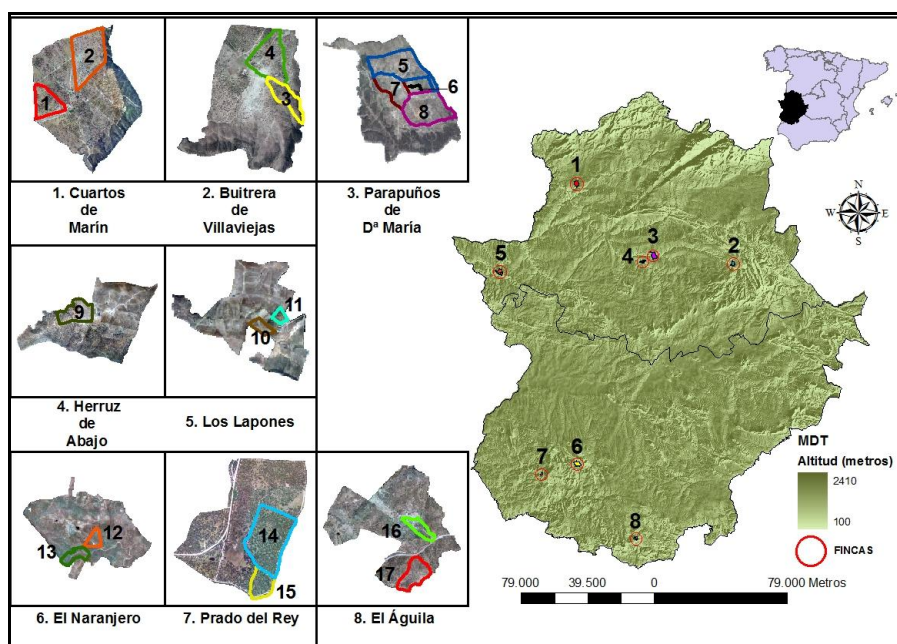


Figura 1. Localización de la zona de estudio (fincas y unidades ambientales).

### 3 MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1 Material

El material de base para la realización de este estudio son fotografías aéreas del año 1956 y ortofotografías del año 2009. Las fotografías aéreas de 1956 corresponden al vuelo de la "Serie B" realizado durante 1956-57 por el Servicio Cartográfico del Ejército de los Estados Unidos (Army Map Service) y permitió la actualización de la cartografía aérea española. Estas fotografías se caracterizan por tener una escala variable de 1: 35.000 – 1: 33.000, y la fecha de vuelo para nuestras áreas de estudio tuvo lugar entre primavera y verano del año 1956, por lo que se trata de un material apropiado para la clara identificación y delimitación del arbolado.

Las ortofotografías del año 2009 corresponden al Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA). Este plan lo lleva a cabo el Estado Español junto con varios organismos a nivel nacional, autonómico y local. La resolución espacial es de 0.25 m<sup>2</sup> por píxel y se proporciona en formato digital RGB, con una resolución espectral de 8 bits por banda y en formato Enhanced Compression Wavelet (ECW). El organismo suministrador es el Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG).

#### 3.2 Clasificación del arbolado, áreas arboladas y desarboladas

Previamente a la clasificación de las imágenes correspondientes al año 1956 para la delimitación de las superficies arboladas y

desarboladas, así como la determinación de las copas de los árboles, fue necesario llevar a cabo una serie de procesos. La adquisición de las imágenes como fotogramas requirió un proceso de ortorrectificación y georreferenciación, para lo que se empleó el software ENVI® Version 4.2+IDL®, proceso que no fue necesario llevar a cabo con las imágenes de 2009 por tratarse de ortofotografías. El error cuadrático promedio (RMSE) obtenido en el proceso fue menor de 5m y la resolución espacial de 1 metro, para cada finca.

Las clases "Árboles", "Áreas arboladas" y "Áreas desarboladas" se obtuvieron mediante un proceso de clasificación orientada a objetos de las imágenes digitales. Para ello los objetos son segmentados a partir de la imagen mediante un proceso de segmentación en el que se consideran parámetros como el color (*color*), compacidad (*compactness*) y suavidad (*smoothness*). En nuestro caso, la segmentación se realizó mediante el algoritmo denominado *Multiresolution segmentation* implementado en el software ecognition v. 8.0 (Marpu *et al.*, 2006) en la que el parámetro de escala es fundamental en la definición del tamaño de los objetos sobre la imagen. Los valores empleados para la delimitación de objetos correspondientes a diferentes categorías de cubiertas se muestran en la tabla 1. La figura 2 muestra unos ejemplos del resultado final en la obtención de segmentos correspondientes a copas de árboles en las áreas de estudio.

Elementos	Finca	Fecha	Forma	Color	Compactness	Smoothness	Scale P
Árboles	4	2009	0.8	0.2	0.6	0.4	30
Árboles	2	2009	0.8	0.2	0.6	0.4	40
Árboles.	4	1956	0.6	0.4	0.5	0.5	10
Árboles	2	1956	0.6	0.4	0.5	0.5	10
Áreas arboladas y desarboladas	3	2009	0.5	0.5	0.5	0.5	350
Áreas arboladas y desarboladas	1	2009	0.5	0.5	0.5	0.5	400

Tabla 1. Ejemplo de valores de los parámetros utilizados en el proceso de segmentación de los objetos en las imágenes de 1956 y 2009.

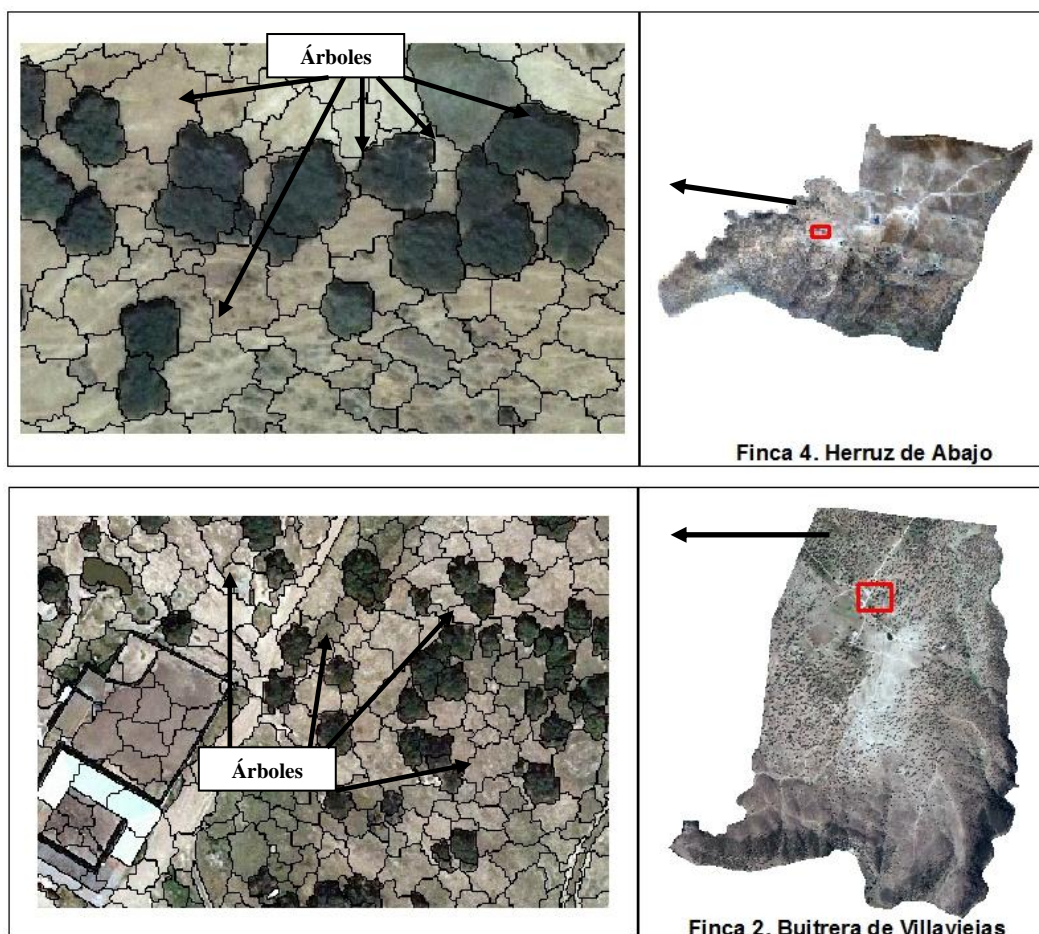


Figura 2. Segmentación de los árboles.

### 3.3 Análisis SIG de las capas

Una vez clasificadas las capas correspondientes a copas de árboles y áreas arboladas y desarboladas, las tres capas

obtenidas para las dos fechas fueron sometidas a procesos de geoprocésamiento realizados con el software Arcgis 9.3. Básicamente, estos procesos consistieron en operaciones de superposición de

capas para discriminar áreas de matorral arbolado y desarbolado, labor arbolado y desarbolado y pastizal arbolado y desarbolado, en ambas fechas. En lo que se refiere a la cartografía de las copas de los árboles de ambas fechas, se realizó un cruce de fechas para caracterizar tres grupos: a) Desaparición (los individuos que estaban en 1956 y no se encontraban en 2009), b) Permanencia (aquellos árboles que estaban en 1956 y 2009) y c) Regeneración (los árboles que no estaban en 1956 y aparecen en 2009). Para la determinación de estas tres categorías se llevaron a cabo una selección de los polígonos correspondientes a las copas de los árboles según su localización espacial en las dos fechas.

Además de las clases obtenidas por el proceso descrito de clasificación, fue necesaria la delimitación de los pies de planta individuales que nos permitieran analizar la evolución de la abundancia y densidad del arbolado en las áreas de estudio. Dadas las dificultades de automatización del proceso, por las características de la cubierta arbórea, en las que la coalescencia de copas es muy frecuente, se optó por un procedimiento manual. De esta forma, la identificación de los árboles individuales en 1956 y 2009 se realizó sobre las áreas delimitadas por las 17 unidades de trabajo con el módulo editor de Arcgis 9.3, punteando cada árbol visualmente distinguible sobre las ortofotografías. Esta tarea fue compleja, desde el punto de vista técnico, sobre todo en aquellas unidades donde existía coalescencia de copas sobre un sustrato arbustivo denso, cuyas características espectrales se presentaban muy similares a las del arbolado.

## 4 RESULTADOS Y CONCLUSIONES

La aplicación de esta metodología a escala de fincas dio como resultado la cartografía de dinámica histórica tanto del arbolado como de las áreas arboladas y desarboladas (figura 3 y 4). La dinámica del arbolado ha ido de la mano de la transformación de los usos, destacando como promedio del conjunto de las fincas la permanencia de 10.125 árboles y regeneración de otros 5.939 árboles, frente a los 4.818 árboles que desaparecieron. Se constató un aumento en la superficie de cabida cubierta de 6,7 ha, localizadas en zonas de presencia y expansión del matorral (tabla 2). La tabla 2 muestra la variación del número de árboles que se han regenerado, desaparecido o permanecido, para el periodo 1956 -2009 ( $R_1$ ,  $D_1$ ,  $P_1$  en números absolutos, y  $R_2$ ,  $D_2$  y  $P_2$  en hectáreas). El aumento de las superficies arboladas de las fincas, del 15% del área total, se produce principalmente por un descenso en la superficie desarbolada de labor y pastizal y por un incremento en las áreas de matorral y pastizal arboladas de un 41,2 y 15 % respectivamente.

En cuanto al análisis de la densidad promedio de árboles para el conjunto de unidades de trabajo (tabla 3), este valor se mantuvo prácticamente constante entre 1956 y 2009 (47,2 y 50 pies/ha respectivamente), si bien la variabilidad fue muy elevada. En 9 de ellas se observó un descenso mientras que en otras 8 se produjo un incremento en el número de árboles. El promedio de descenso en la densidad fue del 64,3 % del valor existente en 1956, siendo del 53 % para el caso del incremento.

Finca	$R_1$	$D_1$	$P_1$	Total 1956	Total 2009	$R_2$	$D_2$	$P_2$
1	6842	10593	10563	21156	17405	11,64	24,55	111,92
2	4341	624	4269	4893	8610	15,39	2,08	42,29
3	13412	9575	16092	25667	29504	48,5	14,17	232,98
4	3391	829	4302	5131	7693	4,09	1,12	59,31
6	1710	2470	15400	17870	17110	3,36	7,42	357,87
Promedio	5939	4818	10125	14943	16064	16,59	9,86	160,87

Tabla 2. Cuantificación de la evolución del arbolado



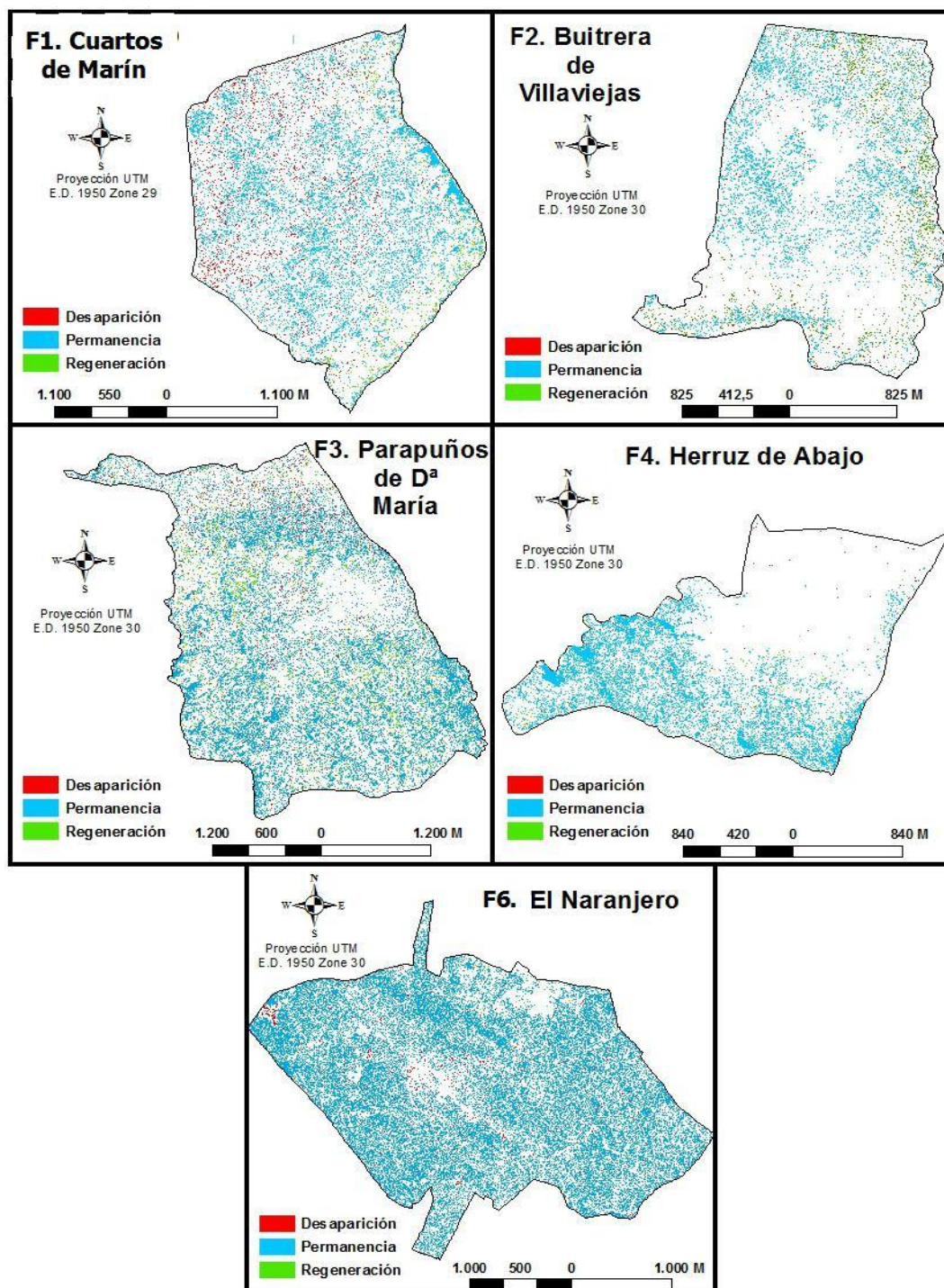


Figura 3. Mapas de la evolución del arbolado de las 5 fincas entre 1956 y 2009.



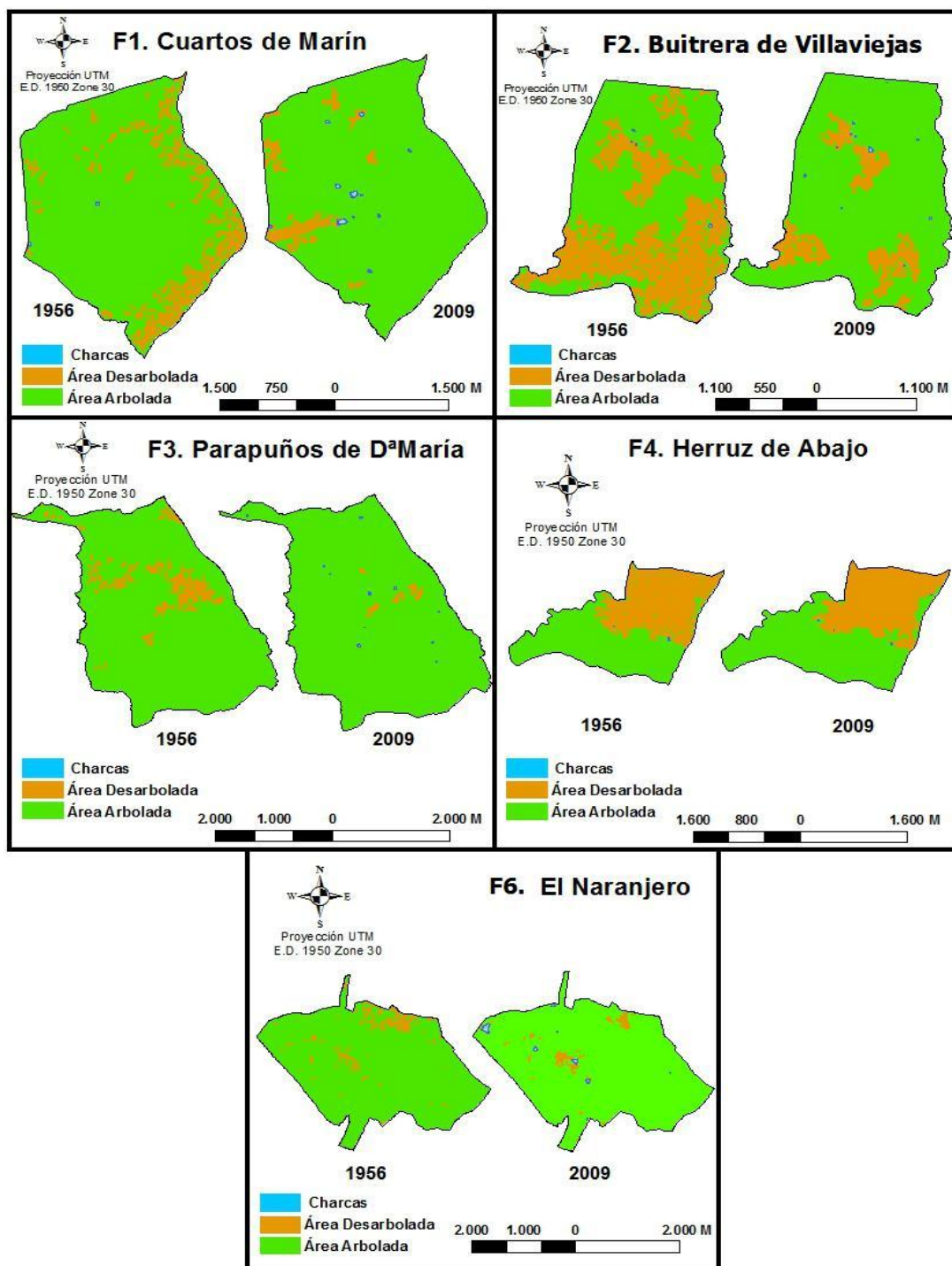


Figura 4. Mapas de las áreas arboladas y desarboladas de las 5 fincas para 1956 y 2009.

Unidad	Sup (ha)	Nº árboles 1956	Nº árboles 2009	Diferencia Nº árboles 1956-2009	Pies/ha 1956	Pies/ha 2009	Diferencia pies/ha 1956-2009	% Incremento o Decremento
1	46,23	2361	786	-1575	51,06	17	-34,06	-200,38
2	103,45	4312	2549	-1763	41,67	24,63	-17,04	-69,16
3	51,96	861	1780	919	16,57	34,25	17,68	51,62
4	21,82	497	930	433	22,77	42,61	19,84	46,55
5	146,17	9172	5082	-4090	62,74	34,76	-27,98	-80,48
6	30,29	684	370	-314	22,58	12,21	-10,36	-84,86
7	74,07	3538	2173	-1365	47,76	29,33	-18,42	-62,81
8	187,24	8023	13357	5334	42,84	71,33	28,48	39,93
9	33,23	1093	725	-368	32,88	21,81	-11,07	-50,75
10	10,72	12	26	14	1,11	2,42	1,30	53,84
11	12,81	0	93	93	0	7,25	7,25	100
12	34,17	2892	2773	-119	84,62	81,14	-3,48	-4,29
13	24,14	1840	1604	-236	76,21	66,43	-9,77	-14,71
14	24,49	1499	2448	949	61,19	99,93	38,74	38,76
15	6,22	513	922	409	82,39	148,08	65,69	44,36
16	7,10	395	354	-41	55,61	49,84	-5,77	-11,58
17	19,73	1057	2119	1062	53,55	107,35	53,80	50,11
<b>Promedio</b>	49,04	2279,35	2240,64	-38,70	44,44	50,02	5,57	-9,05

Tabla 3. Resultados del análisis de abundancia y densidad de árboles en las 17 unidades de trabajo analizadas para el estudio.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo de investigación ha sido posible gracias al disfrute de una beca predoctoral concedida por el Gobierno de Extremadura (PRI06A281), y cofinanciada por el Fondo Social Europeo. Agradecer también la colaboración y contribución de los miembros del Grupo de Investigación Geo-Ambiental (GIGA) de la Universidad de Extremadura.

## BIBLIOGRAFÍA

Campos, P., Rodríguez, Y. y Caparrós, A. 2001. Towards the dehesa total income accounting:

theory and operative Monfragüe study case, *Sistemas y recursos forestales*, 1, 43-62.

Elena Rosselló, M., López Márquez, J.A., Casa Martín, M. y Sánchez Del Corral Jiménez, A. (ed), 1987, *El carbón de encina y la dehesa*, Madrid, Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 113 pp.

Escribano Sánchez, M., y Pulido García, F. (ed), 1998, *La dehesa en Extremadura: estructura económica y recursos naturales*, Mérida, Consejería de Agricultura y Comercio, Secretaría técnica, 145 pp.

- Gómez Gutiérrez, J.M., y Pérez Fernández, M.A., 1992. Manejo del arbolado y del matorral, En *Estudio integrado y multidisciplinario de la dehesa salmantina. 1*, editado por Centro de Edafología y Biología Aplicada, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Salamanca, pp. 538-563.
- González Bernáldez, F., Morey, M., y Velasco, F., 1969. Influence of *Quercus ilex rotundifolia* on the herb layer at the El Pardo forest, *Bol. R. Soc. Hist. Nat.*, 67, 265-284.
- Marpu, P., Niemeyer, I. y Gloaguen, R., 2006. Evaluation of the efficiency Of object-based classification in the identification of geological structures case study: Extraction of the morphology of the normal faults, *Proceedings IEEE International Geosciences and Remote Sensing Symposium*, IGARSS, Denver, 4213-4216 pp.
- Montero González, G. y Currás Cayón, R., 1991, *La poda del alcornocal (Quercus suber L.): Cuantificación de sus productos*, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General de Estructuras Agrarias, 31 pp.
- Montoya, J.M., 1988, *Una dehesa testigo: la dehesa de Moncalvillo*, Madrid, ICONA, 134 pp.
- Montoya, J.M., 1989, *Encinas y Encinares*, Agroguías Madrid, Mundi-Prensa, 133 pp.
- Montserrat, P., 1975, *Aspectos funcionales del monte adehesado extremeño*, Badajoz, Departamento de Dehesas y Pastizales.
- Rupérez, A., 1957, *La encina y sus tratamientos*, Madrid, Ediciones silvícolas, 154 pp.
- San Miguel Ayanz, A., 1994, *La dehesa española, origen, tipología, características y gestión*, Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Fundación Conde del Valle de Salazar, 96 pp.
- Schnabel, S., Ceballos Barbancho, A., y Gómez Gutiérrez, A., 2010. La erosión hídrica en la dehesa extremeña, En *Aportaciones a la geografía física de Extremadura: con especial referencia a las dehesas*, editado por S. Schnabel, J.F. Lavado Contador, A. Gómez Gutiérrez y R. García Marín, Cáceres, pp. 153-186.
- Schnabel, S., Pulido-Fernández, M. y Lavado-Contador, J.F., 2011. En prensa: Soil water repellency in rangelands of Extremadura (Spain) and its relationship with land management, *Catena*, doi:10.1016/j.catena.2011.1011.1006.
- Vázquez, F.M., 1998. Producción de bellotas en *Quercus*. I Métodos de estimación, *Solo Cerdo Ibérico*, 1, 59-66.



# Análisis espacial de la incidencia de fenómenos tormentosos sobre las zonas productoras de vid y frutales de Castilla y León

G. Marqués, M.A. Blanco, A.B. González y J.R. Rodríguez-Pérez

Universidad de León. Grupo de Investigación GI 202-GEOINCA.

*ludovico18@gmail.com, mblav@unileon.es, anabelengf@yahoo.es, jrrodp@unileon.es*

## RESUMEN

*La agricultura está íntimamente relacionada con la meteorología, ocasionando graves daños en aquellos casos en los que ésta resulta adversa. Uno de los principales daños, y que más repercusión tiene en las futuras cosechas, son los producidos por el granizo.*

*En este estudio, localizado en la Comunidad Autónoma de Castilla y León, se estudiaron los municipios en los que existen parcelas con uso de viñedo y frutales no cítricos, realizando una zonificación de los mismos en cinco categorías según el nivel de riesgo por daños debidos al granizo.*

*Se utilizaron como variables de entrada: el porcentaje de superficie de interés dentro de cada término municipal, el número de rayos caídos y el número de siniestros ocurridos en cada término municipal.*

*Como paso previo a la zonificación se analizó la relación entre el número de rayos y tormentas, con el número de daños y la superficie afectada en los cultivos arbóreos.*

*Como resultado se han clasificado los términos municipales en función de su riesgo en las categorías muy bajo, bajo, medio, alto y extremo, obteniéndose un total de 640, 171, 33, 21 y 4 municipios respectivamente, siendo esta información de interés tanto para agricultores como para las empresas aseguradoras*

## PALABRAS CLAVE

Granizo, rayos, análisis espacial, daños, agricultura.

## ABSTRACT

*Agriculture is closely related to the meteorology, causing serious damage when it is adverse. One of the main damages, which has great impact on future harvests, is caused by the hail.*

*This study was performed in the region of Castilla y León, and analyzed the municipalities with vineyards and non citrus fruit trees crops within the region. The municipalities were zoned in five levels according to the hail damage level.*

*The used input variables were: the percentage of area of interest, the number of lightning strikes and number of claims by hail occurred in each municipality.*

*Before proceeding with the zoning, the relationship between the number of lightning and storms, the number of claims and tree crop surface affected were analysed.*

*As a result the municipalities have been classified in five risk levels: very low, low, medium, high and extreme, that included 640, 171, 33, 21, and 4 municipalities affected by each level respectively.*



*The obtained information is of relevant interest for insurance companies as well as for farmers.*

## KEY WORDS

Hail, thunderstorm, spatial analyst damage, agriculture.

## 1 INTRODUCCIÓN

Para el correcto desarrollo de los cultivos es clave una meteorología favorable, pues en el caso contrario se pueden producir daños en las producciones, lo que supone pérdidas económicas que repercuten directamente en el agricultor.

Una de las causas de daño más usual en los cultivos, especialmente en los frutales y viñas, son las tormentas acompañadas de precipitaciones en forma de granizo. En España las pérdidas económicas ascienden a cantidades del orden del 10% de la producción agraria anual; es decir, alrededor de una de cada diez cosechas de cada temporada se ve afectada por este fenómeno y como consecuencia se pierde la producción (Ceperuelo, 2008).

El granizo resulta un fenómeno difícil de estudiar debido a la complejidad de los procesos físicos que tienen lugar en su ciclo de vida (Ceperuelo, 2008), incluyendo en todo esto la dificultad que entraña el caracterizar los mecanismos que participan en su formación (Sánchez *et al.*, 2001).

Por tanto resultan necesarias herramientas que permitan localizar aquellas zonas que sean más propensas a sufrir daños por el mismo.

Las variables meteorológicas y fisiográficas pueden explicar un porcentaje elevado de la probabilidad de ocurrencia de daños (Nieto *et al.*, 2006). La importancia relativa de todas estas variables varía con la escala de trabajo considerada, siendo poco realista el desarrollo de modelos de ocurrencia para regiones muy amplias (por ejemplo, un país), recomendándose el desarrollo de modelos de ocurrencia a escala local o regional. (Faba *et al.*, 2011).

Los efectos del granizo sobre las plantas dependen del grosor, velocidad de caída y estado físico del propio granizo, además del estado vegetativo de la planta.

En los árboles provoca una serie de heridas por impacto que pueden llegar a destrozar la corteza produciendo heridas, eliminando ramas jóvenes y arruinando 2-3 cosechas hasta que el árbol recupere la madera perdida. Los frutos quedan depreciados por las señales de los

impactos aunque la granizada sea leve. Además se pueden producir enfermedades criptogámicas como consecuencia de gran número de lesiones y alto nivel de humedad, que afectarían a la planta y los frutos sanos (Gil-Albert, 1998).

En la vid se producen heridas en los pámpanos y se pierde parte del follaje dañando las yemas y comprometiendo la cosecha del año siguiente (Hidalgo e Hidalgo, 2011). Los daños causados son distintos en función de la época en la que ocurra. Si es temprana e intensa, se deben podar los pámpanos dañados para que broten las yemas secundarias y conseguir madera para la cosecha siguiente y algo de cosecha para ese año. Si la granizada es tardía, el ciclo vegetativo de la planta sería demasiado corto para producir cosecha en ese año (Hidalgo, 2002). Si ocurre cerca de la época de cosecha, no se pueden aplicar fitosanitarios, lo que aumenta el riesgo de pérdida de producción por aparición de enfermedades como Botritis.

En diversos estudios se ha explicado que los fenómenos meteorológicos no ocurren de forma aleatoria en el espacio, sino que tienen una tendencia a ocurrir de forma periódica en determinadas zonas. Partiendo de esta base se pretende buscar una relación entre los rayos y granizo y los daños causados por ellos, usando como base los partes de daños en cultivos realizados por las empresas aseguradoras

Por ello este trabajo se centra en la Comunidad Autónoma de Castilla y León (figura 1) y se utilizarán los datos de descargas de rayos ocurridas entre los años 2001 y 2010, así como los partes de daños rellenados en esos mismos años. Para acotar la zona de estudio se utilizará la ocupación o usos del suelo de carácter agrícola, más concretamente el viñado y los frutales no cítricos, recogidos en el SIOSE (Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España).

Con todos estos datos se pretende generar un índice de riesgo de daños por granizo a nivel de término municipal, el cual se plasmará sobre un mapa para que pueda ser utilizado por los agricultores y las compañías de seguros con el fin de determinar el riesgo de que se produzcan nuevos daños (Bentley *et al.*, 2002).

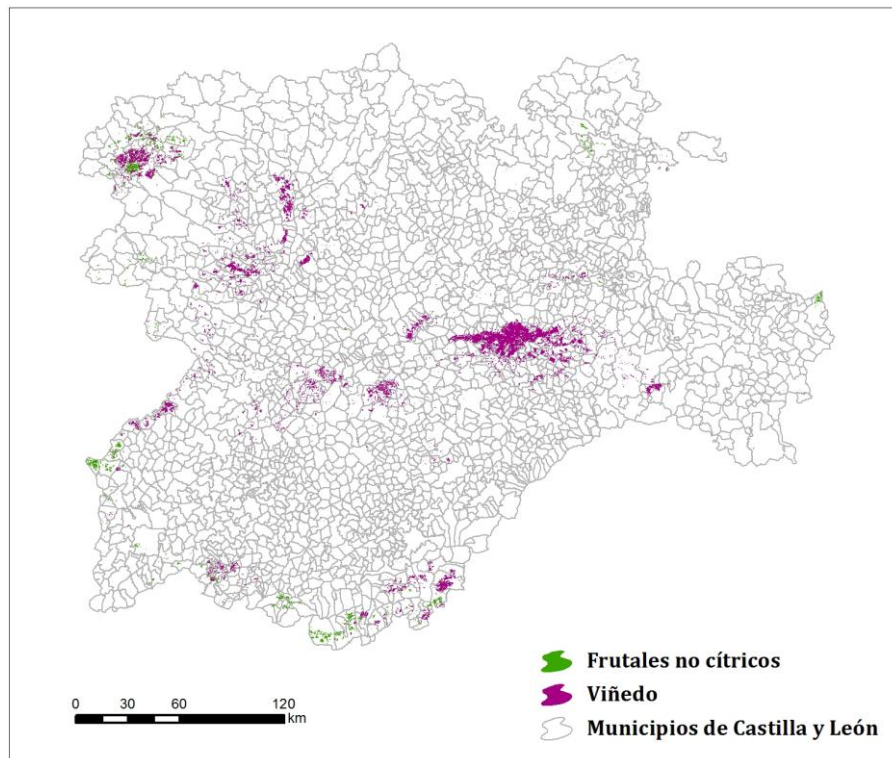


Figura 1. Zona de estudio

## 2 ZONA DE ESTUDIO

El estudio se centró en la Comunidad Autónoma de Castilla y León, en concreto, en las zonas ocupadas por cultivos arbóreos (viñedo y frutales no cítricos). En la figura 1 se puede ver su distribución en el espacio.

## 3 OBJETIVOS

El objetivo fue localizar aquellas zonas de Castilla y León con mayor probabilidad de tener daños en cultivos arbóreos debidos a tormentas y, mediante su relación con el entorno y los datos de siniestros ocurridos en el pasado, localizar las zonas de mayor riesgo de futuros daños.

## 4 MATERIALES

Para la realización del estudio se optó por el software ArcGIS (ESRI), con el cual se cubrían todas las necesidades de proceso. Se utilizó para la creación de la base de datos georreferenciada y para hacer los análisis espaciales, así como para la creación de figuras y mapas con los resultados finales.

En cuanto a la información utilizada tenía un origen de diferentes fuentes y se englobaba entre los años 2001 y 2010:

Límites de los términos municipales: se descargaron a través del Centro de Descargas

del CNIG (Centro Nacional de Información Geográfica); encontrándose en formato shape de tipo polígono, apareciendo en su tabla de atributos todos los municipios de España definidos a partir del código de provincia y de municipio (código INE, Instituto Nacional de Estadística). El sistema de referencia es ETRS89 (European Terrestrial Reference System 1989) en coordenadas geográficas.

Usos u ocupación del suelo: provenían del SIOSE (Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España). Se descargó a través del servidor FTP del ITACYL (Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León) y su escala de detalle es 1:25.000 con fecha de referencia 2005. Se descargó tanto la información geográfica, en formato shape de tipo polígono, como la tabla asociada de datos alfanuméricos, en formato .mdb, a partir de la cual se pueden definir los usos del suelo. El sistema de referencia es ETRS89 y su proyección es UTM Huso 30N.

Caídas de rayos: la información fue aportada por la AEMET (Agencia Estatal de Meteorología) para los años 2001 a 2010. El formato era un archivo de texto en el que aparecía la longitud y latitud del lugar de descarga, así como datos sobre la intensidad y características de la misma (fecha, duración...). El sistema de referencia es WGS84 en coordenadas geográficas.

Partes de siniestros por pedrisco en frutales: la información fue aportada por la empresa Agroseguro. Se trataba de los datos de siniestros ocurridos entre los años 2001 y 2010; se encuentran en formato Excel e incluían información sobre la fecha, el municipio y la causa del siniestro, así como la superficie afectada.

Debido a la variabilidad de fuentes y datos y a los diferentes tipos de sistemas de referencia se optó por trabajar con una *file geodatabase*, estructurando los contenidos en diferentes *feature dataset*, utilizando para todos ellos el sistema de referencia ETRS89 en proyección UTM Huso 30N.

## 5 METODOLOGÍA

Se describe la metodología seguida para el desarrollo del estudio

### 5.1 Preparación de la información

Como se vio en el apartado de materiales, la información provenía de diferentes fuentes. Por ello se optó por estructurarla en una *file geodatabase* (.gdb). Se trata de un formato propio de ESRI que permite almacenar toda la información en un único archivo. Se escogió como sistema de referencia ETRS89 en proyección UTM Zona 30N. Utilizando la herramienta *Project* se unificaron todos los sistemas de referencia.

La primera capa con la que se trabajó fue la de términos municipales. Mediante una selección por atributos se seleccionaron los códigos de provincia de todos los municipios de Castilla y León.

La capa de usos del suelo, o SIOSE, se relacionó con su .mdb accesorio para seleccionar las coberturas con las que se iba a trabajar y, a continuación, crear una nueva capa solo con los recintos seleccionados. En este caso las coberturas y sus códigos son:

- Frutales no cítricos LFN: 223
- Viñedo LVI: 231

Para la información de los rayos el proceso seguido fue la creación de una *capa de eventos* para cada año y su posterior proyección al sistema de referencia elegido.

La información sobre los siniestros se procesó mediante una tabla dinámica con la ayuda de Excel (Microsoft Office) para conocer el número de partes ocurridos por término municipal y año. El resultado se agregó a la *geodatabase* como una tabla.

Con estos pasos se tuvo toda la información encuadrada en la zona de estudio y en un único sistema de referencia. El siguiente paso fue el filtrado de los términos municipales y rayos en función de los usos del suelo.

### 5.2 Número de rayos caídos

Se utilizó para conocer, mediante un análisis espacial, el número de descargas ocurridas en cada uno de los polígonos o teselas de los diferentes usos del suelo. Para este paso se crearon dos *feature dataset* dentro de la *geodatabase*, uno por cada uso de suelo, almacenando en cada uno de ellos los resultados correspondientes.

Además se determinó el número de tormentas ocurridas en cada tesela al año, considerando que los rayos con misma fecha de descarga se correspondían a la misma tormenta.

### 5.3 Términos municipales y siniestros en frutales

Por último se relacionó la capa de términos municipales, mediante la opción *join*, con la tabla que contiene el número de siniestros; de esta forma toda la información disponible tiene una componente geográfica.

Estos datos se relacionaron, a su vez, con las teselas de usos, mediante un *spatial join*, para conocer así el término municipal en que se encontraba cada tesela.

### 5.4 Estimación del riesgo

Las hipótesis de partida fueron que las precipitaciones de pedrisco están asociadas a tormentas y que los rayos son un buen indicativo de la aparición de las mismas. Por tanto se consideró que el riesgo de que se produzcan daños debidos a granizo dentro de un término municipal sería mayor cuanto mayor fuera el número de tormentas que se produjeran a lo largo del período de estudio.

Esta hipótesis fue verificada utilizando los partes de daños por pedrisco y los datos de descargas de rayos.

Además, también parece lógico pensar que cuanto mayor sea la superficie de frutales y vid dentro de un municipio, mayor será el riesgo de producirse daños por pedrisco.

En definitiva, el riesgo de daños por pedrisco se estimó en función del número de tormentas y la superficie ocupada por vid y frutales.

La zonificación se hizo creando *capas* que representaban las variables de interés (el número de tormentas y la superficie de los diferentes cultivos) de cuya superposición, y posterior

reclasificación de los valores obtenidos en 5 niveles, se obtuvo una capa final que reflejaba el riesgo de daños por pedrisco a nivel de término municipal.

## 6 RESULTADOS

### 6.1 Daños por pedrisco

Con este proceso se obtuvieron dos capas, una por cada tipo de uso, en las que cada una de las teselas que las componen contenían información sobre el término municipal en que se encontraban, el número de descargas de rayos y tormentas ocurridas cada año y el número de siniestros ocurridos en el término municipal en que se encontraban.

Sobre el total de los rayos se realizó un filtro para trabajar solamente con aquellos que coincidían temporal y espacialmente (en el mismo término municipal) con alguno de los partes de siniestros. De este modo se redujo en gran medida el número de rayos y solamente se analizaron aquellos que conocíamos que realmente habían causado daños.

En las siguientes tablas se pueden ver estos resultados agrupados por año.

Año	Nº rayos	Nº tormentas	Nº siniestros	Superficie Siniestrada (ha)
2002	4	1	1	1.7
2003	89	10	132	238.51
2004	65	7	100	143.19
2006	125	13	130	230.09
2007	11	4	6	22.88
2008	21	5	54	89.93
2009	14	1	1	3.06
2010	21	2	2	3.08

Tabla 1. Resumen de datos de caídas de rayos y siniestros por pedrisco para frutales no cítricos

Antes de continuar analizando los resultados se debe destacar que pueden existir fallos en cuanto a la calidad de los datos de origen, pues se observó que existen municipios en los que se habían registrado partes de daños por pedrisco

pero no se registró ningún rayo en las teselas de usos en esa fecha, lo que se puede deber, bien a falta de precisión a la hora de determinar el lugar de descarga del rayo, o bien a falta de actualización en la información del SIOSE.

Se calcularon los coeficientes de correlación de Pearson R y los de regresión lineal ( $R^2$ ). En la Tabla 2 aparecen reflejados estos valores.

Con esta tabla se pudo ver que existía una buena relación entre los pares de variables analizadas, siendo además estas relaciones similares en los dos casos, destacando por encima del resto la existente entre el número de tormentas y la superficie siniestrada y la existente entre el número de tormentas y el número de siniestros.

	Nº rayos	Nº tormentas	Nº siniestros	Sup. siniestrada
Nº rayos	--	0.96	0.93	0.94
Nº tormentas	0.92	--	0.95	0.96
Nº siniestros	0.87	0.90	--	0.99
Sup. siniestr.	0.89	0.93	0.98	--

Tabla 2. Coeficiente de correlación-R (encima de la diagonal) y coeficiente de regresión lineal- $R^2$  (debajo de la diagonal) entre rayos caídos y siniestros por pedriscos para frutales no cítricos (por año).

En la figura 2 se presenta la recta de regresión lineal para la variable número de tormentas y superficie declarada como afectada por pedrisco. En base al elevado valor de  $R^2$  (0.93), en la determinación de la superficie de riesgo se consideró que cuanto mayor sea el número de tormentas ocurridas, mayores serían las posibilidades de existir daños por pedrisco.

A la vista de estos datos se puede justificar la hipótesis de que la posibilidad de que ocurran daños en los cultivos debidos a la caída de pedrisco está muy influenciada por el número de tormentas existentes en la zona, pues éstas suelen venir acompañadas por los mismos.

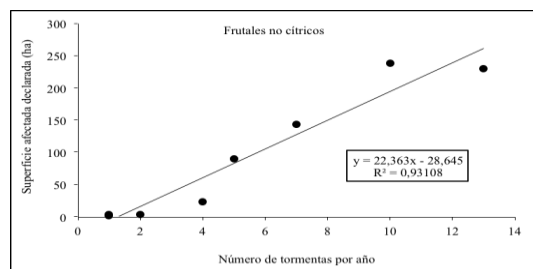


Figura 2. Regresión lineal entre número de tormentas y número de siniestros declarados (por año)

## 6.2 Determinación del índice de daños en función del pedrisco.

La zonificación en función del índice de daños se realizó a nivel de término municipal, considerando solamente aquellos en los que existen los usos de suelo de interés.

Para ello sobre cada término municipal se obtuvo, para el conjunto de los años del estudio, el total de partes de daños y el número de rayos y tormentas correspondientes a la suma de todas las teselas que los componen, considerando en conjunto el viñedo y los frutales.

La capa resultante de la superposición de capas se clasificó en cinco intervalos utilizando para ello los umbrales naturales (Método de Jenks), asignando a cada uno de estos intervalos un valor. Tal y como se puede observar en la Tabla 3, los valores de 0 se corresponden con aquellos términos municipales en los que no existen datos de interés.

Porcentaje de superficie de interés	Nº rayos	Nº de siniestros	Valor asignado en la clasificación
-	0	0	0
1 – 5	1 – 25	1 – 3	1
5,1 – 15	26 – 83	4 – 15	2
15,1 – 30	84 – 178	16 – 40	3
30,1 – 55	179 – 327	41 – 140	4
55,1 – 100	>328	>141	5

Tabla 3. Reclasificación de las variables para el cálculo del riesgo

El número de términos municipales que quedan englobados en cada una de las variables se puede ver en la Tabla 4.

Para determinar el nivel de riesgo de cada término municipal se realizó una suma y posterior reclasificación de los valores asignados a los tres parámetros, estableciéndose para ello 5 niveles de riesgo: muy bajo (MB), bajo (RB), medio (RM), alto (RA) y extremo (RE). Este proceso se puede ver en la tabla 4, en la que además del nivel de riesgo aparece el total de términos municipales que quedan englobados en cada categoría.

% de superficie de interés	Nº rayos	Nº de siniestros	Valor asignado en clasificación
-	233	904	0
669	506	15	1
165	129	14	2
55	47	2	3
35	21	3	4
15	3	1	5

Tabla 4. Número de términos municipales englobados en cada variable

Se optó por hacer la clasificación nuevamente en cinco niveles para conseguir una mayor graduación y compensar la variabilidad existente entre los tres parámetros de entrada.

En cuanto a los umbrales que engloban cada clasificación se optó por separar y considerar con un riesgo muy bajo a todos aquellos casos en los que bien no existían daños pero sí rayos, o en el caso de que existiendo ambos, fueran muy bajos.

En el lado opuesto se encontraban los términos municipales con riesgo extremo. En ellos las tres variables de entrada tenían valores máximos, con lo que resultaba lógica esta clasificación con el fin de separarlos del nivel de riesgo alto.

Con estos datos, y como se observa en la Tabla 5, la gran mayoría de términos municipales de Castilla y León con cultivos de frutales no cítricos y viñedo se encuentran dentro de niveles de riesgo bajo o muy bajo.

Solamente cuatro términos municipales se engloban en niveles de riesgo extremo, encontrándose todos ellos en la provincia de León.

Como resumen final en la Tabla 6 se pueden ver los datos obtenidos para el total de la comunidad autónoma. En ella se representan las diferentes provincias, y dentro de cada una de



ellas, el total de municipios que quedan englobados en cada nivel de riesgo.

Suma de los parámetros	Nivel de riesgo	Número de términos municipales		RMB	RB	RM	RA	RE
1 a 2	Riesgo muy bajo	640	Ávila	45	23	11	2	--
3 a 4	Riesgo Bajo	171	Burgos	117	26	25	7	--
5 a 7	Riesgo Medio	103	León	88	26	20	3	4
8 a 10	Riesgo Alto	21	Palencia	44	1	--	--	--
11 a 14	Riesgo Extremo	4	Salamanca	99	22	14	--	--
			Segovia	28	6	--	--	--
			Soria	24	6	2	1	--
			Valladolid	60	22	18	7	--
			Zamora	135	39	13	1	--
			<b>TOTAL</b>	<b>640</b>	<b>171</b>	<b>33</b>	<b>21</b>	<b>4</b>

Tabla 5. Matriz de cálculo del nivel de riesgo

En esta tabla se aprecia, tal y como se indicó con anterioridad, que solamente en la provincia de León existen municipios con niveles de riesgo extremo. También se puede ver cómo en las provincias de Palencia y Segovia todos los municipios con cultivos de interés se encuentran dentro de los niveles de riesgo muy bajo y bajo.

Tabla 6. Resumen a nivel de comunidad autónoma. Términos municipales englobados en cada nivel de riesgo.

Por último en la Figura 3 se puede ver la distribución en el espacio de todos estos términos municipales.

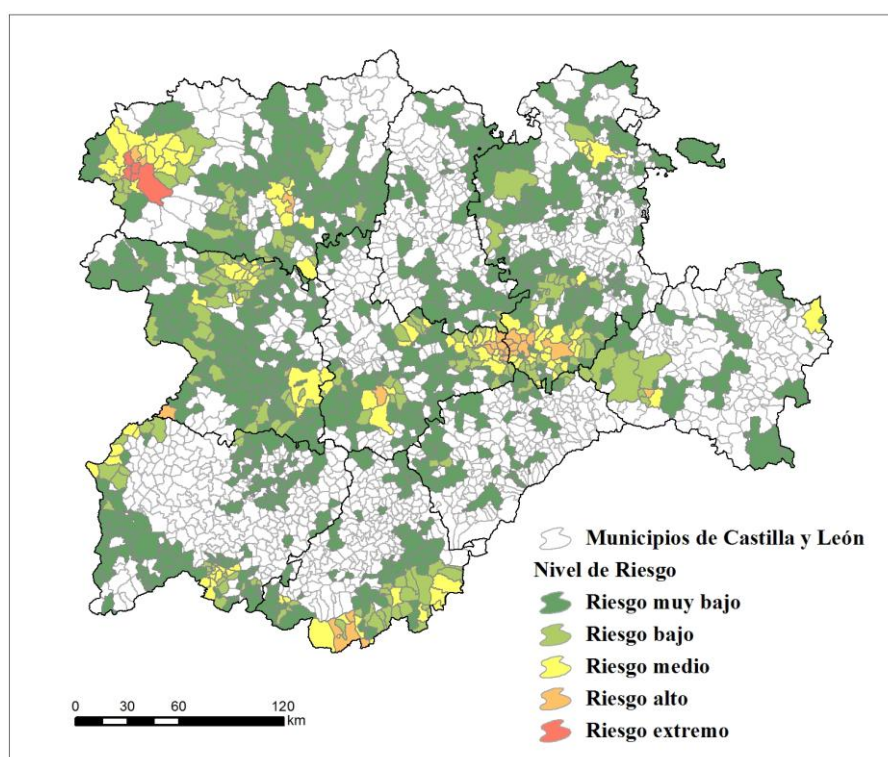


Figura 3. Niveles de riesgo de peligro por granizo en zonas de frutales y vid de Castilla y León

## 7 CONCLUSIONES

Con este trabajo se ha desarrollado una metodología para determinar el nivel de riesgo de sufrir daños por granizo en los cultivos de frutales no cítricos y de viñedo en cada término municipal de Castilla y León.

Esta información puede ser de utilidad tanto para los agricultores para conocer aquellos casos en los que sea necesario la contratación de un seguro que pueda cubrir las posibles pérdidas en caso de una tormenta de granizo, como para las propias compañías aseguradoras con el fin de ampliar sus carteras de asegurados en estos términos municipales.

Como puntualización final, este trabajo podría ser completado con la información del resto de compañías aseguradoras.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no hubiera sido posible sin la colaboración de AGROSEGURO (y ENESA) que facilitó datos de siniestros por pedrisco y de la AEMET que facilitó los datos de caídas de rayos. Los autores expresan su agradecimiento a ambas entidades. Además Ana Belén González-Fernández agradece la financiación de la Consejería de Educación de la Junta de Castilla y León y del Fondo Social Europeo (Estrategia Regional de Investigación Científica, Desarrollo Tecnológico e Innovación 2007-2013).

## BIBLIOGRAFÍA

Bentley M.L., Mote T.L., Thebpanya P., 2002. Using Landsat to Identify Thunderstorm

Damage in Agricultural Regions. *American Meteorological Society*, 363 – 376.

Ceperuelo, M. 2008. Identificación y caracterización del granizo mediante el radar meteorológico. Modelos de predicción del ciclo de vida de las células convectivas. [http://www.manelceperuelo.com/docs/Ceperuelo\\_Tesis\\_Doctoral.pdf](http://www.manelceperuelo.com/docs/Ceperuelo_Tesis_Doctoral.pdf) (fecha de consulta mayo de 2012).

Faba, M., Blanco, M.A., Román, C., Castedo, F., Rodríguez, J.R. 2011. Caracterización espacial de la caída de rayos en la Comunidad Autónoma de Castilla y León, 7ª Jornadas Internacionales gvSIG.

Gil-Albert, F. 1998. Tratado de arboricultura frutal. 4ª edición. Madrid: Mundi prensa libros. ISBN: 84-491-0996-3.

Hidalgo, L. 2002. Poda de la vid. 6ª edición. Madrid: Mundi prensa libros. ISBN: 84-8476-093-6.

Hidalgo, L., Hidalgo, J. 2011. Tratado de Viticultura. 4ª edición. Madrid: Mundi prensa libros. ISBN: 987-84-8476-424-3.

Nieto, H., Aguado, I., Chuvieco, E. 2006. Estimation of lightning-caused fires occurrence probability in central Spain. Viegas, D.X. (Ed.), *Proceedings of the 5th International Conference on Forest Fire Research*, CD-Rom, Elsevier.

Sánchez, J.L., García, E., Marcos, J.L. 2001. Construction and assessment of a logistic regression model applied to short-term forecasting of thunderstorms in León (Spain), *Atmospheric Research*, 56, 57–71.

# Incorporación de tecnologías de información territorial en una explotación agraria de secano ante la práctica de agricultura de precisión

L. Martínez-Cebrián<sup>1</sup> y M.A. Casterad<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Fundación Aragonesa para el Desarrollo de Observación de la Tierra (FADOT)

<sup>2</sup>Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA). Unidad de Suelos y Riegos (unidad asociada a EEAD-CSIC)

lucia@fundacionfadot.com

## RESUMEN

La explotación agraria Castillo de Castejón S.A desea integrar tecnologías de información geográfica para la gestión y optimización de los recursos que dispone. Para ello, se ha diseñado y puesto en funcionamiento un Sistema de Información Geográfica (SIG) que facilite las tareas de administración y gestión de la finca. En este SIG se han integrado coberturas de la delimitación de la finca y el parcelario, información de cultivos y variedades e información de suelos. También se ha incorporado cartografía derivada de imágenes de satélite Landsat TM relativa a las coberturas del suelo y la variabilidad inter e intraparcelsaria del desarrollo del cultivo, información de utilidad en la determinación de posibles actuaciones en las zonas desfavorables de la finca y para la futura definición de unidades de manejo diferencial ante la práctica de agricultura de precisión. El trabajo desarrollado muestra algunas de las posibilidades que los SIG y la teledetección pueden brindar en la gestión agraria de esta explotación y su utilidad si se quiere practicar agricultura de precisión, si bien pone de manifiesto la necesidad de contar con información espacial actualizada sobre propiedades del suelo y de un modelo digital de elevaciones, aconsejándose usar, si es posible, imágenes de mayor resolución espacial. Este estudio previo de la situación de la finca debería completarse con trabajos más exhaustivos que lleven a una caracterización más completa, a la definición de unidades de manejo diferencial y a la obtención de modelos de trabajo y productos para la práctica de agricultura de precisión.

## PALABRAS CLAVE

Sistemas de información geográfica (SIG), teledetección, NDVI, agricultura de precisión

## ABSTRACT

The Castillo de Castejón S.A. farm wants to integrate geographic information technologies for the management and optimization of its own available resources. To do this, a Geographic Information System (GIS) has been designed and implemented to facilitate the tasks of farm administration and management. This GIS contains coverages of the property delimitation and also information about the parcel, soil and the different crop varieties. Cartography derived from Landsat TM satellite imagery relating to the soil cover as well as inter and intra-parcel crop development has also been used, since this information becomes very useful when identifying possible adverse reactions in the areas within the farm and for the future definition of different management units improving the practice of precision farming. The work shows some of the possibilities that GIS and remote sensing can provide in agricultural management and also its application in precision agriculture, but it highlights the need for updated spatial information about soil properties and the use a digital elevation model. Therefore, the use of images with higher spatial resolution should be recommended whenever possible. This preliminary study should be supplemented with more extensive works leading to a more complete

characterization, to the definition of differential management units and the generation of differential work patterns and products for precision farming practices.

## KEY WORDS

Geographic information system (GIS), remote sensing, NDVI, precision agriculture.

## 1 INTRODUCCIÓN

La agricultura es uno de los principales motores económicos del medio rural que, con el paso del tiempo y la aparición de mercados competitivos, requiere de innovación y mejora de la producción de sus productos. Bajo estas premisas se encuentra el concepto de agricultura de precisión, apoyado en el concepto agronómico de gestión de parcelas agrícolas basado en la existencia de variabilidad en campo. El objetivo que este tipo de agricultura persigue es sacarle provecho, ganancia o rentabilidad a dicha variabilidad, logrando a la vez mayor sostenibilidad del uso de los recursos y un menor impacto ambiental (Council Committee an assesing Crop Yield, 1997; Price y Nowak, 1999).

La aplicación del concepto de agricultura de precisión está siendo posible gracias a tecnologías de información territorial, como los Sistemas de Posicionamiento Global (GPS), la Teledetección, y los Sistemas de Información Geográfica (SIG) (Stanford, 2000). Estas herramientas permiten recopilar, interpretar y aplicar información de las explotaciones, transformando datos e información en conocimiento y rentabilidad, de manera que no sólo posibilitan una gestión agronómica más eficaz, sino que permite aumentar la precisión de las labores y la eficiencia de los equipos, siendo de gran ayuda en la planificación y toma de decisiones en la agricultura (Kreimer, 2003).

Este trabajo responde a la inquietud de la finca Castillo de Castejón, SA. por integrar las mencionadas tecnologías en la gestión de su explotación agraria. Se pretende proporcionar un SIG que recoja la información sobre cultivos y suelo ya disponible, así como nueva información derivada de imágenes de satélite acerca de la variabilidad espacial del desarrollo de los cultivos. Además, se analizará la información que hace falta para poder realizar agricultura de precisión en la finca.

## 2 ÁREA DE ESTUDIO

La finca Castillo de Castejón es una explotación agropecuaria de secano en la que se practica agricultura de conservación. Está localizada en el término municipal de Esquedas, a unos 10Km al NE de la ciudad de Huesca. La carretera A-132 y la red ferroviaria Huesca-Canfranc la atraviesan.

Esta explotación agraria abarca unas 1.470 has, de las cuales 870 están ocupadas por las 44 parcelas agrícolas objeto de estudio (figura 1). Los cultivos predominantes en estas parcelas son la cebada, el trigo y la veza. Las 600 has restantes, presentan mayoritariamente masas boscosas de *Quercus ilex rotundifolia* y matorrales esclerófilos. Una pequeña superficie de unas 11 has, corresponden a cultivos leñosos, almendros y olivos. Los suelos son carbonatados, moderadamente básicos, predominando las texturas franco-arcillosas y franco-limosas.

La finca forma parte de una ZEPA (Zona de Especial Protección para las Aves) con el Quebrantahuesos (*Gypaet barbatus*) como especie protegida.

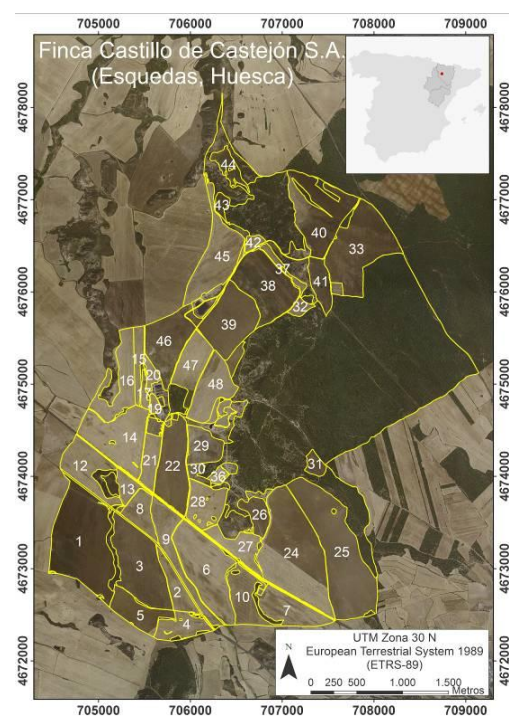


Figura 1. Localización de las parcelas de estudio sobre ortofoto del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea de 2009.

## 3 EL SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA IMPLEMENTADO

Se quiere tener la información territorial de las parcelas de cultivo de la finca ordenada en un



sistema central que facilite a los propietarios de la finca el mantenimiento y la optimización de los recursos de la explotación y ayude en la planificación, gestión y toma de decisiones. Para la implementación del SIG fue necesario obtener y preparar la información cartográfica básica a introducir en el modelo para tener un sistema de información geográfica adaptado a las necesidades del agricultor.

### 3.1 Obtención de información

Se reunió la información disponible en la finca, suministrada por los propietarios, preparándola y mejorándola previamente a su incorporación al SIG. Concretamente se disponía de la delimitación de la finca y del parcelario en formato digital, cultivos y variedades para los años 2010 y 2011, e información de la granulometría del suelo derivada de 60 muestras de los 30 primeros cm de suelo tomadas en 1999. Esta información de suelos, pese a no estar actualizada, se incorporó también en el SIG al ser la única información de suelos disponible. Se buscaba también que no se perdiera con el tiempo.

### 3.2 Creación de una geodatabase personal

Para el almacenamiento de la información se optó por un modelo Geodatabase (GDB) personal, de manera que la información quedase ordenada, georreferenciada y relacionada. Dicha GDB integra tres capas vectoriales con su correspondiente base de datos asociada; dos de polígonos parcelario de la finca (*Recintos*) y parcelas objeto de estudio (*Parcelas C. Castejón*) y otra de puntos correspondiente a los puntos de muestreo del análisis granulométrico (*Análisis suelo*). Además, se generaron e incorporaron a ella tres tablas, dos con información sobre los cultivos de 2010 y 2011 (*Siembras 2010* y *Siembras 2011* respectivamente) y otra con la información de la granulometría (*Granulometría*).

### 3.3 Modelo relacional de base de datos

Las tablas incluidas en la GDB se unieron mediante un modelo entidad-atributo-relación (EAR) tal y como se muestra en la figura 2. Para ello se precisa de un identificador común que permita relacionar las diferentes tablas individuales, lo que exigió tratar previamente las bases de datos disponibles (Gutiérrez, 2000). Cada tabla individual presenta un campo con identificador único a través del cuál se realizaron las interrelaciones con las demás tablas en el modelo. Estos campos fueron *Id\_parcela* que contienen un número único identificador de cada una de las parcelas de la capa *Parcelas*

*C. Castejón* e *Id\_muestra* que contiene un número identificador único de cada punto de muestreo de la capa *Análisis suelo*.

La relación entre tablas se realizó con la herramienta en ArcGis *Relatio class*, de manera que la información quedó concentrada en diferentes tablas individuales, evitándose así trabajar con tablas grandes con excesiva información y facilitando al agricultor la búsqueda de información al usar estas tablas más pequeñas. Así, cada vez que se realiza una consulta sobre una parcela, se obtiene la información individual de la misma recogida en cada una de las tablas relacionadas.

La única tabla no relacionada fue la correspondiente a la capa *Recintos*, al precisarse únicamente en el estudio para conocer todas las parcelas de la finca.

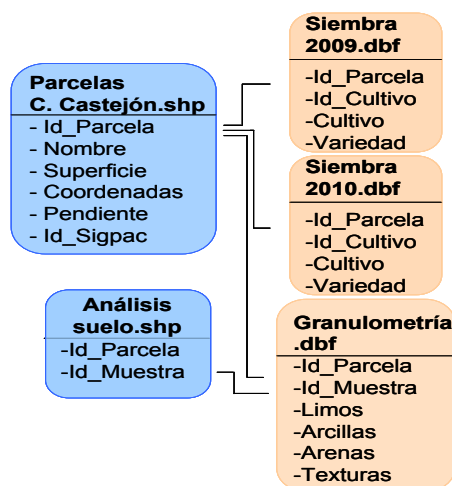


Figura 2. Estructura de las tablas relacionadas del SIG de la finca Castillo de Castejón S.A.

En definitiva, el SIG diseñado permite, no sólo albergar el mayor número de información disponible de Castillo de Castejón S.A., sino también elaborar y proyectar toda esta información sobre el terreno, analizando la evolución de los cultivos, gracias a lo cual se podrá llevar a cabo posibles actuaciones sobre la finca, facilitando asimismo la toma de decisiones.

En la GDB se incorporó, posteriormente, en formato ráster, toda la cartografía derivada de las imágenes de satélites que se detallará a continuación.

## 4 INFORMACIÓN OBTENIDA DE IMÁGENES LANDSAT TM

Ante el interés de los propietarios de la finca por practicar agricultura de precisión se llevó a cabo un estudio previo para verificar la variabilidad espacio-temporal del desarrollo de los



cultivos ante una posible definición de unidades de manejo diferencial en la finca y/o en las parcelas.

Al tratarse de un estudio preliminar se optó por utilizar, dada su inmediata disposición, las imágenes Landsat TM del Plan Nacional de Teledetección (PNT) corregidas geométricamente y remuestreadas a píxel de 25m×25m, a sabiendas de las posibles limitaciones que pueden surgir por su resolución espacial. Como años de estudio, se eligieron 2010 y 2011, años en los que se cuenta con información de los cultivos. En el momento de abordarse el estudio se disponía de seis imágenes del periodo de desarrollo de los cultivos, escena 199/031, que presentaban buena visibilidad en el área de estudio y estaban exentas de nubes: 6 de abril, 24 de mayo y 11 de julio de 2010, y 4 de febrero, 25 de abril y 11 de mayo de 2011. Dichas imágenes se corrigieron, radiométrica y geométricamente, remuestreándose a píxel de 25m.

#### 4.1 Variabilidad espaciotemporal de los cultivos

A partir del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, Rouse *et al.*, 1974) obtenido de las imágenes se elaboraron diferentes mapas temáticos y se obtuvieron datos estadísticos que permitieron identificar las coberturas del suelo, reconocer diferentes estados de desarrollo de los cultivos y relacionarlos en ocasiones con agentes causales. Los mapas de NDVI obtenidos se presentan recodificados en 10 categorías, facilitándose, así, su interpretación. En la figura 3 se observa cómo los NDVI más bajos, representados con tonos tierra, correspondientes a zonas desprovistas de vegetación, como suelos desnudos y áreas con escasa vegetación en las que predominan la respuesta espectral de suelo o áreas de cultivo en fase senescente. Los tonos verdes corresponden a zonas con vegetación en desarrollo o completamente desarrollada.

Según la fecha de la imagen, el cultivo se encuentra en una u otra fase del ciclo vegetativo y por tanto con NDVI diferente. Al ser las imágenes de diferentes fechas cada año no se pueden comparar los NDVI de un año y otro directamente. Además, hay que señalar que en 2011, el ciclo de los cultivos fue adelantado respecto a 2010 lo que todavía acentúa más las diferencias entre años.

En la figura 3 se observa cómo parcelas con el mismo cultivo presentan diferentes NDVI para la misma fecha, indicativo de diferente desarrollo, es decir, variabilidad interparcelaria. Asimismo, estas diferencias se aprecian también dentro de

algunas parcelas, indicativo de la variabilidad intraparcelsaria existente en ellas. La distribución de cultivos y variedades no guarda, en general, ningún patrón o condición establecida, por lo que no tiene que ver con la variabilidad detectada.

La variabilidad intra e interparcelaria se estudió así mismo apoyándose en gráficos de evolución del NDVI medio de la parcela en cada fecha y de diagramas de caja, obtenidos en ambos casos previa eliminación de los píxeles de borde. Detalles de este estudio se pueden encontrar en Martínez (2011).

En la figura 4 se presentan dos ejemplos de relación desarrollo del cultivo-agente causal. De todas las parcelas cultivadas con trigo en 2011, hay una parcela que presenta claramente mejor desarrollo (NDVI medio superior) sobre todo en febrero, al inicio del ciclo vegetativo (figura 4a). Ello se debe al efecto de la rotación de cultivos, ya que esta parcela es la única que había estado cultivada el año anterior, 2010, con vega, planta fijadora de nitrógeno que ha favorecido el desarrollo del trigo. El resto de las parcelas se habían cultivado en 2010 con cebada o trigo.

En 2010 las parcelas de vega sufrieron un relevante ataque de babosas (*Limax Maximus*) al inicio del ciclo vegetativo, siendo este ataque menos severo en la única parcela con suelos menos profundos y más pedregosos, teniendo esta parcela los NDVI medio más elevados (figura 4b).

#### 4.2 Localización de zonas uniformes en cuanto al comportamiento del cultivo.

La variabilidad intra e interparcelaria observada a partir del análisis de los NDVI animó a pensar que era posible localizar zonas con diferente comportamiento en cuanto a desarrollo del cultivo se refiere, zonas candidatas a un manejo diferente. Para ello, se realizó cada año de estudio una clasificación no supervisada, utilizando como bandas las siguientes imágenes diferencia en las que se puede distinguir y localizan, espacialmente, zonas que presentan cambios:

Año 2010

- NDVI diferencia 1= NDVI abril – NDVI mayo
- NDVI diferencia 2= NDVI mayo – NDVI junio

Año 2011

- NDVI diferencia 1= NDVI febrero – NDVI abril
- NDVI diferencia 2= NDVI abril – NDVI mayo

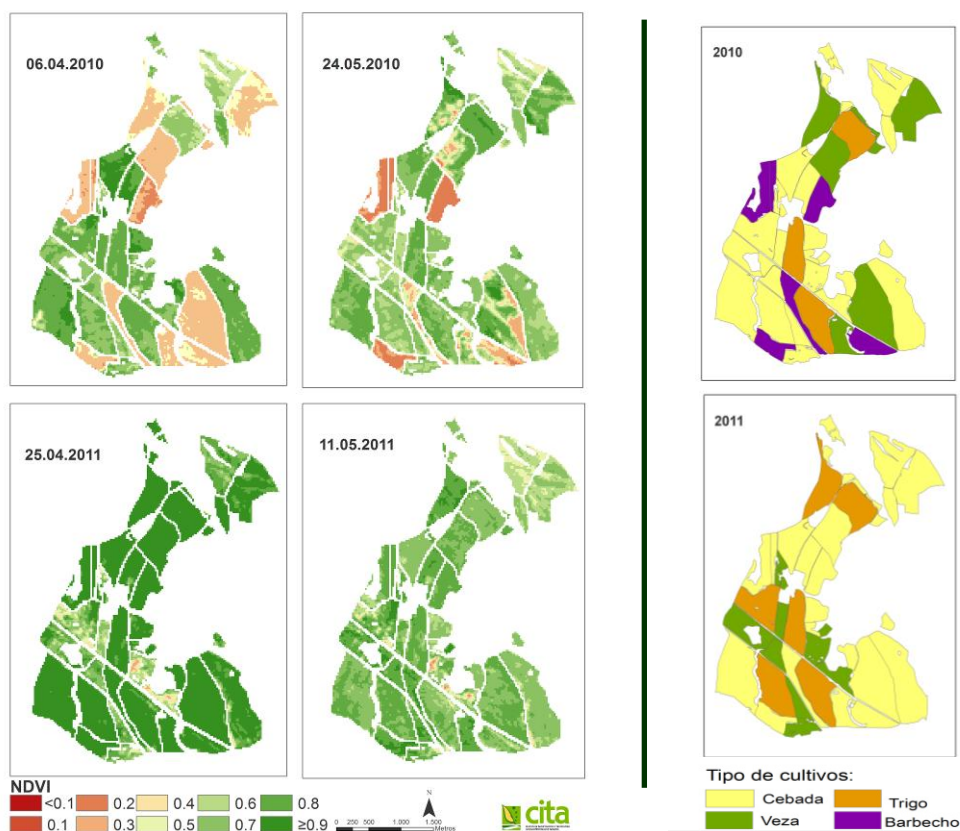


Figura 3. NDVI obtenido para las parcelas del área de estudio recodificados en 10 categorías (izquierda) y mapas de cultivo para el año 2010 y 2011 (derecha).

El número de clases a considerar en la clasificación se fijó atendiendo a:

- Los cultivos presentes en los años de estudio, 2010 y 2011.
- Intentar discriminar al menos tres estados de desarrollo diferentes por cultivo.
- Discriminar las parcelas de barbecho o sin cultivo que había.

La clasificación no supervisada permitió distinguir las superficies sin cultivo o con barbecho, las de veza y las de cereal de invierno, no siendo posible, en estas últimas, la discriminación de superficies con cebada y superficies con trigo. En la figura 5 se muestra la cartografía obtenida, representándose en tonos ocres y marrones las superficies con cereal de invierno y en tonos verdes las de veza. Para suelos desnudos y con escasa vegetación se han elegido tonos morados. En rojo están algunos bordes de parcela, carreteras, zonas con desarrollo atípicamente bajo del cultivo etc.

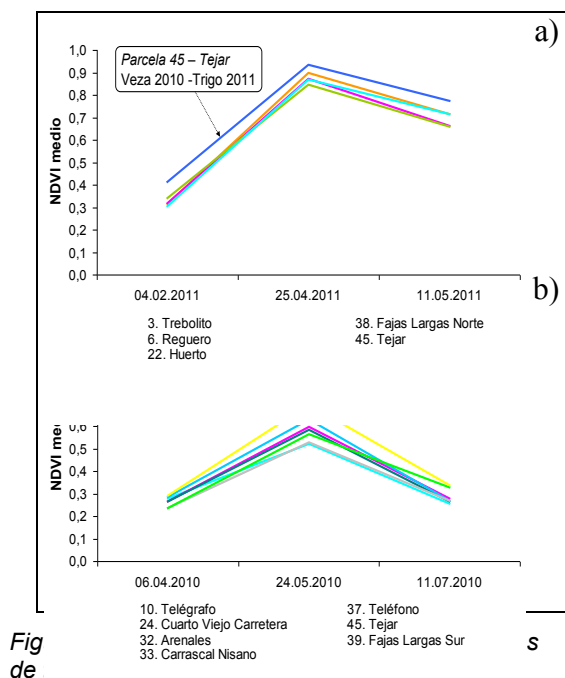
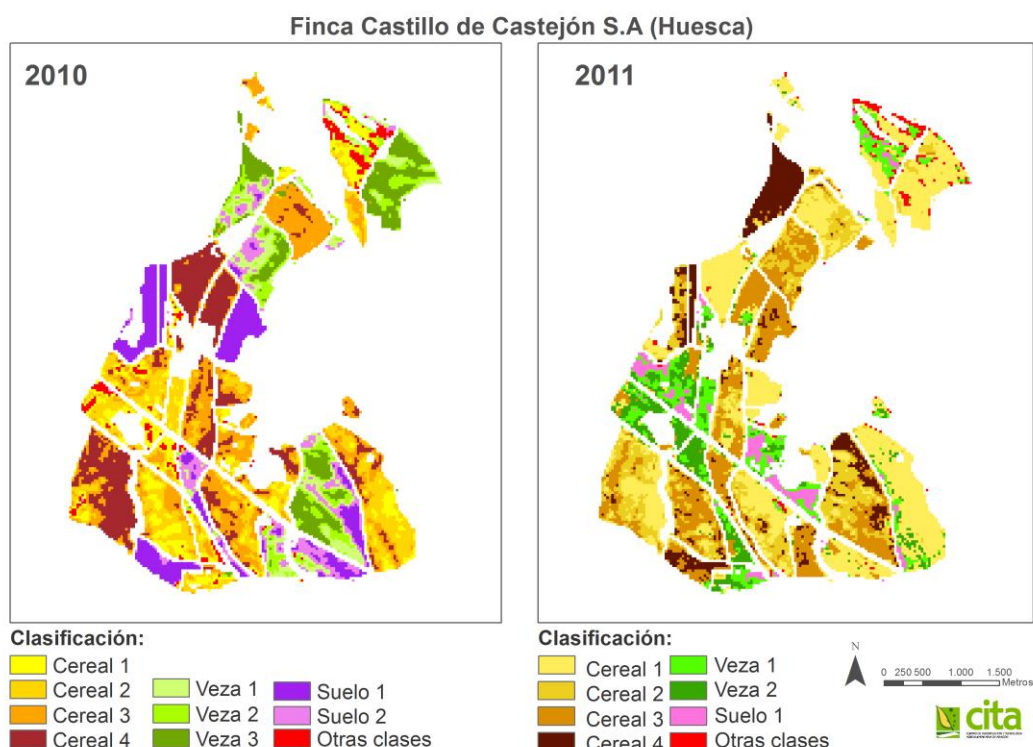


Fig de



**Figura 5:** Clasificación no supervisada del área de estudio. Los cultivos clasificados presentan tonos de menor a mayor saturación coincidiendo con el grado de desarrollo, de menor a mayor.

La comparación de la cartografía obtenida con los mapas de NDVI y mapas de cultivo muestra que cuatro categorías o clases corresponden a diferentes grados de desarrollo o evolución del cereal de invierno, categorías que van desde *Cereal1*, el menos desarrollado, a *Cereal4*, el más desarrollado; tres a veza, de *Veza1* la menos desarrollada a *Veza3* la más desarrollada; dos a barbechos y suelos desnudos diferentes, *Suelo1* barbecho y suelo desnudo y *Suelo2* suelo con algo de vegetación; y una a Otras clases como son carreteras, caminos, zonas con suelos menos profundos y pedregosos, etc.

En 2011 se discriminaron cuatro categorías correspondientes a diferente grado de desarrollo del cereal de invierno (*Cereal1* a *Cereal4*), una a suelos desnudos (*Suelo1*), dos a diferente desarrollo de la veza (*Veza 1*, la menos desarrollada y *Veza 2*, la más desarrollada) y una a Otras clases. Este año, a diferencia del anterior, no hubo ninguna parcela en barbecho.

A partir de la información de granulometría disponible se pudo constatar, tanto en 2010 como en 2011, que en aquellas zonas de suelos más profundos y textura limosa fina el cultivo presenta un buen desarrollo, mientras que sobre arcillas y areniscas gruesas el desarrollo es peor.

Como la finca de Castillo de Castejón S.A. disponía de datos de rendimiento en 2011 para algunas parcelas de cereal de invierno obtenidos a partir de GPS y monitores de rendimiento instalados en la cosechadora, se validó con esta información la cartografía obtenida en dos de estas parcelas, *Socarrada* cultivada con cebada y *Huerto* cultivada con trigo. Ello requirió, a partir de la información de rendimientos suministrada por los propietarios de la finca, preparar mapas de rendimiento en formato ráster con el mismo tamaño de píxel que el de las imágenes clasificadas. El rendimiento se representa en tres categorías, *Rendimiento 1* a *3*, de menor a mayor rendimiento. Detalles de la metodología seguida pueden encontrarse en Martínez (2011).

Los resultados obtenidos muestran la relación que existe entre las diferentes categorías de cereal discriminadas en la clasificación no supervisada con la producción obtenida, así como con la geomorfología de la parcela. La clasificación y categorización establecidas en las parcelas a partir de las imágenes es bastante acertada y está en concordancia con los rendimientos obtenidos, tal y como se puede apreciar en la gráfica de la parcela *Socarrada* que, como ejemplo, se presenta en la figura 6.

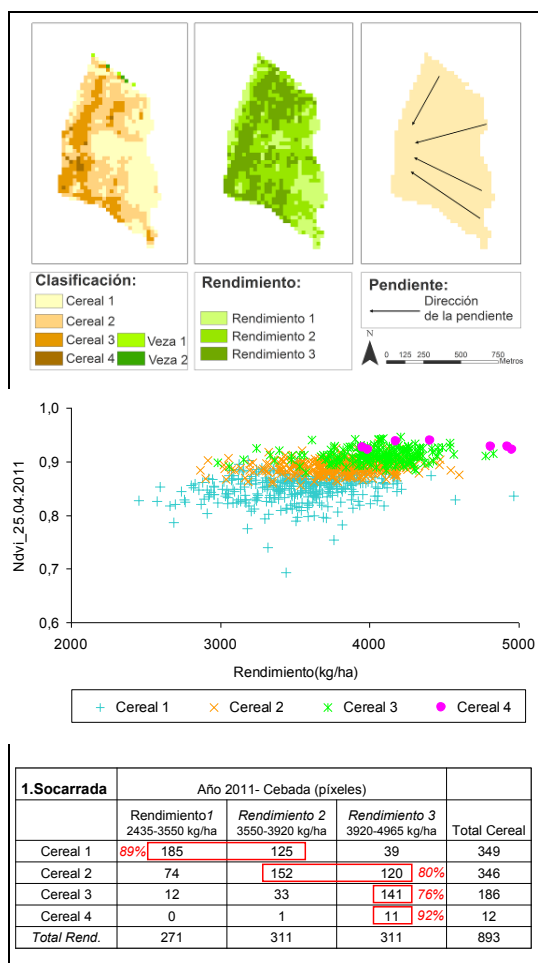


Figura 6: Desarrollo de la cebada en 2011 frente a rendimiento en la parcela Socarrada de la finca Castillo de Castejón S.A.

## 5 CONSIDERACIONES Y RECOMENDACIONES ANTE LA PRÁCTICA DE AGRICULTURA DE PRECISIÓN

El SIG desarrollado reúne información relativa a cultivos y suelo, de manera que la finca Castillo de Castejón S.A va a disponer de un instrumento de gran ayuda en la toma de decisiones y gestión de la explotación, más y cuando si se complementa con el conocimiento que el agricultor tiene sobre el comportamiento de la explotación.

Al SIG se le puede ir incorporando nuevas capas de información así como actualizar las existentes, de manera que dentro de unos años, con toda la información recopilada, los propietarios de la finca Castillo de Castejón S.A. puedan disponer de una herramienta que les permita optimizar la calidad y cantidad del

producto agrícola, minimizando el costo a través del uso de tecnologías más eficientes, y ayudándoles a mantener la sostenibilidad del medio ambiente.

La teledetección ha proporcionado información sobre el cultivo, identificando las diferentes coberturas del suelo y mostrando la variabilidad espacio temporal que en su desarrollo se produjo durante 2010 y 2011, tanto entre parcelas como dentro de cada una de ellas. Sin embargo, las imágenes de Landsat TM han presentado algunas limitaciones que aconsejan en el futuro, siempre que se pueda, y si se va a practicar agricultura de precisión, complementar dichas imágenes con otras de otros satélites y/o vuelos y con imágenes de mayor resolución espacial. Ello permitirá contar con un mayor número de imágenes en las fechas que mas convienen, especialmente en el periodo marzo-mayo, además de asegurarse imágenes sin nubes que incapaciten el seguimiento del cultivo. La mayor resolución espacial proporcionará, así mismo, un mayor detalle y posibilidades en la definición de zonas con diferente comportamiento.

Si se completa el estudio relación categorías de cultivo-desarrollo-rendimiento con más parcelas y otros años se tendrá una buena caracterización de la variabilidad espacio-temporal del cultivo y su producción, de gran ayuda ante la práctica de agricultura de precisión.

Para llegar a definir unidades de manejo diferencial es indispensable, sin embargo, tener una adecuada información de suelos (mapas de granulometría, nutrientes, fertilidad, etc.). La información de suelos disponible no es suficiente pues no permite establecer relaciones entre propiedades del suelo, el desarrollo del cultivo y el rendimiento. Será necesario adquirirla. Pese a ello, la información generada en el presente estudio si es de gran utilidad en el diseño del muestreo a realizar para su adquisición. También sería aconsejable disponer de un buen modelo digital de elevaciones.

Pese a no haber podido definir unidades de manejo diferencial, el agricultor si puede, con la información obtenida, ver cuales son la zonas de la finca y/o parcela en las que el cultivo presentan diferente comportamiento en los años estudiados, relacionarlas con los agentes causales y estudiar posibles actuaciones en las zonas más desfavorables para mejorar la situación.

Antes de adoptar la práctica de agricultura de precisión se deberían realizar trabajos más exhaustivos que lleven a una caracterización más completa de la situación de la finca, a la

definición de unidades de manejo diferencial y a la obtención de los modelos de trabajo y productos necesarios.

## AGRADECIMIENTOS

A los propietarios de la finca Castillo de Castejón S.A., quienes proporcionaron toda la información necesaria para la creación del SIG, e información agronómica de gran ayuda para la interpretación de los resultados.

## BIBLIOGRAFIA

Committee on Assessing Crop Yield: Site-Specific Farming, Information Systems, and Research Opportunities. 1997. *Precision Agriculture in the 21st century: Geospatial and Information technologies in Crop Management*. National Research Council (U.S.). National Academy Press, Washington (EEUU).

Gutiérrez, J. y Gould, M. 2000. *SIG: Sistemas de Información Geográfica*, Madrid, Editorial Síntesis, 250pp.

Kreimer, P. 2003. *Las TICs en la agricultura de precisión*. Centro de Difusión de Tecnologías (CEDITEC), ETSIT- UPM.

Martínez, L. 2011. *Incorporación de tecnologías de información territorial en una explotación agraria de secano para definición de unidades de manejo diferencial en las parcelas de cultivo*. Trabajo fin de Máster. Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Zaragoza.

Rouse, J.W., Haas, R.H., Schelle, J.A., y Deering, D.W. 1974. Monitoring vegetation system in the great plain whit ERTS. *Third ERTS Symposium*, 1 NASA. 309-317.

Pierce, F. y Nowak, P. 1999. Aspects of Precision Agriculture. *Advances in Agronomy* 67, 1-85.

Stafford, J.V. 2000. Implementing Precision Agriculture in the 21st Century. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 76, 267-275.



# Valoración del paisaje de España peninsular en el contexto de la generación de un índice sintético de riesgo de incendios forestales

J. Martínez-Vega<sup>1</sup>, P. Echavarría<sup>1</sup>, P. Ibarra<sup>2</sup>, M. Echeverría<sup>2</sup> y M. Rodríguez<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Centro de Ciencias Humanas y Sociales (CSIC)

<sup>2</sup>Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio (Universidad de Zaragoza)

javier.martinez@cchs.csic.es

## RESUMEN

*El proyecto FIREGLOBE ha diseñado un índice sintético de riesgo de incendios forestales a nivel nacional que contempla el peligro y la vulnerabilidad socioeconómica y ecológica de los territorios afectados. El objetivo de este trabajo es presentar la metodología para estimar el valor paisajístico de España peninsular con una resolución espacial de 1 km<sup>2</sup>. Éste resulta de la integración ponderada de dos productos: el valor del territorio en función de las figuras de protección y el valor intrínseco del paisaje. En el primero de ellos, fueron consideradas todas las Áreas Protegidas. El valor intrínseco del paisaje se ha obtenido a partir de la media de la calidad visual de la geomorfología, usos del suelo, rareza, representatividad y diversidad. Se ha asignado un peso superior (50% mayor) a las Áreas Protegidas que al Valor Intrínseco del Paisaje, de acuerdo a la opinión de los usuarios finales. El modelo cartográfico del valor paisajístico presentado ofrece un valor relativo en un rango de 0 a 1, que refleja lo que se perdería a causa de la destrucción del paisaje por el fuego. Este modelo cartográfico tiene un interés en si mismo y puede resultar de utilidad para la gestión del territorio especialmente en época de peligro de incendios. Los paisajes mejor valorados se localizan en los sistemas montañosos, las dehesas de Extremadura y las Marismas del Guadalquivir.*

## PALABRAS CLAVE

Valor paisajístico, vulnerabilidad ecológica, incendios forestales, SIG.

## ABSTRACT

*The project FIREGLOBE has designed a synthetic national forest fire risk index takes into account the danger and the socioeconomic and ecological vulnerability of the affected territories. The aim of this work is to explain the methodology to estimate the landscape value of peninsular Spain with a spatial resolution of 1 km<sup>2</sup>. The result is obtained from the weighted integration of two products: the territory value based on the protection figures and the intrinsic value of the landscape. In the first one all the Protected Areas were considered. The intrinsic value of the landscape has been obtained from the average of the visual quality of the geomorphology and of the land uses, uniqueness, representativeness and diversity. It has been assigned a higher weight (50% higher) to the Protected Areas than to the Intrinsic Value of the Landscape, in accordance with the opinion of the final users. The cartographic model of the landscape values presented provides a relative value in a range from 0 to 1, reflecting what would be lost because of destruction of landscape by fire. The cartographic model has an interest in itself and can be useful for land management especially in times of fire danger. The best valued landscapes are located in the mountainous systems, the Extremadura dehesas and the Guadalquivir Marshes.*

## KEY WORDS

Landscape value, ecological vulnerability, forest fires; GIS.

## 1 INTRODUCCIÓN

Como consecuencia de la tendencia constatada de la reducción de las precipitaciones y del incremento de las temperaturas medias y de la evapotranspiración potencial en el ámbito mediterráneo (García-Ruiz *et al.*, 2011), es predecible el incremento de la probabilidad de ocurrencia de incendios forestales y que las áreas afectadas sean mayores como consecuencia de unas condiciones más favorables para su propagación. Por ese motivo, cada vez se hace más necesaria la disponibilidad de tecnologías de información geográfica y de esquemas metodológicos integrados para la evaluación del riesgo de ocurrencia y propagación de incendios forestales y, de esta manera, prevenir, combatir y mitigar los efectos de los incendios sobre los ecosistemas forestales. En los últimos años, múltiples han sido los esfuerzos para evaluar el riesgo de incendio (Amatulli *et al.*, 2006; Cooke *et al.*, 2007; Prasad *et al.*, 2008; Loboda 2009; Padilla y Vega-García 2011), empleando

diferentes esquemas metodológicos, variables y escalas.

El proyecto FIREGLOBE ha diseñado un índice sintético de riesgo de incendios forestales a nivel nacional que contempla, por un lado el peligro y, por otro, la vulnerabilidad socioeconómica y ecológica de los territorios afectados (figura 1).

Aunque existen algunas experiencias de integración del peligro y de la vulnerabilidad en la evaluación del riesgo de incendios forestales (Calkin *et al.*, 2010; Chuvieco *et al.*, 2010; Thompson *et al.*, 2011), existe más experiencia en la evaluación del peligro que en la estimación de la vulnerabilidad. En proyectos anteriores, Chuvieco *et al.* (2010) analizaron la vulnerabilidad mediante un enfoque cualitativo. Más recientemente, Chuvieco *et al.* (2012), han ensayado la evaluación de la vulnerabilidad, socioeconómica y ecológica, del territorio proporcionando estimaciones cuantitativas basadas en unidades monetarias (€/km<sup>2</sup>).

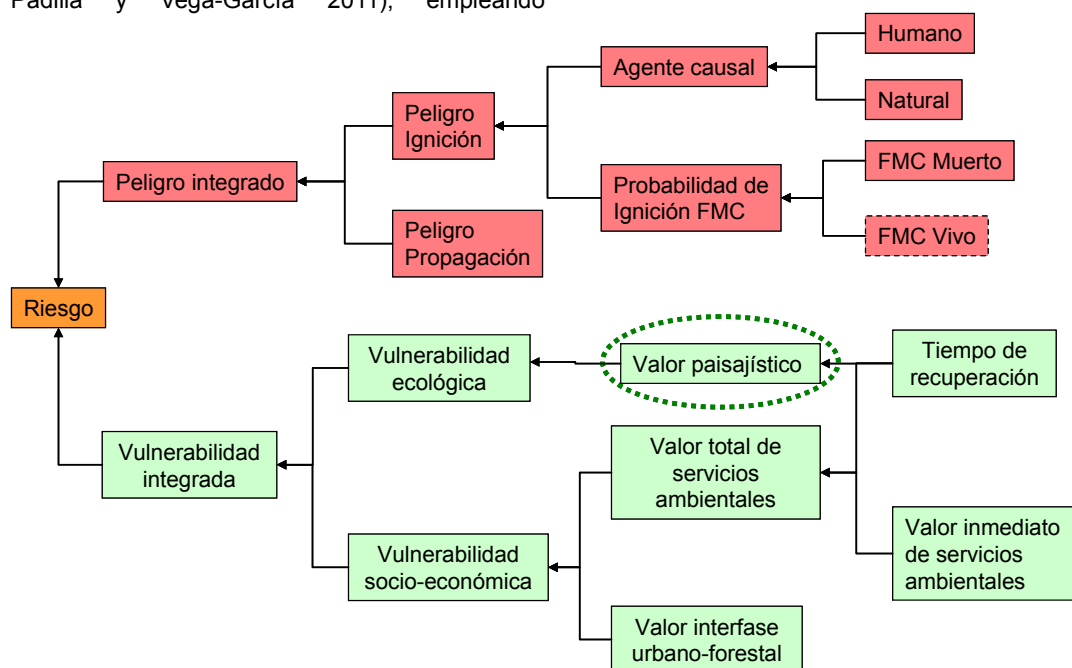


Figura 1. Esquema metodológico del proyecto FIREGLOBE (Adaptado de Chuvieco *et al.*, 2012)

El objetivo de este trabajo es presentar la metodología y los resultados correspondientes para estimar el valor paisajístico de España peninsular, con una resolución espacial de 1 km<sup>2</sup>, de manera que los resultados no solo tengan interés en sí mismos sino que posibiliten el cálculo de la vulnerabilidad integrada que forma parte del índice de riesgo de Fireglobe.

La evaluación de las características del paisaje ha sido estudiada por diversos autores en los últimos años, empleando diversos criterios de

análisis: ecológicos (Kato *et al.*, 1997; Nakagoshi y Kondo, 2002), estéticos y perceptivos, teniendo en cuenta las preferencias de la población (Kaplan *et al.*, 2006; Sheppard y Picard, 2006) y la calidad visual (Arriaza *et al.*, 2004; Martínez-Vega *et al.*, 2003).

## 2 METODOLOGÍA

El valor paisajístico es uno de los componentes fundamentales de la vulnerabilidad

ecológica que, junto a la vulnerabilidad socioeconómica, ha generado el producto de valor integrado o vulnerabilidad integrada del territorio frente a los incendios forestales (figura 1). Supone una aproximación al valor que tiene el paisaje en un momento dado y que se perdería en caso de ser afectado por un incendio forestal. Es por tanto, un valor cualitativo que presenta interés en sí mismo y que es la base para poder avanzar en el cálculo de la vulnerabilidad integrada. Para ello, este valor paisajístico ha de transformarse en un valor económico anual o puntual, expresado en €/km<sup>2</sup>, y relacionarse con el tiempo de recuperación en años para obtener la vulnerabilidad ecológica, cuyo valor se integrará con la vulnerabilidad socioeconómica para obtener la vulnerabilidad integrada (Chuvieco *et al.*, 2012).

El valor paisajístico ha sido el resultado de la integración ponderada de dos productos: el valor del territorio en función de las figuras de protección (áreas protegidas) y el valor intrínseco del paisaje (figura 2).

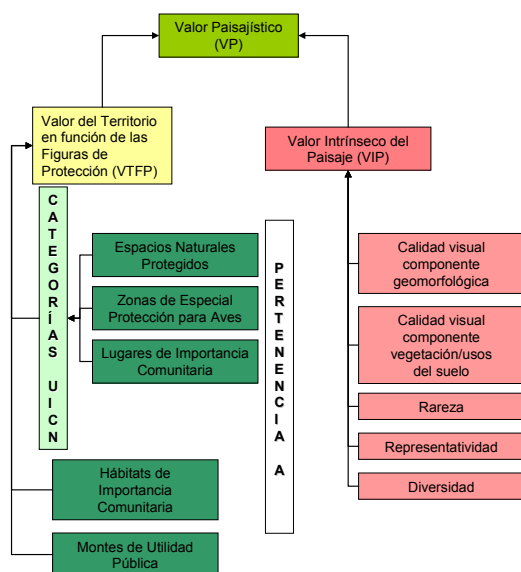


Figura 2: Esquema metodológico para calcular el valor paisajístico en el proyecto FIREGLOBE

## 2.1 Valor del Territorio en función de las Figuras de Protección (VTFP)

Para calcular el VTFP han sido considerados los siguientes datos de entrada:

- Las figuras de protección jurídica de todas las Áreas Protegidas. Se ha utilizado la cobertura de Europarc-España que incluye los Espacios Naturales Protegidos (ENP) y las Zonas de Especial Protección de Aves (ZEPA) y Lugares de

Importancia Comunitaria (LIC) reguladas por las Directivas Aves y Hábitats. Para su estandarización, estas figuras de protección han sido reclasificadas en las categorías correspondientes definidas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Cada una de ellas se ha evaluado teniendo en cuenta la opinión de expertos sobre su vulnerabilidad frente al fuego y la importancia de su categoría.

- Hábitats de importancia comunitaria (HIC), de la Dirección General de Biodiversidad.
- Montes de Utilidad Pública (MUP), extraídos del campo tipo de propiedad (TP) del Inventario Forestal Nacional.

A los polígonos que se corresponden con alguna de las áreas protegidas se les ha asignado, de forma genérica, valor 1. De acuerdo a trabajos anteriores (Martínez Vega *et al.*, 2007), los polígonos que, simultáneamente, son ZEPA y LIC, han sido valorados una sola vez con objeto de evitar redundancias. Por el contrario, los espacios donde no existen solapes o coincidencias han sido valorados independientemente. Siguiendo el criterio de los expertos, se ha ponderado esta información por 2, considerando que es más relevante que el resto.

Los hábitats de importancia comunitaria que no han sido ya propuestos como LIC, han sido valorados de acuerdo al siguiente criterio: 0=ausencia de hábitats de importancia comunitaria; 0.5=presencia de hábitats de importancia comunitaria no propuestos como LIC y no prioritarios; 1=presencia de hábitats de importancia comunitaria, prioritarios y no propuestos como LIC.

Del Inventario Forestal Nacional se han extraído los polígonos cuyos códigos del tipo de propiedad son 2 y 3, es decir los montes públicos y privados de utilidad pública. A éstos se les ha asignado un valor de 1.

Una vez valorados y reclasificados los polígonos de cada una de las 3 coberturas anteriores, se han combinado, obteniendo para cada nuevo recinto creado un valor que es la suma de los valores que coinciden en él. La nueva capa así obtenida contiene polígonos con valores comprendidos entre 0 y 4 (recuérdese que la cobertura de las áreas protegidas reclasificadas según la taxonomía de la UICN ha sido multiplicada por 2 y que, por otra parte, en un mismo polígono nunca coinciden valoraciones positivas de espacios que son, a la vez, ZEPA y LIC ni valoraciones repetitivas de hábitats si éstos forman parte, simultáneamente, de un espacio propuesto como LIC). Esta capa resultante se ha cruzado con la cuadrícula UTM de km<sup>2</sup>. En cada cuadrícula se ha obtenido un VTFP resultado del

sumatorio de los valores correspondientes a los distintos polígonos incluidos en aquella, ponderando previamente estos valores según la proporción de su superficie respecto a la superficie total de la celda. Por último, se han normalizado estos valores en una escala de 0 a 1, asignando valor '1' al máximo valor posible resultante del sumatorio (valor 4).

## 2.2 Valor Intrínseco del Paisaje (VIP)

El valor intrínseco del paisaje se ha obtenido a partir de la media aritmética de las siguientes cinco variables: calidad visual de la componente geomorfológica (CVG), calidad visual de la componente vegetación-usos del suelo (CVV), rareza, representatividad y diversidad.

El valor de CVG ha sido establecido en un rango de 0 a 1 por un panel de expertos, utilizando la delimitación de las asociaciones de paisaje del Atlas de los Paisajes de España (Mata y Sanz, 2004) agrupadas y ordenadas como se muestra en la tabla 1. La valoración se ha realizado en función de la combinación de criterios tales como energía del relieve, tipos de formas de relieve, contraste y variedad del relieve y elementos singulares (Otero *et al.* 2007; Ibarra *et al.*, 2009, 2011). La tabla 1 sintetiza los resultados. No se han valorado las geoformas características de Islas Baleares y Canarias, al no formar parte del área de estudio.

El valor de CVV ha sido establecido en un rango de 0 a 1 a partir de las categorías del mapa de Corine Land Cover de 2006 (Büttner *et al.*, 2000; Pekkarinen *et al.*, 2009) agrupadas y ordenadas como se muestra en la tabla 2. La aplicación de criterios paisajísticos para valorar la calidad de la vegetación y usos del suelo cuenta con numerosos precedentes en España (Arriaza *et al.*, 2004; Martínez-Vega *et al.*, 2003; De la Riva e Ibarra, 2000; Aramburu *et al.* 2005; Ibarra *et al.*, 2011, entre otros). Los valores que se sintetizan en la tabla 2 son el promedio de 250 encuestas realizadas a investigadores del paisaje y alumnos universitarios de asignaturas de paisaje. No se han valorado los cultivos al no formar parte de la superficie forestal. Tan sólo se han calificado aquellos cultivos que forman mosaicos y superficies mixtas agroforestales. Tampoco se han valorado las clases de vegetación específicas de los archipiélagos (vegetación macaronésica, por ejemplo).

La rareza (Nandy y Kushwaha, 2010) ha sido calculada a partir del mapa de Corine Land Cover de 2006, teniendo en cuenta las clases de la leyenda hasta el nivel 3 de desagregación, mediante el Índice de Rareza (ecuación 1), obteniendo un valor situado entre 0 y 1.

Tipos de paisaje geomorfológico	Valor
Macizos montañosos septentrionales	1,0
Macizos montañosos del interior ibérico	0,8
Macizos montañosos de las Cordilleras béticas	0,8
Sierras y montañas atlánticas y sub-atlánticas	0,9
Sierras pirenaicas	0,9
Sierras y montañas mediterráneas continentales	0,7
Sierras, cerros y valles andaluces, levantinos y extremeños	0,7
Montes y valles atlánticos y subatlánticos	0,7
Cerros, lomas y llanos del norte de Sierra Morena...	0,5
Cuencas, hoyas y depresiones	0,5
Corredores	0,4
Penillanuras y piedemontes	0,6
Campiñas	0,3
Vegas y riberas	0,4
Llanos interiores	0,4
Llanos litorales peninsulares	0,6
Valles	0,8
Páramos y mesas	0,7
Muelas y parameras ibéricas	0,8
Gargantas, desfiladeros y hoces	1,0
Rías marinas y rasas cantábrico-atlánticas	0,7
Marismas, deltas y arenales	0,7

Tabla 1. Valoración de la CVG del paisaje

$$IRar=1-[(S_{F1-E}*100)/S_{F-E}]/100 \quad (1)$$

Siendo  $S_{F1-E}$  la superficie de la categoría forestal 1 en España y  $S_{F-E}$  la superficie forestal total de España.

En el cálculo de la representatividad (Armenteras *et al.*, 2003) se ha comparado el mapa de Corine Land Cover de 2006 de España y de la Unión Europea del mismo año, de acuerdo a la ecuación 2, obteniendo un valor situado entre 0 y 1.

$$IRep=(S_{F1-E}*100)/S_{F1-UE27}/100 \quad (2)$$

Siendo  $S_{F1-E}$  la superficie forestal de la clase 1 en España y  $S_{F1-UE27}$  la superficie que ocupa esa misma cubierta forestal 1 en el conjunto de la Unión Europea de los 27.

La diversidad (Sinha *et al.*, 2011), se ha calculado mediante el Índice de diversidad de Simpson a partir del mapa de Corine Land Cover de 2006, obteniendo un valor entre 0 y 1.

Al igual que en el caso del VTFP, la información de las cinco variables que intervienen en el cálculo del VIP se ha cruzado con la cuadrícula UTM de 1 km<sup>2</sup> y su valor ha sido ponderado según la proporción de su superficie respecto a la superficie total de la celda. La

combinación de estas variables mediante el valor de la media aritmética, da lugar al modelo del VIP.

Categorías CORINE	Valor
Roquedo con fuerte pendiente (acantilados, paredones...)	0,8
Roquedo: afloramientos rocosos y canchales	0,7
Roquedo: Coladas lávicas cuaternarias	0,7
Alta montaña con vegetación escasa, rupícola	0,9
Glaciares y áreas de nieves permanentes	1,0
Áreas acarcavadas y/o zonas erosivas	0,5
Pastizales, supraforestales templado	0,9
oceánicos, pirenaicos y orocantábricos	
Pastizales supraforestales mediterráneos	0,8
Pastizales mediterráneos no supraforestales	0,5
Prados y praderas	0,8
Bosques de coníferas con hojas aciculares	0,8
Bosques de coníferas con hojas cupresáceas	0,8
Bosques de frondosas caducifolias y marcescentes	0,9
Bosques de frondosas perennifolias	0,8
Bosques de mezcla de frondosas	0,9
Bosque mixto (de coníferas y frondosas)	0,9
Bosques de ribera	0,9
B. frondosas de plantación	0,7
Pastizales o prados con arbolado adehesado	0,8
Matorral boscoso con coníferas	0,6
Matorral boscoso con frondosas	0,6
Matorral boscoso con bosque mixto	0,7
Matorrales en climas húmedos (landas)	0,6
Matorral denso o medianamente denso	0,6
Matorrales muy poco densos	0,5
Matorral abierto de xeroestepa subdesértica	0,4
Zonas quemadas recientemente	0,2
Mosaico cultivos secano con arbolado natural	0,8
Mosaico cultivos regadío con arbolado natural	0,8
Mosaico de prados o praderas con arbolado natural	0,8
Cultivos agrícolas con arbolado adehesado	0,7
Ríos y cauces naturales	0,8

Tabla 2. Valoración de la CVV del paisaje.

## 2.3 Valor Paisajístico

Como ya se ha anticipado, para calcular el valor paisajístico, al igual que en trabajos anteriores (Chuvieco *et al.*, 2010), se ha asignado un peso superior (50% mayor) a las Áreas Protegidas que al Valor Intrínseco del Paisaje, de acuerdo a la opinión de los usuarios de las diferentes administraciones consultadas. El valor paisajístico es obtenido como una función de su valor intrínseco, desde una doble aproximación teniendo en cuenta su calidad visual y los rasgos de su paisaje, y del valor del territorio en función de la presencia de áreas protegidas y de su estatus correspondiente.

## 3 RESULTADOS

Los resultados del modelo VTFF se muestran en la tabla 3 y en la figura 3. Conviene recordar que, en este trabajo, no se ha valorado la superficie no forestal que afecta, aproximadamente, a un cuarto de las cuadrículas de km<sup>2</sup> de la España peninsular, distribuidas, principalmente, en las mesetas, penillanuras extremeñas y depresiones del Ebro y Guadalquivir. Algo más del 10% de la superficie total forestal evaluada no contiene ninguna figura de protección de la naturaleza (oeste de Galicia, por ejemplo). Por el contrario, casi 2,5 millones de hectáreas de superficie forestal (el 10% de la total) alcanzan los máximos valores de VTFF. Se trata de amplias zonas de la Cordillera Cantábrica, de los Pirineos y Pre-Pirineos, de las serranías de la Demanda y Cebollera, del Sistema Central, Montes de Toledo, los Sistemas Ibérico, Bético y Penibético y las Marismas del Guadalquivir en los que se superponen, sobre un mismo territorio, distintas figuras de protección de las redes autonómicas, nacional y europea -Red Natura 2000-.



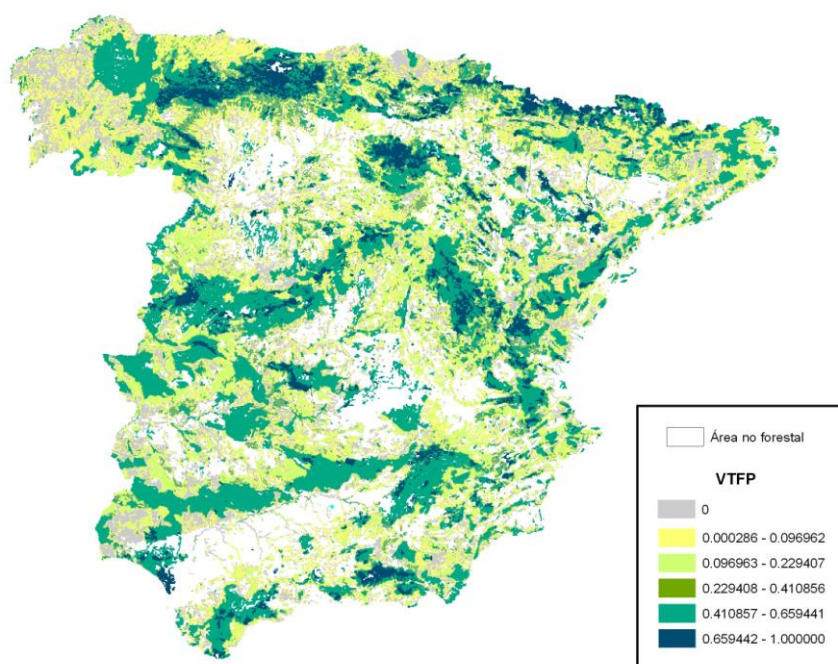


Figura 3. Modelo cartográfico del valor del territorio en función de las Figuras de Protección.

INTERVALOS VTFP	Nº de Celdas	CELDAS (%)	Sup_forestal (ha)	Sup_forestal respecto a la Sup_forestal total (%)
NO FORESTAL	119.950	24,12	0	0,00
0	58.760	11,82	2.767.429	10,77
0.000286 - 0.0096962	70.740	14,23	4.248.094	16,53
0.0096963 - 0.229407	67.781	13,63	4.593.150	17,87
0.229408 - 0.410856	42.238	8,49	3.071.885	11,95
0.410857 - 0.659441	109.185	21,96	8.571.168	33,35
0.659442 - 1.0	28.583	5,75	2.451.059	9,54
<b>TOTAL</b>	<b>497.237</b>	<b>100</b>	<b>25.702.784</b>	<b>100</b>

Tabla 3. Inventario de las cuadrículas según el valor del territorio en función de las Figuras de Protección.

Por su parte, los resultados del modelo VIP se muestran en la tabla 4 y en la figura 4. Las valoraciones más altas ( $>0,417423$ ) afectan a más de 17 millones de hectáreas, con una superficie forestal respecto a la superficie forestal total del 69,35%. Estos valores se localizan en las áreas montañosas -Cordillera Cantábrica, Pirineos, Cordilleras Costeras Catalanas, Sistema Ibérico, Penibética y algunas Sierras Béticas, así como en las penillanuras y sierras extremeñas y en la Marisma del Guadalquivir-. Los valores intermedios (0.120985-0.417422) suponen casi 7

millones de hectáreas y el 26,77% de la superficie forestal en relación a la superficie forestal total. Estos valores se localizan en Galicia, piedemontes de las áreas montañosas, Serranías Béticas, Sistema Ibérico zaragozano y algunos relieves tabulares del centro de las cuencas del Duero, Ebro, Tajo y Guadiana, así como en algunas depresiones intramontanas. Los valores más bajos ( $<0,120984$ ) se sitúan fundamentalmente en paisajes de cuencas terciarias.

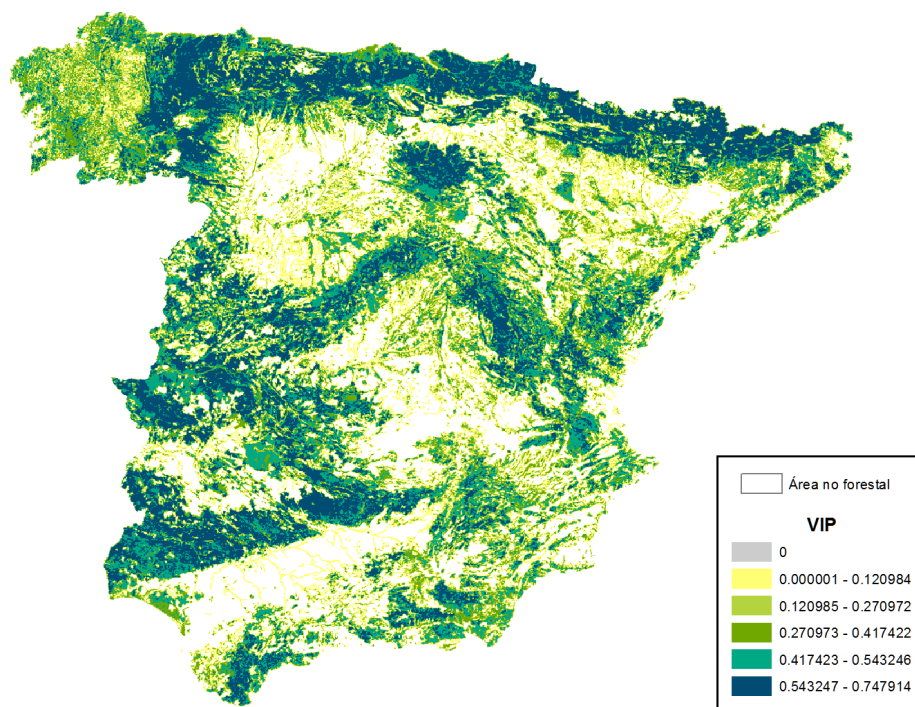


Figura 4. Modelo cartográfico del valor intrínseco del paisaje de España peninsular.

INTERVALOS VIP	Nº de Celdas	CELDA (%)	Sup_forestal (ha)	Sup_forestal respecto a la Sup_forestal total (%)
NO FORESTAL	119.915	24,12	0	0,00
0	16	0,00	7	0,00
0.000001 - 0.120984	81.762	16,43	997.052	3,89
0.120985 - 0.270972	58.025	11,69	2.551.623	9,95
0.270973 - 0.417422	56.659	11,40	4.313.441	16,82
0,417423 - 0.543246	85.793	17,26	8.301.956	32,36
0.543247 - 0.747914	95.011	19,11	9.488.044	36,99
TOTAL	497.181	100	25.652.123	100

Tabla 4. Inventario de las cuadrículas según el valor intrínseco del paisaje

El modelo cartográfico del valor paisajístico se muestra en la figura 5 y tabla 5. Una vez llevada a cabo la citada integración -entre VTFP y VIP- el mapa resultante muestra una localización de los valores paisajísticos más elevados (>0,548939), correspondientes al 19,11% de la superficie analizada y a más de 3,1 millones de hectáreas, en determinados sectores de las áreas montañosas, especialmente de la mitad septentrional de la Península, alcanzando una gran extensión en la Cordillera Cantábrica occidental, el eje pirenaico, el Sistema Ibérico, la Penibética y determinados entornos del Sistema

Central. Los principales sistemas montañosos muestran su alto valor paisajístico (0,384603-0,548938), incluyendo Sierra Morena, las Cordilleras Costeras Catalanas y tramos de la cuenca del Guadiana. Por debajo, los valores paisajísticos medios-altos y medios (0,120555-0,384602) se sitúan en Galicia, la penillanura salmantina, la montaña del litoral cantábrico, algunos piedemontes -cantábricos, pirenaicos, ibéricos y béticos- y manchas dispersas en las grandes depresiones peninsulares, especialmente en la del Ebro y en territorio gallego. Por su parte, los valores paisajísticos

más bajos se localizan, además de en las grandes depresiones terciarias -Duero, Tajo, Guadiana, Guadalquivir y Ebro- y en otras depresiones intramontanas, como las hoyas béticas.

El resultado de este modelo de Valor Paisajístico así como el de Vulnerabilidad Global ha sido evaluado, cualitativamente, por algunos expertos y gestores de los servicios forestales, durante la época de peligro, en verano de 2011, de forma desigual. La empresa GEACAM, S.A. (Gestión Ambiental de Castilla-La Mancha, S.A.) ha mostrado un interés alto, por el producto de valor paisajístico y muy alto, por el producto de vulnerabilidad global, con objeto de integrar ambos en sus sistemas actuales de evaluación del peligro de incendio. Por el contrario, la UME

(Unidad Militar de Emergencias) ha considerado que estos dos productos tienen un interés muy bajo o bajo para integrarlos en su sistema evaluación de peligro. Es muy probable que la diferencia de valoración esté relacionada con las desiguales competencias que tienen ambos servicios: el primero se responsabiliza tanto de la extinción de los incendios como de la conservación, protección y restauración de las masas forestales mientras que el segundo sólo se interesa por la extinción de los incendios forestales, junto a la intervención en otro tipo de emergencias. Es preciso insistir para obtener un mayor número de respuestas en la campaña de 2012, con objeto de obtener conclusiones más claras.

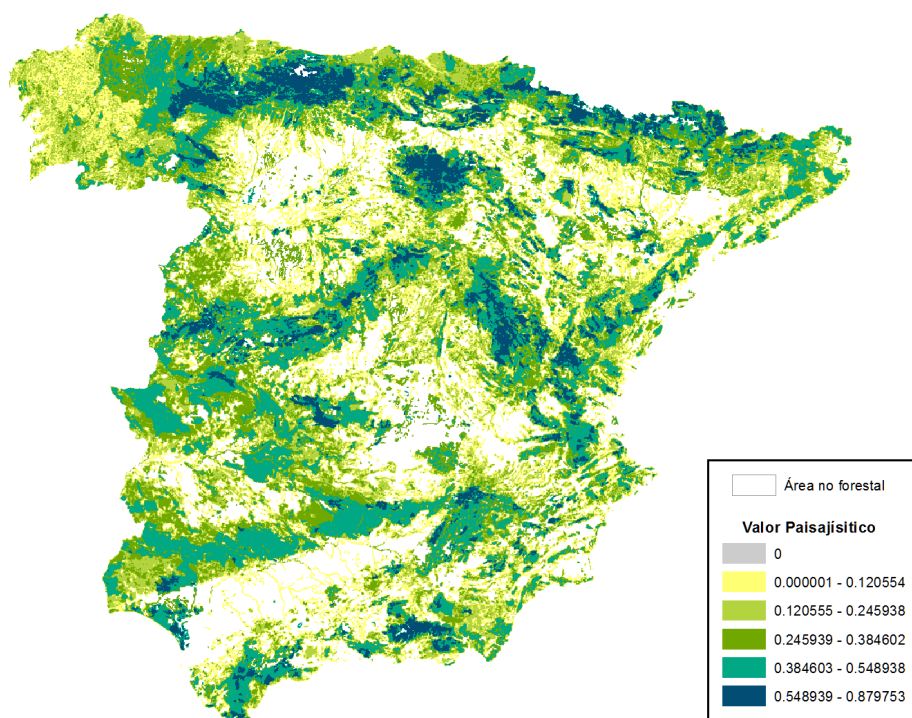


Figura 5. Mapa del valor paisajístico de España peninsular.

INTERVALOS Valor Paisajístico	Nº de Celdas	CELDA (%)	Sup_forestal (ha)	Sup_forestal respecto a la Sup_forestal total (%)
NO FORESTAL	119.915	24,12	0	0,00
0	8	0,00	7	0,00
0.000001 - 0.120554	80.469	16,43	1.718.226	6,70
0.120555 - 0.245938	82.875	11,69	5.816.898	22,68
0.245939 - 0.384602	88.026	11,40	6.357.071	24,78
0.384603 - 0.548938	93.706	17,26	8.647.132	33,71
0.548939 - 0.879753	32.182	19,11	3.112.789	12,13
TOTAL	497.181	100	25.652.122	100

Tabla 5. Inventario de las cuadrículas según el valor paisajístico.

## 4 CONCLUSIONES

El modelo cartográfico del valor paisajístico presentado ofrece un valor relativo en un rango de 0 a 1, que refleja lo que se perdería a causa de su destrucción por el fuego. Su cálculo se apoya por un lado en la valoración del territorio en función de figuras de protección que supone un ejercicio más objetivable, por cuanto que existe una clara definición espacial de dichos espacios – de ahí que se le haya asignado un peso superior (50% mayor). Por otro lado, es un complemento imprescindible aunque tenga menor peso, la obtención del valor intrínseco del paisaje basado en atributos menos consensuados, pero igualmente válidos, como son la calidad visual del relieve, de la vegetación/ usos del suelo, la rareza, representatividad y diversidad.

Este modelo cartográfico tiene un interés en sí mismo y puede resultar de utilidad para la gestión del territorio, especialmente en época de peligro de incendios. Pero además, posibilita un avance en el modelo de vulnerabilidad integrada mediante el establecimiento de una relación con la vulnerabilidad socioeconómica que permite su transformación en un valor paisajístico anual expresado en €/ha.

De este modo, se ha conseguido la integración del valor del paisaje, teniendo en cuenta el tiempo que tardaría en recuperarse tras el fuego (Chuvienco *et al.* 2012), con el valor de vulnerabilidad socioeconómica, llegando a estimar la vulnerabilidad global del territorio frente a los incendios forestales. Ésta se ha integrado con el peligro en un índice sintético de riesgo de incendio forestal para todo el territorio peninsular español.

## BIBLIOGRAFÍA

Amatulli, G., Rodrigues, M.J., Trombetti, M. y Lovreglio, R. 2006. Assessing long-term fire risk at local scale by means of decision tree technique, *Journal of Geophysical Research*

- Biosciences*, 111, G04S05, doi:10.1029/2005JG000133.
- Aramburu, M.P., Escribano, R., López, R. y Sánchez, P. 2005. *Cartografía del Paisaje de la Comunidad Autónoma de la Rioja*. Documento interno, Logroño, Turismo, Medio Ambiente y Política Territorial, Gobierno de la Rioja..
- Armenteras, D., Gast, F. y Villareal, H. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia, *Biological Conservation*, 113, 245-256.
- Arriaza, M., Cañas-Ortega, J.F., Cañas-Madueño, J.A. y Ruiz-Avilés, P. 2004. Assessing the visual quality of rural landscapes, *Landscape and Urban Planning*, 69, 115–125.
- Büttner, G., Feranec, J. y Jaffrain, G. 2000. *Corine land cover update 2000*, Copenhagen, European Environmental Agency.
- Calkin, D.E., Ager, A.A., Gilbertson-Day, J., Scott, J., Finney, M., Schrader-Patton, C., Quigley, T., Strittholt, J. y Kaiden, J. 2010. *Wildfire risk and hazard: Procedures for the first approximation*. Gen Tech. Rep. RMRS-GTR-235, Fort Collins, CO, US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 62pp.
- Chuvienco, E., Aguado, I., Yebra, M., Nieto, H., Salas, J., Martín, M.P., Vilar, L., Martínez-Vega, J., Martín, S., Ibarra, P., de la Riva, J., Baeza, J., Rodríguez, F., Molina, J.R., Herrera, M.A. y Zamora, R. 2010. Development of a framework for fire danger assessment using Remote Sensing and Geographic Information System Technologies, *Ecological Modelling*, 221, 46-58.
- Chuvienco, E., Aguado, I., Jurdao, S., Pettinari, M.L., Yebra, M., Salas, J., de la Riva, J., Ibarra, P., Rodrigues, M., Echeverría, M., Azqueta, D., Román, M.V., Bastarrika, A., Recondo, C., Zapico, E. y Martínez-Vega, J.



2012. Integrating geospatial information into fire risk assessment, *International Journal of Wildland Fire*, en evaluación.
- Cooke, W., Anantharaj, V., Wax, C., Choi, J., Grala, K., Jolly, M., Dixon, G.P., Dyer, J., Evans, D.L. y Goodrich, G.B. 2007. *Integrating Climatic and Fuels Information into National Fire Risk Decision Support Tools*, USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-46.
- De la Riva, J. e Ibarra, P. 2000. Metodología de valoración paisajística en un área de montaña con conflicto de uso: El caso de la línea de alta tensión transpirenaica. En colaboración con J. De la Riva. *Monografíes de L'Equip*, 7: 105-122. III Congreso de Ciencia del Paisaje. Paisaje y Turismo, Universitat de Barcelona
- Ibarra, P. (Coord.) 2009. *Documentos Informativos Territoriales del Paisaje de la Comarca de Sobrarbe*. Documento interno, Zaragoza. Departamento de política territorial, justicia e interior, Gobierno de Aragón.
- Ibarra, P., Zúñiga, M. y López, R. (Coord.) 2011. *Documentos Informativos Territoriales del Paisaje de la Comarcas de Alto Gállego, Jacetania, Gúdar-Javalambre, Maestrazgo, Matarraña, Monegros y Sierra de Albarracín*. Documento interno, Zaragoza. Departamento de política territorial, justicia e interior, Gobierno de Aragón.
- García-Ruiz, J.M., López-Moreno, J.I., Vicente-Serrano, S.M., Lasanta-Martínez, T. y Beguería, S. 2011. Mediterranean water resources in a global change scenario, *Earth-Science Reviews*, 105 (2011), 121-139.
- Kaplan, A., Taskin, T. y Onenc, A. 2006. Assessing the visual quality of rural and urban-fringed landscapes surrounding livestock farms, *Biosystems Engineering*, 95, 437-448.
- Kato, Y., Yokohari, M. y Brown, R.D. 1997. Integration and visualization of the ecological value of rural landscapes in maintaining the physical environment of Japan, *Landscape and Urban Planning*, 39, 69-82.
- Loboda, T.V. 2009. Modeling fire danger in data-poor regions: a case study from the Russian Far East, *International Journal of Wildland Fire*, 18, 19-35.
- Martínez-Vega, J., Martín, M.P. y Romero, R. 2003. Valoración del paisaje en la Zona de Especial Protección de Aves Carrizales y Sotos de Aranjuez (Comunidad de Madrid), *GeoFocus*, 3, 1-21.
- Martínez-Vega, J., Romero Calcerrada, R. y Echavarría, P. 2007. Valoración paisajística y ecológica de la Comunidad de Madrid: su integración en un índice sintético de riesgo de incendios forestales, *Revista de Teledetección*, 28, 43-60.
- Mata Olmo, R. y Sanz Herráiz, C. [Dir.] 2004. *Atlas de los paisajes de España*, Madrid, Ministerio de Medio Ambiente, 683 pp.
- Nakagoshi, N. y Kondo, T., 2002. Ecological land evaluation for nature redevelopment in river areas, *Landscape Ecology*, 17 (Suppl. 1), 83-93.
- Nandy S. y Kushwaha, S.P.S. 2010. Geospatial Modelling of Biological Richness in Sunderbans, *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 38, 431-440
- Otero, I., Mancebo, S., Ortega, E. y Casermeiro M.A. 2007. Mapa de calidad del paisaje de España. *Revista electróníc@ de Medioambiente*, 4: 18-34.
- Padilla, M. y Vega-García, C. 2011. On the comparative importance of fire danger rating indices and their integration with spatial and temporal variables for predicting daily human-caused fire occurrences in Spain, *International Journal of Wildland Fire*, 20, 1-13.
- Pekkarinen, A., Reithmaier, L. y Strobl, P. 2009. Pan-European forest/non-forest mapping with Landsat ETM plus and CORINE Land Cover 2000 data, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 64, 171-183.
- Prasad, V.K., Badarinath, K. y Eaturu, A. 2008. Biophysical and anthropogenic controls of forest fires in the Deccan Plateau, India, *Journal of Environmental Management*, 86, 1-13.
- Sheppard, S. y Picard, P. 2006. Visual-quality impacts of forest pest activity at the landscape level: A synthesis of published knowledge and research needs, *Landscape and Urban Planning*, 77, 321-342.
- Sinha P.N., Patel, N., Jeyaseelan, A.T. y Singh, V.K. 2011. Quantification of Urban Landscape Dynamics Using Patch Parameters and Landscape Indices: An Analytical Study of Ranchi, *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 39, 225-233.
- Thompson, M.P., Calkin, D.E., Finney, M.A., Ager, A.A. y Gilbertson-Day, J.W. 2011. Integrated national-scale assessment of wildfire risk to human and ecological values, *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, DOI 10.1007/s00477-011-0461-0, 1-20.



# Localización mediante SIG de las repoblaciones de pinos de la Comarca de El Bierzo (León-España) más susceptibles a la infección por chancro resinoso

E. Morán-Álvarez, A.B. González-Fernández, J.R. Rodríguez-Pérez y M.A. Blanco-Vázquez

Universidad de León. Grupo de Investigación GI 202-GEOINCA.

erika\_mo79@yahoo.es; agonf@unileon.es; jrrodp@unileon.es; mblav@unileon.es

## RESUMEN

*El presente trabajo pretende localizar las repoblaciones de pinos de El Bierzo (León-España) más vulnerables al ataque de hongo causante del chancro resinoso (*Fusarium circinatum* Nirenberg & O'Donnell). Los pinos sometidos a situaciones de estrés son muy propensos a esta enfermedad que causa importantes daños económicos, especialmente en las repoblaciones de *P. radiata* D. Don del norte de España.*

*La hipótesis del trabajo es que las repoblaciones situadas en las zonas de peor calidad de estación para los pinos, en las que además se den las condiciones de humedad y temperatura idóneas para la proliferación del hongo, serán las de nivel de riesgo más alto. La metodología desarrollada ha permitido crear una base de datos georreferenciada que incluye variables del medio físico (orientación, altitud, suelos, etc.), climatología (precipitación, temperatura, etc.) y parcelas repobladas con pinos, identificando aquellas zonas más propensas a sufrir daños.*

*Se han establecido tres categorías de riesgo potencial: bajo, medio y alto. De cada nivel se sabe su localización y que están ocupados por una superficie de coníferas de 178,68 km<sup>2</sup> (bajo), 125,24 km<sup>2</sup> (medio) y 76,76 km<sup>2</sup> (alto); del nivel más alto hay 6.728 ha de *Pinus* spp. con un riesgo muy elevado de ser infectadas con la enfermedad puesto que están muy próximas al foco detectado y las condiciones del medio son propicias para su desarrollo. Los resultados obtenidos permitirán centrar la vigilancia y prevención de esta enfermedad en las zonas identificadas como más susceptibles.*

## PALABRAS CLAVE

*Fusarium circinatum, Pinus spp., chancro resinoso, nivel de riesgo, zonificación*

## ABSTRACT

*This paper aims to locate the pine plantations of El Bierzo (León, Spain) more vulnerable to attack by pitch canker (*Fusarium circinatum* Nirenberg & O'Donnell). Pine trees under stress are prone to this disease that causes significant economic damage, especially in plantations of *P. radiata* D. Don.*

*The working hypothesis is that pine plantations located in areas of poor site quality, where they also are the environmental conditions (high humidity and high temperature) suitable for the growth of the pitch canker, the level risk will be higher. A geo-database was created database that includes the environmental variables (aspect, altitude, soil, etc.), climate (precipitation and temperature) and pine plantations, identifying the most vulnerable areas.*

*Three categories of potential risk were established: low, medium and high levels. In each level it is known the location and the occupied area by conifers: 178.68 km<sup>2</sup> (low), 125.24 km<sup>2</sup> (medium) and 76.76 km<sup>2</sup> (high); there are 6728 hectares of *Pinus* spp. with a very high risk since they are very close*

to the focus detection and the environmental conditions. The results obtained allow to focus surveillance and prevention of this disease in areas identified as most susceptible.

## KEY WORDS

*Fusarium circinatum*, *Pinus spp.*, pitch canker, level hazard, zonal classification.

## 1 INTRODUCCIÓN

### 1.1 El chancro resinoso: *Fusarium circinatum*

El chancro resinoso de los pinos es una enfermedad causada por el hongo *Fusarium circinatum* Nirenberg & O'Donnell. Un síntoma muy característico es la muerte de las puntas de los brotes en las partes más altas del árbol; las acículas se secan y caen. En los puntos de infección aparecen exudados de resina y cuando el estado de la enfermedad es muy avanzado aparecen chancros resinosos en tronco y ramas (de ahí el nombre de la enfermedad). En plantas de vivero también se caen las acículas y a veces se ven los esporodocios de color salmón (MMARM, 2002).

La enfermedad sólo puede infectar a árboles débiles (sequía, plagas, etc.) o que presenten algún tipo de herida. Temperaturas por encima de 10°C y una humedad elevada favorecen el desarrollo del hongo. En los viveros la enfermedad llega en las semillas infectadas y se puede transmitir fácilmente entre plantas por el aire (MMARM, 2002).

Es una enfermedad que se detectó en Estados Unidos, donde alcanzó el grado de epidemia sobre todo en masas de *Pinus radiata* D. Don. Además la enfermedad se ha detectado en Chile, Haití, Irak, Japón, México, Sudáfrica, Francia y también en España (Pintos *et al.*, 2005).

En la actualidad el chancro del pino no tiene tratamiento efectivo por lo que está considerado como patógeno de cuarentena en Europa por la EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization) y, por tanto, hay regulación fitosanitaria para todos los Estados miembros. En España se deben hacer inspecciones anuales oficiales para detectar la presencia de *F. circinatum* para su erradicación y control (REAL DECRETO 637/2006, de 26 de mayo, por el que se establece el programa nacional de erradicación y control del hongo *Fusarium circinatum* Nirenberg et O'Donnell; BOE núm. 137, viernes 9 junio 2006). Las inspecciones son la única herramienta para controlar los focos en las repoblaciones; si se detecta algún foco se puede controlar mediante la tala y eliminación del material infectado antes de su propagación.

En Castilla y León (al igual que en el resto de España) se ha establecido una Red de Seguimiento permanente específica de *F. circinatum* (malla de 2x2 km) fundamentalmente en las masas de *P. radiata*. Si en esta red se detecta un caso positivo se pone en marcha el Plan de Contingencia Autonómico contra el hongo, que supone la aplicación inmediata de las siguientes medidas: declaración de Zona Demarcada (ZD), erradicación del material contaminado, prospección de la ZD durante dos años en los que se prohíbe la saca de vegetales y material de especies sensibles fuera de la ZD y la plantación de especies sensibles; si no se detectan nuevos positivos se establecerá el fin de la ZD mediante una nueva Resolución oficial.

A finales de 2009 se confirmó un caso positivo de *F. circinatum* en Villafranca del Bierzo. En 2010 se declaró la Zona Demarcada y se hicieron muestreos dirigidos a los pies sintomáticos de la ZD que confirmaron el positivo y que el foco no se había extendido. En mayo de 2010 se destruyó el material vegetal y en los siguientes muestreos no se ha vuelto a detectar el hongo.

### 1.2 Zona de estudio

El Bierzo (figura 1) es una comarca leonesa delimitada por Asturias y la Comarca de Laciana (norte), La Maragatería (este), La Cabrera (sur) y Galicia (oeste). Ocupa unos 3.170 km<sup>2</sup>. Geomorfológicamente es una hoya tectónica (con una altitud en torno a 550 m) rodeada por montañas, con un clima suave y precipitaciones abundantes, lo que le confiere una gran diversidad biológica y un gran potencialidad forestal.

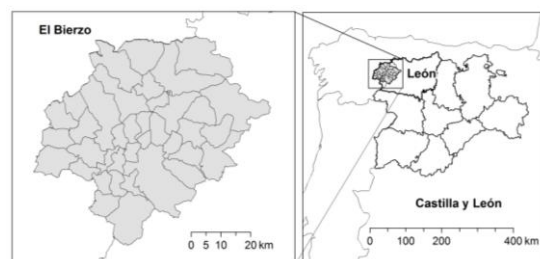


Figura 1: Localización de El Bierzo (Castilla y León)

La especie forestal con mayor potencial forestal en El Bierzo es el pino radiata. Son masas jóvenes que proceden de repoblaciones financiadas por ayudas para la forestación de tierras agrarias y del programa MINER (Castedo *et al.*, 2004).

### 1.3 Objetivos

Puesto que la Comarca de El Bierzo tiene un gran potencial forestal, donde la especie más importante es el pino radiata y que esta es la especie más susceptible al chancro resinoso del pino, en este trabajo se plantea hacer una zonificación del riesgo de infección por *F. circinatum* en los pinares de El Bierzo mediante Sistemas de Información Geográfica.

## 2 MATERIAL Y MÉTODOS

### 2.1 Material

La modelización del riesgo de la enfermedad se ha hecho mediante SIG utilizando capas de información georreferenciada de diferentes fuentes.

La capa de usos del suelo proviene de parcelario SIGPAC (Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas) oficial para el año 2012. Esta capa fue proporcionada por el ITACYL (Junta de Castilla y León). El sistema de referencia de coordenadas (SRC) es European Datum 1950 (proyección UTM -Universal Transverse Mercator-), huso 30N y 30N extendido).

La información geológica proviene de la serie MAGNA del (Instituto Geológico y Minero de España). El SRC es ED50, proyección UTM 30N.

La información sobre temperaturas y precipitaciones medias anuales, se extrajeron del Atlas Climático Digital de la Península Ibérica (Ninyerola *et al.*, 2005). Ambas capas están en formato raster con un tamaño de píxel de 200 m. El SRC es ED50, proyección UTM 30N.

La cartografía de las zonas forestales proviene del Mapa Forestal de España para la provincia de León (OAPN, 2003), con algunas actualizaciones hechas por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León y con algunas correcciones hechas por los autores de este trabajo. La capa está en ED50, proyección UTM 30N.

La información sobre altitudes sobre el nivel del mar proviene de un Modelo Digital de Elevaciones (MDE) en formato raster con una resolución de 30 m. La capa está ED50 (proyección UTM 30N) y fue facilitada por el centro de información territorial de la Junta de Castilla y León.

También se utilizaron los datos de descarga de rayos en El Bierzo facilitada por la AEMET (Agencia Estatal de Meteorología) para los años 2000 a 2010. Su formato es un archivo de texto en el que aparece la longitud y latitud (Sistema de referencia WGS84- World Geodetic System 1984) del lugar de descarga así como datos sobre la intensidad y características de la misma (fecha, duración...).

Los datos de la Red de Seguimiento de *Fusarium circinatum* fueron facilitados por la Dirección General del Medio Natural de la Consejería de Fomento y Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León (Centro de Sanidad Forestal de Calabazanos). Esta red sirve para la prospección y control sistemático de la enfermedad en las masas forestales; se hace mediante inspección visual y consta de 194 puntos de muestreo e itinerarios asociados. Esta información se utilizó para la validación del modelo y propuesta de medidas preventivas y de lucha contra *F. circinatum*.

### 2.2 Modelización de la zonificación de peligro de Fusarium en masas de coníferas de El Bierzo

El modelo propuesto para la identificación del riesgo de aparición de la enfermedad se basa en factores de cuatro tipos: climatología, susceptibilidad de la especie a la enfermedad, riesgo de aparición de heridas y calidad de estación.

#### 2.2.1 Climatología: temperatura (T<sup>a</sup>) y precipitación (P)

La temperatura y la humedad condicionan la aparición y el desarrollo de la enfermedad. En ensayos de patogenicidad de *F. circinatum* en plantas de *P. radiata* se identificaron como temperaturas críticas para el desarrollo de la enfermedad 30° C y 10° C (García, 2011). Humedad alta y temperaturas medias por encima de 10°C son necesarias para el desarrollo del hongo; de hecho el crecimiento de los chancros aumenta con la temperatura (Gordon, 2006).

#### 2.2.2 Susceptibilidad de la especie a la enfermedad (SE)

La enfermedad no afecta a todas las especies de *Pinus* con la misma intensidad. La incidencia de la enfermedad depende de factores genéticos del hospedador y de su estado fisiológico (edad, situaciones de estrés, etc.) y de factores genéticos del organismo patógeno (García, 2011).

Según estudios realizados en el norte de España la especie más sensible es *P. radiata*, seguida de *P. pinaster*, *P. halepensis*, *P. sylvestris*, *P. nigra* y *P. pinea*. Se identificó que la

escasa resistencia a la enfermedad de *P. radiata* es inherente a individuos, más que a la especie (Quintana *et al.*, 2007).

### 2.2.3 Riesgo de aparición de heridas por factores bióticos o abióticos (H)

En numerosos casos la enfermedad es propagada por insectos perforadores de pinos (coleópteros escolítidos y curculiónidos) e insectos perforadores de piñas (coleópteros anóbidos); en otros casos el hongo penetra por heridas provocadas por la poda, maquinaria pesada o roturas de ramas debidas a la climatología. En este trabajo se ha considerado fundamentalmente las heridas provocadas por factores meteorológicos (tormentas con granizo o/y fuertes vientos).

En el modelo propuesto sólo se han considerado los riesgos de heridas por roturas provocados por fuertes vientos, pedrisco, granizo, etc., asociados a tormentas. Este riesgo se ha estimado para cada masa de coníferas calculando el número de rayos por hectárea (r/ha) caídos durante el período 2000-2010, con la hipótesis de que cuanto mayor sea este índice mayor será el riesgo.

### 2.2.4 Estimación de la Calidad de estación (CE)

Los factores ecológicos abióticos trascendentes o limitantes para el crecimiento de la vegetación también condicionan la enfermedad. La calidad de estación es la capacidad productiva de un lugar frente a una especie forestal determinada. La estación puede definirse como la acción conjunta de factores del clima, edáficos y fisiográficos para el desarrollo vegetal y animal. En este trabajo, la CE se ha determinado mediante un método indirecto basado en factores ecológicos. Este análisis se ha hecho para la especie *P. radiata* por ser la más importante en la Comarca de El Bierzo. Los factores considerados para la estimación de CE fueron clima, suelo y fisiografía. Cada factor fue modelizado mediante capas de información georreferenciada.

Para el factor clima se utilizaron las variables temperatura ( $T^a$ ) y precipitación (P). En la zona originaria de la especie las precipitaciones medias anuales son inferiores a 900 mm y las temperaturas medias superan los 9.5°C.

El factor suelo fue evaluado mediante la capa de información geológica. Los suelos más adecuados son los procedentes de material del Paleozoico (material silíceo y se componen de elementos esenciales de las rocas eruptivas alternados con calizas, cuarcitas, pizarras arcillosas y areniscas) y del Cenozoico (rocas

sedimentarias poco consolidadas, conglomerados, yeso, arcilla, etc.).

Las tres variables que definieron la componente fisiográfica fueron la altitud (Z), la orientación (O) y la pendiente (p). Las zonas más favorables están situadas entre los 0 y los 900 m, con pendientes inferiores al 55% y con orientación sur.

Partiendo de las capas descritas en el apartado de Material, éstas se reclasificaron para crear unas nuevas en las que cada categoría se representa mediante un valor (más elevado cuanto más adecuado para la producción forestal). Los valores asignados a cada variable son los mostrados en la tabla 1.

$T^a$ (°C)	P (mm)	Geología	Z (m)	p (%)	Valor
-	> 900	Rocas	-	-	0
< 7,5	< 900	Mesozoico	> 900	<55	1
7,5 - 9,5	-	Paleozoico	< 900	>55	2
> 9,5	-	Cenozoico	-	-	3

Tabla 1: Valores asignados a cada categoría en el cálculo de la calidad de estación para *P. radiata* en El Bierzo

### 2.2.5 Modelización del riesgo de aparición de la enfermedad

Una vez identificadas las variables que afectan de forma determinante a la aparición de la enfermedad en masas forestales del género *Pinus*, se representó cada una de ellas en una capa de información georreferenciada. A continuación se reclasificó cada capa asignando valores entre 0 (sin riesgo de infección) y 4 (muy favorable para la infección). En la tabla 2 se muestran los valores asignados a cada variable, según las categorías identificadas en El Bierzo.

Con las variables definidas ya reclasificadas se hizo una superposición de las capas haciendo una suma de los valores correspondientes a cada unidad de estudio.

## 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 3.1 Calidad de estación (CE)

Aplicando la metodología descrita se ha obtenido un mapa en el que se representa la calidad de Estación (figura 2).



Los valores resultantes de la suma ponderada se ha reclasificado en cuatro categorías: no apto, calidad mala, calidad media y calidad buena.

Tª (°C)	P (mm)	SE	H (r/ha)	CE	V
-	-	-	0	No apto	0
<10	<900	Resto	0-0.5	Mala	1
10-11	900-1000	<i>P. pinaster</i>	0.5-1	Media	2
11-12	1000-1100	<i>P. radiata</i>	> 1	Buena	3
12-13	>1100	-	-	Muy buena	4

Tabla 2: Valores (V) asignados a cada categoría en el cálculo del riesgo de aparición de *F. circinatum* en *Pinus* spp. en El Bierzo

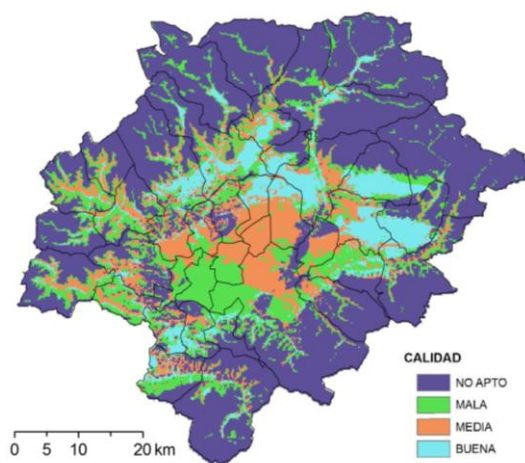


Figura 2: Calidad de estación para *P. radiata* en El Bierzo

Las variables que más han marcado los resultados finales fueron la climatología y las fisiográficas; esto favorece el modelo propuesto puesto que la información sobre la edafología se derivó de la geología (todas las calidades están en suelos derivados de Cenozoico, excepto la "no apta" que está sobre Paleozoico).

En la tabla 3 se resumen las características más relevantes de cada categoría de CE. Se analizan para cada calidad el clima (precipitación media anual y temperatura media anual), la geología (referida a las Eras geológicas) y la fisiografía (altitud, pendiente y orientación).

Las zonas no aptas abarcan todo el margen de la comarca (por la elevada altitud de las cadenas montañosas que encierran la hoya berciana) y las zonas centrales con usos sin potencial productivo (urbanizados, infraestructuras, superficies de agua, etc.). La calidad mala abarca una gran zona central de unas 368 ha, con fisiografía desfavorable, buenas condiciones de geología y buenas condiciones climáticas. La calidad media, con una superficie de 586.84 km<sup>2</sup>, también se sitúa en el interior de la comarca. La mejor calidad se ha obtenido para el centro-norte y abarca unas 70.368 ha.

CE	Clima	Fisiografía	Área (km <sup>2</sup> )
No apto	Temperatura fría con abundante precipitación	Muy desfavorable: altitud superior a 900 m y pendientes superiores a 55%	1879.00
Mala	Temperatura más adecuada y abundante precipitación	Condiciones medias de altitud, pendiente y orientación	3.68
Media	Temperatura más adecuada y abundante precipitación	Buenas condiciones de altitud, pendiente y orientación	586.84
Buena	Temperatura adecuada y abundante precipitación	Buenas condiciones de altitud, pendiente y orientación	703.68

Tabla 3: Categorías de Calidad de Estación (CE) para *Pinus radiata* en El Bierzo

Para validar los resultados obtenidos en la modelización de la calidad de estación se han utilizado los resultados obtenidos en el proyecto "Productividad del pino radiata (*Pinus radiata* D. Don) en Castilla y León", financiado por la Junta de Castilla y León (Fernández *et al.*, 2001).

Con los datos de este proyecto se calcularon las curvas de índice de sitio-IS (también denominadas curvas de crecimiento en altura dominante) que son un indicativo de la calidad de estación (Castedo *et al.*, 2005) y que se calculan con datos de inventario forestal de campo. Comparando los resultados se puede afirmar que



existen en esta comarca tres tipos de calidad diferentes con IS 12, 16 y 20 que se corresponderían con las calidades mala, media y buena del modelo propuesto. Las parcelas con IS de 20 coinciden plenamente con la zona de CE buena. En la zona de CE mala se encuentra el 25% d las parcelas con IS 12. Las parcelas con un IS de 16 están en la zona CE media (20%) y CE buena (80%). Para mejorar la zonificación propuesta habría que contar con una cartografía de suelos más fiable. Otro aspecto que explicaría estas diferencias entre la CE obtenida en el modelo y la CE estimada con inventario de campo, es la deficiente gestión de las masas forestales, puesto que en El Bierzo las densidades de plantación son muy elevadas y apenas se hacen tratamientos silvícolas (podas, claras, etc.) adecuadas, de hecho ya hay estudios que proponen técnicas de gestión forestal adaptadas a la comarca que incrementarían la producción forestal (Sevillano y Fernández-Manso, 2009).

### 3.2 Modelo de riesgo de aparición de *F. circinatum* en *Pinus spp.* de El Bierzo

La figura 3 muestra el mapa con los niveles potenciales de riesgo de la enfermedad. Por lo general, las zonas de mayor nivel de riesgo se sitúan en áreas con CE media, favorecidas por las condiciones climáticas. Los trabajos de García (2011) indican que el nivel de riesgo de *Fusarium circinatum* viene determinado, fundamentalmente, por la climatología y por las heridas ocasionadas en la planta (granizo, tormentas, vendavales, insectos perforadores, etc.). Otros estudios no han podido evidenciar que la enfermedad esté muy determinada por los factores ambientales aunque si han encontrado que la detección del hongo depende del modo en el que se extraigan las muestras o del tipo de tejido vegetal utilizado en los muestreos (Martínez-Álvarez *et al.*, 2009).

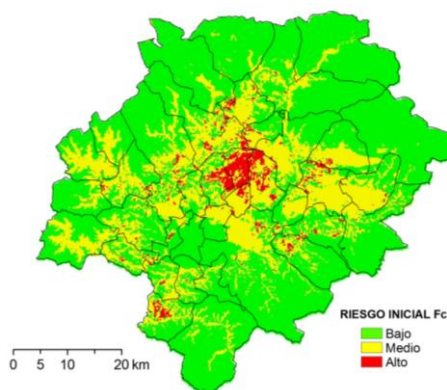


Figura 3: Mapa del nivel de riesgo potencial de *F. circinatum* en El Bierzo para *Pinus spp.*

La tabla 4 resume la extensión de cada nivel de riesgo en todo El Bierzo y sólo para las zonas repobladas con *Pinus spp.* La zonas con menor riesgo ocupan casi el 70% de la superficie comarcal pero suponen un 47% de las zonas repobladas con *Pinus spp.* Las zonas de mayor riesgo ocupan más del 20% de las repoblaciones de pinos, así que es muy importante mantener la vigilancia sobre la enfermedad.

Nivel de riesgo	Superficie total (km <sup>2</sup> )	Superficie de coníferas (km <sup>2</sup> )
Bajo	2168.44	178.68
Medio	912.40	125.24
Alto	88.80	76.76

Tabla 4: Superficies ocupada por cada nivel de riesgo por infección de *F. circinatum* en masa de *Pinus sp.* en El Bierzo

Teniendo en cuenta que, en la comarca, ya se ha producido un caso positivo en monte, las zonas que se sitúen a una distancia igual o inferior a 2 km presentarán un riesgo extremo. Alrededor de esta ZD se definirá una Zona de Seguridad (ZS) de 20 km de radio. De esta manera, se ha mejorado el modelo de nivel de riesgo potencial creando una zonificación de riesgo más real (figura 4). Por tanto el mapa de nivel de riesgo final añade tres niveles al riesgo potencial: Zona Demarcada (tonos anaranjados), Zona de Seguridad (tonos azulados) y Resto (tonos verdes).

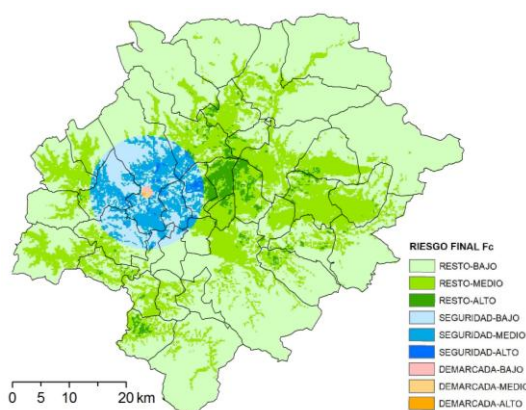


Figura 4: Mapa del nivel de riesgo de *F. circinatum* en El Bierzo para *Pinus spp.* considerando el caso positivo

La tabla 5 recoge las superficies clasificadas por nivel de riesgo real. Cabe destacar que hay 6.728 ha de *Pinus spp.* con un riesgo muy elevado de ser infectadas con la enfermedad

puesto que están muy próximas al foco detectado y las condiciones del medio son propicias para su desarrollo.

Zona	Nivel de riesgo	Superficie total (km <sup>2</sup> )	Superficie de coníferas (km <sup>2</sup> )
Zona Demarcada	Bajo	2016.04	171.36
	Medio	760.88	100.76
	Alto	77.48	67.28
Zona Seguridad	Bajo	1508.4	7.12
	Medio	150.00	23.64
	Alto	11.12	9.36
Resto de zonas	Bajo	1.56	0.20
	Medio	1.52	0.84
	Alto	0.20	0.12

Tabla 5: Superficies ocupada por cada nivel de riesgo por infección de *F. circinatum* en masa de *Pinus spp.* en El Bierzo

A la vista de los resultados obtenidos se recomienda continuar con los muestreos anuales que serán más exhaustivos en las zonas clasificadas de nivel de riesgo alto. Si se detecta algún foco lo ideal es no plantar especies susceptibles durante 2 o 3 años.

Las medidas más efectivas para el control y erradicación de la enfermedad son de tipo preventivo; así que toda la planta que se utilice en las repoblaciones debe estar libre de chancro exigiendo al vivero de origen que haya utilizado semilla sin *F. circinatum*. La Junta de Castilla y León continuará haciendo inspecciones periódicas en viveros y prospección de las masas recientemente repobladas.

Finalmente, es necesario conseguir un buen estado vegetativo de las plantaciones de *Pinus spp.* eliminando pies débiles y restos de madera de poda, siendo muy cuidadosos en las tareas de poda (es recomendable que sean poco intensas) y clareos.

## 4 CONCLUSIONES

Se ha propuesto una metodología basada en Sistemas de Información Geográfica para clasificar el nivel de riesgo de chancro resinoso

en las masas de pino de El Bierzo. Las variables consideradas están relacionadas con el medio físico (climatología, edafología, calidad de estación y riesgo de daños por tormenta) y con la susceptibilidad de la especie a *Fusarium circinatum*. Al mapa de riesgo potencial así obtenido, se le añadieron los límites de la Zona Demarcada por un foco declarado en 2010. Se han calculado las superficies de cada nivel de riesgo (bajo, medio y alto) para cada zona (demarcada, seguridad y resto del área de estudio). La variable que más ha condicionado la zonificación fue la calidad de estación de la especie forestal. En el modelo no se han podido incluir factores muy importantes en la aparición de la enfermedad como son la repoblación con planta enferma y los efectos nocivos de las labores que provocan heridas en las plantas (podas, aclareos, etc.). Los resultados están condicionados por la calidad de las georreferenciadas y el modelo podrá ser mejorado a medida que actualicen las bases de datos cartográficas. Como línea futura de trabajo se propone hacer zonificaciones a escala detallada dentro de las áreas identificadas como de máximo riesgo en este trabajo.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no hubiera sido posible sin la colaboración de la Dirección General del Medio Natural de la Consejería de Fomento y Medio Ambiente de la Junta de Castilla que facilitó información sobre la red de seguimiento de la incidencia de *Fusarium circinatum* (especialmente el Centro de Sanidad Forestal de Calabazanos y el Servicio de Defensa del Medio Natural). Además la AEMET que facilitó los datos de caídas de rayos; los autores expresan su agradecimiento a ambas entidades.

## BIBLIOGRAFÍA

- Castedo, F., Ruiz, R., Fernández, A., Castrosín, R. y Sarmiento A. 2004. Estudio de la calidad de estación utilizando modelos de intercepto de crecimiento en *Pinus radiata* D. Don en el Bierzo (León). *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.*, 18, 147-152.
- Castedo, F., Fernández, A. y Álvarez, M.F. 2005. Tarifas de cubicación y curvas de calidad de estación para *Pinus radiata* D. Don en el Bierzo (León). En *Actas del IV Congreso Forestal Español, 4CFE05-375-T1*, 375-382 pp.
- Fernández, A., González, J.M., y Ramírez, J. 2001. El pino radiata en la comarca de El Bierzo: situación actual y propuesta de gestión. En *Actas del III Congreso Forestal Español, 3CFE03-117-T3*, 766-771, pp.

- García, I., 2011, *Diplodia pinea* (Desm.) Kickx y *Fusarium circinatum* Nirenberg & O'Donnell, principales hongos de chancro de las masas forestales de *Pinus radiata* D. Don del País Vasco. Tesis Doctoral, 240 pp.
- Gordon, T.R. 2006. Pitch canker disease of pines, *Phytopathology*, 96, 657-659.
- Martínez-Álvarez, P., Blanco, J., de Vallejo, M., Pajares, J.A., Alves-Santos, F.M., Díez Casero, J.J. 2009. Hongos asociados a la enfermedad del chancro resinoso del pino causada por *Fusarium circinatum* en la comunidad autónoma de Cantabria. En *Actas del V Congreso Forestal Español*, 5CFE01-509-7B, 9 pp.
- MMARM: Ministerio de Medio Ambiente y Rural y Marino, 2002. *Ficha descriptiva de organismos nocivos: Fusarium circinatum* (Nirenberg & O'Donnell). [http://www20.gencat.cat/docs/DAR/AG\\_Agricultura/AG02\\_Sanitat\\_vegetal/AG02\\_12\\_Titulars\\_explotacions/Fitxes\\_MARM/Fitxers\\_estatics/Fusarium\\_circinatum.pdf](http://www20.gencat.cat/docs/DAR/AG_Agricultura/AG02_Sanitat_vegetal/AG02_12_Titulars_explotacions/Fitxes_MARM/Fitxers_estatics/Fusarium_circinatum.pdf) [acceso en mayo 2012]
- Ninyerola, M., Pons, X. y Roure, J.M., 2005. *Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*. ISBN 932860-8-7. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra.
- OAPN: Organismo Autónomo Parques Nacionales 2003. *Mapa forestal de España. Provincia de León*. Madrid, OAPN, Ministerio de Medio Ambiente.
- Pintos, C.; González, B.; Mansilla, J.P.; Aguín, O.; Salinero, M.C. 2005. *Fusarium circinatum* Nirenberg & O'Donnell: TELEOMORFO *Gibberella circinata*. *FORESTA*, 31, 9-11 pp.
- Quintana, E., Mesanza, N., y Iturriza, E. 2007. Etiología, epidemiología y control de *Fusarium circinatum*. Enfermedades en especies alternativas al *Pinus radiata*, Neiker-Tecnalia, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, 20 pp. [http://www.avisosneiker.com/wp-content/uploads/2011/03/Enfermedades-en-especies-alternativas-al-Pinus-radiata\\_Fusarium-circinatum.pdf](http://www.avisosneiker.com/wp-content/uploads/2011/03/Enfermedades-en-especies-alternativas-al-Pinus-radiata_Fusarium-circinatum.pdf) [acceso el 20-05-2012]
- Sevillano y Fernández-Manso, A. 2009. Aplicaciones de un modelo dinámico de crecimiento en la gestión de masas de pino radiata en El Bierzo (León). En *Actas del V Congreso Forestal Español*, 5CFE01-222-2B, 8 pp.

# Utilización de las Tecnologías de la Información Geográfica (TIG) en el desarrollo de un sistema de Medición, Reporte y Verificación (MRV) de emisiones de CO<sub>2</sub> en tres áreas "hot spot" de deforestación en Venezuela

C. Pacheco<sup>1,2</sup>, I. Aguado<sup>2</sup>, E. Vilanova<sup>1</sup>, y S. Martínez<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Universidad de Los Andes, Venezuela

<sup>2</sup>Universidad de Alcalá de Henares, España

<sup>3</sup>Universidad de Santiago de Compostela, España.

carlosa@ula.ve, inmaculada.aguado@uah.es, vilanova@ula.ve, susana.martinez@usc.es

## RESUMEN

*En este trabajo se utilizan las TIG para el desarrollo de un sistema MRV (Medición, Reporte y Verificación) de las emisiones de CO<sub>2</sub> producidas por la deforestación, como parte de las estrategias REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de bosque) en el marco de la UNFCCC. Se seleccionaron tres áreas "hot spot" de deforestación en Venezuela, las cuales corresponden a la figura de Reservas Forestales (RFs). La evaluación abarca las dos últimas décadas 1990-2000 y 2000-2010. Se siguió la guía de buenas prácticas del IPCC, que combina los Datos de Actividad con los Factores de Emisión. Los resultados muestran que, entre 1990-2000, se produjo la mayor deforestación, siendo la RF de Ticoporo, el espacio protegido con mayores pérdidas, seguida de la RF de Caparo y por último la RF de San Camilo, con 78.422,69 ha, 50.300,10 ha, y 16.722,30 ha, respectivamente; equivalente a una tasa media anual de deforestación de 6,1%, 3,7% y 3,6%. Entre 2000-2010, la deforestación fue aproximadamente la mitad de la década anterior, con 35.057,55 ha, 28.409,13 ha y 6.546,04 ha para Ticoporo, Caparo y San Camilo, con una tasa media anual de deforestación de 6,8% en Ticoporo, 3,4% en Caparo y 2,2% en San Camilo. Esta deforestación generó emisiones equivalentes de CO<sub>2</sub> de 4,48 Mt CO<sub>2</sub>/año para 1990-2000 y de 2,23 Mt CO<sub>2</sub>/año para 2000-2010. En consecuencia, las emisiones de la deforestación en las tres RF representarían cerca del 10% de las emisiones totales producidas a nivel nacional para el período 1990-2000 y aproximadamente el 5% para el período 2000-2010.*

## PALABRAS CLAVE

Deforestación, TIG, emisiones de CO<sub>2</sub>, REDD +, Venezuela.

## ABSTRACT

*Geographical Information Technologies (GITs) are used to develop a MRV (Measurement, Reporting and Verification) system in order to estimate emissions from deforestation within a REDD+ (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation) strategy. To perform this study, three deforestation hot spot areas in Venezuela were selected, all of them located into Forest Reserves (FRs). Two periods (1990-2000 / 2000-2010) were analyzed following the IPCC Good Practice Guidance for Land Use, which combines data from activities and emission factors. Our results*

indicates that the highest deforestation rates were reached between 1900-2000, with Ticoporo FR as the most critical area, followed by Caparo and San Camilo FRs. In total 78.422,69 ha, 50.300,1 ha and 16.722,30 ha, were lost in each one of the FR respectively (Mean annual rate of deforestation of 6.1%, 3.7% y 3.6%). Between 2000-2010, deforestation rates were nearly half of the previous decade with approximately 35,057.55 ha, 28,409.13 ha and 6,546.04 ha of forests being lost for Ticoporo, Caparo and San Camilo FRs (Mean annual rate of deforestation of 6.8%, 3.4% and 2.2% respectively). We have estimated a total of 4.48 MtCO<sub>2</sub>equiv of emissions from deforestation, which reached nearly 10% of the total national emissions during the 1990-2000 period and almost 5% for the 2000-2010 period.

## KEY WORDS

Deforestation, GIT, CO<sub>2</sub> emissions, REDD+, Venezuela.

## 1 INTRODUCCIÓN

La conversión directa, inducida por el hombre, de tierras forestales a no forestales es denominada por la UNFCCC (2001) como "Deforestación". Este fenómeno se genera de manera local o regional (Pacheco *et al.*, 2011a), afectando al funcionamiento global del medio ambiente, mediante un conjunto de cambios que influyen en el clima, el ciclo de carbono, la pérdida de biodiversidad, la sostenibilidad de la agricultura o el sumidero de agua potable (Lambin y Meyfroidt, 2010; Lepers *et al.*, 2005; Meyfroidt *et al.*, 2010).

Según las estimaciones de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), durante la década de 2000-2010 aunque los bosques mostraron señales de recuperación, su tasa de deforestación continúa siendo alarmante, principalmente, por la conversión de los bosques tropicales en tierras agrícolas. Tal es el caso de Suramérica y África, que experimentaron las mayores pérdidas netas anuales de bosques, con 4 y 3,4 millones de hectáreas, respectivamente (FAO, 2011). Esta situación es alarmante ya que en estos ecosistemas se almacena la mayor cantidad de carbono en la vegetación, a escala global, con una biomasa aérea que promedia cerca de 300 a 600 Mg ha<sup>-1</sup> (Brown, 1997; Malhi *et al.*, 1999). Estos bosques funcionan como importantes sumideros ya que pueden capturar cerca del 15% de las emisiones antrópicas de carbono a escala global (Trumper *et al.*, 2009). De igual manera, se estima que la deforestación añade a la atmósfera una cantidad de carbono equivalente al 10-20% del total de las emisiones globales (Houghton, 2010; IPCC, 2007; Kanninen *et al.*, 2010).

Esta realidad ha comenzado a ser considerada en los debates internacionales que se iniciaron en el 2005, en Montreal, con el COP-11 (11<sup>a</sup> Conference of Parties) del UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). Este debate puso en marcha un mecanismo para investigar acerca de los elementos técnicos capaces de reducir estas

emisiones, dando origen al programa REDD+ (Reducing Emissions from Deforestation and Degradation) para los países en desarrollo. Entre estos elementos técnicos, destacan los llamados sistemas de Medición, Reporte y Verificación (MRV) de la deforestación y del carbono, que deben ser transparentes, completos, consistentes, comparables y precisos en su elaboración, al objeto de obtener un adecuado inventario nacional de Gases de Efecto Invernadero (GEI).

Asimismo, la comunidad científica ha generado nuevos programas de investigación, para estudiar los elementos causales de la deforestación (DeFries *et al.*, 2010; Geist y Lambin, 2002; Pacheco *et al.*, 2011a; Rudel *et al.*, 2009) y para estimar la tasa de deforestación, mediante la recopilación de informes, elaboración de estadísticas nacionales o la opinión de expertos independientes (FAO, 1993, 2001, 2006, 2010). La disponibilidad de datos procedentes de la teledetección en las últimas décadas, nos ofrece un importante expediente sobre la variación de la cubierta del bosque en diferentes escalas desde la global, pasando por la regional y terminando en la local (Achard *et al.*, 2006). Estos datos en la actualidad se utilizan para estudiar la deforestación bajo cuatro enfoques (Achard *et al.*, 2010).

En el primero se identifican las áreas que tuvieron un cambio rápido en la cobertura vegetal en los últimos años, estas son denominadas "hot spot" y se han generado a escala global (Lepers *et al.*, 2005), regional (Achard *et al.*, 1997; Achard *et al.*, 2006) y local (Pacheco *et al.*, 2011c). El segundo enfoque, denominado "anidado", identifica las áreas deforestadas mediante imágenes de baja resolución para posteriormente, en dichas áreas determinar la pérdida del bosque a partir de imágenes de resolución espacial media (Bontemps *et al.*, 2010; Morton *et al.*, 2005; Potapov *et al.*, 2008). El tercer método realiza un muestreo estadístico sistemático para ubicar las áreas donde se va a determinar la deforestación con imágenes de resolución espacial media (Achard *et al.*, 2010; Eva *et al.*, 2010). Y el cuarto,



determina la deforestación en toda la cobertura boscosa de un país o región, mediante imágenes de media resolución; éste es denominado por los científicos "wall-to-wall" (FSI, 2011; INPE, 2011).

Debido a que, en la actualidad, no existe una visión clara, desde el punto de vista científico y metodológico, sobre cómo abordar la estimación de emisiones procedentes de la deforestación (Maniatis y Mollicone, 2010), dentro de los mecanismos de mitigación REDD+, en el marco de la UNFCCC, se estima la deforestación, (Datos de Actividad) a partir de datos de teledetección y se utilizan datos de campo para cuantificar, a partir de coeficientes, la cantidad de carbono (Factor de Emisión), obteniéndose así la cantidad de CO<sub>2</sub> emitida por los procesos de deforestación (Asner *et al.*, 2010; Herold *et al.*, 2011). Esta propuesta básica proviene de la guía de buenas prácticas del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2003, 2006).

Venezuela, según las estadísticas de la FAO (2011), está ubicada en los primeros puestos a nivel mundial, en cuanto a tasa media anual de deforestación con -0,61% y -288.000 ha/año. Históricamente, el cambio en el uso y ocupación del suelo desde épocas precolombinas hasta nuestros días, ha ocasionado las grandes pérdidas de la cobertura vegetal en Venezuela (Pacheco *et al.*, 2011a). Éstas fueron evaluadas por Pacheco *et al.* (2011b) entre 1920 y 2008, donde se estimó que en este periodo se perdieron el 26% de los bosques del país. La zona al norte del río Orinoco ha sido la más afectada (Bevilacqua *et al.*, 2002), específicamente las regiones de la zona sur del Lago de Maracaibo y los Llanos Occidentales (Catalán, 1992; Pacheco *et al.*, 2011b). El impacto de estas deforestaciones dentro del contexto del cambio climático puede haber representado hasta un 44% de las emisiones nacionales de CO<sub>2</sub> entre 1980 y 1990 (Bonduki y Swisher, 1995) y un poco más de la mitad de las emisiones nacionales del año 2000 con 46,1 MtC/año (Millones de Toneladas) (Murray y Olander, 2008).

Esto es preocupante, en virtud de que Venezuela posee, según el JRC (Join Research Center, de la Comisión Europea), el 5,6% de los bosques de la Amazonía (Eva y Huber, 2005). Estos bosques de la cuenca amazónica, ubicados al sur del país, junto con los bosques del norte del río Orinoco, ocupan actualmente, según las estadísticas FRA 2010 (Forest Resources Assessment, 2010) (FAO, 2010), el 50,49% (46.275.000ha) de la superficie total de Venezuela (91.644.500ha). Estas cifras sitúan a Venezuela entre los 45 países del mundo que poseen una superficie forestal superior al 50% de su territorio, y entre los 15 países, con mayor

área de bosques primarios y quinto, con mayor bosque de Suramérica.

Ante este escenario, en estudios anteriores, Pacheco *et al.* (2011c) identificaron y caracterizaron las áreas "hot spot" de deforestación en Venezuela, por medio de datos de teledetección y de consulta a expertos. Estas áreas representan zonas con cambios en la cobertura del bosque en los últimos 5 años (2005-2010), debido a la expansión agrícola, la minería o el aprovechamiento forestal, entre otras actividades. El total de áreas identificadas fueron diecisiete (17), ocho (8), localizadas al norte del río Orinoco y nueve (9), hacia el sur. Estas áreas representan un muestreo estratificado que servirá de base para hacer un seguimiento de la deforestación, así como para realizar las estimaciones de las emisiones de CO<sub>2</sub> derivadas.

En tal sentido, en esta investigación se plantea desarrollar un sistema de MRV de las emisiones de CO<sub>2</sub> producidas por los procesos de deforestación, como parte de las estrategias de REDD+. Se eligieron las tres áreas "hot spot" más críticas, identificadas por Pacheco *et al.* (2011c), las cuales se encuentran en Los Llanos Occidentales, región con las más altas pérdidas del bosque del país (Guevara *et al.*, 2011). La evaluación abarca las dos últimas décadas 1990-2000 y 2000-2010, siguiendo la recomendación del proyecto RSS (Remote Sensing Survey) de la FAO.

## 2 ÁREA DE ESTUDIO

Las áreas "hot spot" de deforestación corresponden a las reservas forestales (RFs) de Ticoporo, Caparo y San Camilo y se ubican en los Llanos Occidentales, región Noroccidental de Venezuela. Estas áreas se enmarcan dentro de los 6,9° y 9,9° de latitud Norte y los 67,5° y 72,0° Longitud Oeste. Las RFs de Ticoporo y Caparo poseen una superficie de 1.861 Km<sup>2</sup> y 1.757 Km<sup>2</sup> respectivamente y se localizan políticamente en la entidad federal de Barinas. Mientras que la RF de San Camilo posee una superficie de 658 Km<sup>2</sup> y políticamente se ubica en la entidad federal de Apure (figura 1).

Estas RFs se encuentran sobre una planicie de desborde activa, de edad reciente, con una altitud que varía de este a oeste de 120 a 140 m; geomorfológicamente, pertenecen a una cuenca sedimentaria compuesta por un manto de sedimentos cretácicos y cenozoicos. Posee una estación seca (noviembre-abril) y una húmeda (mayo-octubre), con una precipitación media anual de 2.156 mm y una temperatura media anual de 24,96°C (Maldonado, 2009).

Destinadas por la legislación a la producción de madera, en las RFs la actividad de extracción

selectiva, por parte de las empresas concesionarias, se inició en los años 80s. En el marco de la planificación forestal se contemplaba la apertura y establecimiento de vías y caminos, construcción de campamentos y patios de acopio, además, por supuesto, las actividades directamente vinculadas al aprovechamiento forestal como tumba y arrastre. En conjunto, todas fueron causantes de procesos importantes de deforestación del bosque. Por diferentes razones de carácter político, económico y social, este proceso de degradación facilitó la posterior colonización agropecuaria de los bosques residuales y otras áreas no intervenidas (Rojas, 2008).

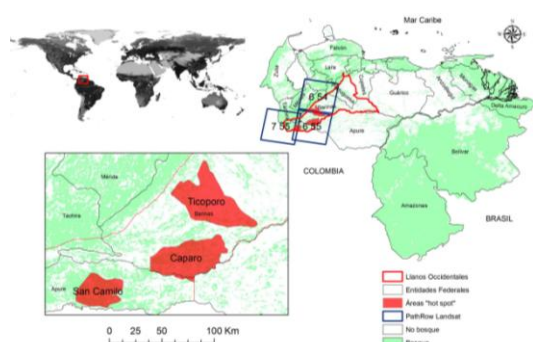


Figura 1. Ubicación de las tres áreas "hot spot" de deforestación y de los path/row de las imágenes Landsat utilizadas. Elaboración propia.

### 3 DATOS Y MÉTODOS

#### 3.1. Datos

En este estudio se han utilizado tanto datos procedentes de imágenes Landsat, como datos obtenidos en campo. A continuación, se detallan los datos empleados y los procesos seguidos para su utilización.

##### 3.1.1. Imágenes Landsat

Las imágenes Landsat empleadas fueron tomadas dentro del período de sequía (noviembre-abril) y con más o menos 2 años de diferencia con los establecidos como referencia (1990, 2000 y 2010). Este último criterio es el utilizado en el proyecto RSS de la FAO, dentro del programa FRA 2010 (FAO, 2009). Estas imágenes proceden de la colección del USGS (U.S. Geological Survey) (<http://glovis.usgs.gov/>) de distribución libre y poseen un nivel de corrección radiométrico y geométrico L1T. La localización de dichas imágenes se muestra, en la figura 1 y sus datos de referencia, en la tabla 1. Para el análisis se emplearon las bandas de reflectividad: rojo (0,63-0,69  $\mu\text{m}$ ), infrarrojo cercano (0,76-0,90  $\mu\text{m}$ ) e infrarrojo medio (1,55-1,75  $\mu\text{m}$ ).

Reservas forestales	Path / Row	Lat/ Long	Landsat	Fecha adquisición
Ticoporo	006/ 54	8,7 / -70,8	4	1988/1/20
			5	2001/1/31
			7	2009/1/13
Caparo	006/ 55	7,2 / -70,8	4	1988/1/20
			5	2001/2/16
			7	2009/12/ 31
San Camilo	007/ 55	7,2 / -72,3	4	1988/1/11
			4	2000/12/13
			7	2008/1/02

Tabla 1. Imágenes Landsat utilizadas en el estudio.

#### 3.1.2. Coeficientes de carbono

Para la presente investigación se utilizaron como coeficientes que cuantifican la cantidad de carbono, los generados por Pacheco *et al.* (en preparación\_b) (figura 2). Los datos de campo, se obtuvieron en la RF de Caparo, donde se establecieron durante los años 90, un conjunto de parcelas permanentes con el objetivo de monitorear la dinámica del bosque, con énfasis en el crecimiento y ecología de las especies arbóreas. Las parcelas conforman dos grupos, el primero grupo se estableció en los años 1989-1990 y lo conforman parcelas rectangulares de 1.000 m de longitud por 10 m de ancho (fajas de 1 ha), distribuidas en forma sistemática. El segundo grupo de monitoreo se estableció en el año 1991 en el Área Ecobiológica de la unidad (Rodales 11, 12, 13 y 23). Para su establecimiento se diseñó un muestreo aleatorio de seis parcelas cuadradas de 50 m de lado (0,25 ha). En total se han medido 40 parcelas en las que se han estudiado todas las especies arbóreas incluyendo las palmas, todas ellas mayores de 10 cm de diámetro, dando un promedio aproximado de unas 70 especies/ha.

Estas parcelas se ubican en un sector del extremo oeste de la RF, donde se encuentra un lote de bosque de 7.000 ha, correspondiente a la estación experimental de Caparo, área concedida, para fines científicos, a la Universidad de Los Andes, desde 1970. No se dispone de

información de campo del resto de las RFs. Por tanto, para efectos de este trabajo, este lote de bosque se considera como representativo de los demás bosques de las RFs. Cabe destacar que, desde el año 2010, los datos de estas parcelas han sido incluidos en el proyecto RAINFOR (Red Amazónica de Inventarios Forestales), a través de una base de datos que agrupa información de parcelas permanentes en muchas zonas tropicales, descrita con amplitud en Peacock *et al.* (2007) y que puede consultarse a través del portal <http://www.forestplots.net/>.

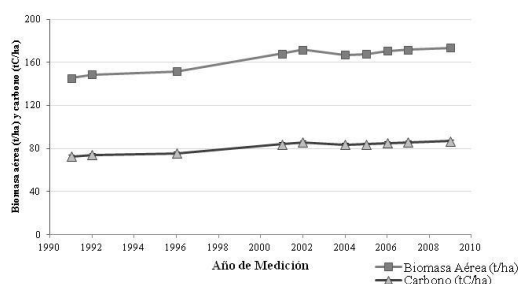


Figura 2. Dinámica temporal de la biomasa aérea y carbono en bosques de la RF de Caparo. Fuente: Pacheco *et al.* (en preparación\_b).

## 3.2. Métodos

El enfoque metodológico utilizado para estimar las emisiones de CO<sub>2</sub> proviene de la guía de buenas prácticas del IPCC (IPCC, 2003, 2006), la cual utiliza una ecuación básica donde se combinan los Datos de Actividad, que se refieren a la extensión de las superficies deforestadas (expresadas en hectáreas), con los Factores de Emisión, que se refieren a los coeficientes que cuantifican la cantidad de carbono (en términos de CO equivalente, emitido o absorbido por unidad de superficie). El cálculo de estas emisiones se realizó utilizando como nivel de referencia los últimos 20 años, tal y como lo sugiere el IPCC (2003, 2006), es decir, a partir del año 1990 se evaluaron dos periodos: 1990-2000 y 2000-2010.

### 3.2.1. Cartografía de deforestación

Siguiendo la metodología propuesta por Câmara *et al.* (1996) a las imágenes procedentes del sensor ETM+ se les aplicó una técnica de restauración de la imagen, con la finalidad de mejorar las distorsiones insertadas por el sensor, que ocasionan un efecto de desenfoque en las mismas. Posteriormente, se procedió a realizar la cartografía de la deforestación, mediante el programa de dominio público SPRING del INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) de Brasil (<http://www.inpe.br/>).

Para realizar la cartografía de bosque y las áreas consideradas como "no bosque" en cada

año (1990, 2000 y 2010), y posteriormente, la cartografía de deforestación, se utilizó como metodología la establecida en el proyecto PRODES (*Programa de Cálculo do Desflorestamento da Amazônia*) desarrollado por el INPE de Brasil. Dicha metodología ha sido aplicada con éxito en una región, biogeográficamente muy similar, a la del área de estudio (Pacheco *et al.*, 2011) y ha sido contrastada en la zona de estudio, mediante una comparación de metodologías para el monitoreo de la deforestación ofreciendo buenos resultados (Pacheco *et al.* en preparación\_a).

Este método utiliza la técnica del Modelo Lineal de Mezclas Espectrales (MLME) planteada por Shimabukuro y Smith (1991), la cual estima la proporción de los componentes suelo, vegetación y sombra para cada píxel, a partir de la respuesta espectral de las bandas de Landsat, dando como resultado imágenes del fragmento suelo, vegetación y sombra, a través de la ecuación:

$$r_i = a * vege_i + b * suelo_i + c * sombra_i + e_i \quad (1)$$

Donde  $r_i$  es la respuesta del píxel en la banda  $i$ ;  $a$ ,  $b$ , y  $c$  son las proporciones de vegetación, suelo y sombra (o agua), respectivamente;  $vege_i$ ,  $suelo_i$  y  $sombra_i$  son las respuestas espectrales de los componentes de vegetación, suelo y sombra (o agua), respectivamente;  $e_i$  es el error en la banda  $i$ , indicando  $i$  la banda. En el proceso se utilizan las bandas 3, 4 y 5 formando un sistema de ecuaciones lineales que pueden resolverse usando el método de mínimos cuadrados ya citado.

De las tres bandas sintéticas generadas, la que proporciona mayor contraste entre el suelo desnudo y el bosque es la banda del componente suelo. Por tanto, esta banda fue utilizada para delinear los bosques mediante un proceso de segmentación que utiliza los parámetros aplicados en el proyecto PRODES (Câmara *et al.*, 2006): 8, como criterio mínimo de similitud, bajo el cual dos áreas son consideradas similares y agrupadas en una única región; y 16, como valor de área mínima, bajo el cual dos áreas son consideradas similares y agrupadas en una única región (Bins *et al.*, 1993).

Posteriormente, se generó un archivo de contexto con la imagen segmentada de la fracción suelo, y se utilizó un clasificador de regiones (INPE-DPI, 1999). Con este archivo de contexto y el algoritmo de clasificación no supervisado (Isoseg), empleando un umbral del 95%, se clasificó la imagen. Las clases de las imágenes resultantes de la clasificación fueron reagrupadas en bosque y no bosque.

La categoría bosque, para efectos de este trabajo está formada por los bosques primarios,

los bosques de galería, los "casildales" y las pequeñas plantaciones forestales. Estas formaciones vegetales se encuentran por encima de los 5 m, ocupan superficies superiores a 1 ha y poseen un porcentaje de cobertura mayor al 30%.

Con esta cartografía de bosque y no bosque en cada año, se obtuvo la cartografía de deforestación para los periodos 1990-2000 y 2000-2010; para ello, se aplicó una técnica de detección de cambios a través de la diferencia de mapas.

De igual manera, para conocer cómo ha sido la tasa media anual de deforestación, se utilizó la ecuación planteada por Sader (1988):

$$\text{Porcentaje por año} = ((B_1 - B_2) * 100) / (B_1 * N) \quad (2)$$

Donde, B1 es el área de bosque en la fecha inicial, B2 es el área de bosque en la fecha final, y N el número de años del periodo considerado.

### 3.2.2. Validación de la cartografía

Para la validación de los productos cartográficos de las RF en los años 1990, 2000 y 2010, se realizó un muestreo aleatorio estratificado, en las categorías de bosque y no bosque. Este muestreo fue de 100 puntos de muestra para cada categoría y fueron tomados de los tres mapas de las RFs. Esto correspondió al doble del número recomendado por los científicos (Congalton, 1988). En la selección de estos grupos de puntos muestrales se recabó la opinión de un experto externo, según lo sugerido por Congalton y Green (2009). De este modo, se identificaron las categorías de bosque y no bosque, sobre las imágenes Landsat utilizadas en la construcción de cada mapa.

Con este grupo de datos de verdad-terreno se cuantificó, de manera detallada, la exactitud de la cartografía de cada año. Este análisis se centró en el cálculo de la matriz de confusión, a partir de la cual se calcularon los errores de la proporción de los cambios de los elementos omitidos (error de omisión) y de la proporción de la falsa detección de los elementos no cambiantes (error de comisión), así como el de los elementos de cambios y no cambios que son correctamente clasificados por el método (error de precisión global) (Congalton y Green, 2009).

De igual manera, se obtuvo el estadístico K (Cohen, 1960), para medir la precisión o acuerdo, basado en la diferencia entre el error y acuerdo de la matriz en los cambios (Rosenfield y Fitzpatrick-Lins, 1986), mediante la siguiente ecuación.

$$\hat{K} = \frac{n \sum_{i=1}^n X_{ij} - \sum_{i=1}^n X_{i+} X_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^n X_{i+} X_{+i}} \quad (3)$$

Donde, n es el número total de casos, X<sub>ij</sub> se refiere al acuerdo observado y X<sub>i+</sub> y X<sub>+i</sub> son los marginales de cada categoría.

### 3.2.3. Coeficientes de carbono

Para calcular las emisiones equivalentes por deforestación para los periodos 1990-2000 y 2000-2010, se partió de los datos obtenidos por Pacheco *et al* (en preparación\_b) donde se tomaron los datos de carbono almacenado, obtenido de la ecuación alométrica, que fue construida a escala pantropical (Chave *et al.*, 2005) y el CO<sub>2</sub> equivalente, obtenido de la metodología estandarizada descrita en WRI (2005) (tabla 2).

Año	Carbono (MgC/ha)	CO <sub>2</sub> equivalente (MgCO <sub>2</sub> equiv/ha)
1990	72,70	266,57
2000	84,04	308,15
2009	86,79	318,21

Tabla 2. Valores base de la biomasa, carbono y equivalentes para el cálculo de las emisiones. Fuente: Pacheco *et al* (en preparación\_b).

## 4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. Cartografía de la deforestación

En la figura 3 se observan los resultados correspondientes a la cartografía de bosque y no bosque. En ésta se detalla la disminución secuencial desde 1990, 2000 y 2010, en las tres RFs. En el extremo oeste del mapa de la RF de Caparo se observa una zona intacta, que se corresponde con la estación experimental, donde se llevó a cabo el trabajo de campo.

La magnitud de estas disminuciones se evidencia cuando en el año 1990, las RF de San Camilo, Caparo y Ticoporo estaban cubiertas por bosques en un 70,70% (46.536ha), 76,2% (134.621 ha) y 69,45% (129.606 ha) de su superficie total; en el año 2000, esa extensión se reduce a un 45,29% (29.814 ha), 47,99% (84.320,55 ha) y 27,43% (51.183,03 ha), en S. Camilo, Caparo y Ticoporo y en el año 2010, la superficie de bosque es del 35,35% (23.268 ha), 31,82 % (55.911,42 ha) y 8,64% (16.125 ha), en las tres reservas forestales.



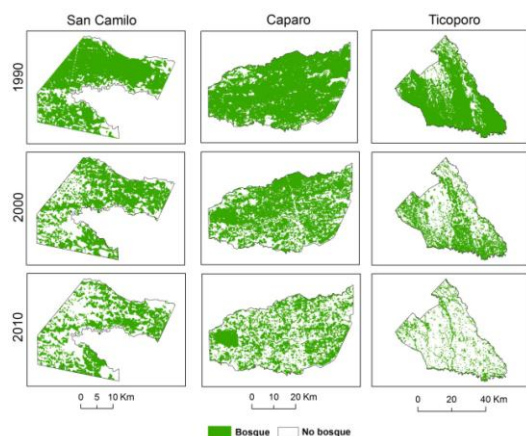


Figura 3. Bosques y no bosque para 1990, 2000 y 2010 en las RFs.

Por otra parte, la detección de cambios de la cartografía de bosque y no bosque para cada período se visualiza en la figura 4. En estos mapas se detalla que la deforestación entre 1990 y 2000 (color amarillo) para las RF de San Camilo, Caparo y Ticoporo, fueron de 16.722 ha, 50.300 ha y 78.423 ha respectivamente. Esa pérdida fue mayor que la deforestación entre 2000 y 2010 (color rojo), donde se obtuvieron valores respectivos para cada RF de 6.546 ha, 28.409 ha y 35.058 ha. La tasa media anual de deforestación es similar para los dos periodos evaluados en la RF de Caparo con 3,7% y 3,4% y en la RF de Ticoporo con 6,1% y 6,8%, mientras que para la RF de San Camilo esta tasa disminuyó, en el último periodo, pasando de 3,6% (1990-2000) a 2,2 % (2000-2010). Estas tasas fueron muy superiores al promedio anual nacional, como demuestran las tasas medias anuales aportadas por Pacheco *et al.* (2011b) y por el informe FRA2010 (FAO, 2010) para las tierras forestales.

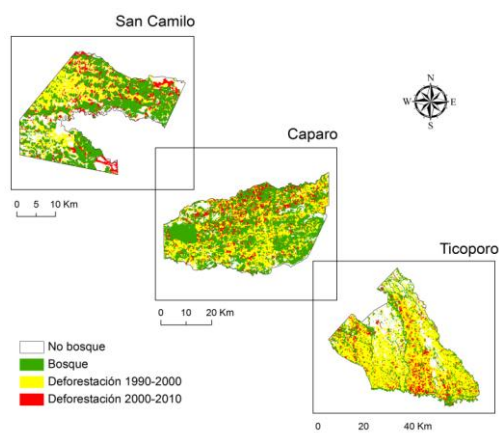


Figura 4. Deforestación para los periodos 1990-2000 y 2000-2010 en las RFs.

## 4.2. Validación de la cartografía de bosques

En la tabla 3 se observan los índices de fiabilidad obtenidos para los tres mapas de bosque y no bosque. Se puede detallar que en la categoría de bosques, los errores del usuario (comisión) fueron menores que en la categoría no bosque, excepto en el mapa de 1990 que fue ligeramente superior. Por su parte, para los errores del productor (omisión) ocurrió lo contrario, ya que en la categoría bosque fueron superiores a los de la categoría no bosque, excepto en el mapa 1990 que fue superior. Por otro lado, las precisiones globales obtenidas están dentro de los límites establecidos por los científicos (80 a 95%) para diferenciar estas categorías, y posteriormente, evaluar sus cambios (GOFC-GOLD, 2011). Mientras, los índices kappa ofrecen un grado de acuerdo aceptable, según Landis y Koch (1977), ya que sus valores se encuentran dentro del rango de 0,61 – 0,80.

		Mapas		
	Error (%)	1990	2000	2010
Bosque	Comisión	10,82	7,45	6,52
	Omisión	6,10	21,02	35,32
No Bosque	Comisión	7,32	13,74	13,24
	Omisión	11,01	5,02	3,87
Precisión (%)	Global	90,02	86,23	85,10
Kappa		0,81	0,73	0,67

Tabla 3. Índices de fiabilidad de los mapas de bosque/no bosque, en 1990, 2000 y 2010, para las tres RFs.

## 4.3. Estimación de emisiones de CO<sub>2</sub>

La estimación de emisiones se relaciona directamente con la superficie deforestada a lo largo del período analizado. En este sentido, las mayores emisiones ocurrieron durante el período 1990-2000 con 4,48 Millones de toneladas/año (Mt CO<sub>2</sub>/año), de las cuales 0,52 Mt/año, 1,55 Mt/año y 2,42 Mt/año correspondieron a San Camilo, Caparo y Ticoporo, respectivamente. Mientras, al reducirse la superficie de bosque en el periodo siguiente 2000-2010, las emisiones bajaron a la mitad con 2,23 Mt/año, 0,21 Mt/año en San Camilo, 0,90 Mt/año de Caparo y 1,12 Mt/año en Ticoporo (tabla 4).



Emisiones (MtCO <sub>2</sub> /año)	Deforestación			Total
	San Camilo	Caparo	Ticoporo	
1990-2000	0,52	1,55	2,42	4,48
2000-2010	0,21	0,90	1,12	2,23

Tabla 4. Emisiones anuales de CO<sub>2</sub> para los periodos 1990-2000 y 2000-2010 en las RFs.

Gibbs *et al.*, (2007) presentaron resultados comparativos de las reservas potenciales de carbono en la vegetación para varios países tropicales incluyendo Venezuela. Allí se indica que los diferentes tipos de bosques de Venezuela pueden llegar a contener entre 2.326 a 9.202 MtC de carbono en la biomasa aérea. Tomando como referencia estos valores y las tasas conocidas de deforestación (FAO, 2010; Pacheco *et al.*, 2011a), Murray y Olander (2008) infieren que las emisiones potenciales causadas por actividades de deforestación y degradación alcanzarían cerca de 46,1 Mt CO<sub>2</sub>/año para el periodo 2000-2005. En consecuencia, las emisiones procedentes de la deforestación en las tres RFs evaluadas aquí representarían cerca del 10% de las emisiones producidas por la pérdida de vegetación para el periodo 1990-2000 y aproximadamente el 5% para el periodo 2000-2010.

De acuerdo a los resultados de este trabajo, para el año 2010 las tres RFs contaban con una superficie conjunta estimada de bosques de 95.305 ha, por lo que de mantenerse una tasa de deforestación promedio similar a la del periodo 2000-2010 (-3,5% anual) Venezuela podría estar emitiendo anualmente una cantidad importante de carbono con graves consecuencias desde el punto de vista climático y, por supuesto, agravaría aún más la situación actual de conservación de biodiversidad en ecosistemas sumamente frágiles. Frenar totalmente la deforestación en estas tres áreas permitiría mantener cerca de 30,3 MtCO<sub>2</sub>equiv almacenados en la vegetación. Estas estimaciones pueden considerarse como elevadas, si se tiene en cuenta que sólo se han analizado los bosques de las tres RFs, que para el 2010 representó el 0,93%, de la superficie forestal del país que es de 46.275.000 ha (FAO, 2010).

## 5 CONCLUSIONES

Este trabajo muestra una primera aproximación en la estimación de emisiones de

CO<sub>2</sub> por procesos de deforestación para el desarrollo de un sistema MRV de emisiones, de cara a proponer el establecimiento de estrategias REDD+ dentro del UNFCCC. Para ello, por un lado, se seleccionaron tres RFs, áreas que han experimentado procesos de pérdida de ecosistemas naturales a lo largo de los últimos años, y que constituyen, sin lugar a dudas, áreas "hot spot" de deforestación en Venezuela (Pacheco *et al.*, 2011c). Por otro lado, se partió del análisis y comprensión de las causas de deforestación y se aplicó el marco metodológico del IPCC (IPCC, 2003, 2006) según ha sido recomendado en Herold *et al.* (2011). Se han aplicado los enfoques de estimación del Nivel II para los Datos de Actividades, que implica el seguimiento espacial de la conversión de la tierra y del Nivel III para los Factores de Emisión, que implica la utilización de datos de carbono locales (Asner, 2009; IPCC, 2003, 2006).

A partir de este estudio se pudo demostrar que, sin ningún costo en la adquisición de imágenes satelitales y programas para su procesamiento, se puede aplicar un sistema MRV, ya que, en la actualidad, éstos son de dominio público. Tal es el caso de las imágenes obtenidas de la colección del USGS ó del programa SPRING del INPE de Brasil. Asimismo, a pesar de no existir una posición clara sobre cómo abordar científica y metodológicamente el mecanismo REDD+ (Maniatis y Mollicone, 2010), el uso de las guías de buenas prácticas del IPCC (IPCC, 2003, 2006) y el seguimiento de las recomendaciones del GOFC-GOLD (2010), son una buena alternativa para el monitoreo y la estimación de carbono. De igual manera, para el caso de Venezuela el uso de la metodología PRODES generó buenos resultados, siendo una buena alternativa para evaluar el resto de las áreas "hot spot" de deforestación del país.

Finalmente, es necesario fortalecer la conexión entre la investigación y la gestión forestal, con el apoyo de trabajos científicos, y de esta forma contribuir a mejorar el proceso de toma de decisiones relacionados con la conservación y el uso sostenible de los bosques tropicales.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer el aporte económico dado por el Consejo de Desarrollo Científico, Humanístico, Tecnológico y de las Artes (CDCHTA) de la Universidad de Los Andes Mérida – Venezuela, a través del Proyecto FO-711-12-01-B; así como el apoyo técnico y científico brindado por el Departamento de Geografía de la Universidad de Alcalá, Madrid – España, para el desarrollo de la tesis doctoral del Dr Pacheco que ha sido la base de este trabajo.

## BIBLIOGRAFÍA

- Achard, F., Eva, H.D., Glinni, A., Mayaux, P., Richards, T. y Stibig, H.J. 1997. Identification of deforestation hot spot areas in the humid tropics, *Report to the Tropical Ecosystem Environment Observations by Satellites*, Ispra, Joint Research Center EC, 99 pp.
- Achard, F., Mollicone, D., Stibig, H.J., Aksenov, D., Laestadius, L., Li, Z.Y., Popatov, P. y Yaroshenko, A. 2006. Areas of rapid forest-cover change in boreal Eurasia, *Forest Ecology and Management*, 237, 322-334.
- Achard, F., Stibig, H.-J., Eva, H.D., Lindquist, E.J., Bouvet, A., Arino, O. y Mayaux, P. 2010. Estimating tropical deforestation from Earth observation data, *Carbon Management*, 1, 271-287.
- Asner, G.P. 2009. Tropical forest carbon assessment: integrating satellite and airborne mapping approaches, *Environmental Research Letters*, 4, 034009.
- Asner, G.P., Powell, G.V.N., Mascaro, J., Knapp, D.E., Clark, J.K., Jacobson, J., Kennedy-Bowdoin, T., Balaji, A., Paez-Acosta, G., Victoria, E., Secada, L., Valqui, M. y Hughes, R.F. 2010. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107, 16738-16742.
- Bevilacqua, M., Cárdenas, L., Flores, A., Hernández, L., Lares, E., Mansutti, A., Miranda, M., Ochoa, J., Rodríguez, M. y Seling, E. 2002. *The State of Venezuela's Forest: with a Focus on the Guayana Region*. *Global Forest Watch*, Caracas, Fundación Pola, 132 pp.
- Bins, S.A., Fonseca, L.M.G., Erthal, G.J. y Li, M. 1993. Satellite imagery segmentation: a region growing approach, *Anais do VII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Salvador, ed. INPE.
- Bonduki, Y. y Swisher, J. 1995. Options for mitigation greenhouse gas emissions in Venezuela's forest sector: a general overview, *Interciencia*, 20, 380-387.
- Bontemps, S., Defourny, P. y van Bogaert, E. 2010. *GlobCover 2009 Products description and validation report*, European Space Agency (ESA) & The Université Catholique de Louvain, Belgium.
- Brown, S. 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer, en: *PAPER*, Roma, F.F. (Ed.), 235 pp.
- Câmara, G., Valeriano, D. y Soares, J. 2006. *Metodologia para o Cálculo da Taxa Anual de Desmatamento na Amazônia Legal*, Brazil, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 13 pp.
- Catalán, A. 1992. *El proceso de deforestación en Venezuela entre 1975-1988*, Caracas, Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, E.T., Lescure, J.P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B. y Yamakura, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests, *Oecologia*, 145, 87-99.
- Cohen, J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales, *Educational and Psychological Measurement*, 20, 37-46.
- Congalton, R. 1988. Comparison of sampling schemes used in generating error matrices for assessing the accuracy of maps generated from remotely sensed data, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54, 593-600.
- Congalton, R. y Green, K. 2009. *Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and Practices*, London, New York, Taylor and Francis Group, CRC Press.
- DeFries, R.S., Rudel, T., Uriarte, M. y Hansen, M. 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century, *Nat Geosci*, 3, 178-181.
- Eva, H., Carboni, S., Achard, F., Stach, N., Durieux, L., Faure, J.-F. y Mollicone, D. 2010. Monitoring forest areas from continental to territorial levels using a sample of medium spatial resolution satellite imagery, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65, 191-197.
- Eva, H.D. y Huber, O. 2005. *A proposal for defining the geographical boundaries of Amazonia*, Ispra, Joint Research Center EC, 40 pp.
- FAO, 1993. *Forest Resources Assessment 1990. Tropical countries*, Rome, Food and Agriculture Organization of the UN, 112 pp.
- FAO, 2001. *Global Forest Resources Assessment 2000. Main Report*, Rome, Food and Agriculture Organization of the UN, 140 pp.

- FAO, 2006. *Global Forest Resources Assessment 2005: Main Report*, Rome, Food and Agriculture Organization of the UN, 135 pp.
- FAO, 2009. *The FRA 2010 Remote Sensing Survey, an outline of objectives, data, methods and approach*, in: Programme, Rome, F.R.A. (Ed.), 16 pp.
- FAO, 2010. *Global Forest Resources Assessment 2010. Main Report*, Rome, Food and Agriculture Organization of the UN, 378 pp.
- FAO, 2011. *Situación de los Bosques del Mundo 2011*, Roma, FAO, 143 pp.
- FSI, 2011. *State of Forest Report 2009*, Dehradun, Ministry of Environment and Forests, Government of India, 226 pp.
- Geist, H. y Lambin, E. 2002. Proximate cause and underlying driving forces of tropical deforestation, *BioScience*, 52, 143-150.
- Gibbs, H., Brown, S., Niles, J. y Foley, J. 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality, *Environmental Research Letters*, 2, 045023
- GOFC-GOLD, 2011. *A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals caused by deforestation, gains and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and forestation*, GOFC-GOLD Report version COP17-1, Alberta, GOFC-GOLD Project Office, Natural Resources Canada.
- Guevara, J., Carrero, O., Costa, M. y Magallanes, A. 2011. Las selvas Alisias: hipótesis fitogeográfica para el área transicional del piedemonte andino y los altos llanos occidentales de Venezuela, *Biollania*, 10, 178-188.
- Herold, M., Roman-Cuesta, R., Mollicone, D., Hirata, Y., Van Laake, P., Asner, G., Souza, C., Skutsch, M., Avitabile, V. y MacDicken, K. 2011. Options for monitoring and estimating historical carbon emissions from forest degradation in the context of REDD+, *Carbon Balance and Management*, 6, 13.
- Houghton, R.A. 2010. How well do we know the flux of CO<sub>2</sub> from land-use change? *Tellus*, B 62, 337-351.
- INPE-DPI, 1999. *Manual do usuário do SPRING: verso 3.4*, Brazil, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.
- INPE, 2011. *Monitoring of the Brazilian Amazonian: Projeto PRODES*, Brazil <http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html>.
- IPCC, 2003. *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (LULUCF)*, 632 pp.
- IPCC, 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4 -Agriculture, Land Use and Forestry (AFOLU)*.
- IPCC, 2007. *Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*, in: (Ippc), Ginebra, I.P.C.C. (Ed.), 104 pp.
- Kanninen, M., Brockhaus, M., Murdiyarso, D. y Nabuurs, G. 2010. *Harnessing forests for climate change mitigation through REDD+*, in: Series, I.W. (Ed.), Vienna, International Union of Forest Research Organizations (Iufro), IUFRO, pp. 43-54.
- Lambin, E.F. y Meyfroidt, P. 2010. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change, *Land Use Policy*, 27, 108-118.
- Landis, J.R. y Koch, G.G. 1977. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data, *Biometrics*, 33, 159-174.
- Lepers, E., Lambin, E.F., Janetos, A.C., DeFries, R., Achard, F., Ramankutty, N. y Scholes, R.J. 2005. A Synthesis of Information on Rapid Land-cover Change for the Period 1981-2000, *BioScience*, 55, 115-124.
- Maldonado, H., 2009. *Análisis de la Deforestación en la Reserva Forestal Caparo-Venezuela, Períodos 1987-1994, 1994-2007 y 1987-2007*, Mérida, Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, Universidad de Los Andes, 190 pp.
- Malhi, Y., Baldocchi, D.D. y Jarvis, P.G. 1999. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests, *Plant, Cell & Environment*, 22, 715-740.
- Maniatis, D. y Mollicone, D. 2010. Options for sampling and stratification for national forest inventories to implement REDD+ under the UNFCCC, *Carbon Balance and Management*, 5, 9.
- Meyfroidt, P., Rudel, T.K. y Lambin, E.F. 2010. Forest transitions, trade, and the global displacement of land use, *PNAS*, 107, 20917-20922.
- Morton, D.C., DeFries, R.S., Shimabukuro, Y.E., Anderson, L.O., Del Bon Espirito-Santo, F., Hansen, M. y Carroll, M. 2005. Rapid Assessment of Annual Deforestation in the

- Brazilian Amazon Using MODIS Data, *Earth Interactions*, 9, 1-22.
- Murray, B. y Olander, L. 2008. A Core Participation Requirement for Creation of a REDD market, Nicholas School of the Environment and Earth Sciences, Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, p. 2.
- Pacheco, C., Aguado, I. y Mollicone, D. 2011a. Las causas de la deforestación en Venezuela: un estudio retrospectivo, *Biollania*, 10, 281-292.
- Pacheco, C., Aguado, I. y Mollicone, D. 2011b. Dinámica de la deforestación en Venezuela: análisis de los cambios a partir de mapas históricos, *Interciencia*, 36, 578-586.
- Pacheco, C., Mollicone, D. y Aguado, I. 2011c. Identificación de las áreas "hot spot" de deforestación en Venezuela, en: INPE (Ed.), *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR*, p. 2779.
- Pacheco, C., Aguado, I. y Lopez, J. en *preparación\_a*. Monitoring of tropical deforestation to use REDD strategies: comparison of methods in a forest Reserve of Venezuela,
- Pacheco, C., Vilanova, E., Aguado, I. y Martínez, S., en *preparación\_b*. Estimated CO<sub>2</sub> emissions from deforestation and forest degradation in Caparo Forest Reserve, Venezuela: bases for establishment of a REDD +.
- Peacock J., Baker TR., Lewis S.L., Lopez-Gonzalez G., Phillips O.L. 2007. The RAINFOR database: Monitoring forest biomass and dynamics. *Journal of Vegetation Science*, 18: 535-542
- Potapov, P., Hansen, M.C., Stehman, S.V., Loveland, T.R. y Pittman, K. 2008. Combining MODIS and Landsat imagery to estimate and map boreal forest cover loss, *Remote Sensing of Environment*, 112, 3708-3719.
- Rojas, J., 2008. Venezuela. Cambios y desafíos territoriales desde la geodiversidad de la agricultura. Medio humano, establecimientos y actividades, en: Polar, F. (Ed.), *Geo Venezuela*, Tomo 3, Caracas, pp. 302-381.
- Rosenfield, G.H. y Fitzpatrick-Lins, A. 1986. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52, 223-227.
- Rudel, T.K., Defries, R., Asner, G.P. y Laurance, W.F. 2009. Changing Drivers of Deforestation and New Opportunities for Conservation, *Conserv Biol*, 23, 1396-1405.
- Sader, A. 1988. Deforestation rates and trends in Costa Rica, 1940 to 1983, *Biotropica*, 20, 11-19.
- Shimabukuro, Y.E. y Smith, J.A. 1991. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data, *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on* 29, 16-20.
- Trumper, K., Bertzky, M., Dickson, B., van Der Heijden, G., Jenkins, P. y Manning, P. 2009. ¿La solución natural? El papel de los ecosistemas en la mitigación del cambio climático. Una evaluación rápida del Pnuma, en: PNUMA. (Ed.), *Ambiente*, Cambridge, 39 pp.
- UNFCCC, 2001. *COP-7: The Marrakech accords*, en: Secretariat, U. (Ed.), Bonn, 245 pp.
- WRI, 2005. *The greenhouse gas protocol: The Land Use, Land-Use Change, and Forestry Guidance for GHG Project Accounting*, Washington D.C, World Resources Institute, 100 pp.





# Caracterización de los errores de un producto de área quemada. Influencia del número de observaciones disponibles

M. Padilla y E. Chuvieco

Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá de Henares

marc.padilla@uah.es, emilio.chuvieco@uah.es

## RESUMEN

*La validación y la caracterización de los errores de los productos derivados de la teledetección son de gran importancia y facilitan su aceptación por parte de la comunidad de usuarios. Una de las principales fuentes de error puede ser la falta de suficientes datos disponibles para realizar las estimaciones. El presente estudio analiza el efecto que tiene la disponibilidad de observaciones de satélite en los errores en un producto global de área quemada. Se ha analizado una versión preliminar del producto MERIS del proyecto fire\_cci, en cuatro áreas de estudio, localizadas en Australia, Canadá, Brasil y Kazajistán. Se ha analizado la distribución del número de observaciones disponibles en las estimaciones correctas y en las erróneas. No se han detectado diferencias de magnitud importante entre distribuciones por lo que, con los datos analizados, no se puede confirmar que el número de observaciones disponibles aumente la presencia de errores.*

## PALABRAS CLAVE

Producto global, área quemada, caracterización del error, número de observaciones.

## ABSTRACT

*Validation and error characterization is a critical step of any remote sensing based product as it facilitates its acceptance by final users. One of the most important error sources is probably the lack of sufficient available data to derive estimates. This study analyzes the effect of the number of remote sensing observations available over the errors in a global burned area product. A preliminary version of the fire\_cci project MERIS product has been analyzed over four study areas, located in Australia, Canada, Brazil and Kazakhstan. The distribution of the number of available observation, in pixels where prediction is correct and in errors, has been analyzed. No any large difference between distributions has been found. Hence, with the current data, it is not possible to confirm a positive effect between lack of available sensor observations and error occurrences.*

## KEY WORDS

Global product, burned area, error characterization, number of observations.

## 1 INTRODUCCIÓN

La validación y la caracterización de los errores de los productos derivados de la teledetección son de gran importancia, puesto que aportan una evaluación cuantitativa sobre su fiabilidad, comúnmente requerida por la comunidad de usuarios.

Durante los últimos años, se han publicado diversos productos globales y regionales de área quemada (AQ). Normalmente dan estimaciones dicotómicas (quemado o no quemado) a nivel de pixel. Los más comúnmente usados son el GlobCarbon (2007), el L3JRC: Tansey *et al.* (2008), el MODIS MCD45A1: Roy *et al.* (2008), y el GFED3: Giglio *et al.* (2010). La publicación de cada producto suele ir acompañada con una

primera validación empleando, como datos de referencia, perímetros de AQ provenientes de imágenes de satélite de mayor resolución espacial (p.ej. Landsat-TM/ETM+). Aparte de dichos análisis de validación, no se suelen investigar las causas y las fuentes de los errores, lo que dificulta el buen uso y la aceptación por parte de la comunidad de usuarios.

El presente estudio pretende explorar el efecto que tiene la disponibilidad de observaciones de satélite en los errores del producto. El sensor MERIS tiene un período de retorno de tres días, pero múltiples factores (p.ej. presencia de nubes) pueden disminuir el número de observaciones disponibles (NOD) de la superficie terrestre, lo que puede producir un aumento en los errores, tanto en los de omisión como en los de comisión. Por un lado, un NOD bajo implica unos lapsos de tiempo más prolongados entre la fecha del quemado y su observación. El transcurso del tiempo entre la fecha del quemado y su observación favorece la disminución de la señal de quemado detectada, con la consiguiente posibilidad de omisión. La cubierta vegetal tiende a regenerarse tras su quema y la característica espectral propia del quemado tiende a desaparecer con el paso tiempo, a una velocidad variable dependiendo del ecosistema y del estado fenológico de la vegetación. Por otro lado, un NOD bajo implica errores en el fechado del área quemada. Errores en el fechado aumentan inevitablemente los dos tipos de error, el de comisión y el de omisión, cuando se compara el producto con los datos de referencia disponibles para un período determinado.

Se han analizado los datos de AQ de un producto derivado de datos MERIS, dentro del marco del proyecto de la Agencia Espacial Europea (ESA) fire\_cci ([www.esa-fire-cci.org](http://www.esa-fire-cci.org)). Los datos de referencia se han generado a partir de análisis multitemporal de imágenes Landsat para cuatro áreas de estudio, localizadas en Australia, Canadá, Brasil y Kazajstán, cubriendo la estación seca del año 2005.

## 2 MÉTODOS

### 2.1 El producto global y los datos de referencia

El producto MERIS del fire\_cci consta de ficheros mensuales, con información de la fecha del AQ, a una resolución temporal diaria y espacial de 300 m (Pereira *et al.*, 2011). A parte de la estimación de la fecha de quemado también incluye información adicional sobre el NOD del sensor MERIS. En cada área de estudio, los datos de referencia se han generado a partir del análisis multitemporal de dos imágenes Landsat,

empleando un algoritmo semiautomático (Bastarrika *et al.*, 2011). Las fechas de adquisición determinan el periodo con datos de referencia disponibles. Los ficheros de los datos de referencia se han generado siguiendo el protocolo del proyecto fire\_cci (Chuvieco *et al.*, 2011), disponible online en [http://www.esa-fire-cci.org/webfm\\_send/241](http://www.esa-fire-cci.org/webfm_send/241), y basado en las recomendaciones del CEOS-Cal Val (Boschetti *et al.*, 2009).

Los datos de referencia tienen una resolución espacial mucho mayor que la del producto global (30 m versus 300 m). Por esta razón, los perímetros derivados de las imágenes Landsat, han sido rescalados y co-registrados a los píxeles del producto, calculando la proporción de área clasificada como quemada dentro de cada píxel. La presencia de nubes y del problema del SLC-OFF en las imágenes Landsat TM/ETM+ causan ausencia de datos en algunas observaciones (píxeles) de los datos de referencia. Píxeles del producto con más del 33 % de su superficie cubierta no-observable serán excluidos del análisis. Todos los píxeles del producto etiquetados como quemados entre las fechas de adquisición de Landsat serán considerados como quemado y el resto como no-quemado.

### 2.2 Influencia del número de observaciones en los errores

El objetivo del análisis es determinar si los píxeles correctamente clasificados (quemados o no quemados) y los píxeles mal clasificados (de omisión o de comisión) tienden a tener diferente NOD. No se han podido emplear tests de significación para determinar si las diferencias son estadísticamente significativas. Su uso no es adecuado para grandes tamaños de muestras, tal y como se manejan en el presente estudio (hasta 320.000). Para interpretar la magnitud de las diferencias, se emplearán los intervalos de confianza (al nivel de significación del 0,95) del NOD promedio en los píxeles correctamente clasificados y en los mal clasificados. Si los intervalos de confianza se intersectan se interpretará que la diferencia es pequeña y que, por lo tanto, la falta de observaciones no tiene influencia en la presencia de errores de omisión o de comisión. Si los intervalos de confianza no intersectan se interpretará que NOD sí influye en la presencia de errores. Por otro lado, si el NOD promedio en los píxeles correctamente clasificados es menor que el de los píxeles mal clasificados se interpretará que la falta de observaciones no induce a la presencia de errores.

La proporción de área quemada según los datos de referencia que cae dentro de los píxeles

del producto global puede ir de cero (no hay área quemada) a uno (píxel totalmente quemado), pasando por valores intermedios; por ejemplo 0,5 haría referencia a un píxel donde se ha quemado su mitad. La distribución de frecuencia del área quemada depende tanto del tamaño y la fragmentación de los incendios como del tamaño de píxel del producto global. A medida que la proporción de área quemada va aumentando, es de esperar que el producto global tienda a predecir "área quemada" con más frecuencia. Este estudio no pretende evaluar cómo afecta la proporción de área quemada en la predicción del producto global. Por esta razón, sólo se incluirán

en el análisis los píxeles claramente quemados o no quemados, concretamente, aquellos píxeles con más del 80% de su superficie quemada y aquellos con menos del 20% de su superficie quemada.

### 3 RESULTADOS

La figura 1 muestra las comparaciones entre el producto global y los datos de referencia en las distintas áreas de estudio. Las áreas de comisión (en verde) son especialmente extensas en Brasil; por el contrario, son prácticamente ausentes en las otras áreas de estudio, donde predominan las áreas de omisión (en rojo).

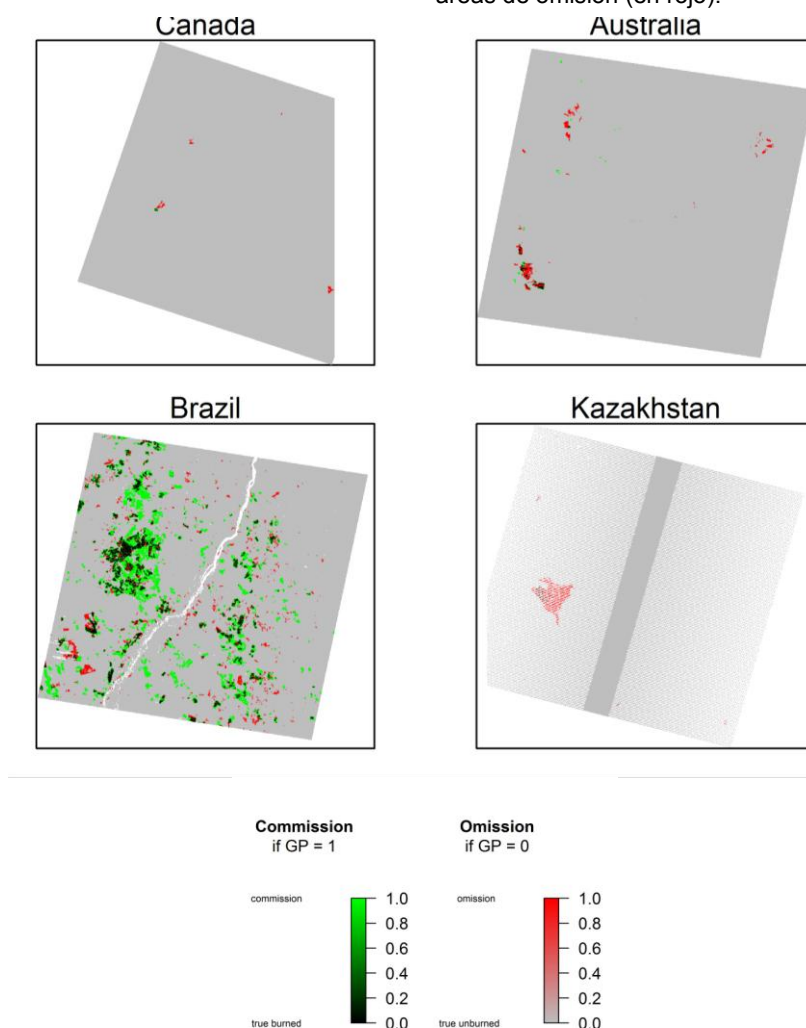


Figura 1: Comparación entre el producto global y los datos de referencia. Zonas en blanco representan zonas sin datos, debido a presencia de nubes o al problema SLC-OFF de las imágenes Landsat-ETM+

La figura 2 muestra el NOD del sensor MERIS utilizadas por el producto global durante el período temporal de la comparación con los datos

de referencia. NOD varía de forma notable entre áreas de estudio; entre 0 y 12 observaciones en Brasil y entre 6 y 54 en Canadá. Dentro de cada

área de estudio la variabilidad de NOD también es notable, con alta auto-correlación espacial.

La figura 3 muestra la distribución de NOD en los píxeles correctamente clasificados como quemado o como no quemado (parte superior de la figura), y en los píxeles donde se ha cometido

error de omisión o de comisión (parte inferior). Se puede observar cómo, en todas las áreas de estudio, los intervalos de confianza (líneas de punto y raya en la figura 3) del NOD promedio en los píxeles correctamente y mal clasificados se intersectan considerablemente.

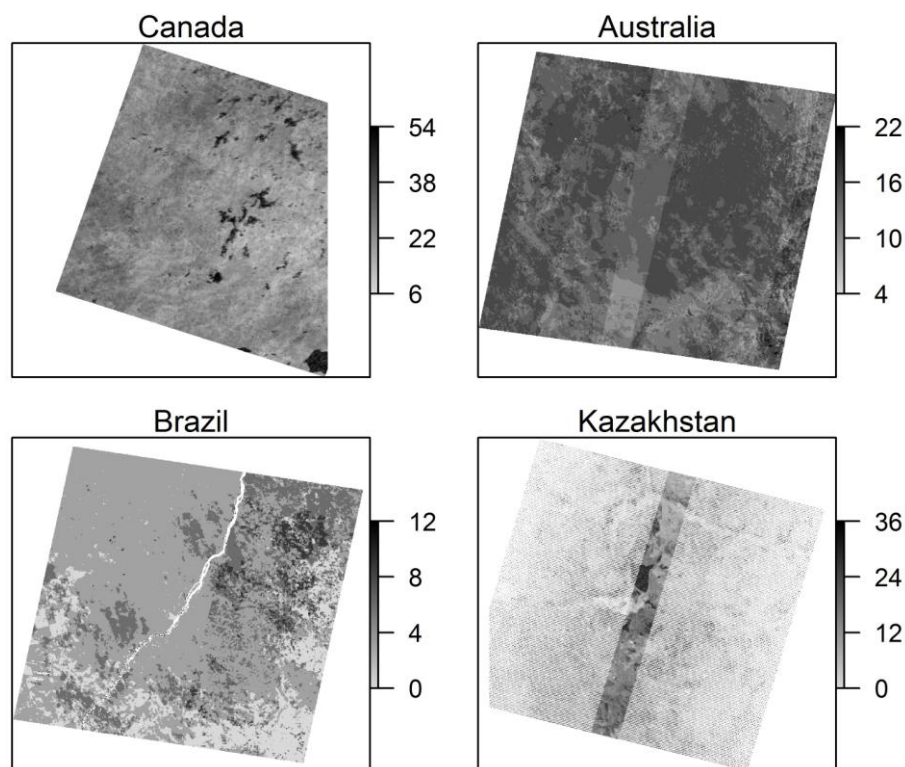


Figura 2: Número de observaciones del sensor MERIS utilizadas por el producto global durante el período temporal de la comparación con los datos de referencia. Zonas en blanco representan zonas que no han entrado en el análisis debido a la ausencia de datos, ya sea en el producto global o en los datos de referencia.

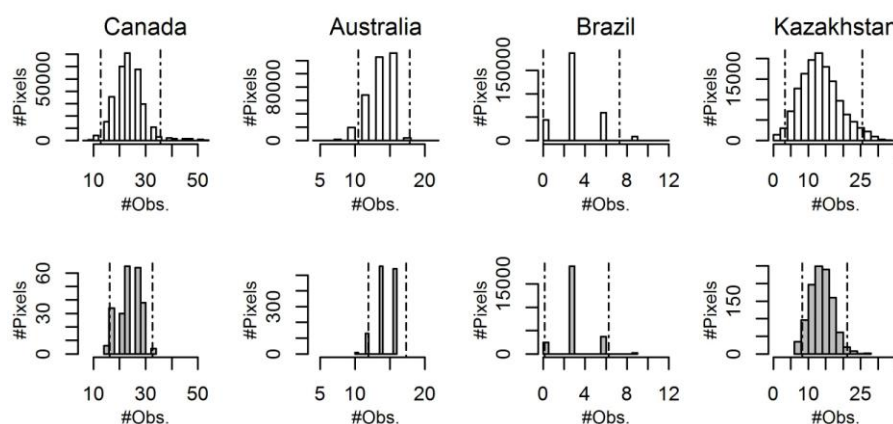


Figura 3: Distribución del número de observaciones del sensor MERIS utilizadas por el producto global en los píxeles correctamente clasificados (parte superior, en color blanco) y en los mal clasificados (parte inferior, en gris). Los intervalos de confianza (al nivel de significación del 0,95) del número de observaciones promedio se muestran con las líneas de punto y raya verticales.

## 4 CONCLUSIONES

Se ha analizado el NOD que tiende a emplear un producto de AQ según si la clasificación del píxel es correcta (quemado o no quemado) o incorrecta (error de omisión o de comisión) en cuatro áreas de estudio, localizadas en Australia, Canadá, Brasil y Kazajstán. A partir de la comparación de los intervalos de confianza de los NOD promedio, en ninguna área de estudio se ha observado diferencias considerables de NOD entre los píxeles correctamente y mal clasificados. Por consiguiente, no se ha detectado que un NOD bajo influya o induzca a una mayor ocurrencia de errores.

## 5 DISCUSIÓN

El presente manuscrito presenta resultados preliminares, con un número de áreas de estudio limitado. En ninguna área de estudio se ha encontrado relación entre NOD y la ocurrencia de errores. Sin embargo, otro análisis con un mayor número de áreas de estudio, podría aportar resultados más concluyentes. En próximos análisis se explorará si el NOD que hay a lo largo del año afecta más que el que hay en el período con datos de referencia (empleado en el presente estudio). El producto de AQ analizado utiliza todas las observaciones que hay a lo largo del año para estimar no-quemado o la fecha de quemado. Una futura exploración de posibles fuentes de error más detallada pasará sin lugar a dudas por el análisis de forma conjunta de otros factores de error como, por ejemplo, la cobertura de uso del suelo, el tamaño y la fragmentación de los incendios, la resolución espacial del producto global e incluso los errores en los propios datos input de reflectancia del producto de AQ.

## BIBLIOGRAFÍA

Bastarrika, A., Chuvieco, E. y Martin, M.P. 2011. Mapping burned areas from Landsat

TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: balancing omission and commission errors. *Remote Sensing of Environment*, 115, 1003-1012

Boschetti, L., Roy, D. y Justice, C. 2009. *International Global Burned Area Satellite Product Validation Protocol. Part I – production and standardization of validation reference data*

Chuvieco, E., Padilla, M., Hantson, S., Theis, R. y Snadow, C. 2011. *ESA CCI ECV Fire Disturbance - Product Validation Plan (v3.1). Fire\_cci\_Ph1\_UAH\_D2\_1\_PVP\_v3\_1* <http://www.esa-fire-cci.org/>

Giglio, L., Randerson, J., T., van der Werf, G.R., Kasibhatla, P., Collatz, G.J., Morton, D.C. y Defries, R. 2010. Assessing variability and long-term trends in burned area by merging multiple satellite fire products. *Biogeosciences Discuss*, 7, 1171

GlobCarbon 2007. *Demonstration Products and Qualification Report*

Pereira, J.M., Mota, B., Calado, T., Oliva, P. y González-Alonso, F. 2011. *Algorithm Theoretical Basis Document – Volume II – BA Algorithm Development Fire\_cci\_Ph1\_UAH\_D2\_1\_PVP\_v3\_1* <http://www.esa-fire-cci.org/>

Roy, D.P., Boschetti, L., Justice, C.O. y Ju, J. 2008. The collection 5 MODIS burned area product - Global evaluation by comparison with the MODIS active fire product. *Remote Sensing of Environment*, 112, 3690-3707

Tansey, K., Grégoire, J.-M., Defourny, P., Leigh, R., Pekel, J.-F., Bogaert, E. y Bartholome, E. 2008. A new, global, multi-annual (2000-2007) burnt area product at 1 km resolution. *Geophysical Research Letters*, 35, L01401, doi:10.1029/2007GL03156





# Metodología para el desarrollo de un mapa de combustibles para Sudamérica

M. L. Pettinari y E. Chuvieco

Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá.

[mlucrecia.pettinari@uah.es](mailto:mlucrecia.pettinari@uah.es), [emilio.chuvieco@uah.es](mailto:emilio.chuvieco@uah.es)

## RESUMEN

*Una de las variables que influye en forma significativa en el comportamiento y los efectos de los incendios forestales es la distribución y características de los combustibles presentes. Este trabajo propone una metodología para crear un mapa de combustibles para Sudamérica, utilizando como base el Fuel Characteristic Classification System (FCCS).*

*Para desarrollar este mapa, se crearon perfiles de combustible a partir del cruce de un mapa de cobertura del suelo (GLOBCOVER V2.2) y de un mapa de biomas (Olson). Las distintas variables asociadas a la vegetación para cada uno de los perfiles de combustible se obtuvieron de cartografía existente basada en teledetección (porcentaje de cobertura arbórea, matorral y pastizal, altura de la copa de los árboles) y de información derivada de bases de datos existentes.*

*Los datos asociados a cada perfil de combustibles permiten calcular y cartografiar el Potencial de comportamiento de fuego de superficie, Potencial de fuego de copas y Potencial de combustible disponible, el que, a su vez, puede servir para estimar emisiones a partir de incendios forestales. Complementariamente, una vez asignadas las correspondientes variables ambientales (pendiente, velocidad del viento y humedad del combustible) es posible calcular los parámetros esperables de comportamiento del fuego (velocidad de propagación, longitud de llama, etc.).*

*Los resultados de este trabajo corresponden a una primera versión del mapa de combustibles para Sudamérica. Futuras mejoras del mismo incluirán un ajuste más fino de las variables de cada perfil de combustible, como la incorporación de especies autóctonas de cada bioma, o la subdivisión en rangos de la cobertura vegetal para incluir mayor variabilidad en cada combustible.*

## PALABRAS CLAVE

Mapa de combustibles, Sudamérica, FCCS.

## ABSTRACT

*The distribution and characteristics of the fuels are one of the variables that significantly affect the fire behavior and its effects. This work proposes a methodology to create a fuel map for South America, using the Fuel Characteristics Classification System (FCCS).*

*In order to develop the map, fuelbeds were created as a combination of a land cover map (GLOBCOVER V2.2) and a biomes map (Olson). The different variables associated to the vegetation in each fuelbed were obtained from existing maps based on remote sensing (canopy, shrub and herbs cover, canopy height), and from information derived from existing databases.*

*The data associated to each fuelbed allow calculating and mapping the Surface Fire Behavior Potential, the Crown Fire Potential and the Available Fuel Potential, which can also be used to estimate the greenhouse gasses emissions from wildland fires. Furthermore, if real environmental variables are assigned (i.e. slope, wind speed and fuel moisture) it is possible to calculate expected fire behavior parameters (rate of spread, flame length, etc.).*

*The results of this work present a first version of the fuel map for South America. Future work will improve the map by adjusting the variables of each fuelbed, by adding new species native of each biome, and subdividing the vegetation cover in order to include a higher variability in each fuelbed.*

## KEY WORDS

Fuel map, South America, FCCS.

## 1 INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales son un factor significativo en la transformación del medio, y tienen un rol relevante en los cambios de cobertura del suelo y en las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera, entre otros impactos.

Una de las variables que más influye en el comportamiento y los efectos de los incendios forestales es la distribución y características de los combustibles presentes, lo que resalta la importancia de su adecuada caracterización y distribución espacial (Arroyo *et al.*, 2008).

Los mapas de combustible se han convertido, de esta forma, en herramientas fundamentales para el manejo del fuego, ya que permiten planificar y asignar recursos de prevención y supresión de incendios (Burgan *et al.*, 1998; Dymond *et al.*, 2004; Lasaponara *et al.*, 2007). De igual manera, los mapas regionales o globales son utilizados para la simulación de la dinámica del ciclo de carbono (Kasischke *et al.*, 2012), y de emisiones de efecto invernadero, como así también para estimar el riesgo de incendio cuando se utilizan junto con datos meteorológicos (Sebastián-Lopez *et al.*, 2001).

Estos mapas deben ser capaces de describir todas las características estructurales de la vegetación que influyan en el comportamiento del fuego y en sus emisiones (Tian *et al.*, 2005). Usualmente, y sobre todo a escala global o continental, se utilizan mapas de cobertura del suelo, junto con información auxiliar proveniente de otras fuentes (cobertura vegetal, vegetación potencial, etc.) para obtener estos parámetros de los combustibles (Nadeau *et al.*, 2005; Wiedinmyer *et al.*, 2006), debido a la dificultad de describir, adecuadamente, la vegetación a esa escala.

En la actualidad, no existe en el caso de Sudamérica un mapa de combustibles que integre las distintas variables de la vegetación que tienen incidencia en el comportamiento de los incendios.

Este trabajo propone una clasificación de combustibles para Sudamérica, utilizando la metodología del Fuel Characteristics Classification System. Esta clasificación incorpora

las variables físico-químicas de la vegetación que influyen en la capacidad de ignición y propagación del fuego, y que permiten obtener el potencial de los combustibles para incendiarse, como así también parámetros del comportamiento esperable del fuego.

## 2 METODOLOGÍA

### 2.1 Sistema de clasificación de los combustibles

A fin de establecer la clasificación de los distintos tipos de combustible, se decidió utilizar la metodología del Sistema de Clasificación de Características de los Combustibles (FCCS, Fuel Characteristic Classification System), desarrollado por el Servicio Forestal de Estados Unidos (<http://www.fs.fed.us/pnw/fera/fccs/>).

Este sistema fue desarrollado a fin de mejorar la asignación de las cargas de combustibles existentes, incluyendo características de los combustibles presentes en distintos estratos: arbolado, matorral, pastos, combustibles muertos, hojarasca y materia orgánica del suelo (Ottmar *et al.*, 2007). Todas las características de los combustibles presentes se combinan en los llamados "perfiles de combustible" (fuelbeds), que incluyen las variables físicas y químicas que son utilizadas en los modelos de combustible a fin de determinar el comportamiento del fuego (Riccardi *et al.*, 2007a).

A partir de las variables que caracterizan cada perfil de combustible, el FCCS calcula y reporta nueve potenciales de fuego por cada perfil, organizados en tres categorías: Potencial de comportamiento de fuego de superficie, Potencial de fuego de copas y Potencial de combustible disponible (Sandberg *et al.*, 2007). Además, asignando variables ambientales correspondientes a la topografía, la velocidad del viento y la humedad de los combustibles, el programa permite obtener parámetros de comportamiento del fuego como Velocidad de Propagación, Longitud de Llama o Intensidad de Reacción.

La versión del FCCS actualmente disponible (Versión 2.2) incorpora una base de datos de 290 perfiles de combustibles desarrollados para los Estados Unidos, los que incluyen una gran diversidad de asociaciones de vegetación a lo

largo del país, desde la Tundra en Alaska hasta los Bosques Subtropicales de Florida. Esta versión también contiene una base de datos de 3.500 especies vegetales (de arbolado, matorral y pastizal) que son utilizadas como parte de la caracterización de cada perfil de combustible.

## 2.2 Datos utilizados para crear los perfiles de combustibles

Para definir los distintos perfiles de combustible, se utilizó como dato de base un mapa de cobertura del suelo, que describe el tipo de vegetación existente en cada píxel. Cada tipo de vegetación se verá influido, a su vez, por las condiciones climáticas existentes, por lo que se incluyeron en el análisis los distintos biomas presentes en el área de estudio. Estos biomas son definidos a partir de las unidades geográficas constituidas por el clima, y determinan las características de la vegetación predominante (abundancia, especies predominantes, etc.).

A fin de establecer los biomas existentes, se utilizó el mapa de biomas y ecorregiones de Olson (Olson *et al.*, 2001), el cual fue desarrollado para el World Wildland Fund (<http://www.worldwildlife.org/science/ecoregions/delineation.html>). Este mapa incluye 14 biomas, los que, a su vez, están compuestos por más de 800 ecorregiones (figura 1). Las categorías corresponden a: 1- Bosques de frondosas húmedos tropicales o subtropicales, 2- Bosques de frondosas secos tropicales o subtropicales, 3- Bosques de coníferas tropicales o subtropicales, 4- Bosques de frondosas y mixtos templados, 5- Bosques de coníferas templados, 6- Bosques boreales / Taiga, 7- Pastizales, sabanas y matorrales tropicales o subtropicales, 8- Pastizales, sabanas y matorrales templados, 9- Pastizales y matorrales inundados, 10- Pastizales y matorrales de montaña, 11- Tundra, 12- Bosques y matorrales mediterráneos, 13- Matorrales xéricos y desérticos, 14- Manglares, 15- Agua, 16- Hielo.

La cobertura del suelo se extrajo del producto GlobCover V2.2, realizado a partir de imágenes MERIS del período Diciembre 2004 – Junio 2006 (European Space Agency, 2008). Este producto tiene una resolución espacial de 300 m, y su leyenda está definida utilizando la clasificación propuesta por el Sistema de Clasificación de Cobertura del Suelo de las Naciones Unidas (figura 2). Las categorías corresponden a: 11- Cultivos de regadío, 14- Cultivos de Secano, 20- Mosaico Cultivos (50-70%) / Vegetación (20-50%), 30- Mosaico Vegetación (50-70%) / Cultivos (20-50%), 40- Bosques de frondosas perennes o semi-caducifolios, 50- Bosques de frondosas caducifolios cerrados (>40%), 60- Bosques de frondosas caducifolios abiertos (15-

40%), 70- Bosques de coníferas cerrados (>40%), 90- Bosques de coníferas abiertos (15-40%), 100- Bosques mixtos, 110- Mosaico Bosque-Matorral (50-70%) / Pastizal (20-50%),

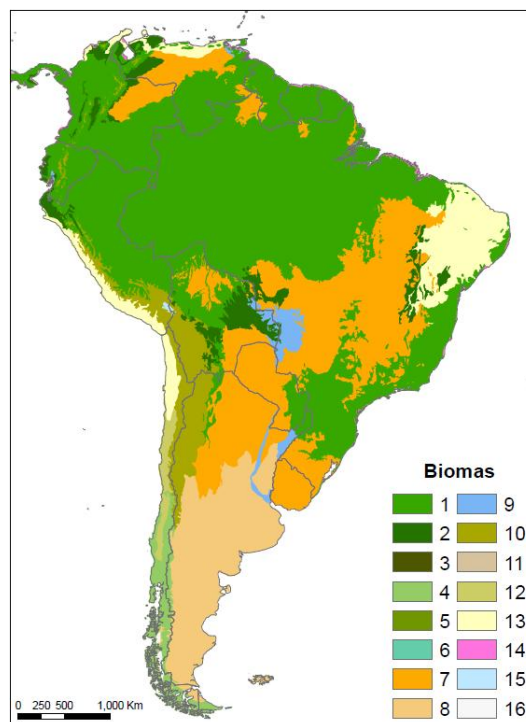


Figura 1. Biomas de Olson. Ver código de la leyenda en el texto.



Figura 2. Cobertura del Suelo. Ver código de la leyenda en el texto.



120- Mosaico Pastizal (50-70%) / Bosque-Matorral (20-50%), 130- Matorral, 140- Pastizal, 150- Vegetación dispersa (<15%), 160- Bosques de frondosas inundados regularmente (agua dulce), 170- Bosques de frondosas y matorrales inundados permanentemente (agua salada), 180- Matorrales y pastizales inundados regularmente, 190- Áreas artificiales, 200- Terreno desnudo, 210- Agua, 220- Nieve y hielo permanente, 230- Sin Datos.

Los distintos perfiles de combustible para Sudamérica se generaron a partir del cruce de los dos mapas antes mencionados. Previo al cruce, se unieron categorías semejantes de cobertura del suelo, como las correspondientes a agricultura, o las que difieren únicamente por la densidad del bosque. Todo el análisis se realizó a la resolución del mapa de cobertura del suelo, es decir, 300 m.

A fin de eliminar las categorías que tuvieran poca representación, aquellas que tuvieran menos del 0,01% de la superficie del área de estudio (1.782 km<sup>2</sup>) se reclasificaron a otras categorías en función de su similitud.

### 2.3 Datos utilizados para determinar las variables asociadas a cada perfil de combustible

A fin de valorar el riesgo de incendios de cada perfil de combustible, es necesario asignar a cada uno de ellos una lista de parámetros

requeridos por FCCS (Riccardi *et al.*, 2007b).

Para ello, y con el objeto de garantizar información consistente espacialmente, se utilizaron, siempre que fue posible, productos cartográficos existentes, obtenidos a partir de teledetección.

El porcentaje de cobertura arbórea, de matorral y de pastizal se obtuvo del producto Vegetation Continuous Field, Collection 3 (Hansen *et al.*, 2003). Este producto, con resolución espacial de 500 m, posee una capa que indica la proporción de cobertura arbórea (>5m de altura) en cada píxel (figura 3) y otra que posee la proporción de cobertura de matorral y pastizal (<5m) en cada píxel (figura 4). En este último caso, fue necesario subdividir la asignación de la cobertura entre matorral y pastizal, a partir de reglas basadas en el tipo de cobertura del suelo del píxel.

Aunque existen versiones posteriores de este producto, la correspondiente a la Collection 3, que pertenece al año 2001, es la única que posee información sobre vegetación no arbórea, por lo cual fue la seleccionada para este análisis.

En cuanto a la altura del arbolado, se utilizó el mapa global de altura de la vegetación elaborado por Simard *et al.* (2011), basado en datos Lidar e información complementaria, y con una resolución de 1 km<sup>2</sup> (figura 5).

Estos tres mapas fueron escalados a la

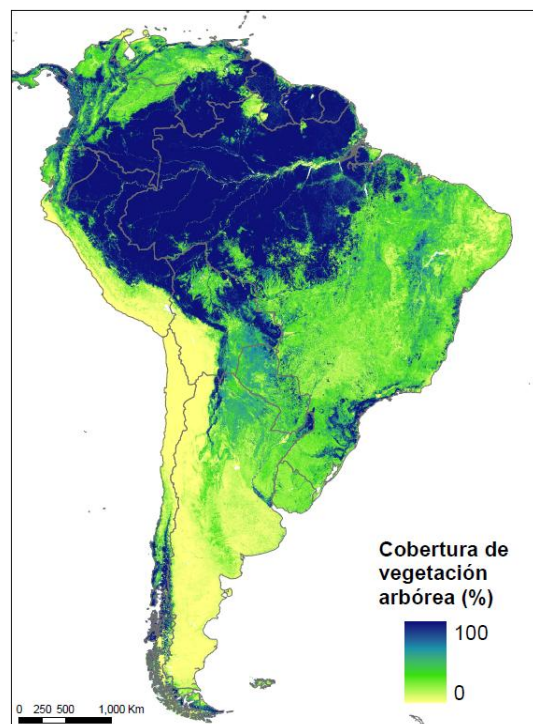


Figura 3: Proporción de Cobertura arbórea a partir del VCF Collection 3.

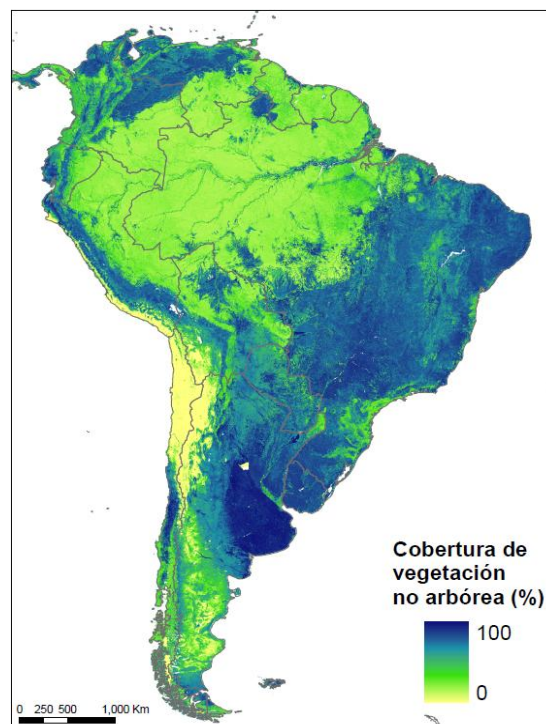


Figura 4: Proporción de cobertura no arbórea (matorral y pastizal) a partir del VCF Collection 3.



resolución de trabajo (300 m), y para cada perfil de combustible generado se calculó el valor medio de la variable considerada, la que se asignó a esa categoría de combustible.

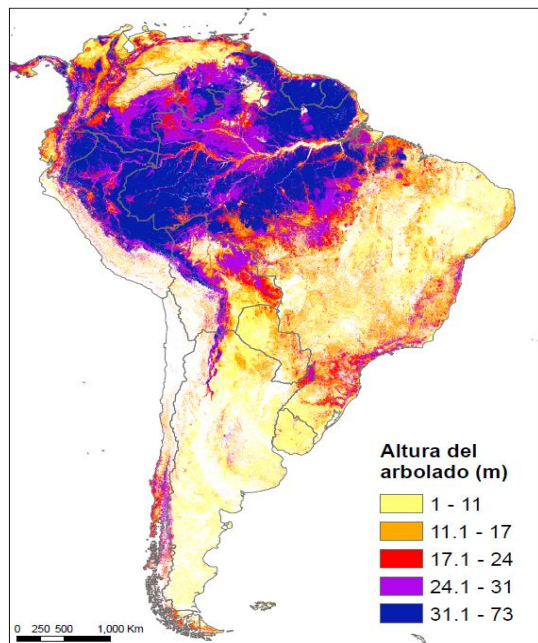


Figura 5: Altura del Arbolado, a partir de Simard *et al.*, 2011.

A fin de asignar las especies de arbolado, matorral y pastizal predominantes en cada perfil de combustible, se evaluaron las especies representativas de cada bioma. Para ello se utilizaron las descripciones de cada ecorregión existentes en la Base de Datos de Ecorregiones del World Wildlife Fund (<http://www.worldwildlife.org/science/wildfinder/>), que corresponden a las ecorregiones del mapa de Olson utilizado para este trabajo. A partir de las especies representativas de cada bioma, se asignó esa especie al perfil de combustible correspondiente, si la misma estuviera presente en la base de datos de especies del FCCS, o se asignó una especie lo más similar posible dentro de las existentes actualmente en esa base de datos.

El resto de las variables necesarias para cada perfil de combustible (altura de la base de copa, densidad de arbolado, diámetro a la altura de pecho, altura del matorral y del pastizal, proporción de combustibles vivos y muertos, cargas de combustibles muertos, etc.) se asignaron utilizando como base los perfiles de combustible existentes en la base de datos del FCCS. Para ello se seleccionaron categorías que correspondieran al mismo bioma, usando como base el mapa de FCCS Fuelbeds agregado a 1 km de resolución generado para Estados Unidos (<http://www.fs.fed.us/pnw/fera/fccs/maps.shtml>) y

se seleccionaron los perfiles de combustible que correspondieran a cada bioma de Olson.

De esas categorías posibles, se seleccionaron aquellas que tuvieran el mismo tipo de vegetación y que se asemejaran, lo más posible, a las especies existentes en los perfiles de combustible generados para Sudamérica y que tuvieran la proporción de cobertura más cercana a la obtenida de los productos utilizados. Complementariamente, se utilizó la información de carga y distribución de combustibles incluida en las Fotoseries de Combustibles Naturales para Estados Unidos (Ottmar *et al.*, 1998, 13 volúmenes, disponibles en formato digital en <http://depts.washington.edu/nwfire/dps/>), para México (Morfin-Ríos *et al.*, 2008; Ernesto Alvarado, comunicación personal, 2012) y para Brasil (Ottmar *et al.*, 2001). Debido a que todavía no se cuenta con perfiles de combustible desarrollados específicamente para cultivos, para los mismos se utilizaron parámetros correspondientes a pastizales de zonas templadas.

## 2.4 Variables ambientales asignadas

Para poder estimar el comportamiento de fuego, además del combustible es necesario considerar otras variables, que corresponden a las condiciones ambientales presentes y a la topografía. Para el cálculo de los Potenciales de incendio, se utilizaron los valores por defecto que plantea FCCS, a fin de poder realizar comparaciones de los distintos perfiles de combustible con variables ambientales homogéneas.

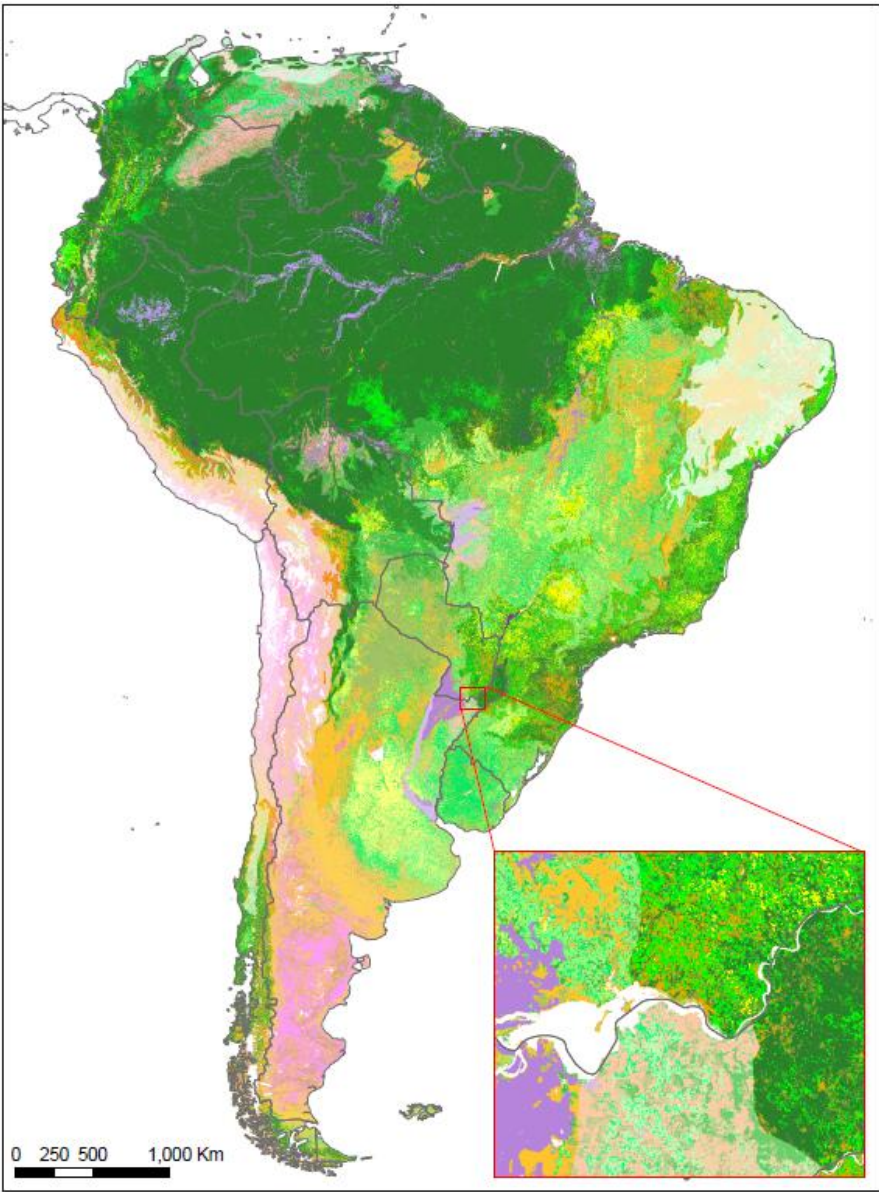
El FCCS incluye dentro del sistema 16 escenarios estándar de humedad, basados en la clasificación propuesta por Scott y Burgan (2005). Por defecto, el escenario propuesto para los cálculos (y el utilizado en este trabajo) fue el escenario D2L2, que corresponde a un contenido de humedad de combustibles muertos bajo, y a combustibles vivos con 2/3 de su vegetación seca. Este escenario contiene los siguientes parámetros de humedad: 1h 6%, 10h 7%, 100h 8%, pasto 60%, matorral 90% y copas 90%.

Las otras variables asignadas fueron: velocidad de viento, que corresponde a 6,44 km/h (4 millas/hora), y pendiente del terreno del 0%.

## 3 RESULTADOS

### 3.1 Mapa de combustibles obtenido

La agrupación de categorías, cruce y reclasificación, dio como resultado la generación de 98 perfiles de combustibles (figura 6).



Cobertura del suelo	Biomasa									
	Bosque de frondosas húmedos Trop/Subtrop.	Bosque de frondosas secos Trop/Subtrop.	Bosques de frondosas y mixtos Templados	Pastizales, sabanas y matorrales Trop/Subtrop.	Pastizales, sabanas y matorrales Templados	Pastizales y matorrales inundados	Pastizales y matorrales de montaña	Bosques y matorrales mediterráneos	Matorrales xéricos y desérticos	Manglares
Cultivos	1015	2015	4015	7015	8015	9015	10015	12015	13015	
Mosaico Cultivos (50-70%) / Vegetación (20-50%)	1020	2020	4020	7020	8020	9020	10020	12020	13020	14020
Mosaico Vegetación (50-70%) / Cultivos (20-50%)	1030	2030	4030	7030	8030	9030	10030	12030	13030	14030
Bosque de frondosas perenne o semi-caducifolio	1040	2040	4040	7040	8040	9040	10040	12040	13040	14040
Bosque de frondosas caducifolio	1061	2061	4061	7061	8061	9061		12061	13061	
Bosque mixto			4100							
Mosaico Bosque-Matorral (50/70%) / Pastos (20-50%)	1110	2110	4110	7110	8110	9110	10110	12110	13110	14110
Mosaico Pastos (50-70%) / Bosque-Matorral (20-50%)	1120	2120	4120	7120	8120	9130	10120	12120	13120	
Matorral	1130	2130	4130	7130	8130		10130	12130	13130	
Pastos	1140	2140	4140	7140			10140		13140	14140
Vegetación dispersa			4150	7150	8150		10150	12150	13150	
Bosque de frondosas regularmente inundado (agua dulce)	1160			7160						
Bosque de frondosas y matorral inundado permanentemente (agua salada)	1170									14170
Pastos/Matorral inundados regularmente	1180	2180	4180	7180	8180	9180				

Figura 6. Mapa de combustibles de Sudamérica

Cada uno de ellos está identificado con un número, cuyo valor de miles corresponde al bioma, y los tres valores posteriores corresponden a la cobertura del suelo en ese píxel. Por ejemplo, el perfil de combustibles 12130 corresponde a vegetación de matorral (130) dentro del bioma de Bosques y Matorrales Mediterráneos (12).

El tamaño medio de los perfiles de combustible obtenidos es de 173.997 km<sup>2</sup>, y la mediana es de 32.986 km<sup>2</sup>. La categoría de mayor tamaño es la 1040 – Bosque de Frondosas Perenne o semi-caducifolio en Bioma de Bosques Húmedos Tropicales o Sub-Tropicales (5,87 Mkm<sup>2</sup>) y corresponde a la Selva Amazónica.

El bioma que posee menos perfiles de combustible es el de manglares, debido a su escasa superficie total, lo que hizo necesario reclasificar varias de sus categorías de cobertura del suelo para cumplir con el requisito de la superficie mínima para asignarle un perfil.

En el mapa se observa que los límites entre los distintos biomas son en algunos casos muy generales, y no se condicen con cambios del tipo de vegetación (ver la zona ampliada de la figura 6). Esto se debe a que el mapa de biomas fue desarrollado en base a los límites originales de las comunidades naturales que caracterizan cada ecorregión, previos a los cambios de uso del suelo producidos por el hombre (Olson *et al.*, 2001). Como consecuencia de esto, se observan límites de perfiles de combustibles que parecen aleatorios, especialmente cuando la cobertura del suelo sigue siendo la misma en ambos biomas.

En la realidad, los límites de los distintos biomas muy rara vez se encuentran claramente definidos, sino que entre medias existen mosaicos y ecotonos que resultan en una modificación gradual de la vegetación. Dentro del alcance de este trabajo no es posible considerar esa gradualidad, lo que genera los bordes abruptos de biomas. Aún así, será necesario evaluar la posibilidad de ajustar los límites de los biomas en los casos claramente identificables, como son las zonas con vegetación natural específica de algún bioma particular (por ejemplo, las zonas inundables).

El hecho de utilizar el valor medio de cobertura vegetal y de altura de la vegetación para cada perfil de combustible supone una generalización de los datos, que implica perder diversidad dentro de los mismos. En esta etapa del trabajo, se asumió esta simplificación a fin de obtener una primera versión del mapa de combustibles que fuera útil para la estimación del potencial de incendios. Este efecto podrá

disminuirse en el futuro mediante la subdivisión de las distintas categorías de combustibles en función de la proporción de cobertura obtenida del producto *Vegetation Continuous Field*.

### 3.2 Potenciales de Incendio

Un mapa de combustibles es útil en función de su capacidad para estimar el riesgo de incendio, su comportamiento, y/o las emisiones derivadas de los mismos. A fin de mostrar los resultados factibles de obtener mediante este mapa de combustibles de Sudamérica, se calcularon los Potenciales de incendio del FCCS.

Los resultados de estos Potenciales corresponden a las “condiciones ambientales ideales” que se utilizan por defecto en FCCS, que están definidas como aquellas donde no existe un efecto de amortiguación debido a la humedad o el contenido mineral de los combustibles, y cuando la velocidad del viento es de 1,8 m/s (Sandberg *et al.*, 2007), y que son las utilizadas en este trabajo.

El Potencial de Fuego de Superficie utiliza los conceptos del modelo de propagación del fuego de Rothermel (1972), y corresponde al valor máximo de los tres potenciales incluidos en el mismo: Potencial de Reacción (representa la intensidad de reacción), Potencial de Propagación (que es proporcional a la velocidad de propagación) y Potencial de Longitud de Llama (que es proporcional a la longitud de llama). Estos potenciales están escalados, de 0 a 9, a partir del valor máximo obtenido en los perfiles de combustible incluidos en el FCCS.

El mapa obtenido para Sudamérica (figura 7) muestra la significativa contribución de los pastizales (incluidos los cultivos) y en menor medida el matorral, en el potencial que presenta la vegetación para provocar episodios severos de incendios de superficie.

El Potencial de Fuego de Copas se basa en la capacidad de la energía provista por un combustible de superficie para encender las copas y sostener la propagación del fuego en las mismas, y se encuentra basado en un modelo conceptual elaborado por Schaaf *et al.* (2007). El mapa obtenido (figura 8) muestra los valores para Sudamérica, los que sirven en forma cualitativa para comparar el comportamiento de los distintos perfiles de combustible.

Por último, el Potencial de Combustible Disponible corresponde a la suma de la biomasa disponible para quemarse en las tres etapas de la combustión: llama, combustión latente y combustión residual. La biomasa disponible para la combustión corresponde a los combustibles



finos, como así también a la película exterior de los combustibles gruesos, por lo que no incluye toda la biomasa del perfil de combustible. El mapa obtenido para Sudamérica (figura 9) muestra la significativa contribución de los combustibles finos de la vegetación de matorral en este Potencial.

de los mismos, basado en el cruce de cobertura del suelo y biomas. Las variables físico-químicas de la vegetación que influyen en la ocurrencia de incendios se extrajeron de mapas globales (utilizando valores medios por perfil de combustible) y de bases de datos existentes para Estados Unidos, México y Brasil.

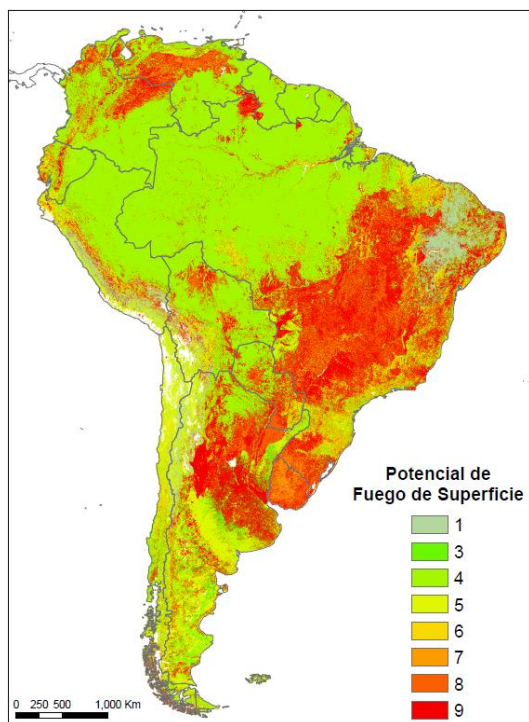


Figura 7. Potencial de Fuego de Superficie

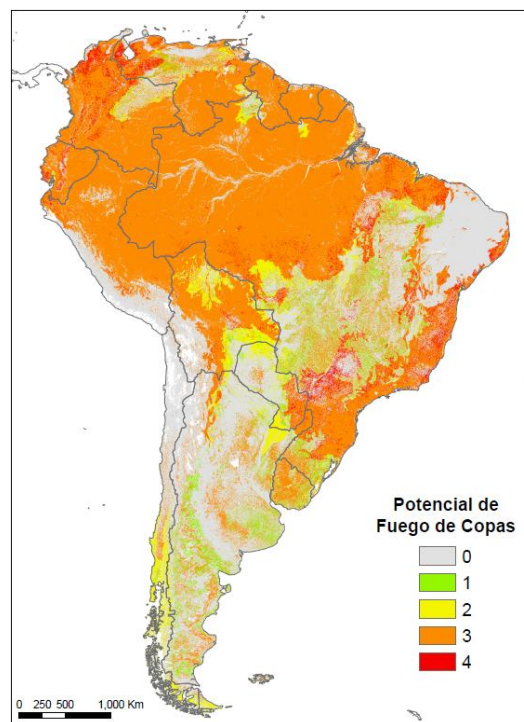


Figura 8. Potencial de Fuego de Copas

Los Potenciales del FCCS son valores relativos, que estiman la capacidad física intrínseca de un perfil de combustible para liberar energía y propagar un incendio. Pero para obtener resultados que sean reales en la predicción del riesgo de incendios, será necesario incluir variables ambientales ajustadas cartográficamente, especialmente las correspondientes a la humedad de los combustibles y a la velocidad del viento. En esta instancia, los mapas de Potenciales aquí presentados son una muestra teórica de las capacidades del FCCS para clasificar los combustibles.

## 4 CONCLUSIONES FUTURAS MEJORAS

Este trabajo propone una nueva metodología para generar un mapa de combustibles para Sudamérica, utilizando el sistema FCCS.

En esta primera instancia, se generó una clasificación de los combustibles (los llamados "perfiles de combustible") y se obtuvo un mapa de Sudamérica que muestra la distribución espacial

El mapa obtenido permitió realizar pruebas de cálculos de Potenciales de Incendios de Superficie, Copas y de Combustible Disponible, utilizando valores de variables ambientales estándar. Para realizar cálculos de comportamiento del fuego, será necesario incorporar información específica de viento, humedad y topografía para el momento de la simulación.

La exactitud de los resultados obtenidos a partir de este mapa dependerá significativamente de los parámetros de la vegetación que posea cada perfil de combustible. Por lo tanto, dentro de las mejoras proyectadas para el futuro se contempla adecuar los parámetros de cada combustible, incorporando nuevas especies autóctonas a la base de datos de FCCS, e incluyendo datos de campo de Sudamérica para ajustar los valores.

Además, se deberá analizar la necesidad de modificar algunos límites de biomas, para que se ajusten mejor a cambios en la cobertura del suelo (por ejemplo, en las zonas inundables).

Por último, se contempla la posibilidad de crear subcategorías de cobertura vegetal, para subdividir los perfiles de combustible en función de la cobertura del VCF y obtener valores de biomasa más ajustados.

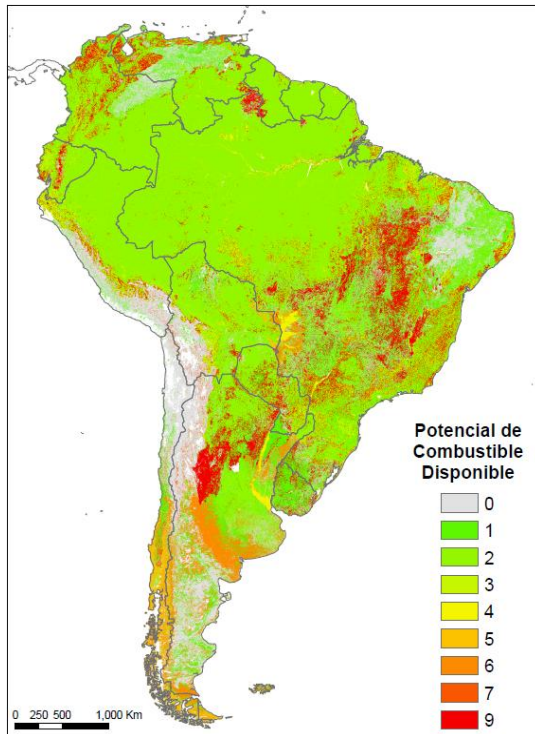


Figura 9. Potencial de Combustible Disponible

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es posible gracias al aporte del Ministerio de Educación, Cultura y Deporte de España, a través del Programa de Formación de Personal Universitario.

Los autores de este trabajo agradecen a Roger Ottmar, Susan Prichard, Anne Andreu y al personal del Fire and Environmental Research Application Team, Pacific Northwest Research Station, del Servicio Forestal de Estados Unidos, por toda su colaboración prestada en el desarrollo de las variables y el uso del FCCS.

## BIBLIOGRAFÍA

- Arroyo L.A., Pascual C. y Manzanera J.A. 2008. Fire models and methods to map fuel types: The role of remote sensing, *Forest Ecology and Management*, 256, 1239-1252.
- Burgan R.E., Klaver R.W. y Klaver J.M. 1998. Fuel models and fire potential from satellite and surface observations, *International Journal of Wildland Fire*, 8, 159-170.
- Dymond C.C., Roswintarti O. y Brady M. 2004. Characterizing and mapping fuels for Malaysia and western Indonesia. *International Journal of Wildland Fire*, 13, 323-334.
- European Space Agency 2008. GlobCover Land Cover v2 2008 database. *European Space Agency GlobCover Project, led by MEDIAS-France*.
- Hansen M.C., DeFries R.S., Townsend J.R.G., Carroll M., Dimiceli C. y Sohlberg R.A. 2003. Global Percent Tree Cover at a spatial resolution of 500 meters: First Results of the MODIS Vegetation Continuous Fields Algorithm. *Earth Interactions*, 7, 1-15.
- Kasischke E.S. y Hoy E.E. 2012. Controls on carbon consumption during Alaskan wildland fires. *Global Change Biology*, 18, 685-699.
- Lasaponara R. y Lanorte A. 2007. Remotely sensed characterization of forest fuel types by using satellite ASTER data, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 9, 225-234.
- Morfín-Ríos J.E., Alvarado-Celestino E., Jardel-Peláez E.J., Vihnanek R.E., Wright D.K., Michel-Fuentes J.M., Wright C.S., Ottmar R.D., Sandberg D.V. y Nájera-Díaz A. 2008. Photo series for quantifying forest fuels in Mexico: montane subtropical forests of the Sierra Madre del Sur and temperate forests and montane shrubland of the northern Sierra Madre Oriental. *Pacific Wildland Fire Sciences Laboratory Special Pub. N° 1; University of Washington, College of Forest Resources*, Seattle.
- Nadeau L.B., McRae D.J. y Jin J.-Z. 2005. Development of a National Fuel-type Map for Canada Using Fuzzy Logic. *Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta*, Information Report NOR-X-406.
- Olson D.M., Dinerstein E., Wikramanayake E.D., Burgess N.D., Powell G.V.N., Underwood E.C., D'Amico J.A., Itoua I., Strand H.E., Morrison J.C., Loucks C.J., Allnutt T.F., Ricketts T.H., Kura Y., Lamoreux J.F., Wettengel W.W., Hedao P. y Kassem K.R. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth, *BioScience*, 51, 933-938.
- Ottmar R.D., Sandberg D.V. y Riccardi C.L., Prichard S.J. 2007. An overview of the Fuel Characteristic Classification System-Quantifying, classifying, and creating



- fuelbeds for resource planning, *Canadian Journal of Forest Research*, 37, 2383-2393.
- Ottmar R.D., Vihnanek R.E., Miranda H.S., Sato M.N. y Andrade S.M.A. 2001. Stereo Photo series for quantifying cerrado fuels in Central Brazil - Volume I. *Pacific Northwest Research Station, USDA Forest Service*, Seattle.
- Ottmar R.D., Vihnanek R.E. y Wright C.S. 1998. Stereo Photo Series for quantifying natural fuels. Volume I: mixed-conifer with mortality, western juniper, sagebrush, and grassland types in the interior Pacific Northwest, *National Wildfire Coordinating Group, National Interagency Fire Center*, Boise, ID.
- Riccardi C.L., Ottmar R.D., Sandberg D.V., Andreu A., Elman E., Kopper K. y Long J. 2007a. The fuelbed: a key element of the Fuel Characteristic Classification System, *Canadian Journal of Forest Research*, 37, 2394-2412.
- Riccardi C.L., Prichard S.J., Sandberg D.V. y Ottmar R.D. 2007b. Quantifying physical characteristics of wildland fuels using the Fuel Characteristic Classification System, *Canadian Journal of Forest Research*, 37, 2413-2420.
- Rothermel R.C. 1972. *A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels*, USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Research Paper INT-115, Ogden, Utah.
- Sandberg D.V., Riccardi C.L. y Schaaf M.D. 2007. Fire potential rating for wildland fuelbeds using the Fuel Characteristic Classification System, *Canadian Journal of Forest Research*, 37, 2456-2463.
- Schaaf M.D., Sandberg D.V., Schreuder M.D. y Riccardi C.L. 2007. A conceptual framework for ranking crown fires potential in wildland fuelbeds, *Canadian Journal of Forest Research*, 37, 2464-2478.
- Scott J.H. y Burgan R.E. 2005. *Standard fire behavior fuel models: a comprehensive set for use with Rothermel's Surface Fire Spread Model*, US Forest Service, RMRS-GTR-153.
- Sebastián-Lopez A., San Miguel-Ayanz J. y Libertá G. 2001. An integrated forest fire risk index for Europe. En *A decade of trans-european remote sensing cooperation*. (Ed. MF Buchroithner) pp. 83-88. (Balkema: Rotterdam)
- Simard M., Pinto N., Fisher J.B. y Baccini A. 2011. Mapping forest canopy height globally with spaceborne lidar, *Journal of Geophysical Research*, 116, 12.
- Tian X.-r., McRae D.J., Shu L.-f. y Wang M.-y. 2005. Fuel classification and mapping from satellite images, *Journal of Forestry Research*, 16, 311-316.
- Wiedinmyer C., Quayle B., Geron C., Belote A., McKenzie D., Zhang X., O'Niell S. y Klos Wynne K. 2006. Estimating emissions from fires in North America for air quality modeling, *Atmospheric Environment*, 40, 3419-3432.

# Procesos de colonización y densificación de zonas arbóreas y matorrales como indicador del cambio global en el Parque Nacional de Aigüestortes y Estany de Sant Maurici

M. Pla, A. Ameztegui, Ll. Brotons y Ll. Coll

CTFC: Centro Tecnológico Forestal de Catalunya

magda.pla@ctfc.cat

## RESUMEN

*El Parque Nacional de Aigüestortes y Estany de Sant Maurici ha sufrido fuertes cambios sociodemográficos en los últimos decenios, los cuales se prevé que se reflejen en la estructura del paisaje. La comprensión del impacto histórico de los usos del suelo sobre la dinámica de las principales formaciones vegetales del Parque Nacional nos ofrece una base de referencia esencial para interpretar y poder evaluar mejor los posibles impactos del cambio global sobre la biodiversidad y su funcionalidad.*

*El principal objetivo del trabajo es cuantificar los procesos de colonización y densificación de las principales formaciones boscosas del Parque Nacional y Zona Periférica en los últimos 50 años. Se ha analizado la dinámica espacio-temporal en las masas boscosas en dos etapas: 1956-1990 y 1990-2009 a partir de la clasificación de las ortoimágenes en un mapa binario de bosque o no bosque. Se han definido los criterios de colonización o densificación en función de los cambios de cubierta boscosa, expresados en una celda de 100x100m.*

*Se ha analizado un total de 73.549 ha de bosque actual, de las cuales, a lo largo del primer periodo aproximado de 30 años (1956-1990), se colonizaron 1.610 ha con un recubrimiento medio del 56%. A lo largo del segundo periodo aproximado de 20 años (1990-2009), se colonizaron 721 ha con un recubrimiento medio de 42%. Han sufrido densificación un total de 8.536 ha en el primer periodo, pasando del 32% al 75% de recubrimiento. A lo largo del segundo periodo, han sufrido densificación 5.494 ha, pasando del 31% al 68%.*

## PALABRAS CLAVE

Cambios paisaje, colonización, densificación, Parque Nacional Aigüestortes.

## ABSTRACT

*Aigüestortes National Park and Lake Sant Maurici has suffered severe sociodemographic changes in recent decades, which is expected to be reflected in the structure of the landscape. Understanding the historical impact of land use on the dynamics of the main vegetation National Park offers an essential baseline for interpreting and better assess the potential impacts of global change on biodiversity and functionality.*

*The main objective of this study is to quantify the processes of encroachment and densification of the main forest formations in the National Park and its peripheral zone in the last 50 years. We analyzed the spatiotemporal dynamics in two stages: 1956-1990 and 1990-2009 from the classification of*

*orthoimagery to a binary map of forest or non forest. Encroachment and densification has been determined as a function of changes in forest cover expressed in a cell 100x100m.*

*We analyzed 73549 ha total current forest, of which along the first period of approximately 30 years (from 1956 to 1990) 1610 ha suffered colonization with an encroachment of 56%. During the second period of approximately 20 years (1990-2009) were colonized 721 ha with an encroachment of 42%. During the first period occurred densification in 8536 ha between 32% to 75% coverage. During the second period suffered densification 5494 ha between 31% to 68% coverage.*

## KEY WORDS

Landscape changes, encroachment, densification, Aigüestortes National Park.

## 1 INTRODUCCIÓN

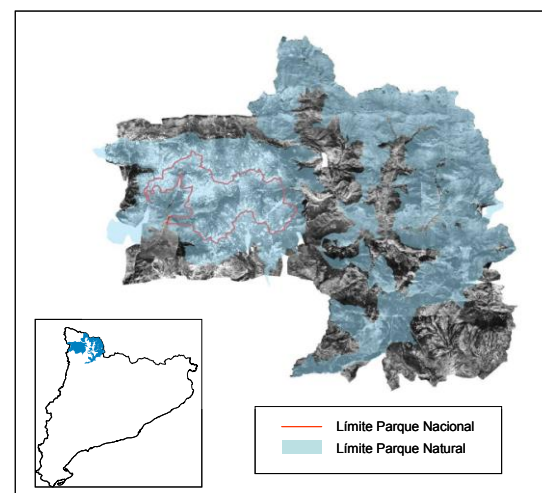
En los últimos decenios se ha producido, a nivel del paisaje, un importante aumento de la superficie boscosa y de la densidad de las masas forestales y arbustivas relacionado, principalmente, con los cambios de uso del territorio. Es, por tanto, de prever que los fuertes cambios sociodemográficos que ha experimentado tanto el Parque Nacional como la Zona Periférica de Protección, se reflejen en la estructura del paisaje. La comprensión del impacto histórico de los usos del suelo sobre la dinámica de las principales formaciones vegetales del Parque Nacional nos ofrece una base de referencia esencial para interpretar y poder evaluar mejor los posibles impactos del cambio global sobre la biodiversidad y su funcionalidad. El presente trabajo se enmarca en un proyecto de Investigación en materias relacionadas con los Parques Nacionales, concretamente forma parte del proyecto TREBIO: El papel de las trayectorias históricas en los cambios de usos de suelo sobre la biodiversidad en el Parque Nacional d'Aigüestortes y Estany de Sant Maurici.

## 2 ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio comprende el límite del Parque Nacional de Aigüestortes i Estanys de Sant Maurici y zona periférica. También se ha considerado la zona delimitada por la Red Natura 2000. Así pues, se ha extendido el análisis a una zona protegida cercana: el Parc de l'Alt Pirineu. (figura 1) en el noroeste de Catalunya.

La zona de estudio está en la zona de dominio de las altas montañas de los Pirineos con un rango de altitud de 1.300 m a 3.000 m. El paisaje está formado básicamente por zonas rocosas y vegetación subalpina. Por debajo de los 2.300 m está ocupado básicamente por coníferas, y por encima de los 2.300 m, por pastos alpinos. Debido a las particularidades de la gestión forestal de la zona y la heterogeneidad topográfica, los bosques de la zona pueden tener características estructurales variables.

Antes del establecimiento de zonas protegidas, la economía de la zona era básicamente: agricultura, ganadería y gestión forestal. En 1955 se declaró el Parque Nacional de Aigüestortes i Estanys de Sant Maurici y en 2003 el Parque Natural del Alt Pirineu. La declaración de zona protegida conllevó algunos cambios de usos del paisaje, tal vez más acusados en la zona de Aigüestortes, donde según Gràcia (2011) en la zona interior al Parque se abandonaron la agricultura y ganadería pero se conservaron en la zona Periférica. Recientemente la agricultura y ganadería de la zona ha ido también en retroceso, lo que ha llevado al abandono de las zonas agrícolas y pastos. Estos cambios en los usos del paisaje han favorecido la colonización y densificación de las zonas boscosas.



*Figura 1. Zona de estudio. La zona azul define la zona del Parque Natural. La zona del este es el Parque de l'Alt Pirineu y la zona del oeste es Aigüestortes. El límite rojo es estrictamente el Parque Nacional.*

## 3 MATERIAL Y MÉTODOS

### 3.1 Procesado de imágenes

Se han recopilado las fotografías del vuelo de 1956 disponibles, ortofotomapas del período

1985-1992 correspondientes a la primera serie de ortofotomapas de Catalunya generada por el Instituto Cartográfico de Catalunya, y ortofotomapas actuales (2009).

Las fotografías de 1956: se ha partido de las imágenes facilitadas en formato digital por el Departamento de Geografía de la Universidad Autónoma de Barcelona (UAB). La UAB había escaneado las fotografías aéreas a 800 ppp y la imagen resultante tiene una resolución de 1 m. Para su corrección geográfica se han utilizado entre 15 y 20 puntos de control a partir de zonas identificadas en ortofotografías actuales. Posteriormente se han ortorectificado utilizando un modelo digital del terreno. El error cuadrático medio (RMS) de las correcciones de las imágenes está entre 2 y 5 m. Se ha considerado muy aceptable dada la dificultad de encontrar puntos de control, debido a la mala calidad de la imagen en algunas situaciones.

Una vez ortorectificadas las imágenes se han mosaicado para poder trabajar de manera conjunta y evitar solapamientos. En el proceso de mosaico ha sido necesario escoger en cada caso de solapamiento la mejor ortofotografía.

Las imágenes de 1990 corresponden a la primera serie de ortofotomapas de Catalunya realizada por el Instituto Cartográfico de Catalunya, escala 1:5.000, y corresponden a fotografías aéreas realizadas entre 1987 y 1992. Actualmente estaban descatalogadas. En su tiempo se publicaron en formato papel y actualmente el ICC está realizando un proceso de digitalización y georreferenciación semiautomática. Así pues, se han obtenido los ortofotomapas escaneados y georreferenciados con un error aceptable. Las imágenes tienen una resolución de 0.5 m. Es importante destacar que dichas imágenes, al ser un escaneado de la información editada en formato papel contienen topónimos y malla de referencia, a la vez que la calidad de la imagen no es la mejor pues se nota un pequeño efecto de pixelado.

Las imágenes de 2009 corresponden a la última versión de ortofotomapas de Catalunya realizada por el Instituto Cartográfico de Catalunya, escala 1:5.000. Pertenecen a un vuelo con información del infrarrojo cercano, que será de utilidad en el proceso de clasificación automática. Así pues, cada imagen está formada por las tres capas RGB de información. La resolución original es también de 0.5 m

Las imágenes de cada una de las series temporales se han clasificado automáticamente a una nueva imagen de vegetación (arbórea o matorral) y zonas con suelo desnudo o vegetación escasa. Según cada una de las series temporales se ha procedido de una manera un

poco distinta en función de la calidad de las imágenes.

### 3.2 Determinación de la cubierta boscosa

En el caso de las imágenes de 1956, a partir del mosaico de la zona de estudio, se han enmascarado los usos del suelo que no eran necesarios para el análisis siguiente y que podían aportar ruido en la clasificación. Así pues, se han quitado las rocas, neveros y masas de agua. A continuación se ha dividido la imagen global en distintos fragmentos según la homogeneidad de la calidad con el objetivo de que cada uno de los fragmentos sea lo más homogéneo posible de luz y contraste (figura 2). En algunos casos además ha sido necesario modificar el histograma de la imagen para resaltar mejor las diferencias entre bosque y no bosque. Se ha realizado una clasificación automática asignando 2 centros de cluster (futuras categorías) según las características de cada fragmento de imagen. En algún fragmento ha sido necesario utilizar 3 centros de cluster para diferenciar bien la vegetación tipo arbolado o matorral del resto y, según los casos, después de un análisis visual de la imagen y del resultado, la tercera categoría se ha reclasificado como vegetación o como suelo con vegetación escasa.

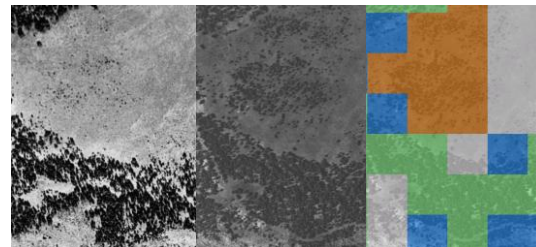


Figura 2. Sucesión temporal entre 1956 y 1990. De izquierda a derecha se muestra la imagen del 1956, imagen del 1990 y la imagen clasificada donde la colonización aparece en naranja; la densificación, en azul; las zonas no alteradas, en verde y las zonas no boscosas, en gris.

En las imágenes de 1990 ha sido necesario pasar un filtro de mediana a los píxeles cercanos (ventana de 3x3 píxeles) para homogeneizar la imagen y reparar un poco el efecto del pixelado. La clasificación automática se ha realizado inicialmente con tres categorías: dos categorías correspondían a zona con vegetación y la tercera vegetación escasa. Las dos categorías de vegetación se han reclasificado como una única categoría.

Las imágenes de 2009, con infrarrojo cercano, se han clasificado utilizando las tres bandas disponibles (RGB) como información de entrada. Se han utilizado 2 categorías de partida lo que

ha permitido diferenciar bien entre bosque y no bosque.

### 3.3 Cálculo de la fracción de cabida cubierta (FCC)

Se ha calculado el porcentaje de bosque en celdas de 100x100 m (1ha). El tamaño de la celda cubre la unidad mínima de fotointerpretación considerada en el Mapa de Cubiertas del suelo de Catalunya (MCSC v3) que es de 500 m<sup>2</sup> (0,05 ha) y a la vez permite considerar la FCC de manera consistente en las tres series de ortofotomapas. El MCSC v3 (CREAF, 2010) se ha utilizado para seleccionar las zonas de bosque actual que se han analizado. No se han considerado las zonas que podían ser bosque en un pasado y actualmente no lo son porque, según la dinámica socioeconómica de la zona, serían zonas poco abundantes. Para cada celda de 100 x 100 m se ha calculado el promedio de píxeles de bosque y así se obtiene el % de bosque por ha.

### 3.4 Determinación de los Factores de cambio

Se ha considerado colonización cuando en el estado inicial hay un recubrimiento superior al 10% y el porcentaje de cambio es superior al 10% (Améztegui *et al.*, 2010).

Se ha considerado como densificación cuando en el estado inicial hay un recubrimiento entre el 10% y 40% y un incremento superior al 20% (Améztegui *et al.*, 2010).

Para cada celda de 100x100 m se ha calculado el % de cambio como resta entre dos periodos. Se han considerado dos periodos concretos: periodo 1 corresponde de 1956 a 1990, y el periodo 2, entre 1990 y 2009.

## 4 RESULTADOS

En el caso de los bosques, que según el MCSCv3 ocupan un total de 73549 ha en la zona de estudio, en el primer periodo (1956-1990) se han colonizado 1610 ha alcanzando un recubrimiento medio de 56%. En el segundo periodo (1990-2009), un total de 721 ha, con un recubrimiento medio del 42% (tabla 1).

Han sufrido densificación 8.536 ha a lo largo del primer periodo y se ha pasado de un recubrimiento de 32% al 75%. A lo largo del segundo periodo han sufrido densificación 5.494 ha, pasando de 31% a 68%. Con estos datos se puede ver ya que la mayoría de cambios han ocurrido a lo largo del primer periodo. Se ha calculado una tasa de colonización anual. A lo largo del primer periodo es de 53 ha por año y en el segundo periodo es de 36 ha por año. También

se ha calculado una tasa de densificación con unos resultados de 264 ha por año a lo largo del primer periodo y 274 ha por año a lo largo del segundo periodo.

	1956-1990		1990-2009	
	ha	%	ha	%
<b>Colonización</b>	1.610	56%	721	42%
<b>Densificación</b>	8.536	32% > 75%	5.494	31% > 68%

*Tabla 1. Superficies colonizadas y densificadas en los dos periodos de estudio. Se muestra la superficie total en ha y el % de recubrimiento promedio: final en el caso de la colonización y inicial y final, en el caso de la densificación.*

Si tenemos en cuenta que la zona de bosque analizada dentro de los límites de parque nacional es de 2.762 ha y las zonas boscosas de fuera del parque nacional son 156.224 ha, tal y cómo se muestra en la tabla 2, observamos que el 2,24% y el 0,99% han sufrido colonización respectivamente. Asimismo, 19,40% y 5,12% de parque y no parque han sufrido densificación a lo largo del primer periodo analizado. Referente al segundo periodo analizado, el 0,25% de bosque dentro del parque y el 0,45% de bosque de fuera del parque han sufrido colonización, mientras que un 8,39% y 3,36% de bosque dentro del parque y fuera del parque respectivamente han sufrido densificación. A lo largo del primer periodo se puede estimar una tasa de colonización de 47 ha/año y una densificación promedio de 251 ha/año. A lo largo del segundo periodo las tasas son de 37 ha/año de colonización y de 289 ha/año de densificación.

	1956-1990		1990-2009	
	PN	NoPN	PN	NoPN
<b>Colonización</b>	2,24%	0,99%	0,25%	0,45%
<b>Densificación</b>	19,40%	5,12%	8,39%	3,36%

*Tabla 2. Proporción de superficies boscosas colonizadas y densificadas en los dos periodos de estudio, en función de estar dentro del Parque Nacional (PN) o fuera del Parque Nacional (No PN).*

Del mismo modo, en la tabla 3 se muestra como el 2,02% de bosque colonizado a lo largo del primer periodo corresponde a la zona de Red Natura 2000 de Aigüestortes, el 1,52% a l'Alt Pallars y 0,70% está fuera de la Red Natura. Del bosque densificado en el mismo periodo, el



11,03% corresponde a Aigüetortes, el 7,13% a l'Alt Pallars y el 3,98% queda fuera de la Red Natura. Referente al segundo periodo analizado las proporciones de bosque colonizado corresponden en un 0,54% a Aigüetortes frente a un 1,07% a l'Alt Pallars y 0,23% queda fuera de la Red Natura. Las proporciones de bosque densificado corresponden; 5,66% a Aigüetortes, 6,95% a l'Alt Pallars y 1,99% e espacio fuera de la Red Natura. Cabe destacar que l'Alt Pallars se declaró zona ZEPA en 2003.

1956-1990			
	AG	AP	No RN
<b>Colonización</b>	2,02%	1,52%	0,70%
<b>Densificación</b>	11,03%	7,13%	3,98%
1990-2009			
<b>Colonización</b>	0,54%	1,07%	0,23%
<b>Densificación</b>	5,66%	6,95%	1,99%

Tabla 3. Proporción de superficies boscosas colonizadas y densificadas en los dos periodos de estudio en función de pertenecer a la Red Natura 2000 de Aigüestortes (AG) o de Alt Pallars (AP), o fuera de la Red Natura (No RN)

Si analizamos el cambio a nivel de especie se puede ver cómo el pino negro (*Pinus uncinata*) y pino silvestre (*Pinus sylvestris*) son las especies que han sufrido mayor proporción de cambio, tanto densificación como colonización en los dos periodos. También cabe destacar que son las especies más presentes en la zona de estudio. A la hora de interpretar la distribución de especies cabe recordar, tal y como se ha comentado anteriormente, que se está analizando la distribución actual de bosque a partir del MCSCv3 y, por lo tanto, su distribución de especies. Por ejemplo: se está asumiendo que las zonas que actualmente son pino negro, ya lo eran a lo largo de la segunda mitad del siglo pasado.

El matorral parece haber sufrido cambios en la misma dirección pero sería necesario hacer un análisis más detallado de los resultados de la clasificación.

## 5 CONCLUSIONES

En la última mitad del siglo XX ha habido procesos de densificación y colonización importantes en las zonas boscosas de la zona analizada, siendo más importantes los procesos de densificación (figura 3).

La tasa de colonización es similar en los dos periodos analizados mientras que se observa una tasa de densificación ligeramente superior en el segundo periodo. Ésto puede ser debido a que los procesos de colonización pueden estar más limitados por las características del paisaje, mientras que los procesos de densificación son realmente más dependientes de los procesos de cambios de usos del suelo.

Las diferentes proporciones de colonización y, especialmente, de densificación entre las zonas de Parque Nacional en los dos periodos analizados, así como las diferencias de densificación encontradas en los dos periodos analizados para las dos zonas de Red Natura (Aigüestortes y Alt Pallars) parecen confirmar que la diferencia de gestión de los bosques en zonas protegidas y zonas no protegidas es la causa principal de las diferencias de densificación de bosque.

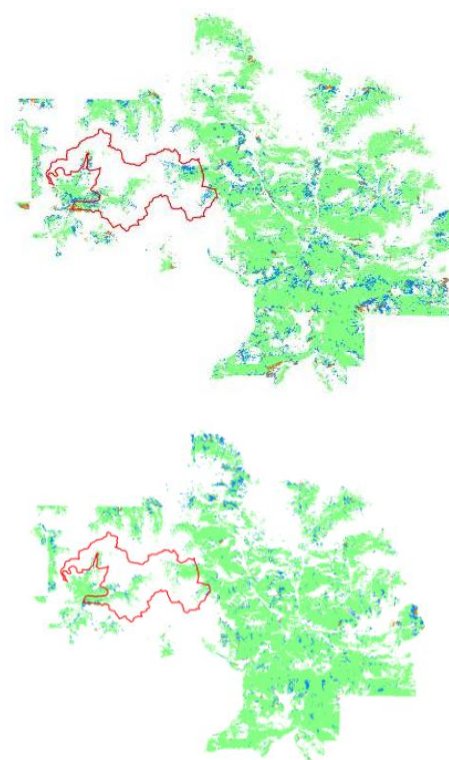


Figura 3. Cambio producido entre 1990 y 1996 (arriba) y entre 1990 y 2009 (abajo). De color verde se muestran las zonas de bosque inalteradas, de color azul las zonas densificadas y en naranja, las colonizadas.

## AGRADECIMIENTOS

Al Organismo Autónomo de Parques Nacionales del Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino por la financiación del Proyecto

“TREBIO: El papel de las trayectorias históricas en los cambios de usos del suelo sobre la biodiversidad en el parque nacional de Aigüestortes i Llac de Sant Maurici” (2011-2013).

Al Departamento de Geografía de la Universidad Autónoma de Barcelona por haber cedido las imágenes del vuelo del 1956 escaneadas.

## BIBLIOGRAFÍA

Ameztegui, A., Brotons, L. y Coll, L. 2010. Land-use changes as major drivers of Mountain pine (*Pinus uncinata* Ram.) expansion in the Pyrenees, *Global Ecology and Biogeography*, 19, 632-641.

Batllori, E. y Gutiérrez, E. 2008. Regional treeline dynamics in response to global change in the Pyrenees, *J.Ecol* 96(6), 1275-1288.

Camarero, J.J. y Gutiérrez, E. 2004. Pace and pattern of recent treeline dynamics: response of ecotones to climatic variability in the Spanish Pyrenees, *Climatic Change*, 63, 181-200.

Carrillo, E., Casas, C., Marmí, M., Bagaria, G., Puente, A. y Ninot, J.M. (en prensa). Reforestació de l'estatge subalpí per boscos de *Pinus uncinata*: diversitat i estructura. En: *IX Jornades sobre Recerca al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici*. Barcelona

CREAF, 2010. MCSC v3: *Mapa de Cubiertas del Suelo de Catalunya, versión 3*.

Gràcia, M., Meghelli, N., Comas, L. y Retana, J. 2011. Land-covers changes in and around a National Park in a mountain landscape in the Pyrenees, *Reg. Environ. Change*, 11, 349-358.

# Procesos erosivos (tasas de erosión) en los deltas mediterráneos andaluces: herramientas de análisis espacial (DSAS) y evolución temporal (servicios OGC)

A. Prieto<sup>1</sup>, J. Ojeda<sup>1</sup>, S. Rodríguez<sup>2</sup>, F.J. Gracia<sup>2</sup> y L. Del Río<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de G<sup>a</sup> Física y AGR. Universidad de Sevilla.

<sup>2</sup>Departamento de Ciencias de la Tierra. Universidad de Cádiz.

pcampos@us.es, zujar@us.es, si.rodripolo@alum.uca.es, javier.gracia@uca.es, laura.delrio@uca.es

## RESUMEN

*En la presente comunicación se pretende evaluar y cuantificar la erosión de las playas como proceso continuo a corto, medio y largo plazo en los principales deltas de la fachada mediterránea andaluza, así como observar en qué medida la actividad antrópica ha podido alterar sus condiciones naturales. Metodológicamente, se ha realizado una digitalización precisa de la línea de costa a escala 1:2.500 para los años 1956, 1979, 1984, 2001 y 2009 mediante el uso de los servicios OGC disponibles a través de la Infraestructura de Datos Espaciales de Andalucía. Los criterios de digitalización han seguido una estricta base ecológica para la identificación del indicador de línea de costa, a diferencia de otras líneas oficiales, lo que hace que cada tramo costero sea identificado por un proceso distinto, diferenciándose procedimientos independientes para las formaciones sedimentarias expuestas, las costas rocosas o las infraestructuras antrópicas del frente litoral. Los datos digitalizados se han adaptado al modelo de datos presentado e integrado en el gestor de datos Postgres/PostGis. Las tasas de evolución de los distintos tramos costeros se han obtenido mediante transectos con un espaciado de 50 metros utilizando el programa DSAS integrado en ArcGis 10. El análisis diacrónico que permite la alta disponibilidad de datos de referencia a través de servicios OGC ha permitido el seguimiento de los deltas y de la influencia de la actividad humana en él.*

## PALABRAS CLAVE

Deltas, tasas erosión, servicios OGC, SIG, DSAS.

## ABSTRACT

*Beach erosion evaluation and quantification as a short, medium and long-term process in several Andalusian Mediterranean deltas is presented in this paper. From the point of view of the methodology, a precise shoreline digitalization at a scale of 1:2.500 for years 1956, 1979, 1984, 2001 and 2009 has been performed by using OGC services, from the Andalusian Spatial Data Infrastructure. Digitalization criteria were supported by a strict ecological basis for shoreline rate identification, in such a way that each shoreline segment is identified by a different process, according to its nature: exposed sedimentary formations, rocky coasts or anthropic infrastructures on the coast. Digitalized data has been adapted to the data model presented and integrated in Postgres/PostGis database manager. Each shoreline segment evolution rates have been obtained by 50 meters spacing transects, using DSAS software integrated into ArcGis 10. The diachronic analysis, allowed by the availability of reference data through OGC services, has made possible monitoring the evolution of deltas and the influence of human action on it.*

## KEY WORDS

Deltas, erosion rates, OGC services, GIS, DSAS.

## 1 INTRODUCCIÓN

La erosión de las playas como proceso continuo a corto, medio y largo plazo puede constatarse a todas las escalas espacio-temporales y es previsible que se amplifique debido a la potencial subida del nivel del mar asociada al Cambio Climático, como ha sido puesto de manifiesto a nivel mundial (Charlier *et al.*, 1998; Leatherman, 1997). A escala regional, en el caso de Andalucía, algunas de las unidades fisiográficas en las que se refleja más evidentemente este proceso es en los deltas de la fachada mediterránea (Vicián, 1994).

En otro orden de cosas, la evolución de las distintas formaciones sedimentarias litorales existentes actualmente en Andalucía no se explicaría sin incorporar en su interpretación los impactos antrópicos tanto en la línea de costa expuesta como en sus cuencas vertientes. La retención/alteración del tránsito sedimentario fluvial y litoral, así como los cambios de usos de suelo, unido a la fijación de forma irreversible de las reservas naturales del material sedimentario (ocupación de playas y dunas costeras) han provocado una alteración crítica de la dinámica natural costera, acentuada en estos últimos años por la creciente presión antrópica sobre la franja litoral.

La línea de costa a escala de detalle (1:2.500) juega un papel primordial en la generación de bases de datos espaciales sobre espacios litorales. Se trata de una variable crítica en los procesos de evaluación de la dinámica litoral y una referencia inexcusable en los procesos de planificación ambiental y territorial. El levantamiento de cualquier línea de costa, sea cual fuere su ámbito, supone un problema a la hora de elegir el indicador utilizado, su criterio de digitalización y las fuentes utilizadas para su correcto levantamiento (Boak *et al.*, 2005).

La existencia cada vez más común y elevada de servicios OGC, concretamente de servicios WMS, proporciona un elevado número de fechas de referencia para el levantamiento de líneas de costa, facilitando, por lo tanto, su estudio diacrónico. Los metadatos obligatorios de esta información espacial, juegan un papel vital a la hora de seleccionar los posibles criterios de digitalización, la escala, y la calidad de visualización de los mismos permite la utilización de atributos en la tabla de datos alfanuméricos asociada que facilita la interpretación de los datos.

Asimismo, la comparación de los distintos resultados para cada período de tiempo estudiado, permitirá evaluar diacrónicamente las causas asociadas a los procesos erosivos/acumulativos que se constatan en los deltas de la fachada mediterránea que aquí se analizan.

## 2 OBJETIVOS Y ÁMBITO DE ESTUDIO

El objetivo principal de esta comunicación no es otro que presentar los resultados sobre el análisis de las distintas líneas de costa obtenidas a partir de los servicios interoperables disponibles en Internet como fuentes para el cálculo de tasas de erosión en los principales deltas de la fachada mediterránea de la Comunidad Autónoma de Andalucía.

El área de estudio se centra, pues, en las principales formaciones deltaicas asociadas a algunos de los principales colectores que vierten sus aguas a la fachada mediterránea de Andalucía (figura 1): los ríos Vélez, Guadalfeo, Adra, Ramblas de Albuñol y Huarea, Andarax y Almanzora.

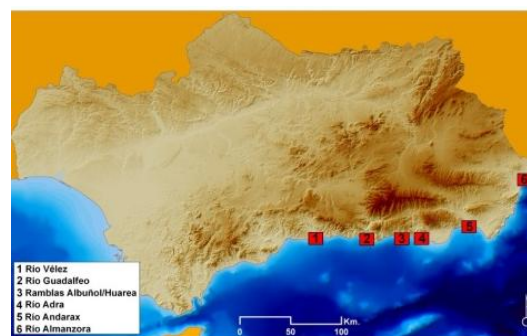


Figura 1. Mapa de localización

Como objetivos específicos, podemos diferenciar los siguientes:

- Definir los criterios de digitalización de cada línea de costa en función a las características de las distintas unidades fisiográficas representadas y evaluar previamente la calidad geométrica de las fuentes de información utilizadas.
- Incorporar éstas a un modelo de datos que integre todas las variables necesarias para el cálculo e interpretación de las tasas de erosión calculadas.

- Exponer los resultados preliminares obtenidos y realizar una primera interpretación de los mismos para diferentes periodos cronológicos.

### 3 DATOS Y METODOLOGÍA

#### 3.1 Datos disponibles

Los datos utilizados son, en su totalidad, servicios OGC WMS, procedentes de la Infraestructura de Datos Espaciales de Andalucía (IDEAndalucía) y su homóloga a nivel estatal (IDEE), las cuales cuentan con amplio repertorio de servicios, la mayoría de ellos servicios de visualización Web (Web Map Service –WMS-). En nuestro caso, las fechas de las ortofotografías utilizadas como servicios WMS son:

- 1956: Derivada del denominado “vuelo americano” realizado durante los años 1956 y 1957 en blanco y negro, con una escala de 1:33.000. Su resolución espacial es de 1 m.
- 1979: derivada del vuelo coloquialmente conocido como “vuelo IRYDA” en blanco y negro, que se realizó entre los años 1977 y 1983. Tiene una resolución espacial de 0,5 m.
- 1984: derivada del vuelo nacional realizado entre los años 1984 y 1985 en blanco y negro. Tiene una resolución espacial de 1 m.
- 2001: vuelo realizado durante los años 2001 y 2002 en blanco y negro. Tiene una escala de 1:10.000 y una resolución espacial de 0,5 m.
- 2009: ortofoto perteneciente al Plan Nacional de Ortofotografía Aérea derivado del vuelo realizado durante los años 2008 y 2009 (en el caso de Andalucía). Tiene una resolución espacial de 0,5 m.

#### 3.2 Metodología

##### 3.2.1 Análisis previo de la calidad y consistencia geométrica de las ortofotografías

El paso previo a la digitalización consistió en realizar un control de calidad de los datos disponibles. Los resultados del mismo revelaron una falta de consistencia geométrica en algunos vuelos (sobre todo en el caso del vuelo de 1956). En estos casos, se ha procedido a la búsqueda del fotograma original y su posterior georreferenciación mediante puntos de control manuales tomando como referencia la última orto de 2008-09 u otras ortofotos próximas a la fecha.

El proceso de digitalización se ha realizado siempre a escala de detalle (1:2.500). El sistema de coordenadas de referencia utilizado ha sido el European Datum 1950 UTM 30 N ya que era el más común en los datos originales y que su transformación al actual sistema oficial (ETRS 1989 UTM 30 N) supone transformaciones de datum y, por tanto, el riesgo de asumir una nueva fuente de error geométrico.

##### 3.2.2 Indicador de línea de costa utilizado para los cálculos de las tasas de erosión

Los criterios de digitalización de la línea de costa para el cálculo de las tasas de erosión han sido diferentes según la naturaleza de la unidad representada, tal y como puede observarse en otra aportación al presente congreso (Díaz, M.P y Ojeda, J.: “*La línea de costa como base para la generación de indicadores de estado y de seguimiento ambiental: modelo de datos y conceptos de líneas de costa en el litoral de Andalucía*”). A su vez, éstos comparten el modelo de datos realizado en trabajos previos para el Subsistema del Litoral y Medio Marino (SSLMM) de la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM). Los criterios son los siguientes:

- PLAYAS: Límite entre la playa alta (backshore) y la duna litoral (foredune): se trata del límite más estable en aquellas zonas expuestas al oleaje con material sedimentario y el aconsejado en los análisis evolutivos (Díaz-Delgado, 2008). La existencia de la duna como reserva sedimentaria depende del grado de antropización y ocupación de la zona. En el caso de no existir duna litoral en el límite superior de la playa alta, se toma como aceptable el límite entre la playa alta y una infraestructura o formación rocosa que sustituye el límite natural con la duna.
- INFRAESTRUCTURAS: Límite externo de las infraestructuras del frente costero: para infraestructuras localizadas en el frente costero y expuestas al contacto directo con el oleaje se toma como válida la marca húmeda de la infraestructura, ya que ésta indica el nivel máximo de la pleamar y, por tanto, el nivel máximo diario del mar.
- COSTA ROCOSA: Base de acantilados o costa rocosa: los problemas de abatimiento de las fotografías aéreas con respecto a objetos o formaciones con una magnitud en altura suponen un problema añadido cuando el MDE utilizado en la producción de la ortofotografía no



consigue eliminar el abatimiento. No es muy frecuente en el entorno de las zonas de estudio. Con carácter general, se ha optado por tomar la marca húmeda de la base del acantilado o, en su caso, de la base rocosa.

Para la correcta digitalización desde el punto de vista geométrico, se han utilizado dos herramientas de digitalización en función a la naturaleza del objeto caracterizado:

- Segmentos de líneas rectas: para representar aquellos elementos antrópicos con límites claramente definidos.
- Línea suavizada (tangente): para caracterizar formas naturales del litoral, definidas por una morfología suave.

Finalmente se ha realizado un control topológico de la totalidad de los segmentos digitalizados. Se han evitado superposiciones (*overlaps*) y nodos sueltos (*dangles*), con el objetivo de dotar a las diferentes líneas de costa de continuidad espacial.

### 3.2.3 Modelo de datos

Junto al modelo de datos general utilizado para la incorporación de las líneas de costa en el SSLMM (Ojeda *et al.*, 2010), en el caso de aquellas orientadas al cálculo de tasas de erosión en playas se ha modificado el indicador como hemos definido en el punto anterior.

Junto al resto de tablas que caracterizan el modelo de datos citado, se ha incorporado una tabla nueva especialmente diseñada para el cálculo e interpretación posterior de las tasas calculadas. Sus campos principales son:

- DATE: se tiene en cuenta la fecha en formato dd/mm/aaaa de cada fotograma correspondiente a la ortofoto. Los servicios WMS suelen llegar al nivel de año exclusivamente, por lo que se ha elegido el día central del año. Será de vital importancia a la hora de calcular las tasas de erosión/acumulación anuales.
- ACCURACY: campo que tiene en cuenta la fiabilidad del segmento trazado en función de las diferentes características de la ortofoto o unidad representable. La resolución espacial de la ortofoto, la nitidez, contraste y la claridad en la definición del contacto entre las distintas unidades que conforman el criterio de digitalización seleccionado serán claves para dar un determinado nivel de confianza a los resultados que se obtendrán. La fiabilidad se especifica de

forma numérica, en orden ascendente de 1 a 4, directamente proporcional a la fiabilidad del segmento representado.

- Excl DSAS: en este campo se plasma de forma explícita la idoneidad del segmento de línea trazado, en función a sus características, para la posterior interpretación de las tasas de erosión. La codificación del campo es la siguiente:
  - "S": se trata de un segmento que representa infraestructuras y unidades antrópicas situadas en el frente costero. Su forma rompe con la morfología natural del frente litoral, alterando de forma significativa los posteriores resultados en el análisis, como por ejemplo los puertos o espigones transversales. Por lo tanto, este segmento queda excluido del análisis si una de las dos fechas del periodo analizado lo incluye y la otra no.
  - "C": el segmento que lleva este código hace referencia a unidades fisiográficas que, aún manteniendo su morfología natural, su comportamiento se encuentra condicionado por la implantación de alguna infraestructura de carácter paralelo al frente litoral, como por ejemplo los paseos marítimos o los muros de defensa. Este segmento sí es incluido en el análisis pero es susceptible de alterar los datos.
  - "A": hace referencia a aquellas unidades fisiográficas litorales que están en contacto directo con zonas alteradas levemente por la presencia de actividades antrópicas, como por ejemplo los campos de cultivo. Este segmento sí es incluido en el análisis pero es susceptible de alterar los datos.
  - "N": se trata de aquellas zonas donde no existen elementos antrópicos que alteren la morfología natural evolutiva del frente costero. Este segmento sí es incluido en el análisis.
- Proxy: hace referencia al tipo de criterio de digitalización utilizado para el segmento de línea digitalizado. Este campo lleva incorporadas las posibles respuestas en forma de dominios, para evitar errores en el proceso de implementación de los datos.

Tras completar todas las tablas correspondientes a cada tramo de línea de costa,

importando a cada registro la información obtenida en los diferentes transectos lineales (figura 2). La existencia de un cada vez mayor número de infraestructuras en el frente costero provoca, a su vez, un mayor número de transectos tipo “S” que quedan excluidos de los análisis. No obstante, el porcentaje de transectos válidos supera, en todos los casos, el 80%, un porcentaje bastante admisible a juzgar por número total de transectos.

Tras la digitalización de las líneas correspondientes a todas las fechas incluidas en el estudio, se procede a su explotación con la aplicación *Digital Shoreline Analysis System (DSAS)*, desarrollado por el Servicio Geológico de los Estados Unidos e integrado en ArcGis 10. En este caso, las tasas se han calculado para los siguientes periodos:

- [illegible]

El espaciado de los transectos para la extracción de datos ha sido de 50 metros. Mediante la corrección de la dirección y longitud de transectos erróneos así como la unión de datos de distintas tablas se obtienen los resultados correspondientes a la tasa global de cambio, así como las anuales para cada período. Estas tasas se derivan de las siguientes variables: *Shoreline Change Envelope (SCE)* y *Net Shoreline Movement (NSM)*, donde ambas son mediciones de magnitudes de cambio, no una tasa.

El análisis arroja resultados esclarecedores acerca de la creciente y generalizada erosión de las formaciones deltaicas durante el periodo estudiado que también presentan peculiaridades particulares en función del grado de alteración antrópica en el frente costero y en las cuencas vertientes.

Dada la enorme cantidad de datos obtenidos, se mostrarán los resultados de algunos de ellos, bien por representar la tendencia general o por particularidades específicas en relación a las causas que determinan la aparición de comportamientos específicos para las fechas más determinantes de nuestro marco temporal: 1956, 1979 y 2009. Los períodos de estudio se centrarán, por tanto, en el período total 1956-2009 y en los subperíodos 1956-1979 y 1979-2009.

La representación de las tasas para los distintos periodos se ha condicionado visualmente para que sólo sean visibles los transectos cuyos resultados son válidos (excluyendo los de tipo "S").

Los resultados definitivos obtenidos de los transectos, un total de 1.051 para cada período de estudio, se han presentado de forma puntual.

El Delta del Río Vélez (figura 3) podría servir como ejemplo de comportamiento erosivo clásico de la mayor parte de los deltas. La erosión del frente de la desembocadura, al ser más frágil debido a una menor consolidación de su material sedimentario, viene acompañada de un transporte lateral de éste, depositándose en los flancos deltaicos por el efecto de la deriva dominante en la zona, como también ocurre de forma explícita en los deltas de los ríos Guadalfeo y Andarax. Los subperiodos objeto de estudio muestran una clara y general tendencia erosiva, con algunas particularidades que se explicarán individualmente.

En el subperíodo 1956-1979 se observa la lógica tendencia erosiva del centro hacia los flancos, distribuyendo los sedimentos de forma proporcional a la deriva dominante. Las tasas de erosión del frente se sitúan en torno a los 3,5 m/año, guardando una estrecha relación con las tasas de acumulación lateral, las cuales superan los 3 m/año en la mayoría de los tramos. Será durante el último subperíodo cuando se observa una erosión generalizada en toda la superficie deltaica, con tasas que pueden llegar en el frente deltaico a los 4,8 m/año, provocada por un aumento de la presión antrópica en el frente litoral. Se observan pequeñas tasas acumulativas (en torno a 1 m/año) en el flanco oriental como consecuencia de obras de restauración (regeneración de playas) y construcción de infraestructuras paralelas que evitan la erosión lineal.

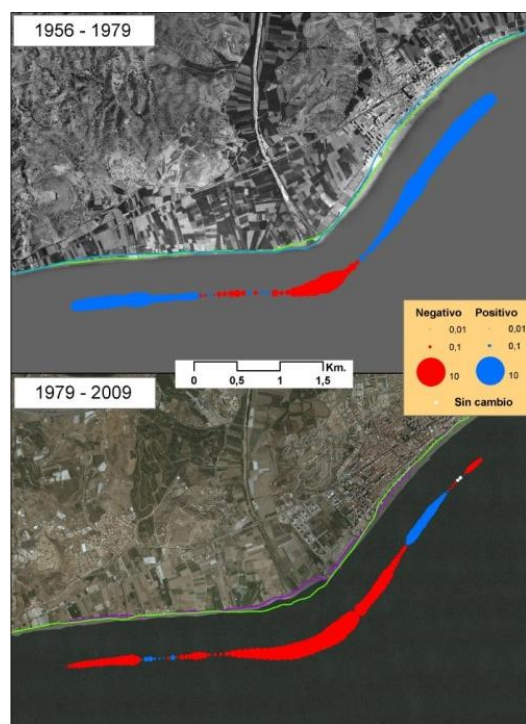


Figura 3. Tasas del Delta del Vélez

## 4.2 Delta del Adra

La alteración de las condiciones naturales del cauce en períodos anteriores a los correspondientes al presente estudio supone un análisis global caracterizado por los condicionantes antrópicos de su cuenca. La creación del puerto de Adra, al oeste del antiguo delta, ha provocado la interrupción del tránsito sedimentario que, no obstante, no ha sido la causa principal de la aparición de un nuevo frente deltaico, el cual tiene su origen en una desviación del cauce principal del río; ello ha provocado una

importante alteración de la morfología y de la dinámica sedimentaria de la zona (figura 4).

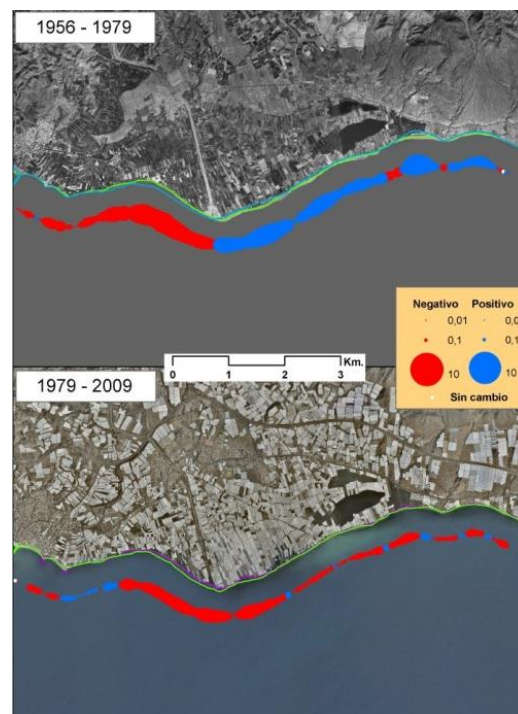


Figura 4. Tasas del Delta del Adra

En el subperíodo 1956-1979 se produce una intensa progradación del sector oriental, como resultado de la creación del nuevo delta. Las tasas de acumulación alcanzan valores de hasta 4,5 m/año, con picos de sedimentación de hasta 5,3 m/año en zonas cercanas a la albufera de Adra, originada por dicho desvío. El nuevo delta supone la desconexión entre la fuente sedimentaria y el antiguo delta, observándose procesos erosivos en ambos períodos. Concretamente para este subperíodo, se alcanzan tasas de hasta 4,8 y 5,2 m/año.

El subperíodo 1979-2009 se caracteriza por sufrir un proceso erosivo generalizado. Mientras que el sector del antiguo delta sigue erosionándose a ritmos más controlados (en torno a los 2 m/año), el sector progradante del nuevo delta también sufre los efectos erosivos, con tasas variables que oscilan entre los 0,4 y 1 m/año. La regulación de la cuenca del Río Verde con la construcción del Embalse de Benínar y la creación de un amplio sistema de espigones de pequeño tamaño por todo el flanco oriental del actual delta, distorsionan los resultados obtenidos.

## 4.3 Ramblas de Albuñol y Huarea

El caso de estas ramblas y su evolución son un caso particular. La existencia de un evento



extremo de precipitaciones torrenciales en el sureste andaluz entre los días 18 y 19 de noviembre de 1973 supuso el crecimiento súbito de hasta 200 m. en el primero y 270 en el segundo. La posterior alteración de su cauce se limita a obras de canalización. No obstante, la construcción de muros de defensa en toda la superficie litoral del delta supone un alivio para un proceso erosivo que va en aumento (figura 5).

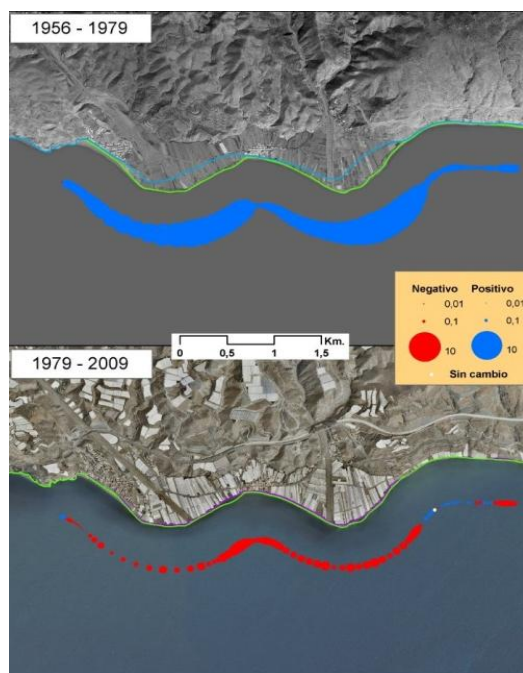


Figura 5. Tasas de las Ramblas de Albuñol y Huarea

El subperíodo 1956-1979 se caracteriza, como ya se ha adelantado, por la progradación súbita de ambos deltas por la ocurrencia de un evento de magnitud extrema. Con un total de 600 l/m<sup>3</sup> en apenas 8 horas, los torrentes de ambas ramblas hicieron aumentar la superficie de ambos deltas en casi un 30%. Las tasas de acumulación para este período rondan los 8 m/año en el Delta de Albuñol y los 13,5 m/año en el de Huarea.

En el subperíodo de 1979-2009 los procesos regresivos son la nota dominante. Con tasas erosivas que rondan los 0,5 m/año, existen zonas críticas donde aumentan hasta los 1,6 en los laterales orientales de ambos deltas. Los resultados se ven alterados por la construcción de infraestructuras paralelas al frente costero, que evitan la erosión lineal de los deltas.

El actual comportamiento erosivo no ha supuesto volver a la posición y condiciones originales de los deltas, previos al evento de 1973. Ello induce a interpretaciones erróneas si tenemos en cuenta el período global de estudio (1956-2009), donde se reflejan tasas de

acumulación anuales en ambos deltas de hasta 3,5 m/año en el de Albuñol y de 4,5 en el de Huarea.

#### 4.4 Delta del Almanzora

Se trata de la zona con las mayores tasas de erosión de toda Andalucía, donde éstas ya se daban en períodos anteriores a la regulación de la cuenca fluvial del río. El carácter torrencial del cauce, así como la composición desagregada de los materiales que componen el delta suponen la intensificación de la dinámica litoral, muy activa desde el punto de vista del transporte sedimentario (figura 6).

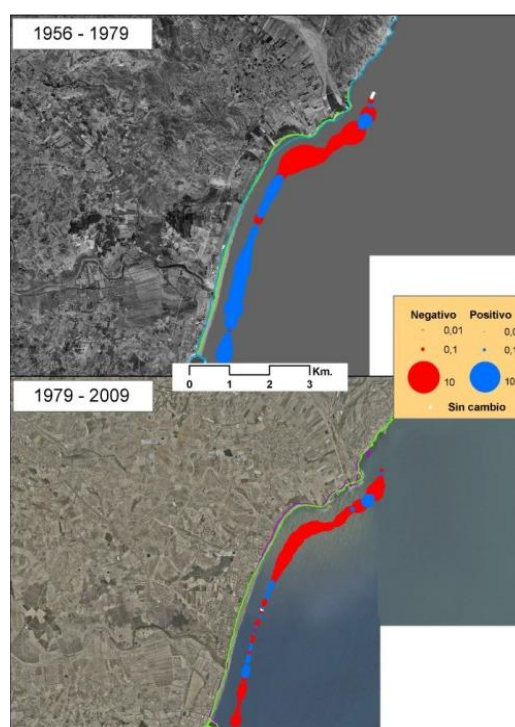


Figura 6. Tasas del Río Almanzora

Durante el primer período de estudio (1956-1979), se observan las mayores tasas erosivas en el frente deltaico, las cuales superan levemente los 7 m/año. La deriva dominante ha provocado un intenso transporte lateral de sedimentos hacia el sector más meridional, alimentando las playas adyacentes, las cuales poseen tasas de acumulación de hasta 2,4 m/año. La construcción del puerto de Garrucha supone la retención de sedimentos, alcanzándose tasas acumulativas de hasta 3,2 m/año en las zonas aledañas a éste.

Durante el período 1979-2009 se procede a la regulación de la cuenca del Río Almanzora mediante la construcción del Embalse Cuevas de Almanzora en 1986. La desconexión del delta con su fuente sedimentaria provoca grandes déficits,

que quedan plasmados en un comportamiento erosivo generalizado. Las mayores tasas erosivas se siguen produciendo en el frente deltaico, donde se superan los 2,5 m/año. La generación de dunas artificiales y la regeneración artificial de las playas en el sector meridional del delta suponen la continua alternancia de comportamientos acumulativos (0,4 m/año) y erosivos (0,3 m/año) de carácter puntual y de poco calado.

## 5 CONCLUSIONES

Las principales conclusiones que se obtienen de la metodología y resultados obtenidos son las siguientes:

- La creciente difusión de datos espaciales (ortofotografías de detalle) que la Administración (IDEs) pone a disposición de los investigadores en forma de **servicios interoperables OGC** representa un importante volumen de datos esencial para el seguimiento de los procesos erosivos en las costas.
- Una clara definición de los **criterios de digitalización y homogeneidad de la escala** de la misma, así como el uso de indicadores de línea de costa adecuados son esenciales cuando se trata de estudios multitemporales y, máxime, con vocación de ser actualizados temporalmente.
- La incorporación de las líneas a **modelos de datos** sustentados por bases de datos espaciales permiten una eficiente gestión de los mismos y facilitan las labores de interpretación, si se incorporan variables que permitan estimar la fiabilidad y validez de las tasas calculadas (criterios de exclusión)
- En cuanto a los resultados obtenidos se constata la **tendencia generalizada a la erosión** de los deltas mediterráneos de Andalucía. Las causas más evidentes que explican esta tendencia son la alteración antrópica de las cuencas vertientes por regulación (Adra, Almanzora,...) y la presencia de infraestructuras en sus frentes expuestos (Guadalfeo, Andarax...) y al oleaje, al interferir con el tránsito transversal o longitudinal. La subida de nivel del mar asociada al cambio climático puede ser un factor añadido que potencie dichos procesos erosivos.
- El caso de los deltas de Albuñol y Huarea es muy revelador al constatar la necesidad de elaborar tasas para varios

subperíodos dentro del rango temporal estudiado, ya que la presencia de un evento extremo que hizo crecer significativamente el delta en 1973 podría dificultar la interpretación. En nuestro caso, aunque la tasa para el período total resulta positiva, el cálculo para el subperíodo más reciente revela que su comportamiento erosivo sigue el mismo patrón que el resto de deltas.

- Las medidas antrópicas correctoras (regeneración con arenas externas) que se vienen aplicando hasta la actualidad suponen una solución transitoria cuyo coste se incrementará si las proyecciones asociadas al cambio climático se cumplen, independientemente del escenario hacia el que evolucionemos (IPCC, 2007).

## AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se ha desarrollado dentro del proyecto de excelencia de la Junta de Andalucía (RNM-6207) y del correspondiente al Plan Nacional (CSO2010-15807) "Espacialización y difusión web de variables demográficas, turísticas y ambientales para la evaluación de la vulnerabilidad asociada a la erosión de playas en la costa andaluza (incidencia de la potencial subida del nivel del mar asociada al cambio climático)".

## BIBLIOGRAFÍA

- Boak, E.H. y Turner, I.L. 2005. Shoreline Definition and Detection: A Review, *Journal of Coastal Research*, 21 pp 688–703
- Charlier, R.H. y De Meyer, C.P. 1998. *Coastal erosion. Response and Management*, Springer-Verlag, Berlín, 353 pp.
- Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. 2010. *Medio Ambiente en Andalucía. Informe 2010*, Servicio de Publicaciones de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. 518 p.
- Díaz-Delgado, R. 2008. Cartografía dinámica costera del Parque Nacional de Doñana. Actas de las Jornadas Técnicas *Las nuevas técnicas de información geográfica al servicio de la gestión de zonas costeras: Análisis de la evolución de playas y dunas*, Universitat Politècnica de València, Valencia, España, 28-32.
- IPCC. 2007. *Cambio climático 2007: Informe de síntesis*. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Equipo



- de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación). IPCC, Ginebra, Suiza, 104 pp.
- Leatherman, S.P. 1997. Coastal erosion: mapping and management, *Journal of coastal research: Special issue Volumen 24 de Documents of Colorado Art*. Coastal Education & Research Foundation. Versión digital. 196 p.
- Ojeda J., Fernández, M., Prieto, A., Pérez, J.P. y Vallejo, I. 2010. Levantamiento de líneas de costa a escalas de detalle para el litoral de Andalucía: criterios, modelo de datos y explotación. En *Tecnologías de la Información Geográfica: La Información Geográfica al servicio de los ciudadanos*, editado por J. Ojeda, M.F. Pita e I. Vallejo, Sevilla, pp. 324-336.
- Viciana, A. 1994. La regeneración de las playas como adecuación del marco turístico en el espacio almeriense. *Actas del Simposio Hispano-Francés sobre Desarrollo Regional y Crisis del Turismo en Andalucía*, Granada, Instituto de Estudios Almerienses, pp. 201-216



# Evaluación de las dinámicas temporales de las cubiertas y usos del suelo mediante comparación post-clasificación e índices de área relativa

A. Regos<sup>1,2</sup>, M. Ninyerola<sup>3</sup>, G. Moré<sup>4</sup> y X. Pons<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Grup d'Ecologia del Paisatge, Àrea de Biodiversitat, Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC-CREAF)

<sup>2</sup>Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Universida de Santiago de Compostela (USC)

<sup>3</sup>Dep. de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia. Universitat Autònoma de Barcelona.

<sup>4</sup>CREAF

<sup>5</sup>Dep. de Geografia. Universitat Autònoma de Barcelona.

adrian.regos@ctfc.es

## RESUMEN

Los cambios en los usos del suelo afectan a la biodiversidad y son uno de los principales componentes del cambio global. Durante las últimas décadas las áreas montañosas del noroeste peninsular han estado sometidas a un abandono del medio rural que ha provocado una intensa dinámica de cambios en las cubiertas del suelo. En los últimos años los datos procedentes de Landsat han sido ampliamente utilizados en el cartografiado de las cubiertas del suelo a través de clasificación multiespectral, siendo particularmente útiles en áreas montañosas donde la accesibilidad es limitada. En este trabajo evaluamos las dinámicas temporales de las cubiertas y usos del suelo ocurridos en una zona montañosa del NW de la Península Ibérica durante el período 2000-2010, mediante una comparación post-clasificación y tres índices de área relativa. Dicha evaluación incluye: 1) la corrección radiométrica de las imágenes Landsat, 2) la definición precisa de las áreas de entrenamiento y 3) la incorporación de información auxiliar durante el proceso de clasificación. La precisión temática de los mapas generados se valoró mediante matrices de confusión, índice de acierto general e índice Kappa. Los mapas utilizados fueron generados con el clasificador de máxima verosimilitud (MV) (88.18%) y el de mínima distancia de Mahalanobis (DM) (87.37%). Los resultados han sido consistentes a la luz del proceso de abandono rural ya que se han observado altos porcentajes de generación de área relativa (> 50%) en las categorías de 'bosque' y 'matorral' mientras que 'prados y cultivos' presentaban valores de desaparición de área relativa del 58%.

## PALABRAS CLAVE

Abandono rural, clasificación supervisada, dinámica de usos del suelo, datos Landsat, datos auxiliares, índices de área relativa.

## ABSTRACT

Land cover changes affect biodiversity and they are a major causative component of global change. During last decades the mountainous areas of northwestern Iberian Peninsula have been undergone an intense process of abandonment of rural areas which has caused an intense land cover dynamic. In the last years Landsat data has helped in the mapping of land covers through multispectral classification being particularly useful in mountainous areas where accessibility is limited. In this work,

*we assess the land cover dynamics in a mountain area of NW of Iberian peninsula between 2000 and 2010, through a post-classification comparison and three indices of relative area. This evaluation includes: 1) radiometric correction of Landsat images, 2) an accurate definition of training area and 3) the addition of ancillary data during the classification procedure. The thematic accuracy of land cover maps generated was measured by confusion matrices, overall accuracy and Kappa index. These maps were generated with the Maximum Likelihood classifier (MLC) (88.18%) and Mahalanobis Distance classifier (MDC) (87.37%). Finally, the findings derived from land cover changes analysis are coherent with the land abandonment context because the categories of 'forest' and 'scrubland' have showed a high percentage of relative area generation (> 50%) while 'grassland and crops' have been characterized for values of relative area disappearance of 53%.*

## KEY WORDS

Land abandonment, supervised classification, land use dynamic, Landsat data, ancillary data, indices of relative area.

## 1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Durante el siglo pasado Europa experimentó cambios importantes en su paisaje debido a procesos de homogeneización del territorio causados, entre otros motivos, por un lado, por el abandono de medio rural y, por otro, por la intensificación agrícola (Suárez-Seoane *et al.*, 2002; Navarro y Pereira, 2012). Concretamente las comarcas montañas del NW de la Península Ibérica han sufrido un intenso proceso de abandono del medio rural y la consecuente desaparición de actividades silvo-pastorales ligadas a este modo de vida tradicional (Gómez-Sal *et al.*, 1993). Estos cambios en los usos y cubiertas del suelo afectan a la biodiversidad (Sirami *et al.*, 2007; Navarro y Pereira, 2012) y son uno de los principales componentes causantes del cambio global (Vitousek *et al.*, 1997; Verburg *et al.*, 2011). Detectar y cuantificar estas dinámicas es fundamental para poder tomar las medidas de actuación y planificación necesarias para una correcta gestión y conservación del medio natural en general, y de los espacios naturales protegidos en particular.

La teledetección permite cartografiar cubiertas de vegetación y usos del suelo a través de clasificación multiespectral y resulta especialmente útil en áreas montañosas, donde la accesibilidad es más limitada. Durante los últimos 40 años las imágenes captadas por los satélites Landsat han sido ampliamente utilizadas en el seguimiento de estas cubiertas a escala regional (Chuvieco, 2008). La disponibilidad de largas series temporales, una resolución espacial apropiada para investigar a escala regional y una resolución espectral adecuada para las propiedades de la vegetación hacen que los datos Landsat presenten ventajas frente a los de otros satélites, siendo por este motivo ampliamente utilizados en aplicaciones ecológicas muy diversas (Cohen y Goward, 2004).

Sin embargo, en áreas con fuertes variaciones topográficas los resultados obtenidos a partir de clasificación de imágenes Landsat pueden no ser lo suficientemente buenos (Shrestha y Zinck, 2001). Las principales causas son las fuertes variaciones altitudinales, de iluminación, el efecto topográfico de las sombras, el efecto de la atmósfera, etc. Esto pone de relieve la necesidad de un pre-procesamiento previo de las imágenes que incluya una buena corrección radiométrica, lo que permitirá mejorar substancialmente el resultado final de la clasificación (Pons, 1990; Pons y Solé-Sugrañes, 1994). Por otro lado, la cadencia temporal de las imágenes Landsat y las propias condiciones climáticas del área de estudio hacen que la disponibilidad de aquéllas sea menor a lo deseable debido al grado de cobertura por nubosidad presente en muchas zonas. Los problemas técnicos de Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) a partir del 2003 y la menor disponibilidad de imágenes Landsat 5 Thematic Mapper (TM) son también dos importantes limitaciones. De este modo, la incorporación de información auxiliar durante el proceso de clasificación puede ayudar a mejorar la calidad temática de la cartografía generada, siendo la elección de estas variables auxiliares un paso crítico (Campbell, 2008).

En este contexto, el objetivo principal del presente estudio fue detectar y cuantificar los posibles cambios experimentados en las cubiertas de vegetación y usos del suelo durante el período 2000-2010 en la Reserva de la Biosfera Gerês-Xurés (NW de la Península Ibérica) mediante una comparación post-clasificación de mapas de 2000 y 2010.

El análisis de cambios se realizó a partir del cálculo de la extensión y el porcentaje de área ocupada por cada categoría temática para los dos periodos. Para evaluar los cambios temporales en la localización de las categorías de usos y cubiertas se calculó el grado de superposición,

generación y desaparición entre polígonos de la misma clase temática de ambos años mediante 3 índices de área relativa.

## 2 ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio comprende 175 952 ha incluidas en la Reserva de la Biosfera Gerês-Xurés. Está localizada al NW de la Península Ibérica, en el límite transfronterizo entre Galicia y Portugal (figura 1). La altitud media es de 826 m, con un rango que va desde 15 m a 1513 m, y una pendiente media de 13.2°. Biogeográficamente se encuentra encuadrada en la región Eurosiberiana, aunque la proximidad con la Mediterránea hace que se encuentre fuertemente influenciada por ésta (Pulgar, 2005; Pulgar y Gómez Orellana, 2002), siendo el sector atlántico con mayor influjo mediterráneo de toda la península (Amigo y Romero, 2004). El régimen climático es templado oceánico sub-mediterráneo, siendo la temperatura media de las máximas del mes más cálido de 22.8°C y la temperatura media de las mínimas del mes más frío de 0.29°C. La precipitación media anual es 1223 mm/año (Ninyerola *et al.*, 2000).

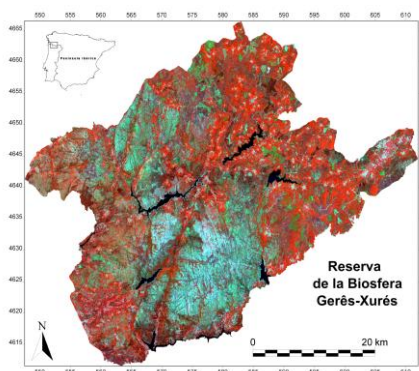


Figura 1. Localización del área de estudio en el contexto de la Península Ibérica.

Es un paisaje montañoso altamente fragmentado, dominado por comunidades de matorral (*Ulex* spp., *Chamaespartium tridentatum*, *Erica* spp., *Genista* spp. y *Cytisus* spp.), robledales (*Quercus robur*, *Q. pyrenaica*) y pinares de repoblación (*Pinus pinaster*, *P. sylvestris*) (Pulgar, 2003).

## 3 MATERIAL Y MÉTODOS

### 3.1 Datos Landsat y pre-procesamiento

El periodo de estudio comprende el decenio 2000-2010. La principal fuente de datos consistió en 5 imágenes Landsat TM y ETM+ (20 marzo 2000, 08 junio 2000, 24 junio 2000, 19 mayo 2010 y 30 julio 2010). Todas estas imágenes fueron

obtenidas por descarga directa del USGS Global Visualization Viewer (<http://glovis.usgs.gov>) y a través de pedido online. Todas ellas presentaban una primera corrección geométrica de nivel 1T realizada con puntos de control y un modelo digital del terreno que se consideró suficientemente satisfactoria. Las imágenes fueron calibradas radiométricamente usando los parámetros de calibración del sensor y otros factores como efectos atmosféricos, ángulo de incidencia solar teniendo en cuenta el relieve, etc. (Pons y Solé-Sugrañes, 1994). Una vez las imágenes fueron corregidas, se realizaron máscaras para las zonas afectadas por las nubes y sus sombras mediante fotointerpretación de las mismas.

### 3.2 Información auxiliar

Durante la corrección radiométrica es importante usar un Modelo Digital de Elevación (MDE) con una resolución planimétrica comparable a la resolución geométrica de la imagen (Pons y Solé-Sugrañes, 1994). Se utilizó el Global Digital Elevation Model (GDEM) de 30 m de resolución. Concretamente, se descendieron las 5 imágenes necesarias para abarcar el ámbito de todas las escenas Landsat (<http://www.gdem.aster.ersdac.or.jp>) y se realizó un mosaico de todas ellas. A partir del MDE se generó el Modelo Digital de Pendientes (MDP). Ambos modelos fueron incorporados durante el proceso de clasificación.

A partir de las imágenes Landsat se obtuvieron 2 índices de vegetación (IV) con el objeto de realzar la contribución de la vegetación en la respuesta espectral y obtener nuevas capas que presentasen la atenuación de otros factores como el suelo, el relieve, las condiciones de iluminación y la atmósfera, para ser utilizadas complementariamente a las corregidas radiométricamente. Concretamente, se calculó el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) propuesto originalmente por Rouse *et al.*, 1974:

$$NDVI = \frac{(\rho_{IRC} - \rho_R)}{(\rho_{IRC} + \rho_R)} \quad (1)$$

donde se indican las reflectividades ( $\rho$ ) de cada píxel en la banda del infrarrojo cercano (IRC) y del rojo (R). En nuestro caso este índice se obtiene a partir de las reflectividades de las bandas 4 y 3, respectivamente. Entre los factores que modifican notablemente el comportamiento del NDVI figura la proporción de la vegetación respecto al suelo observada por el sensor, sobre todo en zonas con grandes áreas de poca vegetación, como es el caso de la zona estudiada. Los mismos valores de NDVI podrían corresponder con cubiertas vigorosas pero poco



densas o con cubiertas densas pero de escasa vitalidad. Huete *et al.*, 1992 propusieron añadir un parámetro (L) al NDVI que minimiza el efecto del suelo. De este modo se calculó un nuevo índice denominado índice de vegetación ajustado al suelo (SAVI) (Huete, 1988):

$$SAVI = \frac{(\rho_{IRC} - \rho_R)}{(\rho_{IRC} + \rho_R + L)}(1 + L) \quad (2)$$

donde L indica una constante para ajustar la línea vegetación-suelo al origen. Este parámetro viene dado por el valor de la pendiente de la recta de calibración obtenida al enfrentar la banda 4 y 3 en un eje de coordenadas XY, obteniendo así un valor de L para cada SAVI incluido en la clasificación.

Además de los índices de vegetación también se crearon mapas de distancias. A partir de una capa vectorial preexistente de hidrografía (extraída de cartografía básica topográfica a escala 1:5000 por el SITGA, Sistema de Información Territorial de Galicia) se generó un primer mapa de distancias a ríos, con el objeto de mejorar la separabilidad entre cubiertas de vegetación. Del mismo modo, y, en este caso, a partir de una capa vectorial de edificaciones (1:5000, SITGA) se generó un mapa de distancias a edificios que teóricamente podría facilitar la discriminación entre zonas urbanas y otras categorías, así como prados y cultivos, generalmente más próximos a los núcleos rurales.

Dado que la distribución potencial de la vegetación depende, entre otros factores, de las condiciones climáticas y de radiación solar que imperan en la zona, se consideraron mapas de temperatura mínima, media y máxima, tasa de precipitación y radiación solar para el mes de junio, mes más próximo a la fecha de captación de la mayoría de las imágenes utilizadas. Estas capas están disponibles en el atlas climático digital de la península ibérica (<http://opengis.uab.es/wms/iberia/index>) (Ninyerola *et al.*, 2000).

Para evitar que esta nueva información ráster tuviera un mayor peso en el clasificador que las propias bandas Landsat se re-escalaron los valores de cada píxel entre 0 y 100, que es el rango de reflectividades que presentan dichas bandas.

### 3.3 Detección y comparación de cambios

Hay dos posibles aproximaciones a la detección de cambios (Singh, 1989; Serra *et al.*, 2003)

1. *Comparación post-clasificación, a posteriori*: análisis comparativo de los resultados de dos clasificaciones de diferentes fechas producidas de forma independiente (comparación mapa a mapa).

2. *Análisis simultáneo de datos multitemporales*: clasificación de multidados (comparación imagen a imagen).

Las comparaciones *a posteriori* son un método ampliamente utilizado (Serra *et al.*, 2003) y permiten, no sólo cuantificar los cambios, sino también analizar las dinámicas de cambio. Por este motivo nos decantamos por esta primera opción. Para la comparación *a posteriori* fue necesario por tanto generar un mapa de cubiertas y usos del suelo del área de estudio para el año 2000 y otro para 2010, obtenidos a partir de diferentes procesos de clasificación.

Tradicionalmente se han dividido los métodos de clasificación en dos grupos: supervisado y no supervisado (Chuvieco, 2008). Se ha escogido el método supervisado por ser el más habitual y por partir de un conocimiento previo del terreno, adquirido en este caso por trabajo de campo (Domínguez y Regos, 2010). Este método se basa en la definición de áreas de entrenamiento (AE) que sirven para “entrenar” al clasificador en el reconocimiento de las distintas categorías. A partir de estas AE se caracterizará cada una de las clases radiométricas para, posteriormente asignar el resto de los píxeles de la imagen a una de estas categorías en función de la similitud de sus valores con los extraídos en las AE. En este caso se han definido por digitalización sobre composiciones RGB, obtenidas por combinación de las diferentes bandas (5+4+2, 4+5+3, 7+2+1 y 4+5+7 fundamentalmente) y sobre fotografía aérea para lograr así una localización lo más precisa posible. Concretamente se emplearon ortofotografías a escala 1:18 000 del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) de 2003 para las AE del año 2000 y de 2007 para las AE de 2010. También nos hemos basado en el conocimiento previo del área de estudio y en cartografía convencional como apoyo a la hora de definir las AE. Han servido de apoyo los mapas de usos y cubiertas del suelo (LULC, *Land Use and Land Cover*) del CORINE del año 2000 para las AE de 2000 y de 2006 para las de 2010.

Se asume que estas AE son fieles representaciones de las distintas categorías temáticas que constituyen la leyenda de trabajo. En este caso se han definido 11 categorías: 1) embalses; 2) roquedo (roca desnuda con < 20% de vegetación); 3) Medio rocoso con matorral (matorral entre 20%-80% de cobertura cubriendo áreas de roquedo); 4) matorral (> 80% de cobertura, incluidos pastizales naturales); 5) bosques caducifolios (bosques de quercíneas); 6)

bosques de coníferas; 7) prados y cultivos; 8) urbano (núcleos urbanos y rurales); 9) suelos de escasa vegetación (zonas que han sido recientemente deforestadas, rozadas y áreas que todavía se encuentran en fases incipientes de regeneración post-incendio); 10) suelos desnudos; 11) áreas quemadas (zonas afectadas por incendios forestales recientes).

La utilización de índices de vegetación (NDVI) ha sido de gran utilidad a la hora de discriminar áreas quemadas, ya que en las zonas afectadas por incendios se produce una clara disminución de los valores del NDVI. Además también se emplearon composiciones RGB 4+5+7 donde las áreas quemadas presentaban un color violáceo intenso. La propia visualización de la banda del infrarrojo (banda 4) permitía diferenciar claramente estas zonas quemadas del resto de la imagen.

Antes de abordar el proceso de clasificación se ha analizado la separabilidad espectral de las categorías seleccionadas. En este caso se ha utilizado la divergencia transformada escalada entre 0 y 2 como criterio cuantitativo para evaluar numéricamente la posibilidad de discriminar las distintas categorías (Richards y Jia, 2006). Una vez lograda está mínima separabilidad entre clases se pudo abordar con garantías la fase de asignación, donde se trata de adscribir cada uno de los píxeles de la imagen a una de las clases previamente definidas.

Se utilizaron para ello la mínima distancia de Mahalanobis (DM) y la máxima verosimilitud (MV) como métodos de clasificación supervisada.

La calidad temática de los mapas obtenidos se verificó mediante matrices de confusión generadas a partir de áreas de test (AT, definidas siguiendo la misma metodología descrita para las AE). De este modo se recoge tanto la incertidumbre total del mapa resultante como la exactitud del usuario y del productor. Acompañando a este resultado se calculó para cada caso el índice Kappa, índice corrector que nos permite evaluar si la clasificación ha discriminado las categorías con una precisión significativamente mayor a la que se habría obtenido con una asignación aleatoria (Chuvieco, 2008).

Para analizar y cuantificar los cambios en las cubiertas y usos del suelo a escala paisajística fue necesario vectorizar previamente cada uno de los mapas ráster de 2000 y 2010. Se calcularon para cada una de las 11 categorías y para los dos periodos el área total (ha) y la relación entre su perímetro total y su área total, como parámetro indicativo del grado de fragmentación. Para valorar los cambios temporales en la localización de las categorías de usos y cubiertas se calculó

el grado de superposición entre polígonos de la misma clase temática de ambos años mediante un índice definido como superposición de área relativa (*Relative Area Overlap*, RAO; Maruca y Jacques 2002):

$$RAO_{ij} = a_{(i \cap j)} / a_{(i \cup j)} \quad (3)$$

donde  $a_{(i \cap j)}$  es el área de intersección y  $a_{(i \cup j)}$  el de unión de los polígonos al principio ( $i$ ) del intervalo y al final ( $j$ ). Para polígonos que no se intersectan la RAO será 0 mientras que un incremento en sus valores indicará un mayor grado de superposición hasta un valor máximo de 1.

Dado que se esperaba encontrar cambios temporales en la localización de las categorías fueron considerados 2 índices más. Sirami *et al.*, 2009 definieron la generación de área relativa (RAG, *Relative Area Generation*) como:

$$RAG_{ij} = (a_j - a_{(i \cap j)}) / a_{(i \cup j)} \quad (4)$$

donde  $a_j$  es el área del polígono al final del intervalo, y la desaparición de área relativa (RAD, *Relative Area Disappearance*):

$$RAD_{ij} = (a_i - a_{(i \cap j)}) / a_{(i \cup j)} \quad (5)$$

donde  $a_i$  es el área del polígono al comienzo del intervalo.

Se calcularon estos 3 índices para el intervalo temporal 2000-2010 para cada categoría excepto para las de "suelo desnudo" y "embalse", donde las posibles variaciones se deben a los cambios estacionales en el nivel del agua embalsada y a dinámicas temporales muy locales que no se contemplan en este trabajo.

Todo el pre-procesamiento de las imágenes fue llevado a cabo con el software MiraMon (Pons, 2004). Los cálculos de separabilidad espectral entre categorías, procesos de clasificación y verificación de la incerteza temática se realizaron mediante el software ENVI 4.7 SP1. Finalmente, para el análisis de cambios a escala de paisaje se empleó el ArcGIS 9.3 (Environmental Systems Research Institute, Inc.).

## 4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La utilización de datos procedentes de diversas fuentes es una alternativa muy útil para mejorar la discriminación entre cubiertas de interés que pueden ser difícilmente discriminables si nos basamos exclusivamente en los datos de la imagen (Chuvieco, 2008). En áreas con fuertes variaciones topográficas los datos procedentes de imágenes de satélite pueden producir unos resultados poco satisfactorios a la hora de abordar cartografía de usos y cubiertas del suelo (Shrestha y Zinck, 2001). Incluso en áreas con pocas distorsiones topográficas la exactitud temática de los mapas de cubiertas puede verse

incrementada al integrar información de teledetección y datos auxiliares en un entorno GIS (Molenaar y Janssen, 1991). Por otro lado, el umbral usualmente utilizado para aceptar como buenos los resultados de una clasificación individual es del 85% (Campbell, 2008), pero hay que considerar que en nuestro caso el objetivo final del estudio es detectar y cuantificar los cambios por medio de una comparación post-clasificación de 2 mapas, por lo que la exactitud de cada mapa deberá ser multiplicada. En consecuencia y dadas las limitaciones en la disponibilidad de imágenes Landsat en nuestra zona de estudio, fue fundamental incorporar nueva información ráster auxiliar para mejorar los resultados que hubiéramos obtenido de abordar el estudio exclusivamente con datos Landsat.

Los mapas escogidos fueron generados con una incerteza global del 88.18% (MV; tabla 2, figura 2) para el año 2000 y del 87.37%; (DM; tabla 2, figura 3) para 2010. Por tanto el análisis de los cambios se ha abordado con una calidad temática del 77.04% ( $0.88 \times 0.87 = 0.77$ ). Considerando que el umbral propuesto para clasificaciones individuales es de 85% (Campbell, 2008) y que la exactitud temática de los dos mapas debe ser multiplicada para obtener el acierto global del producto final de su superposición (Serra *et al.*, 2003) se pudo aceptar que la calidad temática de nuestro análisis está por encima del umbral establecido de 72% ( $0.85 \times 0.85 = 0.72$ ). Además, dado que nuestra leyenda es relativamente compleja y que son las más simples las que dan un mejor resultado (Lunneta *et al.*, 1991) se pueden considerar los resultados como satisfactorios.

En cuanto a los resultados derivados del análisis de cambios a escala paisajística se pudo comprobar que los bosques de caducifolios y coníferas han visto incrementada su extensión considerablemente (tabla 3; figuras 2 y 3).

Los caducifolios se han caracterizado por presentar un alto porcentaje de generación de área relativa (RAG > 50%), lo que indica la ocupación de nuevos espacios, mientras que las masas existentes al principio del periodo no han sufrido grandes cambios (RAD < 10%). Los bosques de coníferas también han aumentado considerablemente, pasando de ocupar el 4,5% al 9,7% de la superficie en algunas zonas, con un elevado porcentaje de generación de área relativa (61,5% de RAG) (tabla 3, figuras 2 y 3). El

matorral se muestra como la cubierta más dinámica de todas ya que presenta unos valores muy elevados tanto de RAG como RAD. El matorral de sustitución ha dado paso a especies arbóreas en algunas zonas mientras que áreas anteriormente utilizadas como pastos, prados y cultivos han podido ser colonizadas por matorrales y caducifolios, debido posiblemente a la disminución de actividades silvo-pastorales (figuras 2 y 3).

	2000		2010	
	EUs	EPr	EUs	EPr
<b>roquedo</b>	82.53	89.33	100	100
<b>embalses</b>	100	100	93.81	93.67
<b>bosques de coníferas</b>	99.36	97.05	92.11	85.37
<b>prados y cultivos</b>	57.33	90.53	100	66.15
<b>matorral</b>	90.67	78.92	94	93.58
<b>áreas quemadas</b>	100	76.28	97.79	99.01
<b>suelo desnudo</b>	81.14	82.56	90.12	94.41
<b>bosques caducifolios</b>	91.37	89.74	99.59	57.62
<b>medio rocoso con matorral</b>	54.37	88.36	68.28	78.78
<b>suelo de escasa vegetación</b>	99.64	63.55	52.15	87.08
<b>urbano</b>	99.14	86.81	91.28	97.84
<b>Exactitud general:</b>	88.18%		87.37%	
<b>Coefficiente kappa:</b>	0.86		0.85	

Tabla 2. Valoración de la precisión de los mapas para los años 2000 y 2010; EPr: Exactitud del productor en %; EUs: Exactitud del usuario en %.



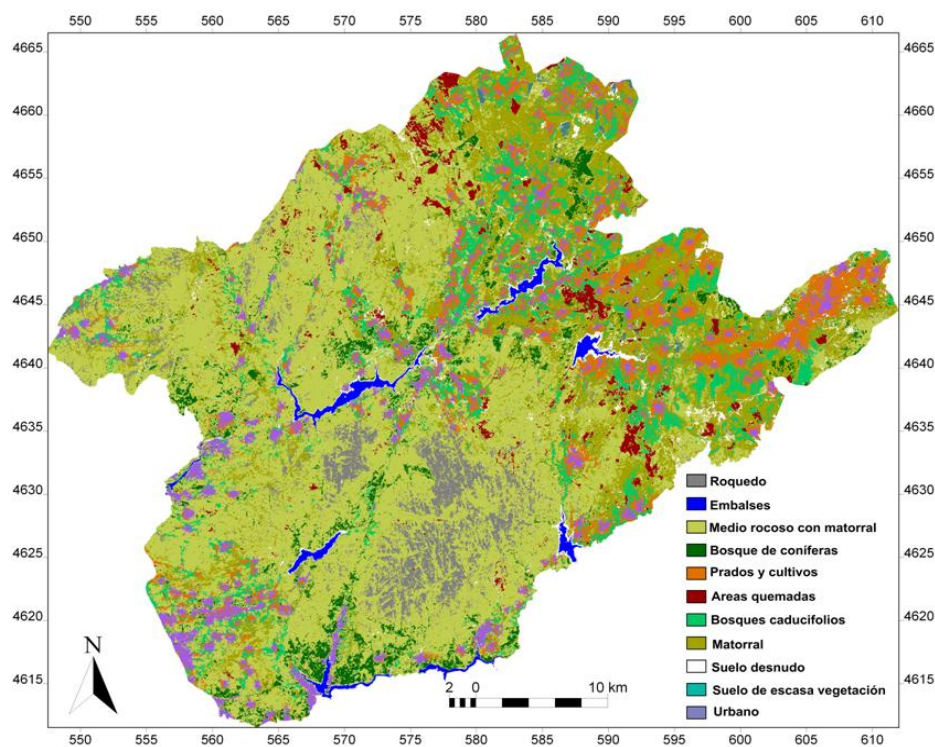


Figura 2. Mapa del año 2000 de cubiertas de vegetación y usos del suelo.

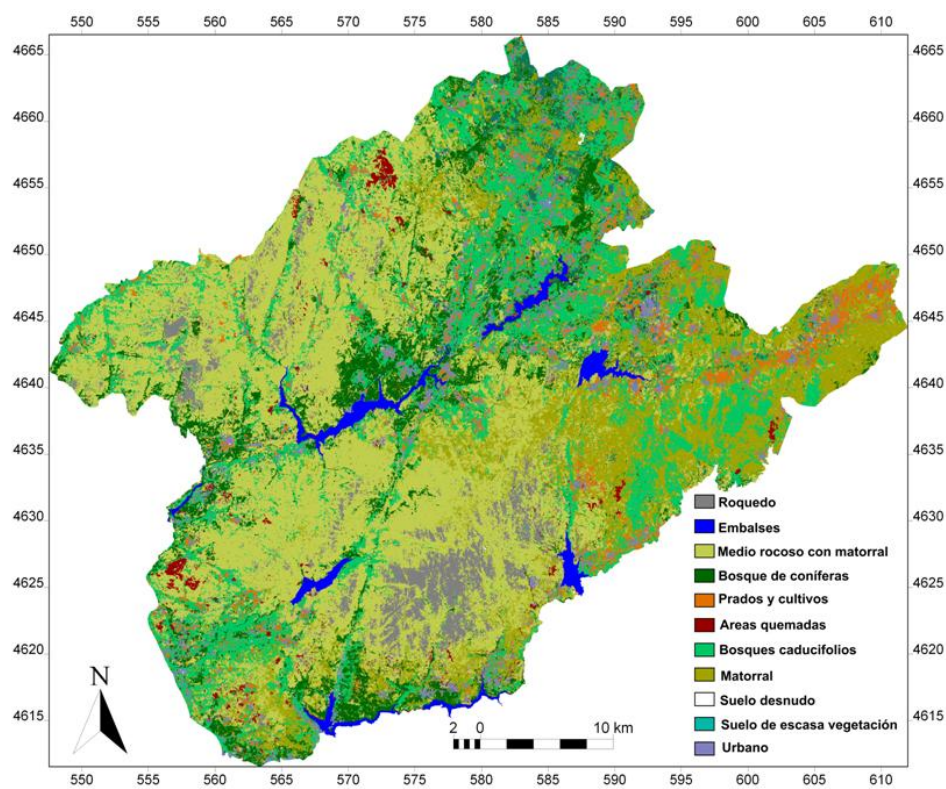


Figura 3. Mapa del año 2010 de cubiertas de vegetación y usos del suelo.

Cubiertas	Área (ha)				Perímetro (m)		Fragmentación (P/A)		Dinámica de cambios		
	2000	2010	Unión	Intersección	2000	2010	2000	2010	RAO	RAG	RAD
<i>Aqu</i>	3982,34	2392,02	6319,35	54,99	1203840	1474980	0,03	0,06	0,87	36,98	62,15
<i>Cad</i>	15009,81	32739,73	35767,08	11982,51	6077760	11819580	0,04	0,04	33,50	58,03	8,46
<i>Mat</i>	27976,61	28987,45	46377,09	10586,97	10683240	12853320	0,04	0,04	22,83	39,68	37,50
<i>Mro</i>	83139,71	66887,75	99069,21	50958,18	16761300	16502700	0,02	0,02	51,44	16,08	32,48
<i>Con</i>	7912,05	16729,53	20580,12	4061,52	3423840	7119720	0,04	0,04	19,74	61,55	18,71
<i>Pcu</i>	14674,46	6966,30	16661,52	4979,16	5395020	2994360	0,04	0,04	29,88	11,93	58,19
<i>Roq</i>	9031,84	7529,20	13168,17	3392,91	3663657	2680800	0,04	0,04	25,77	31,41	42,82
<i>Sev</i>	566,19	3909,06	4391,73	83,67	273420	2284680	0,05	0,06	1,91	87,10	10,99
<i>Urb</i>	8108,56	6411,76	11758,14	2762,37	3110460	4100340	0,04	0,06	23,49	31,04	45,47

**Tabla 3.** Cuantificación de los cambios a escala de paisaje calculados para la Reserva de la Biosfera Gerês-Xurés: Superficie ocupada por cada tipo de cubierta en 2000 y 2010 expresada en hectáreas (ha); perímetro total en metros (m); grado de fragmentación (relación entre el perímetro total y el área total); dinámica temporal medida a través del índice de superposición de área relativa (RAO, expresado en %), generación de área relativa (RAG, expresado en %) y desaparición de área relativa (RAD, expresado en %). Tipos de cubiertas: *Aqu* (áreas quemadas), *Cad* (bosques caducifolios), *Mat* (matorral), *Mro* (medio rocoso con matorral), *Con* (bosques de coníferas), *Pcu* (prados y cultivos), *Roq* (roquedo), *Sev* (suelo de escasa vegetación), *Urb* (urbano).

Por otro lado 'medio rocoso con matorral' se constituye como la matriz del paisaje en el área de estudio, ya que ocupa casi el 50% del territorio. También hay que destacar la dinámica temporal de 'roquedo': la reducción en su superficie puede ser debido al abandono del medio rural, que va acompañado siempre de un descenso en las actividades silvo-pastorales, lo que conlleva un aumento del matorral.

En cuanto al grado de fragmentación del paisaje, no se observan grandes variaciones entre 2000 y 2010 salvo en las áreas quemadas, donde se ha visto aumentado, posiblemente debido a un mayor número de incendios, pero de menor tamaño, durante los últimos años.

## 5 CONCLUSIONES

Las zonas montañosas del NW ibérico presentan por un lado, variaciones topográficas importantes y un elevado grado de fragmentación del paisaje y, por otro, una baja disponibilidad de imágenes Landsat debido a la nubosidad. Esto hace que la utilización de variables auxiliares además de las propias imágenes Landsat resulte determinante para obtener resultados satisfactorios en este tipo de estudios. Los resultados derivados del análisis de las dinámicas temporales muestran diferencias marcadas en la superficie ocupada por las masas forestales, con

claro aumento tanto de las especies caducifolias como de los bosques de coníferas. El matorral también ha aumentado de forma significativa, sobre todo en las partes más elevadas, aunque también ha sido sustituido en otras, mostrando un gran dinamismo. El medio rocoso con matorral es la matriz paisajística en las áreas más elevadas. El abandono de las actividades ganaderas y agrícolas tradicionales junto con actividades de repoblación forestal parecen haber sido los principales factores causantes de los cambios detectados en las cubiertas de vegetación y usos del suelo durante la última década en el área de estudio.

En qué medida estos cambios han afectado a la biodiversidad o cómo se han visto afectados por otros factores de carácter climático, estructural o socioeconómico, son aspectos que deberían ser también abordados en estudios posteriores para lograr una mayor comprensión de las principales causas de la pérdida de biodiversidad en la Europa de las últimas décadas.

## AGRADECIMIENTOS

Gracias a D. Tomás Merino (director del Parque Natural Baixa-Limia Serra do Xurés) y a D. Francisco Javier González Bailez por toda la información del parque prestada, sin la cual este



proyecto no habría sido el mismo. También quería agradecer por todo el tiempo y dedicación prestada a Oscar González (UAB), Lluís Pesquer (CREAF), así como al Dr. Lluís Brotons (CTFC-CREAF) por acudir a una primera reunión y proporcionar un asesoramiento inicial. Xavier Pons es beneficiario de un ICREA Acadèmia Excellence in Research grant (2011-2015).

## BIBLIOGRAFÍA

- Amigo, J. y Romero, M.I. 1994. Vegetación atlántica bajo clima mediterráneo: un caso en el noroeste ibérico. *Phytocoenologia*, 22 (4), 583-603.
- Campbell, J. B. 2008. Introduction to Remote Sensing. 4ª Ed. London: Taylor y Francis.
- Chuvieco, E. 2008. Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio. Ariel Ciencia. Barcelona.
- Cohen, W. B., y Goward, S. N. 2004. Landsat's role in ecological applications of remote sensing. *Bioscience*, 54 (6), 535-545.
- Domínguez, J. y Regos, A. 2010. Cambios a medio plazo en la comunidad de aves de un área de montaña del noroeste ibérico. *Volumen de abstracts del XX Congreso Español de Ornitología*.
- Gómez-Sal, A., Smith, K.W, Grice, P.V, Currie, F.A y Quine, C. P. 2007. Patterns of change in the agrarian landscape in an area of the Cantabrian Mountains (Spain). Assessment by transition probabilities. IR. Bunce, L. Ryzkowski y M. Paoletti (Eds): *Landscape Ecology and Agrosystems*. Lewis Publisher.
- Gómez-Orellana, L y Pulgar, I. (Informe inédito). Mapa de vegetación del área de ampliación del Parque Natural Baixa Limia-Serra do Xurés. Compostela 2002.
- Huete, A.R. 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25, 295-309.
- Huete, A. R., G. Hua, J. Qi, A. Chehbouni y W.J.D. Van Leeuwen. 1992. Normalization of multidirectional red and NIR reflectances with the SAVI. *Remote Sensing of Environment*, 41, 143-154.
- Laurini y Thompson, 1992. Fundamentals of spatial information systems. Academic Press.
- Lunetta, R. S., Congalton, R. G., Fenstermaker, L. K., Jensen, J. R., McGwiew, K. C. y Tinney, L.R. 1991. Remote sensing and geographic information system data integration: error sources and research issues. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 57, 677-687.
- Maruca, S.L y Jaquez, G.M. 2002. Area-based test for association between spatial patterns. *Journal of Geographical Systems*, 4, 69-84.
- Molenaar, M. y Janssen, L. L .F. 1991. Integrated processing of remotely sensed and geographic data for land inventory purposes. ACSM-ASPRS Annual Convention, Baltimore, 1991. *The integration of remote sensing and GIS systems*, 75-89.
- Navarro, L. M y Pereira H. M. 2012. Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. *Ecosystems*. DOI: 10.1007/s10021-012-9558-7.
- Ninyerola, M., Pons, X. y Roure, J. 2000. A methodological approach of climatological modelling of air temperature and precipitation through GIS techniques. *International Journal of Climatology*, 20, 1823-1841.
- Pons, X. 1990. Utilització d'un model de correcció radiomètrica sobre imatges de satèl·lit per a la millora de la cartografia automàtica de la vegetació. Serra de Collserola. *Tesi de llicenciatura*. Universitat Autònoma de Barcelona, Facultat de Ciències, Bellaterra.
- Pons, X. 2004. Geographic Information System and Remote Sensing software. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREA. Bellaterra.  
<http://www.crea.uab.es/miramón>
- Pons, X y Solé-Sugrañes, L. 1994. A simple radiometric correction model to improve automatic mapping of vegetation from multispectral satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 48, 191-204.
- Pulgar, I. 2005. Guía de la flora del Parque Natural Baixa Limia Serra do Xurés. 2ª Ed. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia.
- Richards, J. A. y Jia, X. 2006. Remote sensing digital image analysis: an introduction (4ª Ed.). Springer.
- Rodríguez Guitián, M.A y Ramil-Rego, P. 2008. Fitogeografía de Galicia (NW Ibérico): Análisis histórico y nueva propuesta corológica. *Recursos Rurais. Revista oficial do IBADER*. Vol. 1 (4), 19-50.
- Rouse, J. W., Hass, R. W., Schell, J. A. Deering, D. H. y Harlan, J. C. 1974. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Greenwave effect) of natural vegetation. Greenbelt, MD. USA, NASA/GSFC.
- Serra, P., Pons, X. y Sauri, D. 2003. Post-classification change detection with data from different sensors: some accuracy

- considerations. *International Journal of Remote Sensing*, 24, 3311-3340.
- Shrestha, D.P. y Zinck, J.A., 2001. Land use classification in mountainous areas: integration of image processing, digital elevation data and field knowledge (application to Nepal). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 3 (1), 78-85.
- Singh, A. 1989. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing*, 10, 989-1003.
- Sirami, C., Brotons, L. y Martin, J.L. 2007. Vegetation and songbird response to land abandonment; from landscape to census plot. *Diversity and Distribution*, 13, 42-52.
- Sirami, C., Brotons, L. y Martin, J.L. 2009. Do bird spatial distribution patterns reflect population trends in changing landscape? *Landscape Ecology*, 24, 893-906.
- Suárez-Seoane, S., Osborne, P y Baudry, J. 2002. Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biological Conservation*, 105, 333-334.
- Verburg, P.H, Neumann, K. y Nol, L. 2011. Challenges in using land use and land cover data for global change studies. *Global Change Biology*, 17, 974-989.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., y Melillo, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277, 494-499.

# Teledetección y SIGs como fuentes de información ambiental en el modelado de distribución de especies: el caso práctico del conejo europeo

A. Regos<sup>1,2</sup>, L. Tapia<sup>1</sup>, M. Vidal<sup>1</sup>, J. Domínguez<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela

<sup>2</sup>Grup d'Ecologia del Paisatge, Àrea de Biodiversitat, Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC-CREAF).

adrian.regos@ctfc.es

## RESUMEN

Se presenta una metodología basada en datos de satélite y sistemas de información geográfica para la extracción de variables ambientales necesarias para modelar la presencia del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) en un área montana de Galicia (NO peninsular) a escala de micro- y macro-hábitat. Se seleccionaron 237 cuadrículas de 100 m x 100 m, incluidas en 24 cuadrículas de 1 km x 1 km, para cada una de las cuales se extrajeron las diferentes variables. La cartografía de las cubiertas del suelo se generó a partir de 3 imágenes Landsat ETM+ y 2 índices de vegetación (NDVI y SAVI) mediante un método de clasificación supervisada (Redes Neuronales Artificiales). Las variables topo-climáticas (altitud, pendiente, orientación, temperatura media del mes más frío y del mes más cálido) se obtuvieron a partir de un Modelo Digital de Elevación Global y un atlas climático digital. Se estimó la influencia antropogénica a partir de capas vectoriales y el propio mapa de cubiertas. Finalmente, se consideró otro conjunto de predictores ecológicos a partir de mapas de distancia a parches de vegetación y longitud de ecotonos. A escala de macro-hábitat además calculamos un índice de diversidad de cubiertas y otro de heterogeneidad. De este modo, se creó una base de datos de 22 variables ambientales. Los predictores fueron seleccionados teniendo en cuenta los requerimientos de hábitat de la especie en la Península Ibérica. Nuestros resultados muestran que las técnicas de información geográfica permiten modelar la distribución de especies sin considerar variables ambientales tomadas in situ.

## PALABRAS CLAVE

Conejo europeo, datos Landsat, redes neuronales artificiales, modelos de distribución de especies, enfoque multi-escalar.

## ABSTRACT

Here we present a methodology based on remote sensing data and geographical information systems (GIS) for extracting environmental variables for modelling the occurrence of European Wild Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in a mountain area of Galicia (NW Spain) at micro- and macro-habitat scale. We selected 237 squares of 100 m x 100 m, included in a grid of 24 squares of 1 km x 1 km, where the different variables were extracted. Land cover mapping was derived from three Landsat ETM+ images and two vegetation indices (NDVI and SAVI) using a supervised classification method (Artificial Neuronal Network algorithm). Topo-climatic predictors (altitude, slope and aspect, the mean temperature of the coolest month and the hottest month) were obtained from a Global Digital Elevation Model and a digital climatic atlas. Human influence was estimated from vectorial layers and Landsat-derived map. Finally, another set of ecological predictors was considered from distance maps to

*vegetation patches and length of ecotones. In addition, at macro-habitat scale we also calculated a diversity index ( $H'$ , Shannon-Wiener Index) and a heterogeneity index (IC). Thus, a database of 22 environmental predictors was created according to this methodology. The predictors were selected taking into account habitat requirements of the specie in the Iberian Peninsula. Our findings show that the use of geographic information techniques allowing modelling the species distribution without considering environmental variables measured in situ.*

## KEY WORDS

European wild rabbit, Landsat-derived map, artificial neuronal network, species distribution models, multi-scale approach.

## 1 INTRODUCCIÓN

Los modelos de distribución de especies permiten, a partir de datos puntuales tomados en un momento y lugar determinado, cartografiar y predecir la presencia o ausencia de la especie en aquellas localidades donde no hay datos disponibles (Buckland y Elston 1993; Guisan y Zimmermann, 2000; Franklin, 2009). Estos mapas de idoneidad de hábitat o mapas predictivos de distribución son esenciales para múltiples aplicaciones en el ámbito de la gestión y conservación de la biodiversidad. Es posible, por ejemplo, evaluar su respuesta al cambio climático global, cuantificar el impacto de los cambios en los usos y cubiertas del suelo y evaluar la influencia de la expansión de especies exóticas, entre otras aplicaciones (Rodríguez *et al.*, 2007). Sin embargo, todavía son pocos los estudios que han examinado la idoneidad de las fuentes de datos espaciales ambientales para su uso en estos modelos de distribución, recibiendo una menor atención que otros aspectos relacionados con los datos a nivel de especie estudiada o la metodología de modelado empleada (Franklin, 2009). La predicción espacial en estos modelos depende de la disponibilidad de datos espaciales digitales (Goodchild, 1996). El reto para el modelador es identificar los mapas ambientales que representen los factores que determinan la distribución de las especies a una escala apropiada.

Por otro lado, de forma general se asume que las variables ambientales tomadas *in situ*, es decir, en el campo, caracterizan de forma más precisa la distribución de las especies que las derivadas de Sistemas de Información Geográfica (SIG). Sin embargo, estudios recientes han mostrado modelos de distribución ligeramente más precisos cuando los predictores derivaban de SIG que cuando eran obtenidos mediante medidas de campo (Newton-Cross *et al.*, 2007). A pesar de ello, todavía son pocos los estudios que lo han testado (Thomas *et al.*, 2002), o que se hayan basado exclusivamente en datos digitales.

Tradicionalmente, los modelos de idoneidad de hábitat de vida salvaje descansan sobre

categorías de vegetación como principales descriptores (Morrison *et al.*, 1998). La clasificación multiespectral de datos de satélite ha sido ampliamente utilizada en la generación de mapas de cubiertas y usos del suelo. Concretamente los datos Landsat presentan notables ventajas, incluyendo entre ellas una cobertura espectral adecuada para estudios de vegetación y una resolución espacial apropiada para investigar a escala regional (Cohen y Goward, 2004). Las técnicas tradicionales de clasificación se han basado generalmente en la cartografía de la cubierta vegetal mediante la asociación de cada píxel con una categoría distinta, bajo el supuesto de que cada píxel representa un área homogénea en el suelo (Chuvieco, 2008). Estos clasificadores tienden a ser más precisos en paisajes dominados por grandes manchas homogéneas y menos en paisajes compuestos por muchas parcelas pequeñas y heterogéneas, como las que se encuentran en regiones montañosas (Campbell, 2008). Se ha utilizado una gran variedad de enfoques con el fin de evitar estas limitaciones, incluyendo las técnicas de regresión (Cohen *et al.*, 2003; Zhu y Evans, 1992), lógica difusa (Foody y Cox, 1994), modelos lineales mixtos (DeFries *et al.*, 2000) y redes neuronales artificiales (Foody *et al.*, 1997; Yuan *et al.*, 2009). En concreto, estudios previos sobre la clasificación de imágenes multiespectrales han confirmado que las Redes Neuronales Artificiales (RNA) dan mejores resultados que los métodos tradicionales de clasificación en términos de precisión (Bischof *et al.*, 1992; Foody, 1995; Benediktsson y Sveinsson, 1997; Foody y Arora, 1997). Además, RNA es un método no paramétrico que requiere poco o ningún conocimiento *a priori* del modelo de distribución de los datos de entrada (Benediktsson y Sveinsson, 1997). Por estas razones y teniendo en cuenta que el área de estudio se encuentra en una región montañosa con un paisaje altamente fragmentado y heterogéneo consideramos RNA particularmente adecuado.

El objetivo de este trabajo es mostrar la idoneidad de las técnicas de información geográfica en la obtención de predictores

ambientales adecuados para la cartografía o el modelado de la vida salvaje. Se presenta una metodología basada en SIG y teledetección para la extracción de variables ambientales necesarias en este caso para modelar la presencia del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) en un área de montaña de Galicia (NO peninsular) a escala de micro- y macro-hábitat.

## 2 MATERIAL Y METODOS

### 2.1 Área de estudio

El área de estudio está situada en una zona de montaña del suroeste de la provincia de Ourense (Galicia, noroeste de España, 42 ° 00' N y 8 ° 00' O) (figura 1). En parte se encuentra incluida en el Parque Natural Baixa Limia-Serra do Xurés, colindante con el Parque Nacional de Peneda-Gerês, en Portugal (figura 1). Aunque la zona presenta cotas superiores a los 1.500 m, el área de estudio no supera los 800 m.s.n.m. de altitud máxima. El clima es templado oceánico sub-mediterráneo, con una temperatura media anual de 12.8 ° C y una precipitación media anual de 1200-1600 mm, lo que implica una significativa escasez de agua durante el periodo estival (Martínez-Cortizas y Pérez-Alberti, 1999). Es un paisaje altamente fragmentado, dominado por comunidades de matorral (*Ulex* spp., *Chamaespartium tridentatum*, *Erica* spp., *Genista* spp. y *Cytisus* spp.), bosques de robles (*Quercus robur*, *Q. pyrenaica*) y pinos (*Pinus pinaster*, *P. sylvestris*) (Pulgar, 2003). El abandono rural que ha experimentando el área de estudio en los últimos años ha provocado un descenso significativo en la superficie ocupada por prados y cultivos mientras que las masas forestales y las comunidades de matorral han aumentado considerablemente (Regos, 2011).

### 2.2 Ámbito y escalas de trabajo

La extracción de los predictores se realizó a escala de micro- y macro-hábitat de la especie (Tapia *et al.*, 2010; Tapia *et al.*, en prep.) (figura 1). A escala de macro-hábitat se seleccionaron 24 cuadrículas de 1 km x 1 km, situadas por debajo de la cota altitudinal de 800 m. A escala más fina se escogieron un total de 237 parcelas de 100 m x 100 m.

### 2.3 Clasificación digital

Para cartografiar las cubiertas del suelo utilizamos 3 imágenes Landsat ETM+ (20 de marzo, 8 de junio y 24 de junio de 2000). Para su clasificación empleamos el algoritmo de las RNA (Richards y Jia, 2006). Todas las imágenes fueron adquiridas con un nivel T1 de procesamiento (corrección geométrica) y proyectadas en el sistema de coordenadas UTM (WGS 84 datum, proyección UTM 29N) con resolución de 30 m en

las bandas del espectro solar. Las imágenes fueron calibradas radiométricamente siguiendo el modelo de Pons y Solé-Sugrañes (1994).

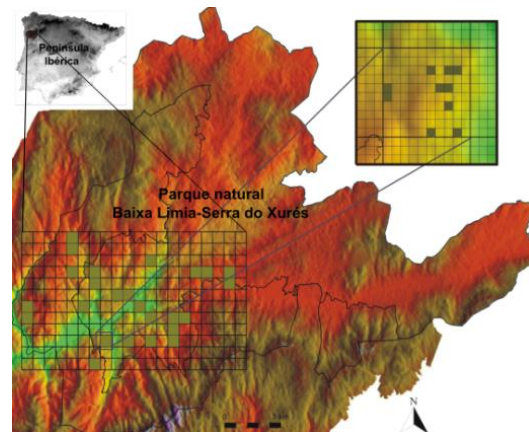


Figura 1. Localización del área de estudio y unidades espaciales de trabajo.

La clasificación digital se basó en la información radiométrica de las bandas del espectro solar y dos índices de vegetación para cada escena Landsat. Concretamente, calculamos el NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) propuesto por Rouse *et al.* (1974):

$$NDVI = \frac{(\rho_{IRC} - \rho_R)}{(\rho_{IRC} + \rho_R)} \quad (1)$$

donde  $\rho_{IRC}$  and  $\rho_R$  indican las reflectividades en la banda del infrarrojo cercano y rojo, respectivamente. También calculamos el SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*) (Huete, 1988):

$$SAVI = \frac{(\rho_{IRC} - \rho_R)}{(\rho_{IRC} + \rho_R + L)} (L + 1) \quad (2)$$

donde L es una constante para ajustar la línea de vegetación-suelo al origen. Consideramos estos índices con el objeto de realzar la contribución de la vegetación en la respuesta espectral y minimizar otros factores como el suelo, la topografía, las condiciones atmosféricas y de iluminación.

La clasificación supervisada fue implementada mediante la selección de 10 clases temáticas basadas en los tipos de cubiertas identificadas en el área de estudio: 1) roquedo (suelo rocoso con menos del 10% de vegetación); 2) medio rocoso con matorral (suelo rocoso con un rango de 20-80% de matorral); 3) matorral (con más del 80% de matorral, incluyendo pastizales); 4) bosques caducifolios; 5) asentamientos humanos (núcleos urbanos y rurales); 6) prados y cultivos; 7) embalses; 8) áreas quemadas; 9) suelo desnudo; 10) bosques de coníferas.



La precisión de los mapas de cubiertas y usos del suelo obtenidos a partir de los datos de satélite fueron evaluados mediante una matriz de confusión usando el porcentaje de píxeles clasificados por clase, la precisión general y el índice Kappa (Foody, 2002). La precisión general se corresponde con el porcentaje de píxeles correctamente clasificados para cada clase y se calcula a través de la diagonal principal de la matriz de confusión. El índice kappa tiene en cuenta tanto los píxeles de la diagonal principal como los valores marginales en la matriz de confusión (Foody, 2002; Richards y Jia, 2006). Esta evaluación fue realizada sobre las áreas de entrenamiento y de test (verdad terreno) definidas previamente.

## 2.4 Extracción de predictores a escala de micro-hábitat

Consideramos 5 grupos de potenciales predictores para cada parcela de 100 m x 100 m muestreada (tabla 1). Todas estas variables independientes fueron seleccionadas teniendo en cuenta los requerimientos de hábitat de la especie en la península Ibérica (Ballesteros, 1998). El primer conjunto está relacionado con las cubiertas de vegetación. Se extrajeron las siguientes variables: "roquedo", "medio rocoso con matorral", "matorral", "bosques caducifolios", "bosques de coníferas" y "prados y cultivos". Estas variables fueron extraídas a partir del mapa de cubiertas obtenido a partir de los datos Landsat, siendo estimadas mediante la proporción de píxeles de cada clase para cada parcela muestreada.

Por otro lado, la combinación de variables topográficas y climáticas pueden proporcionar información sobre condiciones microclimáticas reflejando cambios en la vegetación a escala más fina que un mapa de cubiertas del suelo, aumentando ligeramente la capacidad predictiva de los modelos (Seoane *et al.*, 2004). Por esta razón consideramos un conjunto de variables topo-climáticas. Las variables topográficas (pendiente media y la moda de la orientación) se obtuvieron a partir de un Modelo Digital de Elevaciones Global (MDEG) de 30 m de resolución (<http://www.gdem.aster.ersdac.or.jp>). En cuanto a las variables climáticas, se seleccionaron la temperatura media del mes más frío (enero) y la temperatura media del mes más cálido (junio) (Macedo *et al.*, 2009), ya que podrían actuar como factores limitantes en la distribución del Conejo europeo. Estas variables con 200 m de resolución se obtuvieron del Atlas Climático Digital de la Península Ibérica (Ninyerola *et al.*, 2005). (<http://opengis.uab.es/wms/iberia/index>).

Se consideró también un conjunto de variables relacionadas con la influencia de origen antrópico. En este caso se obtuvieron a partir de una capa vectorial preexistente y el mapa de cubiertas del suelo generado. Concretamente se calculó para cada parcela la proporción de píxeles de "asentamientos humanos", de "áreas quemadas" y la distancia a caminos y carreteras.

Finalmente, también se calculó un grupo de variables ecológicas y otro de paisaje, consistentes en diferentes mapas de distancias a parches de vegetación y longitud de bordes entre diferentes cubiertas. Se calcularon: "ecotono matorral-bosque", "ecotono-prados y cultivos", "distancia a bosques", "distancia a matorral" y "distancia a prados y cultivos". Para ello se reclasificó previamente el mapa de cubiertas agrupando todas las categorías que incluyeran matorral en una sola y las que incluyeran bosques caducifolios y de coníferas en otra.

## 2.5 Extracción de predictores a escala de macro-hábitat

Además de las variables anteriormente descritas a escala de micro-hábitat, para cada parcela de 1 km x 1 km, también calculamos un índice de diversidad ( $H'$ , índice de Shannon-Wiener) y otro de heterogeneidad ( $IC$ ) (tabla 1). El índice de Shannon-Wiener se utiliza a menudo en ecología para medir la diversidad de especies, aunque también se puede aplicar a la diversidad de cubiertas:

$$H' = -\sum \rho_i \cdot \log_2(\rho_i) \quad (3)$$

donde  $\rho_i$  indica la proporción de una categoría temática del paisaje estudiado y  $\log_2(\rho_i)$  la base 2 logarítmica de esa proporción.

$IC$  fue propuesto por Burel y Baudry (1999) y expresa el nivel de heterogeneidad y fragmentación del paisaje de acuerdo al número de parches existentes.  $IC$  se calcula como:

$$IC = \log_{10}(U^2) \quad (4)$$

donde  $U$  es el número de parches dentro de cada cuadrícula muestreada de 1 km x 1 km.  $IC$  es igual a 0 cuando hay un único parche, y va incrementando su valor a medida que  $U$  es mayor. Es independiente de la naturaleza de los parches.

Usamos el software MiraMon (Pons, 2000) para la corrección radiométrica de las imágenes. El proceso de clasificación supervisada fue hecho con el software ENVI 4.0 (Research System, 1996). La extracción de las variables ambientales, mediante MiraMon y ArcGIS 9.3 (Environmental Systems Research Institute, Inc.).

### 3 RESULTADOS Y DISCUSION

#### 3.1 Precisión de la clasificación

La precisión temática de los mapas generados a partir de los datos Landsat siempre debe ser contrastada con un umbral de aceptación definido previamente a fin de decidir si los resultados de la clasificación pueden considerarse satisfactorios (Serra *et al.*, 2003). En este caso, la precisión global fue de 87,51% y el coeficiente kappa, de 0,85 (tabla 2, figura 2). Campbell (2008) propuso para las clasificaciones individuales un umbral del 85%, con lo que podemos considerar el mapa generado adecuado para los objetivos de este trabajo. Este porcentaje nos está indicando que el 87,5% de los píxeles estaban correctamente asignados a la clase temática correspondiente. Concretamente, categorías como “embalses”, “áreas quemadas” y “coníferas” presentaban errores por comisión y omisión inferiores al 3% (tabla 2). Esto quiere decir que solo 3 de cada 100 píxeles han sido clasificados en otra categoría o bien han dejado de ser clasificados en la que les correspondía. La precisión temática más baja se ha registrado en “suelo desnudo”, si bien no es una categoría con significado biológico para la especie. El resto presentaba valores de precisión entre el 60% y 99% (tabla 2).

#### 3.2 Evaluación de las variables ambientales obtenidas

Estudios previos han demostrado que los datos digitales obtenidos a partir de teledetección y SIG pueden mejorar la precisión de los modelos (NewtonCross *et al.*, 2007, Morán-Ordóñez, 2012), ya que proporcionan una información ambiental no disponible de otra forma. Sin embargo, son todavía pocos los estudios que han utilizado estas técnicas como única fuente de datos ambientales en modelos de distribución de especies.

Los resultados de este trabajo han sido parcialmente utilizados para modelar la presencia de conejo a escala de micro-hábitat (Tapia *et al.*, en prep.). Estos autores obtuvieron varios modelos a partir de diferentes combinaciones de las variables ambientales seleccionadas, que actuaban como predictores.

Ya en estudios previos realizados en las partes altas de A Serra do Xurés se llevaron a cabo análisis en SIG para modelar la presencia de la especie. En este caso se observó una relación negativa entre la presencia de conejo y la altitud (Tapia *et al.*, 2010), lo cual coincidía con

los requerimientos de hábitat de la especie, que selecciona preferentemente zonas por debajo de los 1200 m (Blanco y Villafuerte, 1993, Gálvez-Bravo, 2011). Sin embargo, en nuestra área de estudio la altitud, inferior a los 800 m, no resultó ser un factor ecológico limitante (Tapia *et al.*, en prep.). Según este estudio, la distribución del conejo en estas zonas más bajas se ve favorecida por la presencia de áreas de escasa pendiente y abundancia de matorral, con hábitats heterogéneos caracterizados por zonas de ecotono entre matorral y bosque. De este modo, se demuestra la idoneidad del MDEG de y los modelos derivados de él en este tipo de estudios. Por otro lado, la presencia de ecotonos o zonas de transición entre matorral y formaciones herbáceas abiertas (“prados y cultivos”) proporcionan espacios con disponibilidad de alimento y protección para la especie (Gálvez-Bravo, 2011). Considerando estos requerimientos biológicos se puede afirmar que la información extraída a partir del mapa de cubiertas de vegetación es adecuada para este tipo de análisis.

En cuanto a las variables obtenidas a escala de macro-hábitat (tabla 1), estudios previos realizados en el Parque Nacional Peneda Gerês y en las partes altas de A Serra do Xurés han demostrado que variables como el porcentaje de cobertura de matorral, la precipitación o la altitud son factores limitantes en la distribución de esta especie, sobre todo en zonas de montaña (Monzón *et al.*, 2004; Tapia *et al.*, 2010). Concretamente, el conejo se ve favorecido por paisajes en mosaico y selecciona áreas abiertas con matorral o bien matorral fragmentado y, por el contrario, evita parches continuos de bosque o matorral (Monzón *et al.*, 2004; Tapia *et al.*, 2010). De este modo, las variables climáticas y las utilizadas para evaluar la estructura del paisaje, como los índices de fragmentación y heterogeneidad, aportan una importante información ambiental difícilmente obtenida sin estas técnicas de información geográfica.

Con respecto a las unidades espaciales de análisis usadas en este estudio (1 km x 1 km, 100 x 100 m), la resolución de las imágenes Landsat y de los datos altimétricos (30 m x 30 m) es más de un tercio inferior a la unidad mínima de muestreo. Ésto confirma que los datos Landsat y el MDEG tienen una resolución adecuada para abordar la extracción de variables ambientales y el posterior modelado de esta especie tanto a escala de macro- como de micro-hábitat.

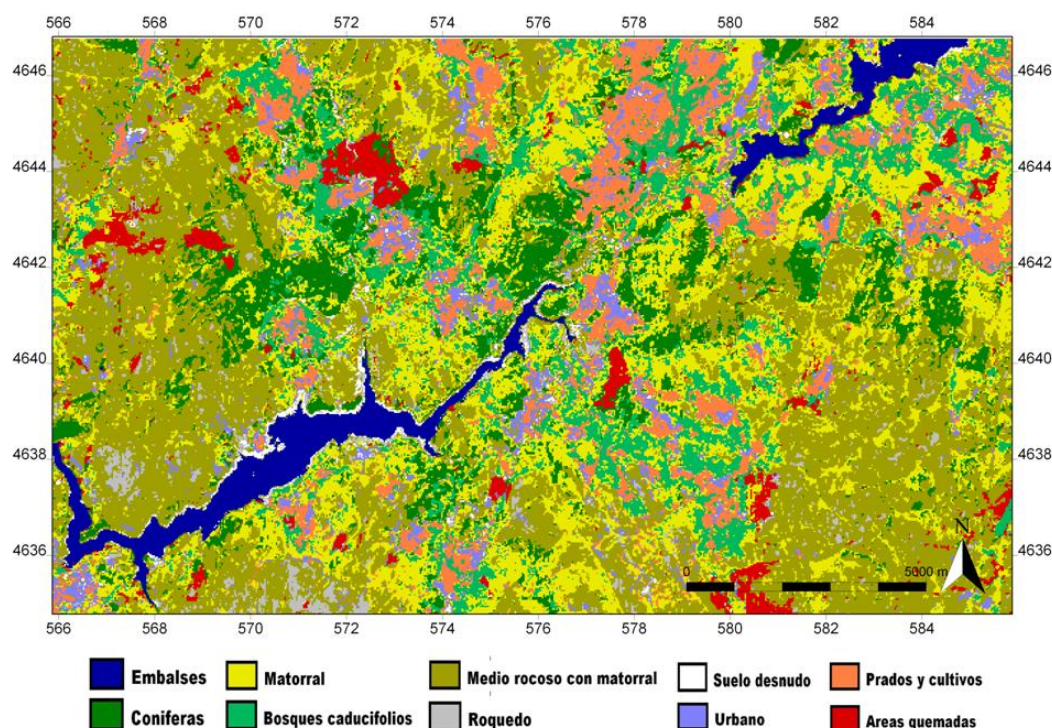


Figura 2. Mapa de cubiertas del suelo del área de estudio generado a partir de datos Landsat ETM+.

## 4 CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos a partir de este estudio sugieren que los modelos basados en datos digitales pueden solventar muchos de los problemas asociados a los datos de campo en el modelado de vida salvaje. En muchas ocasiones la toma de datos ambientales *in situ* conlleva un esfuerzo de campo muchas veces condicionado por aspectos puramente logísticos, como la accesibilidad limitada a determinadas zonas o el enorme coste asociado a una cobertura completa del área de estudio.

Además, durante las dos últimas décadas la calidad y disponibilidad de información cartográfica gratuita o de bajo coste ha aumentado considerablemente. Los datos proporcionados por plataformas satelitales han aumentado considerablemente desde 1972, proporcionando una gran fuente de datos ambientales (p.ej.: servidor del U.S. Geological Survey, USGS, <http://glovis.usgs.gov/>). Los datos topográficos pueden ser fácilmente obtenidos por métodos de interpolación a partir de datos altimétricos puntuales o de MDE globales (<http://www.gdem.aster.ersdac.or.jp>). Otras fuentes de datos, como bases de datos climáticas generadas a partir del modelado de datos meteorológicos están libremente accesibles en internet (p.ej: Worldclim,

<http://www.worldclim.org/>, Hijmans *et al.*, 2005; Atlas Climático Digital de la Península Ibérica, <http://opengis.uab.com/wms/iberia/index>, Ninyerola *et al.*, 2005).

De este modo, las técnicas de información geográfica se están convirtiendo en una fuente de información ambiental adecuada en los modelos de vida salvaje, ya que además de aumentar su precisión, también mejoran y facilitan su reproducción en otros momentos temporales y su aplicación a otras zonas. Todo esto las convierte, en el actual contexto de cambio global, en herramientas adecuadas e incorporables a los procesos de gestión y tomas de decisiones.

## BIBLIOGRAFÍA

- Ballesteros F. 1998. Las especies de caza en España. Biología, ecología y conservación. *Estudio y Gestión del Medio, Colección técnica*, Oviedo, 1-188.
- Benediktsson, J.A. y Sveinsson, J.R. 1997. Feature extraction for multisource data classification with artificial neural networks. *Int. J. Remote Sens.* 18, 727-740.
- Bischof, H., Schneider, W. y Pinz, A.J. 1992. Multispectral classification of Landsat images



- using neural networks. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.*, 30, 482–490.
- Blanco, J.C. y Villafuerte, R. 1993. Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejo: incidencia de la enfermedad hemorrágica. Empresa de Transformación Agraria S.A., Madrid.
- Buckland S.T. y Elston D.A. 1993. Empirical models for spatial distribution of wildlife. *Journal of Applied Ecology*, 30, 478–495.
- Burel, F y Baudry, J. 1999. *Ecologie du paysage: concepts, méthodes et applications*. Tec and Doc, Paris.
- Campbell, J. B. 2008. *Introduction to Remote Sensing*. 4ª Ed. London, Taylor y Francis.
- Chuvieco, E. 2008. *Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio*. 4ª ed., Ariel Ciencia. Barcelona.
- Cohen, W. B., Maier-Sperger, T. K., Gower, S. T. y Turner, D. P. 2003. An improved strategy for regression of biophysical variables and Landsat ETM+ data. *Remote sensing of Environment*, 84, 561–571.
- Cohen, W. B. y Goward, S. N. 2004. Landsat's role in ecological applications of remote sensing. *Bioscience*, 54(6), 535–545.
- DeFries, R. S., Hansen, M. C., y Townshend, J. R. G. 2000. Global continuous fields of vegetation characteristics: A linear mixture model applied to multiyear 8 km AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*, 21, 1389–1414.
- Foody, G. M. y Cox, D. P. 1994. Sub-pixel land cover composition estimation using a linear mixture model and fuzzy membership functions. *Int. J. Remote Sens.*, 15, 619–631.
- Foody, G.M. 1995. Land-cover classification by an artificial neural-network with ancillary information. *Int. J. Geogr. Inf. Syst.* 9, 527–542.
- Foody, G.M. y Arora, M.K. 1997. An evaluation of some factors affecting the accuracy of classification by an artificial neural network. *Int. J. Remote Sens.* 18, 799–810.
- Foody, G. M., Lucas, R. M., Curran, P. J., y Honzak, M. 1997. Non-linear mixture modeling without end-members using an artificial neural network. *International Journal of Remote Sensing*, 18, 937–953.
- Foody, G.M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sens. Environ.* 80, 185–201.
- Franklin, J. 2009. *Mapping Species Distribution: Spatial Inference and Prediction*, Cambridge University Press, New York, 320 pp.
- Gálvez-Bravo, L. 2011. Conejo – *Oryctolagus cuniculus*. *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Cassinello, J. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Goodchild, M.F. 1996. The spatial data infrastructure of environmental modeling. Goodchild, M.F., Steyaert, L.T., Parks, B.O. et al. (Eds.) *GIS and Environmental Modeling: process and Research Issues*. Fort Collins, CO: GIS World Books, pp.11-15.
- Guisan A. y Zimmermann N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in Ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147–186.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. y Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965–1978.
- Huete, A.R. 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25, 295–309.
- Macedo, A., Tavares, A., Fontes, A., Pinto, C., Rodrigues, C., Machado, C., Figueiredo, D., Silva, D. Carvalho, H., Regalo, H., Osório, M., Santarém, M. Gonzalez, R., González, F., Gonzalez, F.J., Fernández, M.A., Gil, A. Veloso, N. 2009. *Propuesta para la creación de la Reserva de la Biosfera Transfronteriza Gerês/Xurés*. [http://www.ibader.org/archivos/docs/mab\\_geres\\_xures\\_09.pdf](http://www.ibader.org/archivos/docs/mab_geres_xures_09.pdf).
- Martínez-Cortizas A. y Pérez-Alberti A. 1999. *Atlas Bioclimático de Galicia*. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela, 1-207.
- Monzón, A., Fernandes, P. y Rodrigues, N. 2004. Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerês, Portugal. *Eur. J. Wildl.*, 50, 1-6.
- Morán-Ordóñez, A. Suárez-Seoane, S. Elith, J. y Calvo, L. De Luis, E. 2012. Satellite surface reflectance improves habitat distribution mapping: a case study on heath and shrub formations in the Cantabrian Mountains (NW Spain). *Diversity and Distributions*, 18, 588–602.
- Morrison, M. L., Marcot, B. G. y Mannan, R. W. 1998. *Wildlife-Habitat Relationships: Concepts and Applications*. 2ª edn. Madison, WI: The University of Wisconsin Press.

- Newton-Cross, G., White, P. C.L. y Harris, S. 2007. Modelling the distribution of badgers *Meles meles*: Comparing predictions from field-based and remotely derived habitat data. *Mammal Review*, 37, 54-70.
- Ninyerola M, Pons X y Roure JM. 2005. Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica. ISBN 932860-8-7. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra.
- Pons, X. 2000. Geographic Information System and Remote Sensing software. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREAF. <http://www.creaf.uab.es/miramón>
- Pons, X y Solé-Sugrañes, L. 1994. A simple radiometric correction model to improve automatic mapping of vegetation from multispectral satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 48, 191-204.
- Pulgar, I., 2005. *Guía de la flora del Parque Natural Baixa Limia Serra do Xurés*. Segunda Ed. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia
- Regos, A. 2011. Detección y comparación de cambios en las cubiertas y usos del suelo a partir de datos Landsat e información auxiliar en un área montana del noroeste de la península Ibérica. *Proyecto final de máster*. Universitat Autònoma de Barcelona /Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions forestals, Facultat de Ciències, Bellaterra.
- Richards, J. A. y Jia, X. 2006. *Remote sensing digital image analysis: an introduction*. 4ª Ed. Springer.
- Rodríguez J. P., Brotons L., Bustamante J. y Seoane J. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions*, 13, 243-251.
- Rouse, J. W., Hass, R. W., Schell, J. A. Deering, D. H. y Harlan, J. C. 1974. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Greenwave effect) of natural vegetation. Greenbelt, MD. USA, NASA/GSFC.
- Seoane, J., Bustamante, J. y Díaz-Delgado, R. 2004. Competing roles for landscape, vegetation, topography and climate in predictive models of bird distribution. *Ecological Modelling*, 177, 209-222.
- Serra, P., Pons, X. y Sauri, D. 2003. Post-classification change detection with data from different sensors: some accuracy considerations. *Int. J. Remote Sensing*, 24, 3311-3340.
- Tapia, L., Domínguez, J. y Rodríguez, L. 2010. Modelling habitat use by Iberian hare *Lepus granatensis* and European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* in a mountainous area in northwestern Spain. *Acta Theriologica*, 55 (1), 73-79.
- Tapia, L., Domínguez, J., Regos, A. y Vidal, M. (en preparación). Modeling the occurrence of European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in a highly fragmented landscape of northwestern Spain from remote sensing data acquired at the same time than field work.
- Thomas, K., Keeler-Wolf, T. y Franklin, J. 2002. A comparison of fine- and coarse-resolution environmental variables toward predicting vegetation distribution in Mojave Deser. Scott, J. M., Heglun, P.J., Morrison, M., Raphale, M., Haufler, J., & Wall, B. (Eds) *Predicting Species Occurrence: Issues of Accuracy and Scale*. Covello, CA: Island Press, pp.133-139.
- Yuan H., Van Der Wiele C. F. y Khorram S. 2009. An Automated Artificial Neural Network System for Land Use/Land Cover Classification from Landsat TM Imagery. *Remote Sens*, 1, 243-265. doi:10.3390/rs1030243.
- Zhu, Z.L. y Evans, D.L. 1992. Mapping midsouth forest distributions. *Journal of Forestry*, 90, 27-30.



## 5 ANEXOS

Variable predictiva	Descripción
<b>Predictores de vegetación</b>	
Roquedo	Proporción en % de píxeles de 30 m correspondientes a la categoría de 'roquedo' para cada cuadrícula
Medio rocoso con matorral	Proporción en % de píxeles de 30 m correspondientes a la categoría de 'medio rocoso con matorral'
Matorral	Proporción en % de píxeles de 30 m correspondientes a la categoría de 'matorral'.
Prados y cultivos	Proporción en % de píxeles de 30 m correspondientes a la categoría de 'prados y cultivos'
Bosques caducifolios	Proporción en % de píxeles de 30 m correspondientes a la categoría de 'bosques caducifolios'.
Coníferas	Proporción en % de píxeles de 30 m correspondientes a la categoría de 'coníferas'.
<b>Predictores topo-climáticos</b>	
Altitud	Altitud media para cada cuadrícula muestreada.
Pendiente	Pendiente media para cada cuadrícula muestreada.
Orientación	Moda de la orientación para cada cuadrícula muestreada.
Temperatura (°C)	(2 variables) Temperatura media para los meses de enero y junio.
<b>Predictores de influencia antropogénica</b>	
Áreas quemadas	Proporción en % de píxeles de 30 m correspondientes a la categoría de 'áreas quemadas'.
Asentamientos humanos	Proporción en % de píxeles de 30 m correspondientes a la categoría de 'asentamientos humanos'.
Distancia a carreteras	Distancia a carreteras y caminos (en metros)*.
Longitud de carreteras	Longitud (expresada en metros) de carreteras y caminos **.
<b>Predictores del paisaje</b>	
H'	Diversidad de cubiertas en cada cuadrícula muestreada (Índice de Shannon-Wiener) **.
IC	Nivel de fragmentación del paisaje de acuerdo al número de parches dentro de cada cuadrícula **.
Distancia a prados y cultivos	Distancia media (expresada en metros) a parches de 'prados y cultivos'*.
Distancia a matorral	Distancia media (expresada en metros) a parches de 'matorral'*.
Distancia a bosque	Distancia media (expresada en metros) a parches de 'bosques'*.
<b>Predictores ecológicos</b>	
Ecotono matorral-bosque	Longitud de los bordes (expresado en metros) entre matorral y bosque.
Ecotono matorral-prados y cultivos	Longitud de los bordes (expresado en metros) entre matorral y 'prados y cultivos'.
Ecotono bosque-prados y cultivos	Longitud de los bordes (expresado en metros) entre bosque y 'prados y cultivos'.

\*Variables consideradas exclusivamente para cada parcela de 100 m x 100 m.

\*\*Variables sólo consideradas para cada cuadrícula muestreada de 1 km x 1 km.

Tabla 1. Variables ambientales extraídas para modelar la presencia de conejo en el área de estudio.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Total	ECo	PrU
1. Roquedo	415	0	0	0	77	0	0	10	0	23	525	20,95	79,05
2. Embalses	0	1463	0	0	0	0	0	0	0	0	1463	0	100
3. Coníferas	0	0	631	0	3	8	0	0	4	1	647	2,47	97,53
4. Prados y cultivos	0	0	0	161	72	14	0	0	12	1	260	38,08	61,92
5. Asentamientos	34	0	0	8	917	0	0	27	0	48	1034	11,32	88,68
6. Matorral	0	0	10	10	13	581	0	1	18	51	684	15,06	84,94
7. Áreas quemadas	0	0	0	0	1	0	388	0	2	0	391	0,77	99,23
8. Suelo desnudo	3	0	0	3	41	0	0	58	0	0	105	44,76	55,24
9. Caducifolios	0	0	2	7	0	94	0	0	469	0	572	18,01	81,99
10. Medio rocoso	82	0	1	1	93	5	4	11	2	503	702	28,35	71,65
Total	534	1463	644	190	1217	702	392	107	507	627	6383		
EO	22,28	0	2,02	15,26	24,65	17,24	1,02	45,79	7,5	19,78		Precisión general: 87,51%	
PrP	77,72	100	97,98	84,74	75,35	82,76	98,98	54,21	92,5	80,22		índice Kappa: 0,85	

EO: Errores de omisión en %; PrP: precisión del productor en %; Eco: Errores de comisión en %; PrU: Precisión de usuario en %.

Tabla 2. Matriz de confusión y valoración estadística de la precisión temática de la clasificación. Resultados de la clasificación (en filas) y verdad terreno (en columnas), en píxeles.

# Propuesta metodológica para la modelización de la resiliencia de la vegetación afectada por incendios forestales en España

M. Rodrigues, P. Ibarra, M. Echeverría, F. Pérez-Cabello y J. de la Riva

Grupo GEOFOREST. Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Zaragoza.

[rmarcos@unizar.es](mailto:rmarcos@unizar.es)

## RESUMEN

*El presente trabajo tiene como objetivo modelar mediante técnicas SIG la resiliencia de las comunidades vegetales frente a los efectos del fuego. Para ello se ha diseñado una metodología, basada en álgebra de mapas, que permite el cálculo del tiempo aproximado necesario para que la vegetación recupere un estado similar a las condiciones previas al impacto de un incendio. El método propuesto considera, por un lado, la vegetación presente en el territorio, caracterizada en términos de estructura (arbolado, matorral o pasto) y estrategia reproductiva (rebrotadoras o germinadoras); por otro, se consideran dos de los principales factores que condicionan el tiempo de recuperación: la disponibilidad hídrica y la pérdida de suelo. Asimismo, se ha tenido en cuenta la influencia en la disponibilidad hídrica y en la pérdida de suelo de posibles cambios a medio plazo en los regímenes de precipitación, a través de tendencias estacionales observadas y modelizadas espacialmente durante el periodo 1946-2005. La metodología se ha aplicado a la España continental, dentro del contexto del proyecto FIREGLOBE. Los resultados sugieren un tiempo de regeneración que oscila entre dos años en comunidades de pastizal, hasta alrededor de 100 años en comunidades de arbolado de baja germinación. Existen además contrastes significativos en la distribución geográfica del tiempo de regeneración, principalmente entre las regiones biogeográficas Eurosiberiana y Mediterránea.*

## PALABRAS CLAVE

Resiliencia, incendios forestales, comunidades vegetales, modelado SIG, tendencias.

## ABSTRACT

*This study aimed to estimate the resilience of plant communities after experiencing the effects of fire. For this we designed a methodology, based on map algebra and a Geographical Information System, which allowed the calculation of the approximate time required to restore vegetation to similar to pre-fire conditions, from the point of view of plant characteristics: plant height and canopy cover. To this end, the proposed methodology considered, on one hand, the vegetation present in the territory, characterized in terms of structure (tree, shrubland or grassland) and reproductive strategy (resprouter or seeder); and on the other hand, two of the main factors that determine resilience time: water availability and soil loss – also considering the influence on both of observed rainfall trends during the last 50 years. The methodology was applied to the continental Spain within the framework of the FIREGLOBE project. The results suggest an indicative resilience time from two to around 100 years in grassland communities and tree communities with low germination, respectively. There were significant contrasts in the geographical distribution of the vegetation regeneration time, mainly between Euro-Siberian and Mediterranean bio-geographical regions.*

## KEY WORDS

Resilience, wildfires, plant communities, GIS modeling, trends.

## 1 INTRODUCCIÓN

La Europa mediterránea es uno de los territorios más afectados por incendios forestales de acuerdo a las estadísticas publicadas por la Comisión Europea (EC, 2010). En España, la superficie total quemada ha disminuido durante los últimos 25 años, mientras que el número de incendios ha aumentado (San-Miguel *et al.*, 2012). Además, resulta previsible que se sucedan, cada vez con mayor frecuencia, años con temporadas de incendio dramáticas, similares a las que varios países como Portugal, Grecia o Australia han sufrido en la última década, como consecuencia de olas de calor extremas debidas, entre otros motivos, a cambios en los patrones climáticos. Por lo tanto, es necesario tanto mejorar los sistemas de prevención de incendios, como fomentar la evaluación de los posibles daños potenciales en los ecosistemas naturales, promoviendo así la conservación de los servicios de valor económico, ambiental, cultural y estético que éstos proporcionan a la sociedad (Costanza *et al.*, 1997). En este sentido la evaluación de la vulnerabilidad ecológica supone un interesante apoyo a los servicios de extinción y prevención, siendo especialmente relevante cuando la falta de información espacializada sobre vulnerabilidad supone un obstáculo en la identificación de áreas prioritarias para la implantación de medidas de protección y restauración (Hannah *et al.*, 2002; Brooks *et al.*, 2006).

La estimación de la resiliencia de la vegetación frente a incendios forestales está justificada en tanto en cuanto el fuego es uno de los principales agentes transformadores en una amplia variedad de ecosistemas (FAO, 2007). Esto es particularmente cierto en el caso de los ecosistemas mediterráneos, donde el fuego es la principal perturbación de carácter natural, desempeñando además un papel decisivo en la dinámica y estructura de comunidades tanto vegetales como animales (di Castri y Mooney 1973; Naveh 1975; Trabaud y Lepart 1980; Gill *et al.*, 1981). La comprensión de la relación entre paisaje y fuego se encuentra, entre otros factores, en la estimación de la resiliencia post-fuego de los ecosistemas (Arianoutsou *et al.*, 2011).

Este trabajo se centra en la evaluación de la resiliencia de las comunidades vegetales tras el fuego, definida como una medida de la velocidad a la que la vegetación vuelve al equilibrio después de un incendio forestal (de Lange *et al.*, 2010). En este sentido, la vegetación, pese a ser el elemento más afectado por la incidencia de

incendios (calcinación, defoliación...), es el factor, dentro de los de carácter estructural, con mayor influencia sobre las características de los procesos de reconstrucción del medio ambiente. Esta influencia se manifiesta en dos aspectos: en primer lugar, la vegetación desempeña un papel muy importante en la determinación de la cantidad de biomasa que se regenera después del fuego, aunque, obviamente, en el proceso de regeneración post-fuego intervienen otros factores ambientales, ya sea individualmente o en combinación; en segundo lugar, las comunidades existentes determinan las características del punto de partida en el proceso de reconstrucción tras el incendio.

Para evaluar la resiliencia de la vegetación a escala regional se ha diseñado una metodología basada en álgebra de mapas y un Sistema de Información Geográfica (SIG) que permite la estimación del tiempo aproximado necesario para retornar a condiciones similares a las anteriores al impacto del fuego. No obstante, la respuesta de la vegetación al fuego es un proceso complejo y difícil de generalizar, ya que implica la consideración de un elevado número de variables de naturaleza diversa, como la composición florística, la intensidad de las precipitaciones, las características del suelo, la severidad del fuego o las condiciones climáticas post-incendio.

Nuestra metodología permite estimar el tiempo de recuperación de la vegetación a través de la integración de algunos de los principales factores o procesos que influyen en el desarrollo de la vegetación después del fuego como la estructura de la vegetación, la estrategia reproductiva, la disponibilidad hídrica y la pérdida de suelo. Los dos primeros refieren a características intrínsecas de la vegetación, que definen su capacidad de crecimiento (Alloza, 2006; de la Riva *et al.*, 2008) y cuya valoración se basa en la dicotomía entre especies rebrotadoras y germinadoras (Pausas *et al.*, 2008). Los dos últimos son parámetros que dependen de las características y la evolución temporal de los factores ambientales, que influyen en la regeneración vegetal mediante la modificación de la cantidad de agua o nutrientes disponibles, o alterando la composición química del suelo (Shakesby y Doerr 2006). Asimismo, se ha tenido en cuenta la influencia en la disponibilidad hídrica y en la pérdida de suelo de posibles cambios a medio plazo en los regímenes de precipitación, a través de tendencias estacionales observadas y modelizadas espacialmente durante el periodo 1946-2005 por de Luis *et al.* (2010). El método

propuesto tiene como objetivo ser una herramienta útil para estimar la resiliencia de la vegetación después del fuego a escala regional, basado en la interacción de un número reducido de variables. Este método se centra en la obtención de un resultado cuantitativo, en un escenario de máxima severidad de incendios. No obstante, en ningún momento se pretende ofrecer valores de tiempo categóricos, sino proporcionar un resultado indicativo más preciso que el análisis cualitativo. Esta metodología ya ha sido implementada con éxito como parte de la evaluación del riesgo de incendio llevado a cabo por el equipo del proyecto FIREGLOBE (Chuvieco *et al.*, 2011) durante la temporada de incendios en el verano de 2011.

## 2 METODOLOGÍA

La metodología para estimar la capacidad de recuperación de la vegetación post-incendio (RT, *Resilience Time*) se basa en el cálculo del tiempo de regeneración de las comunidades vegetales, es decir, el tiempo aproximado necesario para llegar a condiciones que pudieran garantizar el desarrollo de la vegetación hasta recuperar condiciones similares a las existentes previamente al impacto del fuego. Esta metodología se basa en la asignación de un tiempo de recuperación inicial (RTOC, *Resilience Time in Optimum Conditions*) en función de las características de la vegetación en términos de estructura y estrategia reproductiva, considerando que existen unas condiciones óptimas para el desarrollo de las comunidades vegetales. A continuación, se calcula el aumento del tiempo de regeneración introduciendo la influencia de los factores limitantes (VGC, *Vegetation Growth Constraints*): disponibilidad de agua y pérdida de suelo. Los VGC se modifican a su vez considerando el efecto de las tendencias observadas en la precipitación durante los últimos 50 años. La figura 1 muestra un diagrama de flujo del proceso seguido para el cálculo del tiempo de recuperación.

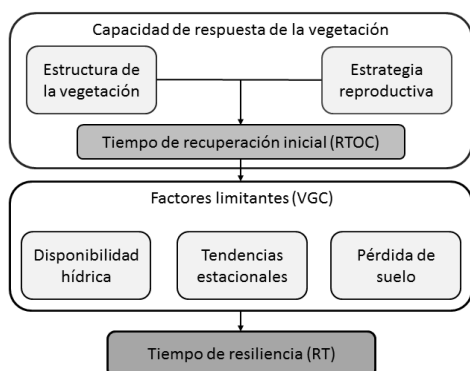


Figura 1. Flujo de trabajo para el cálculo del tiempo de recuperación.

La metodología ha sido implementada en un entorno SIG para calcular la resiliencia mediante álgebra de mapas y herramientas de análisis espacial. La resolución espacial tanto de los datos de entrada como del producto final es de 1x1 km, excepto en el caso de las tendencias en la precipitación que han sido generadas a una resolución de 15x15 km.

En las siguientes secciones se describe detalladamente el proceso seguido y las fuentes de datos utilizadas para el desarrollo del método propuesto, empezando por la asignación del RTOC, seguido de la descripción de los VGC y, finalmente, el cálculo de RT.

### 2.1 RTOC

Inicialmente, la evaluación de RT se realiza a partir de la lista de especies vegetales del *Mapa Forestal de España* (MARM, 1997). Esto ha requerido la caracterización, en términos de su estructura y estrategia reproductiva, de más de 500 especies. Esta caracterización se basa en estudios previos sobre regeneración y respuesta de la vegetación post-incendio, como Tárrega y Luis-Calabuig (1989), Trabaud (1990, 1998, 2002), Vera de la Fuente (1994), Barbéro *et al.* (1998), Pausas *et al.* (2004), Buhk *et al.* (2007) y Baeza y Roy (2008). Una vez realizada la clasificación se asigna un tiempo inicial de regeneración, considerando que la recuperación de la vegetación se produce en ausencia de factores limitantes para su desarrollo. Cabe señalar que el tiempo inicial asignado no pretende ser un valor categórico ya que dicho tiempo puede variar significativamente dependiendo de las características locales y del papel jugado por factores circunstanciales. La tabla 1 muestra las combinaciones de estructura y estrategia reproductiva resultantes, así como el RTOC asignado a cada una de ellas. En la figura 2 se presenta su cartografía.

Estructura/estrategia reproductiva	RTOC (años)
Pasto	2
Matorral rebrotador	6
Matorral germinador	10
Arbolado de alta germinación	25
Arbolado rebrotador	30
Arbolado de baja germinación	45

Tabla 1. RTOC en función de la estructura de la vegetación y su estrategia reproductiva.



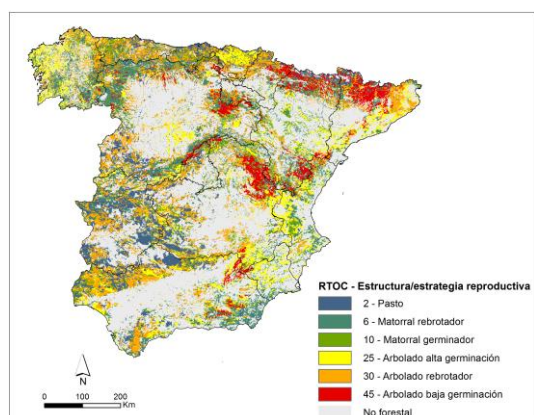


Figura 2. RTOC en función de la estructura de la vegetación y su estrategia reproductiva.

En términos generales se ha considerado que las especies germinadoras tienen menor capacidad de recuperación que las rebrotadoras, debido principalmente a la potencial destrucción del banco de semillas como consecuencia del incendio. Asimismo, en el caso del arbolado se ha hecho distinción entre alta o baja capacidad de germinación en función de la tasa de generación de semillas. La vegetación que utiliza ambos mecanismos de reproducción (rebrotadoras facultativas según Naveh, 1975 y Buhk *et al.*, 2007) se ha clasificado como rebrotadora al considerar que es el mecanismo más ventajoso.

## 2.2 VGC

En esta sección se describe el proceso seguido para obtener los VGC.

### 2.2.1 Disponibilidad hídrica

El incremento en el RTOC, dependiendo de la disponibilidad de agua ( $F_w$ ), ha sido calculado a partir del mapa de series de vegetación (Rivas y Gandullo, 1987). El concepto de serie de vegetación hace referencia al conjunto ordenado de las comunidades vegetales que pueden ser remplazadas en el tiempo en un lugar específico (Bolós, 1962). El mapa de series de vegetación delimita las unidades de vegetación reconocidas, con el fin de determinar la diversidad de ecosistemas forestales en España. Cada una de las diferentes series presenta una categoría típica de lluvias u ombroclima (árido, semiárido, seco, sub-húmedo, húmedo e hiper-húmedo), basada en la precipitación anual. La disponibilidad de agua se ha evaluado mediante la agrupación de estos ombroclimas, recodificados más tarde a un valor numérico representativo del factor de incremento ( $F_w$ ) en el proceso de regeneración. El uso de este mapa es particularmente adecuado para la consecución de los objetivos de este trabajo, ya que en la delimitación de las series de vegetación potencial se consideraron

parámetros tanto de carácter orográfico como bioclimático. La tabla 2 y la figura 3 muestran la correspondencia entre los intervalos de precipitación y la proporción de aumento del RTOC (asignado siguiendo el criterio de los autores del presente trabajo).

Ombroclima	Precipitación (mm)	$F_w$
Hiper-húmedo	>1600	0.000
Húmedo	1000-1600	0.075
Sub-húmedo	600-1000	0.150
Seco	350-600	0.600
Árido-semiárido	<350	1.200

Tabla 2. Ombroclimas, precipitación anual y  $F_w$ .

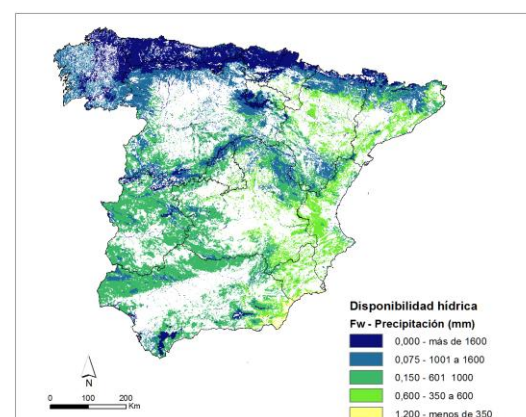


Figura 3.  $F_w$  en función de la precipitación anual.

### 2.2.2 Pérdida de suelo

La evaluación del incremento RT como función de la pérdida de suelo ( $F_e$ ) se ha llevado a cabo mediante el análisis de la distribución espacial de la erosión del suelo en condiciones post-incendio. Para este fin se ha utilizado el *Pan European Soil Erosion Risk Assessment model* (PESERA), un modelo espacialmente distribuido para cuantificar la erosión hídrica del suelo; desarrollado para proporcionar información acerca del riesgo de erosión a nivel europeo, es un modelo conservador, que considera distintos componentes determinantes de la erosión, como los factores climáticos, la vegetación o la topografía (Kirkby *et al.*, 2004). Este modelo puede ser utilizado como una herramienta a nivel regional, comparable a otras como la USLE (Wischmeier y Smith, 1960), pero con una mejor adaptación a la realidad del medio ambiente en Europa. Los resultados del modelo están validados a escala de cuenca y han sido

comparados con datos obtenidos mediante diferentes métodos de medición de la erosión. En el contexto de este trabajo, los indicadores de erosión del suelo no sólo proporcionan información acerca de este proceso, sino que permiten relacionar los distintos factores que causan la erosión mediante la simulación de diferentes escenarios climáticos y/o de uso del suelo.

En este trabajo se ha utilizado el subconjunto español de la cartografía de PESERA, si bien se han realizado modificaciones en relación con los procesos de erosión que siguen los incendios forestales. Una extensa revisión bibliográfica revela una gran incertidumbre sobre el efecto en la erosión de la pérdida de cubierta vegetal como resultado de fuego. Los incrementos de tasa de erosión van desde un aumento de 18,6 (Soto *et al.*, 1994; Soto y Díaz-Fierros, 1998) a 5200 (Shakesby *et al.*, 1994, 2002; Shakesby, 2011) veces la tasa de erosión inicial. Teniendo en cuenta la gran heterogeneidad de estos valores (posiblemente debido a diferencias tanto en las condiciones locales donde se llevaron a cabo los experimentos como a su diseño o a las técnicas de medición empleadas), se ha usado el modelo ERMiT (Robichaud *et al.*, 2006) para modificar las tasas de erosión pre-incendio reportadas en PESERA. El modelo ERMiT integra información sobre indicadores de clima, suelo (textura), topografía (pendiente y longitud de la pendiente), además del tipo de vegetación afectada y el nivel de severidad del incendio, lo que permite realizar simulaciones para evaluar la variación en las tasas de erosión. El modelo utiliza un método probabilístico que incorpora la variabilidad temporal y espacial en el clima, las propiedades del suelo y la severidad de la quema según distintos tipos estructurales (bosque, pasto y matorral de montaña). Las simulaciones con el modelo ERMiT se llevaron a cabo en varios lugares considerados representativos de cada región bioclimática en España, desarrollando además escenarios con diferentes combinaciones de estructura de la vegetación y pendiente. En la tabla 3 se presentan los factores de incremento promedio sobre la tasa de erosión pre-fuego. Analizando en detalle los factores de incremento reportados en dicha tabla, resulta llamativo que en comunidades de arbolado los factores de incremento más elevados se han obtenido en zonas de baja pendiente, cuando lo esperable sería quizás lo contrario. No obstante, hay que tener en cuenta que este factor de incremento es un valor relativo siendo el valor de incremento bruto (tasa de erosión) es en todos los casos mayor cuanto más acusada es la pendiente.

		Región mediterránea	
Estructura	Pendiente (%)	Año 1	Año 2
Arbolado	< 15	1,60	1,20
	15-45	1,55	1,15
	>45	1,55	1,15
Matorral	< 15	1,60	1,20
	15-45	1,60	1,20
	>45	1,60	1,20
Pasto	< 15	1,60	1,15
	15-45	1,55	1,20
	>45	1,55	1,15
		Región eurosiberiana	
Estructura	Pendiente (%)	Año 1	Año 2
Arbolado	< 15	1,80	1,15
	15-45	1,60	1,15
	>45	1,60	1,15
Matorral	< 15	1,55	1,20
	15-45	1,55	1,20
	>45	1,60	1,20
Pasto	< 15	1,50	1,20
	15-45	1,50	1,15
	>45	1,50	1,15

Tabla 3. Factor de incremento de las tasas de erosión pre-incendio, calculado por región bioclimática, estructura de la vegetación y pendiente del terreno.

De acuerdo con esto, las tasas de erosión de PESERA se modifican a través del factor de incremento obtenido de las simulaciones mediante ERMiT siguiendo la ecuación:

$$E_f = \sum_y \sum_s E_{Pre} F_{re} \quad (1)$$

Donde  $E_f$  es la tasa de erosión corregida,  $E_p$  es la tasa de erosión pre-fuego,  $F$  es el factor de incremento post-fuego,  $r$  es la región bioclimática,  $e$  es la estructura de la vegetación,  $s$  es el intervalo de pendiente.

Una vez corregidas las tasas de erosión, los valores obtenidos se agrupan en cinco intervalos que serán posteriormente reclasificados en factores de incremento de RTOC (siguiendo el criterio de los autores del presente trabajo). En la tabla 4 y la figura 4 se presenta los intervalos de erosión, su  $F_e$  asociado y su cartografía.

Tasa de erosión post-fuego (ton ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	$F_e$
<0,04	0.000
0,05 – 0,13	0.075
0,14 – 0,36	0.150
0,37 – 0,86	0.225
>0,86	0.325

Tabla 4. Tasa de erosión post-fuego y  $F_e$  asociado.

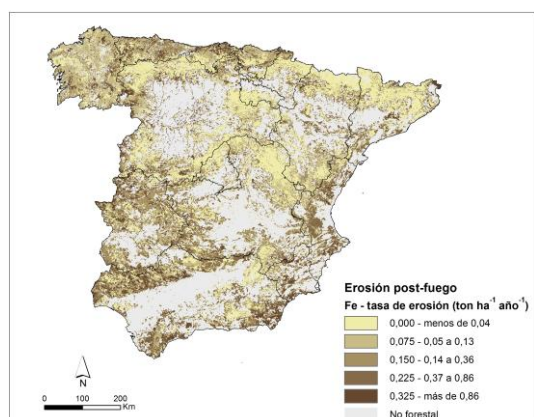


Figura 4. Tasa de erosión post-fuego y  $F_e$  asociado.

## 2.2.3 Tendencias en la precipitación

Las tendencias climáticas son un factor clave en la evaluación de la vulnerabilidad (González *et al.*, 2010; Ruiz *et al.*, 2011). Las tendencias detectadas en la precipitación se incluyen en el cálculo de RT como un factor de ponderación de los dos anteriores VGC. En este sentido, se considera que una disminución en la precipitación (tendencia negativa) debería implicar una disminución en la disponibilidad de agua y, por lo tanto, la influencia de la falta de agua aumenta. Un comportamiento similar se espera en el caso de la erosión del suelo, pero en sentido contrario. Un aumento en la precipitación (tendencia positiva) debería aumentar su influencia en RT, al aumentar la eficiencia de la erosión hídrica y por tanto la pérdida de suelo. Para incluir esto en el modelo de cálculo de RT se utilizan las tendencias observadas en la precipitación en el trabajo de Luis *et al.* (2010), donde se analiza la variabilidad espacial de los regímenes estacionales de precipitación en la Península Ibérica para un período temporal de observaciones de 50 años, desde 1946 hasta 2005, utilizando el *test de Mann-Kendall*. La variabilidad espacial de las tendencias se ha caracterizado de acuerdo al signo y el nivel de significación de las tendencias observadas. Debido a que las tendencias de precipitación se calcularon sólo a nivel estacional, hemos utilizado las tendencias de invierno para la ponderación de la disponibilidad hídrica, teniendo en cuenta que es la estación más eficaz para la captación de agua por parte de la vegetación debido a la baja evapotranspiración potencial; y las tendencias de otoño para la ponderación de la erosión del suelo ya que ésta es la estación más crítica debido a la sequedad del suelo después del verano y la reducción de la cubierta vegetal consecuencia de la pérdida de hojas en las comunidades de hoja caduca. El valor de ponderación varía entre 1, cuando no se observa una tendencia significativa ( $p > 0,30$ ), y 2, cuando ésta lo es al 1% ( $p < 0,01$ ). Las figuras 5 y 6 muestran la distribución espacial de las tendencias en invierno y otoño, los niveles de significación y los factores de ponderación ( $T_w$  invierno y  $T_a$  otoño) aplicados a los VGC correspondientes.

## 2.3 RT

El RT se calcula como la suma de RTOC y los incrementos en el tiempo de recuperación debido a disponibilidad hídrica y pérdida de suelo, ponderados en función de las tendencias observadas en la precipitación.

$$RT = RTOC + T_{Fw} T_w + T_{Fe} T_a \quad (2)$$

Donde  $RT$  es el tiempo de recuperación,  $RTOC$  es el tiempo de recuperación en condiciones óptimas,  $T_{FW}$  es el incremento de tiempo asociado a la disponibilidad hídrica,  $T_w$  es el factor de ponderación en función de las tendencias en la precipitación de invierno,  $T_{Fe}$  es el incremento de tiempo asociado a la pérdida de suelo y  $T_a$  es el factor de ponderación en función de las tendencias en la precipitación de otoño.

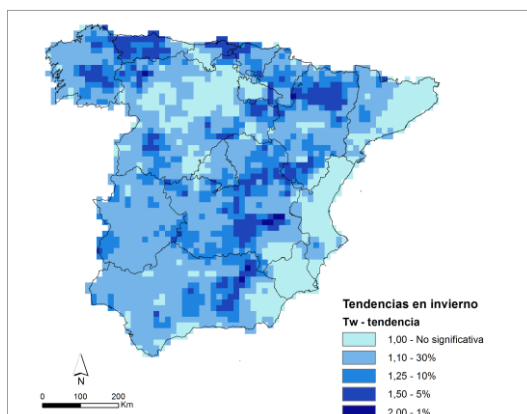


Figura 5. Tendencias observadas en la precipitación de invierno durante el periodo 1946-2005 y  $T_w$ . Fuente: de Luis et al. (2010).

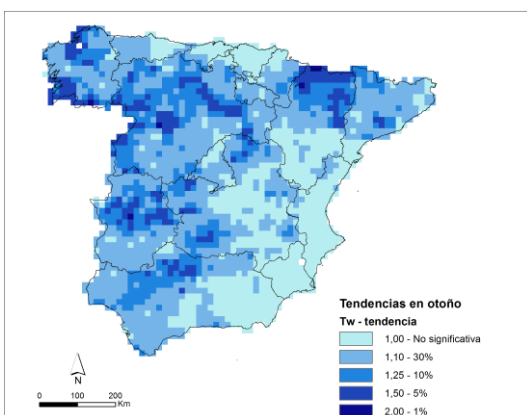


Figura 6. Tendencias observadas en la precipitación de otoño durante el periodo 1946-2005 y  $T_a$ . Fuente: de Luis et al. (2010).

### 3 RESULTADOS

A continuación se presentan los resultados obtenidos de la aplicación de la metodología propuesta a la España peninsular. En las figuras. 7 y 8 se presentan por una parte el  $RT$  obtenido y el porcentaje de contribución de los VGC. En la tabla 4 se presenta un resumen estadístico de los resultados en función de las categorías establecidas para la asignación del  $RTOC$ .

Los resultados sugieren un  $RT$  que oscila entre los dos años en las comunidades de

pastizal y alrededor de 100 años en las comunidades de arbolado de baja germinación. Sin embargo, existen contrastes significativos en la distribución geográfica de la resiliencia, principalmente entre las regiones bio-geográficas eurosiberiana y mediterránea.

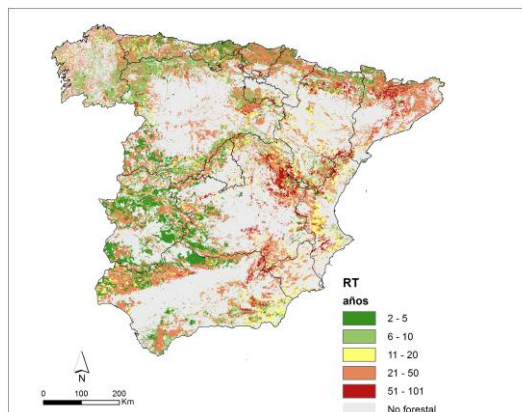


Figura 7. Cartografía de la resiliencia ( $RT$ ).

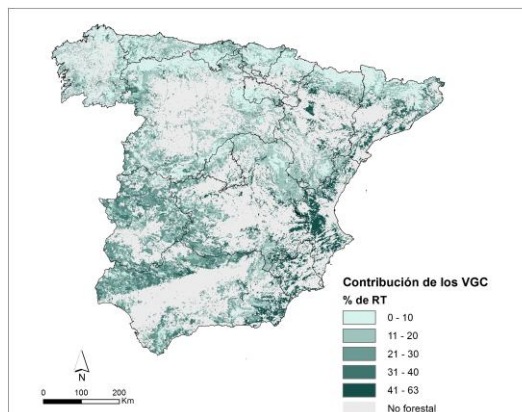


Figura 8. Contribución de los VGC en el  $RT$ .

La región eurosiberiana presenta valores más bajos de  $RT$  debido a la mayor disponibilidad hídrica como resultado del clima Atlántico presente en esta región de España. Por otra parte, en la región mediterránea, sobre todo en la costa mediterránea, es donde se localizan los periodos más largos de recuperación. Esto se produce como consecuencia de la baja disponibilidad de agua debido a la escasa precipitación y también a la agresividad climática, que produce eventos torrenciales relativamente frecuentes, aumentando así la pérdida de suelo. Sin embargo, aunque los VGC tienen un peso importante en el tiempo de reconstrucción, su participación en el  $RT$  es de aproximadamente un 22% del  $RT$ , si bien en zonas donde las tendencias en la precipitación son significativas con  $p < 0,01$  su contribución supera el 60% del  $RT$ . Así pues, el tipo y características de la vegetación



parecen ser el parámetro más importante en el proceso de recuperación post-incendio.

Comunidad vegetal	Min	Max	Avg	Std
Pasto	2	5,4	2,6	0,42
Matorral rebrotador	6	16,2	8,2	2,00
Matorral germinador	10	26,9	13,6	2,88
Arbolado alta germ	30	78,4	38,5	6,84
Arbolado rebrotador	25	67,4	35,9	7,87
Arbolado baja germ.	45	100,7	52,9	7,85

Tabla 4. Resumen estadístico de los resultados.

## 4 CONCLUSIONES

Nuestros resultados indican que existe una elevada heterogeneidad en los valores de RT, tanto entre las comunidades vegetales consideradas como entre las diferentes regiones de la España peninsular. Esto no es sorprendente, ya que este territorio presenta importantes contrastes desde un punto de vista físico o ambiental. Si bien las principales diferencias se encuentran entre las dos regiones biogeográficas (eurosiberiana y la mediterránea), también encontramos contrastes relevantes dentro de cada una de ellas, directamente vinculados a la variabilidad espacial en las características del terreno y las condiciones climáticas. Este hecho aumenta la complejidad de los análisis de parámetros ambientales o procesos, especialmente a escala regional.

Sin embargo, consideramos que los valores obtenidos de RT se ajustan adecuadamente a la evolución esperada de las comunidades vegetales tras un incendio de alta severidad. En cualquier caso, el método propuesto es lo suficientemente robusto para ser de utilidad en varios campos de estudio, tales como la ordenación territorial, los incendios forestales o la evaluación de la vulnerabilidad socioeconómica o de servicios ambientales. Esto se debe principalmente a la simplicidad del método propuesto, que requiere pocas variables, pero representativas del fenómeno analizado. Además, el estar integrado dentro de un SIG permite no sólo la cartografía de los resultados, sino también

el desempeño de diferentes tipos de análisis espacial y cartográfico.

La metodología ya ha sido implementada con éxito como parte de la evaluación del riesgo de incendio llevado a cabo por el equipo del proyecto FIREGLOBE durante la temporada de incendios en el verano de 2011.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Plan Nacional de I+D promovido por el Ministerio de Ciencia e Innovación: Beca FPI referencia BES-2009-023728. La investigación se ha realizado en el marco del proyecto FIREGLOBE: Análisis de escenarios de riesgo a escala nacional y global CGL2008-01083/CLI.

## BIBLIOGRAFÍA

- Alloza, J.A., Baeza, M.J., de la Riva, J.R., Duguy, B., Echeverría, M.T., Ibarra, P., Llovet, J., Pérez-Cabello, F. y Vallejo, R. 2006. A model to evaluate the ecological vulnerability to forest fires in Mediterranean ecosystems. En *Proceedings of the 5th International Conference on Forest Fire Research*, editado por D.X. Viegas, Elsevier, 12 pp.
- Arianoutsou, M., Koukoulas, S. y Kazanis, D. 2011. Evaluating Post-Fire Forest resilience Using GIS and Multi-Criteria Analysis: An Example from Cape Sounion National Park, Greece, *Environ. Manage.*, 47, 384-397.
- Baeza, M.J. y Roy, J. 2008. Germination of an obligate seeder (*Ulex parviflorus*) and consequences of wildfire management, *Forest Ecol. Manag.*, 256, 685-693.
- Barbéro, M., Loisel, R., Quézel, P., Richardson, D.M. y Romane, F. 1998. Pines of the Mediterranean basin, En *Ecology and Biogeography of Pinus*, editado por D.M. Richardson, Cambridge University Press, Cambridge UK, pp 153-170.
- Bolós, O. 1962. *El paisaje vegetal barcelonés*, Barcelona, Universidad de Barcelona.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Fonseca, G.A.B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.D. y Rodrigues, A.S.L. 2006. Global biodiversity conservation priorities, *Science*, 313, 58-61.
- Buhk, C., Meyn, A. y Jentsch, A. 2007. The challenge of plant regeneration after fire in the Mediterranean Basin: scientific gaps in our knowledge on plant strategies and evolution traits, *Plant Ecol.*, 192, 1-19.
- Chuvieco, E., Aguado, I., Jurdao, S., Pettinari, M.L., Salas, J., de la Riva, J., Ibarra, P.,



- Rodríguez, M., Echeverría, M., Azqueta, D., Román, M.V., Bastarrika, A., Martínez, S., Recondo, C., Zapico, E., Martínez-Vega, F.J. y Martín, S. 2011. Integrating geospatial information into fire risk assessment. En *Advances in Remote Sensing and GIS applications in Forest Fire Management. From local to global assessments*, editado por J. San-Miguel Ayanz, I. Gitas, A. Camia, S. Oliveira, pp. 173-177.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. y van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature* 387, 253-260.
- de Lange, H.J., Sala, S., Vighi, M. y Faber, J.H. 2010. Ecological vulnerability in risk assessment. A review and perspectives. *Sci Total Environ.*, 408, 3871-3879.
- de la Riva, J.R., Ibarra, P., Alloza, J.M., Baeza, J., Pérez-Cabello, F., Echeverría, M.T., Llovet, J., Duguy, B., Rovira, P. y Vallejo, R. 2008. Evaluación de la vulnerabilidad ecológica en incendios forestales a escala regional mediante TIG En *Tecnologías de la Información Geográfica para el Desarrollo Territorial*, editado por L. Hernández y J.M. Parreño, Las Palmas de Gran Canaria, Servicio de Publicaciones y Difusión Científica de la ULPGC, pp. 526-539.
- de Luis, M., Brunetti, M., González-Hidalgo, J.C., Longares, L.A. y Martín-Vide, J. 2010. Changes in seasonal precipitation in the Iberian Peninsula during 1946-2005, *Global Planet Change*, 74, 27-33.
- Di Castri, F. y Mooney, H.A. 1973. *Mediterranean type ecosystems. Origin and structure*, Berlin, New York, Springer-Verlag.
- EC 2010. *Forest Fires in Europe 2009*, Report nr. 10. EUR 24502 EN, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, 84 pp.
- FAO 2007. *Fire management-global assessment 2006. Fire management-global assessment*. FAO Forestry Paper 151
- García-Ruiz, J.M., López-Moreno, J.I., Vicente-Serrano, S.M., Lasanta-Martínez, T. y Beguería, S. 2011. Mediterranean water resources in a global change scenario, *Earth-Science Reviews*, 105 (2011), 121-139.
- Gill, A.M., Groves, R.H. y Noble, I.R. 1981. *Fire and the Australian biota*, Canberra, Australian Academy of Science.
- Gonzalez, P., Neilson, R.P., Lenihan, J.M. y Drapek, R.J. 2010. Global patterns in the vulnerability of ecosystems to vegetation shifts due to climate change, *Global Ecol. Biogeogr.*, 19, 755-768.
- Hannah, L., Midgley, G.F. y Millar, D. 2002. Climate change integrated conservation strategies, *Global Ecol. Biogeogr.*, 11, 485-495.
- Kirkby, M.J., Jones, R.J.A., Irvine, B., Gobin, A., Govers, G., Cerdan, O., Van Rompaey, A.J.J., Le Bissonnais, Y., Daroussin, J., King, D., Montanarella, L., Grimm, M., Vieillefont, V., Puigdefabregas, J., Boer, M., Kosmas, C., Yassoglou, N., Tsara, M., Mantel, S., Van Lynden, G.J. y Huting, J. 2004. *Pan-European Soil Erosion Risk Assessment: The PESERA Map*, Version 1 October 2003. Explanation of Special Publication Ispra 2004 No.73 (S.P.I.04.73). European Soil Bureau Research Report N°16, 2003.
- MARM 1997. *Mapa Forestal de España 1987-1997*.
- Naveh, Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio*, 29, 199-208.
- Pausas, J.G., Bradstock, R.A., Keith, D.A., Keeley, J.E. y Network, G.F. 2004. Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems, *Ecology*, 85, 1085-1100.
- Pausas, J.G., Llovet, J., Rodrigo, A. y Vallejo, R. 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean Basin? A review, *Int. J. Wildland Fire*, 17, 713-723.
- Rivas, S. y Gandullo, J.M. 1987. *Memoria del mapa de series de vegetación de España*. Madrid, ICONA, Ministry of Agriculture, Fishing and Food.
- Robichaud, P.R., Elliot, W.J., Pierson, F.B., Hall, D.E. y Moffet, C.A. 2006. *Erosion risk management tool (ERMiT)*. Ver. 2009.09.17. Online at <http://forest.moscowsl.wsu.edu/fswapp/> Moscow, ID: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- San-Miguel-Ayanz, J., Rodríguez, M., Santos, S., Kemper, C., Moreira, F., Duguy, B. y Camia, A. 2012. Land Cover Change and Fire Regime in the European Mediterranean Region. En *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests*, editado por F. Moreira, M. Arianoutsou, P. Corona y J. De las Heras, Heidelberg, Springer, pp 21-44.

- Shakesby, R.A., Coelho, C., Ferreira, A.D., Terry, J.P. y Walsh, R.P.D. 1994. *Fire, post-burn land management practice and soil erosion response curves in eucalyptus and pine forests, north-central Portugal*, Logroño, Geoforma Ediciones.
- Shakesby, R.A., Coelho, C., Ferreira, A.D., Terry, J.P., y Walsh, R.P.D. 2002. Ground-level changes after wildfire and ploughing in eucalyptus and pine forests, Portugal: implications for soil microtopographical development and soil longevity, *Land. Degrad. Dev.*, 13, 111–127.
- Shakesby, R.A. y Doerr, S.H. 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent, *Earth-Sci. Rev.*, 74, 269–307.
- Shakesby, R.A. 2011. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: review and future research directions, *Earth-Sci. Rev.*, 105, 71–100.
- Soto, B., Basanta, R., Benito, E., Perez, R. y Diaz-Fierros, F. 1994. Runoff and erosion from burnt soils in northwest Spain. En *Soil erosion as a consequence of forest fires*, editado por M. Sala y J.L. Rubio, Logroño, Geoforma, pp 91–98.
- Soto, B. y Diaz-Fierros, F. 1998. Runoff and soil erosion from areas of burnt scrub. Comparison of experimental results with those predicted by the WEPP model, *Catena*, 31, 257–270.
- Trabaud, L. y Lepar, J. 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire, *Plant Ecol*, 43, 49–57.
- Trabaud, L. 1990. Fire resistance of *Quercus coccifera* L. garrigue, En *Proceedings of the Third International Symposium on Fire Ecology*, editado por J.G. Goldammer y M.J. Jenkins, The Hague, The Netherlands, SPB Academic Publishing bv, pp. 2–32.
- Trabaud, L. 1998. Regeneración y recuperación de ecosistemas mediterráneos incendiados, *Serie Geográfica*, 7, 37–47.
- Trabaud, L. 2002. Post-fire vegetation recovery and dynamics in the Mediterranean area. En *Fire, Landscape and Biodiversity: An Appraisal of the Effects and Effectiveness*, editado por G. Pardini y J. Pintó, Lectures from the 3rd International Summer School on the Environment, Girona, Universitat de Girona, Institut de Medi Ambient, pp. 39–56.
- Tárrega, R. y Luis-Calabuig, E. 1989. Análisis temporal durante tres años consecutivos de las primeras fases de regeneración post-fuego en robledales de la provincia de León, *Studia Ecologica*, 6, 205–216.
- Vera de la Fuente, M.L. 1994. Regeneración de un aulagar con *Ulex europaeus* después de un incendio en el norte de España, *Pirineos*, 143–144, 87–98.
- Wischmeier, W.H. y Smith, D.D. 1960. A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning, *Trans. Int. Congr. Soil. Sci.*, 418–425.

# Análisis post-clasificación de los cambios producidos en las cubiertas del suelo de la Provincia de Granada entre 1998 y 2004

V. Rodríguez-Galiano y M. Chica-Olmo

Dpto. de Geodinámica. Universidad de Granada.

vrgaliano@ugr.es, mchica@ugr.es

## RESUMEN

*La provincia de Granada está compuesta por numerosas cubiertas del suelo que son difíciles de cartografiar, debido a similitudes espectrales. Por otro lado, la estructura del paisaje es compleja, y presenta una gran variabilidad de patrones espaciales, ya que como consecuencia de cambios abruptos en gradientes medioambientales (elevación, temperatura, humedad...), las cubiertas del suelo se disponen muy entremezcladas, formando "parches" de tamaño y forma irregular. Las diferentes clasificaciones llevadas a cabo en este estudio se han efectuado a partir de imágenes de satélite multi-estacionales, modelos digitales del terreno, temperatura de superficie e imágenes texturales. El método de análisis de cambios empleado ha sido el de post-clasificación, mediante el cual se han comparado dos clasificaciones supervisadas de los años 1998 y 2004. La exactitud global estimada de la metodología propuesta fue del 86%.*

## PALABRAS CLAVE

Análisis de cambios, cubiertas del suelo, Teledetección, gradientes ambientales, textura.

## ABSTRACT

*The Province of Granada is a complex and very heterogeneous area, made up of numerous land covers difficult to map due to spectral similarities between the different categories or land covers. On the other hand, landscape structure is complex, as it presents a great variability of highly fragmented spatial patterns, which is a consequence of changes in environmental gradients (topography, temperature, wetness). Different classifications were carried out using different sources of data: digital terrain models, land surface temperature and textural images. The change analysis method used was post-classification by comparing two supervised classifications of 1998 and 2004. The global accuracy of the change map was 86%.*

## KEY WORDS

Change analysis, land covers, Remote Sensing, environmental gradients, texture.

## 1 INTRODUCCIÓN

La provincia de Granada es un espacio geográfico de gran valor socio-económico en el que, históricamente, la agricultura ha vertebrado su estructura territorial. Sin embargo, el rápido crecimiento urbano de la ciudad de Granada, y de sus aglomeraciones periurbanas e industriales, ha provocado una rápida transformación de los

espacios tradicionalmente agrarios (Menor-Toribio, 1997).

La importancia de contar con información cartográfica precisa y actualizada que describa la naturaleza y extensión de los recursos agrícolas y naturales, en general, se está incrementando, especialmente en las áreas metropolitanas sujetas a un rápido crecimiento. En estas

situaciones es crucial contar con información geoespacial detallada de los patrones y tendencias de los usos del suelo, que constituya una base de información para la toma de decisiones en la gestión y la ordenación territorial.

Con el lanzamiento del satélite Landsat en 1972, las técnicas digitales de detección y análisis de cambios experimentaron un elevado desarrollo (Singh, 1989). La detección de cambios en una superficie, a partir de imágenes de satélite obtenidas en fechas distintas, se hace a través de la aplicación de métodos y algoritmos numéricos que, en esencia, producen una imagen (o multi-imagen) en la que pueden analizarse los cambios observados. Las técnicas de detección de cambios espectrales multi-temporales se pueden agrupar en dos categorías principales. El primer grupo está compuesto por los métodos categóricos, también conocidos como técnicas post-clasificación, que consisten en el análisis comparativo de dos clasificaciones diferentes correspondientes a fechas distintas. El segundo grupo correspondiente a cambios continuos, también conocido como técnicas de realce pre-clasificación, tiene por objetivo medir el grado de cambio producido en algún atributo relacionado con las cubiertas del suelo, que pueda ser medido de forma continua, por ejemplo, la cantidad o la concentración de vegetación o cobertura urbana. La elección de la metodología de cambios a aplicar vendrá determinada por las necesidades del usuario. Cuando el objetivo del estudio sea estudiar las transiciones que se producen entre los distintos usos o cubiertas del suelo la detección de cambios se aborda mediante técnicas de análisis post-clasificación, comparando imágenes previamente clasificadas, o clasificando conjuntamente imágenes de distintas fechas. De esta forma, el analista puede producir mapas de cambio y sus correspondientes matrices de confusión, lo cual facilita la interpretación de los gestores medio-ambientales (Townsend *et al.*, 2009). Estas técnicas proporcionan información sobre la naturaleza del cambio, mediante la comparación de dos mapas, obtenidos mediante un proceso de clasificación. La exactitud de esta técnica depende de la exactitud de las clasificaciones originales, por lo que el mapa de cambios será tan exacto como lo sean las clasificaciones previas, ya que su exactitud será igual al producto de las exactitudes de cada clasificación individual (Potapov *et al.*, 2011; Yuan *et al.*, 2005). La principal ventaja es que estas técnicas son capaces de producir información descriptiva del tipo de cambio. Algunos aspectos negativos de estas técnicas son: el tiempo empleado en clasificar exactamente las imágenes y el hecho de que algunos errores producidos en la clasificación pasen a formar parte del mapa de

cambios. Por tanto, la precisión del método depende de la exactitud de las clasificaciones en cada una de las fechas, y los errores son multiplicativos (Mas, 1999; Rogan y Chen, 2004). De ahí la importancia de obtener una clasificaciones individuales para cada fecha lo más exactas posibles.

## 2 ÁREA DE ESTUDIO Y DATOS

El área de estudio elegida para este estudio es la provincia de Granada, situada en el sur de España, a orillas del mar Mediterráneo y en plena cordillera Penibética. Esta área ocupa una superficie de 12.635 km<sup>2</sup> y su elevación oscila entre el nivel del mar en la Costa Tropical y los 3.482 m del Mulhacén, en el Parque Nacional de Sierra Nevada. El clima de la provincia de Granada es de tipo mediterráneo, caracterizado por veranos cálidos y secos e inviernos fríos y húmedos.

La temperatura media anual es, en general, moderada, y varía entre los 18°C de las zonas de costa y los 10 °C de las zonas montañosas. El ombroclima varía de seco a semiárido (entre 300 y 500 mm). La acción antrópica ha producido una importante transformación en las cubiertas del suelo naturales que se manifiesta fundamentalmente en la gran extensión de los cultivos (46%), entre los que destacan los regadíos de las proximidades de los ríos, los olivares y los cultivos tropicales e invernaderos de la costa. El resto del área de estudio se caracteriza fundamentalmente por la presencia de formaciones de coníferas (18%), matorrales y pastizales (22%) y quercíneas (8%).

Según el censo del Instituto Nacional de Estadística (INE), la población a 1 de enero de 1998 ascendía a 801.177 habitantes. La distribución de la densidad de población por municipios refleja una mayor concentración de la población en la capital y área metropolitana, así como en la zona de la costa. Esta distribución está ligada a las áreas económicamente más productivas. En el período de tiempo entre 1998 y 2004 se produjo un incremento de la población en 40.510 habitantes a nivel provincial, según el padrón municipal, que posiblemente afectó también a los usos del suelo y fundamentalmente a lo referente a la superficie construida. Respecto a la superficie de parcelas edificadas, según el catastro municipal, el incremento de la población y la fuerte inversión en la construcción han supuesto un incremento de la superficie de las parcelas edificadas cercano a 26.000 ha.

Para este estudio se usaron cuatro escenas Landsat Thematic Mapper 5. Las imágenes fueron adquiridas el 18 de Agosto y el 12 de Abril

de 2004 y el 17 de Julio y 12 de Abril de 1998. Las imágenes fueron corregidas geométricamente de forma independiente usando aproximadamente 150 puntos de control, lo cual produjo un error cuadrático medio de aproximadamente 15 m. Las imágenes corregidas en valores de reflectancia fueron realzadas espectralmente mediante la transformación lineal Tasseled Cap o Kauth Thomas antes de ser usadas en la clasificación.

La escena de clasificación se basó en los mapas de cubiertas del suelo desarrollados en 2003 por el gobierno de la Comunidad Autónoma de Andalucía. La complejidad del relieve y la alta influencia antrópica hacen que en el área de estudio se puedan diferenciar 14 categorías temáticas a la escala de este estudio (tabla 1). Para el entrenamiento y la validación de las clasificaciones se utilizaron un conjunto de 100 áreas de entrenamiento y 50 áreas de validación para cada categoría, obtenidas a partir de muestreos de campo y de ortofotos correspondientes a la fecha de adquisición de las imágenes.

Id.	Clase	Id.	Clase
1	Urbano	8	Quercíneas
2	Chopos	9	C. Herb. Reg.
3	Coníferas	10	C. Leñ. Reg.
4	Invernaderos	11	C. Herb. Sec.
5	Matorral	12	S. desnudos
6	Olivar	13	C. Tropicales
7	Pastizal	14	Agua

Tabla 1. Cubiertas del suelo clasificadas.

### 3 METODOLOGÍA

En este trabajo se optó por desarrollar una metodología basada en el análisis de cambios post-clasificación. Cuando se aplican este tipo de metodologías, es fundamental que las clasificaciones implicadas en este procedimiento sean lo más exactas posibles, ya que la exactitud del mapa de cambios final dependerá de las exactitudes individuales de los mapas a comparar. Para obtener mapas clasificados exactos se aplicó Random Forest (RF) (Rodríguez-Galiano et al., 2012c) a un conjunto

de variables espectrales y auxiliares, que permitieron caracterizar de forma precisa las diferentes cubiertas del suelo presentes en el área de estudio. La tabla 2 muestra las variables predictoras utilizadas en las clasificaciones de 1998 y 2004, entre las que se encuentran la temperatura de superficie (Rodríguez-Galiano et al., 2012b; Rodríguez-Galiano et al., 2011), las variables espectrales derivadas de la transformación de Kauth-Thomas, las variables derivadas del modelo digital de elevaciones del área de estudio, y por último, una selección de variables texturales tanto mono- como multi-estacionales (Rodríguez-Galiano et al., 2012a). El clasificador RF fue entrenado considerando la totalidad de las variables y diferentes subconjuntos de estas: las bandas espectrales de primavera y verano representadas por las variables multi-estacionales Kauth Thomas (MKT), las variables MKT más la temperatura de superficie (MKT+TS), las variables MKT más las variables derivadas del modelo digital del terreno (MKT+MDT) y por último, las variables MKT más las variables texturales (MKT+textura). El error de clasificación de RF converge a partir de un número elevado de árboles (Rodríguez-Galiano et al., 2012b), por lo que en la clasificación se utilizaron modelos RF compuestos por 5000 árboles de decisión y se consideraron todas las combinaciones posibles de variables aleatorias para la división de cada nodo (1 al máximo a intervalos de 1).

Los mapas obtenidos del proceso de clasificación expuesto en el párrafo anterior fueron comparados entre sí, para crear un mapa final que represente todas las transiciones ocurridas en las cubiertas de la Provincia de Granada entre 1998 y 2004. A partir de dicho mapa se obtuvo también la matriz de cambios entre ambas fechas, para hacer posible la cuantificación de su extensión. Existen diversas aproximaciones para evaluar la exactitud de los cambios obtenidos, las más rigurosas se basan en muestreos aleatorios de las diferentes categorías de cambios. Sin embargo, su aplicación es extremadamente compleja cuando el número de categorías es elevado como es el caso de este estudio. Por tanto, para evaluar la exactitud cartográfica del mapa de cambios se multiplicaron las exactitudes de las clasificaciones individuales obtenidas para las áreas test.

### 4 RESULTADOS

La exactitud global del mapa de cambios obtenido fue igual al 86%, resultado de multiplicar el porcentaje de aciertos de las clasificaciones individuales de 1998 y 2004. Este porcentaje de aciertos del mapa resultado puede considerarse como muy satisfactorio, dada la complejidad del área estudiada, debido a su extensión y al



Espectrales	Prim Ver	Brillo	Verdor	Humedad	pastizal 190,01 km <sup>2</sup> (29,97 %), las quercíneas 195,2 km <sup>2</sup> (75,85 %) y los cultivos herbáceos y leñosos en regadío y los cuerpos de agua permanecieron con aproximadamente la misma extensión, mientras que, los chopos decrecieron 11,11 km <sup>2</sup> (23,61 %), las coníferas 44,15 km <sup>2</sup> (5,98 %), el olivar 271,47 km <sup>2</sup> (10,79 %), los suelos desnudos 259,98 km <sup>2</sup> (7,82 %), los cultivos herbáceos en secano 205,52 km <sup>2</sup> (15,76 %) y por último, los tropicales 32,61 km <sup>2</sup> (22,69 %). Aunque las quercíneas y el matorral pueden fluctuar considerablemente en un período de tiempo de seis años, estas variaciones tan significativas, en especial para las quercíneas, pudieron deberse en parte a errores en las clasificaciones, puesto que estas categorías presentaron los mayores errores de comisión y omisión para ambas fechas (tabla 3).																																																																																					
		Brillo	Verdor	Humedad																																																																																						
		TS																																																																																								
		Elevación	Pendiente	Orientaciones																																																																																						
Texturales	Verano	Var. TM4	Var. TM7	Mad. TM1	<table><tr><th colspan="2"></th><th colspan="2">1998</th><th colspan="2">2004</th></tr><tr><th>Id.</th><th>Omisión</th><th>Comisión</th><th>Omisión</th><th>Comisión</th></tr><tr><td>1</td><td>0,1</td><td>0,08</td><td>0,06</td><td>0,04</td></tr><tr><td>2</td><td>0,02</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td></tr><tr><td>3</td><td>0,12</td><td>0,12</td><td>0,12</td><td>0,15</td></tr><tr><td>4</td><td>0,02</td><td>0</td><td>0,02</td><td>0,02</td></tr><tr><td>5</td><td>0,24</td><td>0,19</td><td>0,18</td><td>0,18</td></tr><tr><td>6</td><td>0,1</td><td>0,12</td><td>0,04</td><td>0,04</td></tr><tr><td>7</td><td>0,02</td><td>0,06</td><td>0,12</td><td>0,02</td></tr><tr><td>8</td><td>0,18</td><td>0,16</td><td>0,14</td><td>0,16</td></tr><tr><td>9</td><td>0,1</td><td>0,12</td><td>0,02</td><td>0,04</td></tr><tr><td>10</td><td>0,08</td><td>0</td><td>0,12</td><td>0,02</td></tr><tr><td>11</td><td>0</td><td>0,04</td><td>0</td><td>0,06</td></tr><tr><td>12</td><td>0,14</td><td>0,16</td><td>0,14</td><td>0,16</td></tr><tr><td>13</td><td>0,04</td><td>0,11</td><td>0,06</td><td>0,11</td></tr><tr><td>14</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td></tr></table>							1998		2004		Id.	Omisión	Comisión	Omisión	Comisión	1	0,1	0,08	0,06	0,04	2	0,02	0	0	0	3	0,12	0,12	0,12	0,15	4	0,02	0	0,02	0,02	5	0,24	0,19	0,18	0,18	6	0,1	0,12	0,04	0,04	7	0,02	0,06	0,12	0,02	8	0,18	0,16	0,14	0,16	9	0,1	0,12	0,02	0,04	10	0,08	0	0,12	0,02	11	0	0,04	0	0,06	12	0,14	0,16	0,14	0,16	13	0,04	0,11	0,06	0,11	14	0	0	0	0
				1998						2004																																																																																
		Id.	Omisión	Comisión						Omisión	Comisión																																																																															
		1	0,1	0,08						0,06	0,04																																																																															
		2	0,02	0						0	0																																																																															
	3	0,12	0,12	0,12						0,15																																																																																
	4	0,02	0	0,02						0,02																																																																																
	5	0,24	0,19	0,18						0,18																																																																																
	6	0,1	0,12	0,04						0,04																																																																																
	7	0,02	0,06	0,12						0,02																																																																																
	8	0,18	0,16	0,14						0,16																																																																																
	9	0,1	0,12	0,02						0,04																																																																																
	10	0,08	0	0,12						0,02																																																																																
	11	0	0,04	0						0,06																																																																																
	12	0,14	0,16	0,14						0,16																																																																																
13	0,04	0,11	0,06	0,11																																																																																						
14	0	0	0	0																																																																																						
Mad. TM4	Rod. TM4	PC TM1-TM2																																																																																								
PC TM1-TM2	PC TM1-TM3	PC TM1-TM4																																																																																								
PC TM2-TM4	PC TM2-TM7	PC TM3-TM4																																																																																								
PC TM3-TM5	PC TM3-TM7																																																																																									
Primavera	Rod. TM7	PC TM1-TM2	PC TM1-TM3																																																																																							
	PC TM1-TM7	PC TM2-TM3	PC TM2-TM5																																																																																							
	PC TM3-TM4	PC TM4-TM5	PC TM4-TM7																																																																																							
	PC TM1-TM1	PC TM2-TM2	PC TM3-TM3																																																																																							
	PC TM4-TM4	PC TM5-TM5	PC TM7-TM7																																																																																							
Multi-estacionales																																																																																										

Tabla 2. Variables utilizadas en las clasificaciones correspondientes a los años 1998 y 2004. TS: temperatura de superficie, Var.: variograma, Mad.: madograma, Rod.: rodograma, PC: variograma pseudocruzado.

elevado número de categorías. La figura 1 muestra los cambios producidos entre 1998 y

*Tabla 3. Errores de Omisión y Comisión de las clasificaciones de 1998 y 2004.*

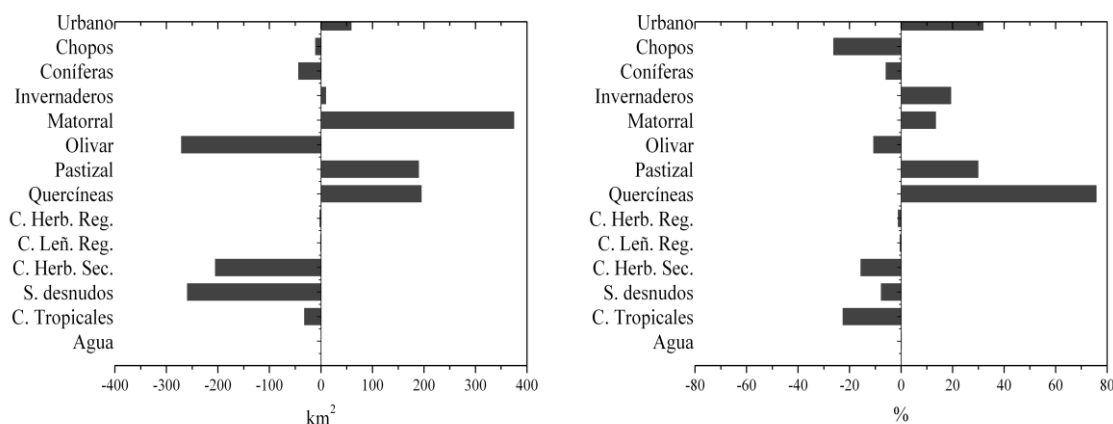


Figura 1. Cambios netos en las cubiertas del suelo entre 1998 y 2004.

Para una mejor evaluación de los resultados de las conversiones de las cubiertas del suelo se elaboró la matriz de cambios en las cubiertas entre 1998 y 2004 (tabla 4). Las áreas que permanecen constantes se presentan en la diagonal principal, mientras que los cambios se presentan a ambos lados de dicha diagonal. Los resultados indican que en el período de seis años estudiado, la práctica totalidad de los incrementos experimentados en la clase urbano, invernaderos y matorral provino de conversiones de suelos desnudos (59 km<sup>2</sup>, 8 km<sup>2</sup> y 375 km<sup>2</sup>, respectivamente). Los suelos desnudos y el matorral aportaron en términos absolutos 48 y 50 km<sup>2</sup> al incremento del pastizal. El aumento de las quercineas se produjo fundamentalmente a partir de conversiones provenientes de suelos desnudos (71 km<sup>2</sup>), coníferas (55 km<sup>2</sup>) y matorral (36 km<sup>2</sup>). El decrecimiento de los chopos estuvo vinculado principalmente a un aumento de los cultivos herbáceos en regadío (3 km<sup>2</sup>) y olivar (2 km<sup>2</sup>). El decremento de la categoría olivar en 2004 pudo estar debido a una sobrestimación del olivar en 1998, en detrimento de los suelos desnudos (ver errores de comisión para el olivar en la clasificación de 1998; tabla 3). Por otro lado, 177 km<sup>2</sup> que permanecían en barbecho en 1998 y, por tanto, fueron entonces clasificados como suelos desnudos fueron cultivados en 2004 (c. herbáceos en secano). Por último, el decrecimiento en la extensión de los cultivos tropicales se debió a pequeños aumentos en el resto de categorías de vegetación, en especial de cultivos herbáceos en regadío (9 km<sup>2</sup>). La distribución espacial de los principales cambios

producidos en las cubiertas del suelo se muestra en la figura 2. La mayoría de estos cambios corresponden a conversiones de las cubiertas del suelo, aunque algunos de ellos pueden ser atribuidos a errores derivados de una clasificación incorrecta en 1998 o 2004. La clase olivar es una de las categorías más difíciles de clasificar (vegetación+suelo), puesto que se caracteriza por cultivos dispuestos en hileras con un alto porcentaje de suelo desnudo, que, en ocasiones, puede estar cubierto total o parcialmente por vegetación herbácea. Las transiciones de cultivos herbáceos en secano a olivar y viceversa se localizaron al noroeste de la provincia, donde los olivares son más abundantes. Probablemente, estas conversiones no se deban a un cambio de uso del suelo, sino a una cobertura de hierba mayor durante la estación de primavera en algunos de los campos de olivos en 1998 o 2004. Por otro lado, los cambios de cubiertas entre olivares y suelos desnudos se produjeron en partes más céntricas de la provincia, así, algunas zonas de olivares jóvenes, en un estado de desarrollo incipiente, donde la alta componente de reflectividad del suelo enmascaró la respuesta espectral de los olivos, fueron clasificados como suelos desnudos en 1998. En cuanto a las transiciones entre suelos y cultivos herbáceos, fundamentalmente debidas a alternancias entre barbecho y cultivo, los cambios se produjeron fundamentalmente en la Vega de Granada. Por último, las transiciones entre las cubiertas de vegetación natural, como cabía esperar, se produjeron en zonas de sierra.

	Clasificación 1998															
Clasificación 2004		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	TOT.
	1	88	1	0	1	8	38	1	0	10	1	15	79	1	0	244
	2	0	17	0	0	0	0	0	0	11	1	0	0	0	0	31
	3	0	0	512	0	102	2	0	18	0	3	0	56	0	0	694
	4	2	0	0	38	2	0	0	0	1	0	0	12	4	0	59
	5	12	0	119	3	2134	66	73	36	1	32	15	658	10	1	3161
	6	26	2	0	0	30	1655	56	8	24	6	274	161	2	0	2244
	7	13	1	1	0	123	74	390	9	6	22	42	135	9	0	824
	8	1	1	73	0	72	30	11	165	4	15	4	73	3	0	453
	9	7	14	0	1	2	12	1	3	140	7	17	14	17	0	235
	10	2	2	8	0	24	2	3	11	8	114	7	19	17	0	216
	11	14	1	0	0	3	295	11	1	21	1	638	113	0	0	1098
	12	20	1	25	4	283	341	87	2	5	5	291	1997	3	2	3065
	13	1	2	0	2	3	0	0	4	7	10	0	5	77	0	111
	14	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	33	37
TOT.	185	42	739	49	2786	2516	634	257	238	217	1304	3325	144	37	12472	

Tabla 4. Matriz de cambios entre las clasificaciones de 1998 y 2004 (km<sup>2</sup>).

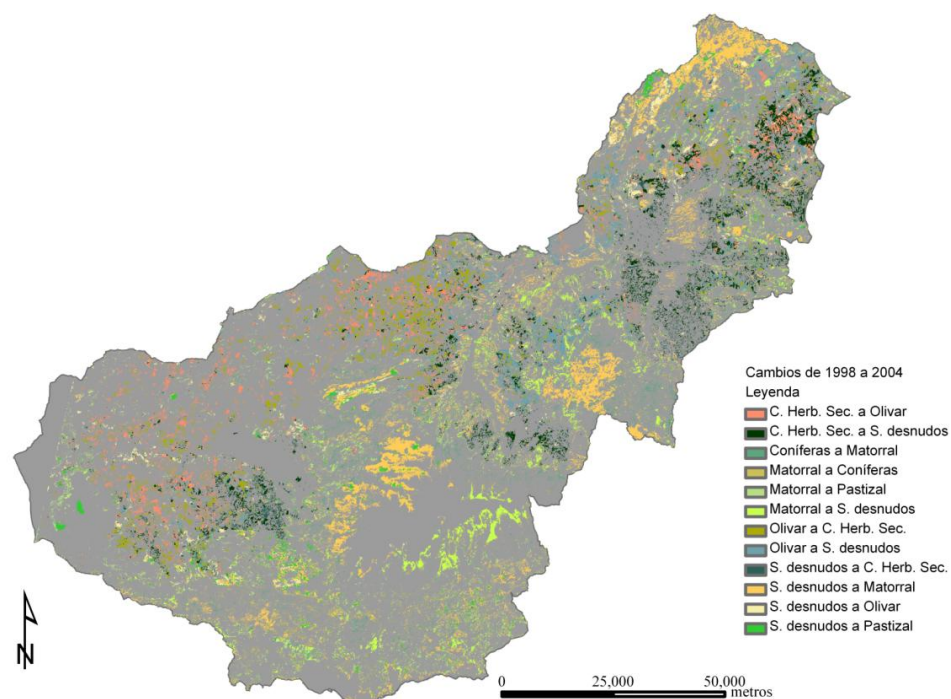


Figura 2. Mapa de cambios en las cubiertas del suelo de la Provincia de Granada entre 1998 y 2004.

## 5 CONCLUSIONES

El método de análisis de cambios empleado en este estudio fue el de post-clasificación, mediante el cual se compararon dos clasificaciones supervisadas obtenidas de la aplicación del clasificador *Random Forest* a diferentes variables espectrales, del terreno y texturales de 1998 y 2004. La exactitud global del mapa de cambios obtenido fue del 86% (porcentaje de aciertos). La metodología propuesta produjo un incremento relativo en el índice kappa del 52%, en relación al obtenido por una metodología basada en un clasificador de máxima verosimilitud y considerando únicamente las variables espectrales de la transformación Kauth Thomas.

En este trabajo se contempló la inclusión de nuevas variables en la clasificación de las cubiertas del suelo, desde variables auxiliares independientes a la teledetección, como los modelos digitales del terreno, a otras variables obtenidas a partir de las imágenes de teledetección (temperatura de superficie y variables texturales), y que por tanto pueden ser aplicadas en la clasificación de cualquier zona para la que haya disponibilidad de imágenes de satélite. Los resultados obtenidos en este estudio muestran que se puede obtener el mismo nivel de exactitud cartográfica a partir del uso combinado de imágenes de satélite con modelos digitales del terreno y con medidas texturales. Sin embargo, la inclusión de la temperatura de superficie tuvo un efecto más moderado, y solo mejoró la cartografía de algunas cubiertas del suelo. Por tanto, la elección de las variables auxiliares dependerá de la disponibilidad de la información, en el caso de los modelos digitales del terreno, y las necesidades de la aplicación. Los resultados de este estudio demuestran que las imágenes Landsat, junto con otros datos auxiliares, como imágenes de temperatura, MDTs e imágenes texturales, pueden ser utilizadas para detectar y analizar cambios en las cubiertas del suelo y generar una cartografía exacta, y de utilidad para la gestión y la ordenación territorial.

A partir de las clasificaciones individuales de 1998 y 2004 se estimó el mapa de los cambios producidos en la Provincia de Granada durante este período, así como los patrones de cambios entre las cubiertas del suelo, determinándose la naturaleza y extensión de los mismos. Atendiendo al mapa de cambios post-clasificación, las superficies de quercíneas y pastizal han sido las que más han incrementado su extensión, con aumentos del orden de los 200 km<sup>2</sup>. Los olivares, junto con los suelos desnudos y los cultivos herbáceos en secano son las categorías de estudio que más han mermado su extensión, la cual decreció en 271, 259 y 205 km<sup>2</sup>,

respectivamente. En términos relativos, la clase urbano se incrementó en un 32% (59 km<sup>2</sup>), como consecuencia fundamentalmente de conversiones de suelos desnudos debidas a la alta presión urbanística. Por el contrario, los chopos decrecieron un 26 % (10 km<sup>2</sup>) a favor de cultivos herbáceos en regadío. No obstante, algunos de estos cambios no estuvieron relacionados con conversiones en las cubiertas del suelo, sino que fueron consecuencia de los errores de omisión y comisión derivados de las clasificaciones individuales.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha desarrollado con la financiación del Proyecto GEOSDA CGL2010-17629 del Ministerio de Economía y Competitividad y del grupo de investigación RNM122 de la Junta de Andalucía.

## REFERENCIAS

- Mas, J.F., 1999. Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing* 20, 139-152.
- Menor-Toribio, J., 1997. Transformaciones recientes en la organización territorial de la Vega de Granada: del espacio agrario territorial a la aglomeración urbana actual. *Estudios regionales* 48, 189-214.
- Potapov, P., Turubanova, S. y Hansen, M.C., 2011. Regional-scale boreal forest cover and change mapping using Landsat data composites for European Russia. *Remote Sensing of Environment* 115 (2), 548-561.
- Rodríguez-Galiano, V.F., Pardo-Igúzquiza, E., Sánchez-Castillo, M., Chica-Olmo, M. y Chica-Rivas, M., 2011. Downscaling Landsat 7 ETM+ thermal imagery using land surface temperature and NDVI images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* doi:10.1016/j.jag.2011.10.002.
- Rodríguez-Galiano, V.F., Chica-Olmo, M., Abarca-Hernandez, F., Atkinson, P.M., Jeganathan, C., 2012a. Random Forest classification of Mediterranean land cover using multi-seasonal imagery and multi-seasonal texture. *Remote Sensing of Environment* 121 (1), 93-107.
- Rodríguez-Galiano, V.F., Ghimire, B., Pardo-Igúzquiza, E. y Chica-Olmo, M., Congalton, R.G., 2012b. Incorporating the downscaled Landsat TM thermal band in land-cover classification using random forest. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 78 (2), 129-137.

- Rodríguez-Galiano, V.F., Ghimire, B., Rogan, J., Chica-Olmo, M. y Rigol-Sánchez, J.P., 2012c. An assessment of the effectiveness of a Random Forest Classifier for land-cover classification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 67, 93-104.
- Rogan, J. y Chen, D., 2004. Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change. *Progress in Planning* 61 (4), 301-325.
- Singh, A., 1989. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing* 10, 989-1003.
- Townsend, P.A., Lookingbill, T.R., Kingdon, C.C., Gardner, R.H., 2009. Spatial pattern analysis for monitoring protected areas. *Remote Sensing of Environment* 113 (7), 1410-1420.
- Yuan, F., Sawaya, K.E., Loeffelholz, B.C. y Bauer, M.E., 2005. Land cover classification and change analysis of the Twin Cities (Minnesota) Metropolitan Area by multitemporal Landsat remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 98 (2-3), 317-328.



# Análisis de la Sensibilidad Territorial frente a potenciales eventos catastróficos: el caso de la isla de Mallorca

M. Ruiz, <sup>1</sup>M. Grimalt y <sup>2</sup>J. Gutiérrez-Puebla

<sup>1</sup> Departamento de Ciencias de la Tierra, Universitat de les Illes Balears.

<sup>2</sup> Departamento Geografía Humana. Universidad Complutense de Madrid.

maurici.ruiz@uib.es, miquel.grimalt@uib.es, javiergutierrez@ghis.ucm.es

## RESUMEN

*El estudio de la exposición territorial a los peligros es un tema clave en el análisis de riesgos naturales. Conocer dónde se localiza el peligro y qué elementos territoriales se encuentran expuestos ayuda al desarrollo de medidas de prevención adecuadas y contribuye a la reducción de la vulnerabilidad territorial. Se considera que no solo es importante conocer el nivel de exposición frente al peligro de los elementos territoriales sino también saber el grado de importancia cuantitativa y cualitativa de cada uno de ellos. La gestión eficaz del riesgo precisa conocer dónde se concentran los valores territoriales para establecer un rango de prioridades en su prevención. A partir del uso de tecnologías de la información geográfica y técnicas de simulación matemática se propone un modelo para identificar de forma automatizada el grado de sensibilidad del territorio frente a potenciales eventos catastróficos. Para ello, se divide el territorio en unidades geográficas homogéneas (cuadrículas) y se realiza una valoración económica de cada unidad, en base al valor de sus diversas componentes (p.ej. población, edificaciones, infraestructuras, usos del suelo, medio natural, etc.). Posteriormente, se determina en cada unidad geográfica cual de las componentes analizadas alcanza mayor valoración. Esta información se combina al tipo de peligro a los que se encuentra expuesta cada unidad. De esa forma se establece una escala de sensibilidad cualitativa que dicta para cada unidad el elemento territorial para el que posee mayor sensibilidad frente a un posible evento catastrófico. Se obtienen así unidades cuya mayor sensibilidad es la población, otras cuya mayor sensibilidad se concentra en sus infraestructuras, otra en su medio natural, etc. La cartografía de la sensibilidad territorial constituye un instrumento de planificación del riesgo que ayuda a jerarquizar las actuaciones tanto en las tareas de prevención, como en la propia gestión de la emergencia. El modelo se ha implementado en la isla de Mallorca y se ha obtenido un mapa de la sensibilidad territorial de la isla frente a potenciales eventos catastróficos que indica con detalle la componente territorial preferente en cada emplazamiento. A partir de los resultados obtenidos se ha construido un visor cartográfico que facilita la consulta on-line de la cartografía y constituye un instrumento de ayuda a la planificación y gestión del riesgo.*

## PALABRAS CLAVE

Vulnerabilidad, evaluación de daños, riesgos naturales, SIG, simulación.

## ABSTRACT

*The study of territorial exposure to hazards is a key issue in the analysis of natural hazards. The location analysis of territorial elements exposed helps to the development of appropriate preventive measures and contributes to the reduction of territorial vulnerability. Not only is it important to know the degree of exposure of the land but also to know the degree of its quantitative and qualitative importance. Effective risk management needs to locate where land values are concentrated to establish a range of priorities in its prevention. By using geographical information technology and*

*mathematical simulation techniques it's proposed a model to establish the degree of territorial sensitivity to potential catastrophic events. The territory is divided into homogeneous geographic units (pixels / grids) and an economic assessment is performed of each unit based on the value of its components (e.g. people, buildings, infrastructure, land use, environment, etc.). Next, it's determined the most valuable component of each geographical unit. Finally, we study the hazard exposition of each unit is exposed. Thereby, we establish a qualitative sensitivity scale that determines the territorial element for which each unit has the greater sensitivity to a possible catastrophic event. Thus, we obtain cells that can be most sensitive to population or infrastructure or their natural environment, etc. The mapping of the resulting territorial sensitivity is a basic planning tool that helps to prioritize actions both in prevention efforts and in management of the emergency. The model has been tested on the island of Mallorca and we have obtained a sensitivity territorial map to potential catastrophic events. Based on the results, a web map viewer has been built that facilitates online consultation and helps planning and risk management.*

## KEY WORDS

Vulnerability, damage assessment, natural risks, GIS, simulation.

## 1 INTRODUCCIÓN

El estudio de la vulnerabilidad territorial frente a desastres naturales es un tema de creciente actualidad, especialmente por el incremento considerable de pérdidas económicas y de vidas humanas que se vienen produciendo en los últimos años (Cannon, 1994; Calvo García-Tornel, 2000; Birkman, 2006; Chambers, 2006; Cutter, 2003; D'Ercole y Metger, 2002)

Entre las causas de estas enormes pérdidas hay que citar el aumento en el número y la intensidad de los eventos catastróficos, muchos de ellos derivados del proceso de cambio climático (Fussel, 2007; Parry *et al.*, 2007). También hay que considerar el desmedido modelo de ocupación territorial que se ha venido desarrollando en los últimos decenios, el cual ha ignorado la importancia de la exposición a los peligros por parte de la población y sus bienes (Olcina Cantos, 2006; Chuvieco *et al.*, 2011). No se puede tampoco obviar la vulnerabilidad social de la población a convivir con los riesgos y su relación con el nivel de pobreza (Blaikie *et al.*, 1994; Cannon, 1994).

La planificación de los riesgos territoriales es clave para minimizar los efectos de los fenómenos naturales adversos. El enfoque preventivo basado en el análisis de la amenaza es básico, sin embargo es importante analizar en detalle la exposición al peligro con objeto de concentrar los esfuerzos en proteger aquello que más valor posee. En este sentido, en el análisis del riesgo resulta básico conocer el valor del territorio.

Cualitativamente, el valor territorial lo concentra la población, seguido por las infraestructuras esenciales. Sin embargo, a nivel económico la valoración integrada del territorio es una tarea compleja. La tasación de infraestructuras, equipamientos, inmuebles,

construcciones, terrenos agrícolas y zonas naturales reviste gran dificultad (Bendimerad, 2001; Fiorucci *et al.*, 2002).

A priori, desde el punto de vista de la prevención del riesgo, sin considerar aspectos sociales, una zona será más o menos vulnerable frente a un potencial siniestro, en base a su exposición a los peligros, a la presencia de población y a su valor económico. Esos factores son esenciales desde el punto de vista de la gestión de la emergencia.

Por ello, enfatizamos la necesidad de conocer el valor del territorio como un instrumento básico de prevención y gestión del riesgo. Consideramos que más valor, es sinónimo de más vulnerabilidad potencial y de más riesgo. A pesar de la relevancia del valor del territorio, no son frecuentes las referencias bibliográficas que relacionen este factor en relación a la evaluación de riesgos.

La terminología utilizada en el ámbito de la gestión de los riesgos está en constante evolución y genera cierta confusión (Aneas de Castro, 2000; Green, 2003). Existen términos o conceptos, que se utilizan frecuentemente sin existir todavía un consenso en la comunidad internacional, como es el caso de la vulnerabilidad, la susceptibilidad, la sensibilidad, la adaptabilidad, etc.

En este trabajo vamos a profundizar en el estudio de la sensibilidad del territorio frente los peligros naturales. La sensibilidad según la RAE "*Es una cualidad de las cosas sensibles*". Entendemos que el territorio es sensible a los efectos de los desastres naturales. En base a su ocupación, un territorio será sensible a los efectos de un desastre natural. Un área urbana y poblada, posee una sensibilidad diferente a una zona rústica o natural. Cuando se establece una unidad geográfica de análisis (p.ej. cuadrícula)

cada unidad posee un tipo de ocupación mayoritaria (es decir, puede ser urbana, agrícola, natural, etc.). Sin embargo, su ocupación mayoritaria, no refleja sus verdaderos valores económicos. Puede ocurrir que en una unidad rústica se localice, puntualmente, un tipo de infraestructura o equipamiento de singular relevancia, con un valor económico elevado. En este caso, a dicha unidad habría que asignarle una sensibilidad preferente infraestructural. En este sentido, el valor de cada componente territorial, para cada unidad geográfica es un indicador del tipo de ocupación que le aporta mayor valor económico y por tanto cualifica la sensibilidad de dicha unidad.

El objetivo principal de este trabajo es proponer una metodología para identificar la sensibilidad del territorio frente a peligros naturales en base al conocimiento de su valor territorial. Para ello, en primer lugar, dividimos el territorio en unidades geográficas homogéneas y realizamos una valoración, para cada unidad de distintas componentes territoriales: población, construcciones, infraestructuras, medio rural, medio natural. El análisis comparado del valor económico de cada componente para cada unidad geográfica nos permite identificar la sensibilidad de cada unidad geográfica. Hablaremos así de sensibilidad poblacional, infraestructural, constructiva, rústica y natural. El cruce de dicha información con los peligros territoriales, facilita la obtención de un nivel de exposición territorial.

## 2 METODOLOGÍA

### 2.1 Zona de estudio

Se ha considerado como zona de estudio la isla de Mallorca (Balears). Se trata de la isla de mayor tamaño del archipiélago balear, con un total de 3.367 Km<sup>2</sup>. La unidad geográfica de análisis son cuadrículas de 1x1 Km (figura 1). Los resultados obtenidos no son totalmente válidos para el municipio de Palma de Mallorca, ya que no ha sido posible acceder a información relativa a sus infraestructuras.

### 2.2. Cálculo del valor territorial

Se realiza un procedimiento específico de cálculo para evaluar el valor económico de cada unidad geográfica para cada uno de los siguientes factores territoriales (Ruiz Pérez, 2011): población, infraestructuras, construcciones, medio rústico, medio natural. De forma simplificada, el método consiste en identificar la población y bienes de cada unidad geográfica y generar un modelo de simulación matemático del que resulta una función de probabilidad que expresa el valor económico promedio de cada unidad geográfica para cada

componente. El proceso supone la superposición cartográfica, mediante herramientas SIG, de una malla de 1 x 1 Km. sobre diversas capas de información territorial y la asignación de valores económicos a las categorías de cada uno de ellos (Ruiz Pérez, M., 2012).

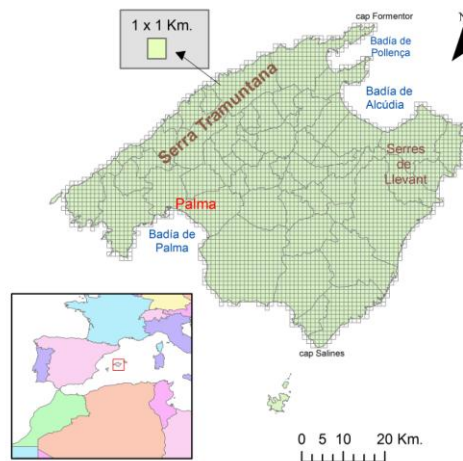


Figura 1. Zona de estudio y unidades geográficas de análisis.

Cada unidad geográfica alcanza un valor económico para cada factor que proporciona su sensibilidad territorial (figura 2).

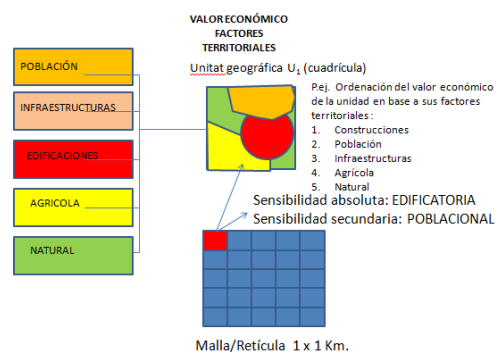


Figura 2. Valor económico las unidades geográficas y sensibilidad territorial.

### 2.3 Sensibilidad territorial

A partir del valor económico de cada factor en cada unidad geográfica, se realiza una evaluación comparada identificándose cuál es el factor que alcanza mayor valoración económica en cada unidad. De esa forma, se obtiene el mapa de sensibilidad territorial absoluta en la que se distingue una leyenda formada por cinco categorías: poblacional, infraestructural, edificatoria, rural y natural.

Si se analiza cual es el segundo factor territorial que alcanza mayor valor en cada

unidad, obtendríamos la sensibilidad territorial secundaria. Operando de la misma forma; obtendríamos la sensibilidad terciaria, la cuaternaria, etc.

## 2.4 Evaluación de la exposición frente a amenazas

Con objeto de obtener una primera aproximación a la exposición territorial frente a los diversos peligros naturales realizamos la intersección/cruce cartográfico entre la cartografía de la sensibilidad territorial absoluta y la cartografía de diversos peligros territoriales: inundaciones, deslizamientos, incendios forestales y terremotos.

## 2.5 Servidor cartográfico

Para la consulta interactiva de los resultados de la investigación se ha generado un visor cartográfico que facilita la visualización de la cartografía generada, accesible a través de internet, en la URL: <http://geoportal1.uib.es:8399/VULNERABILIDAD>

## 2.6 Software utilizado

Se ha utilizado el programa ArcGIS ver. 10.0 para la representación cartográfica de la información y el desarrollo de procesos de análisis espacial. Para la generación del visor cartográfico se ha hecho uso del programa ArcGIS Server vers. 10.0.

# 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

## 3.1 Valor territorial

La distribución del valor de la población sigue las pautas de distribución concentrada en los núcleos de población de la isla. Destacan en primer término el núcleo de Palma y su periferia, así como los cascos urbanos de los pueblos de la isla. También quedan patentes las zonas turísticas de la costa, especialmente en las Bahías de Alcudia y Pollença (figura 3).

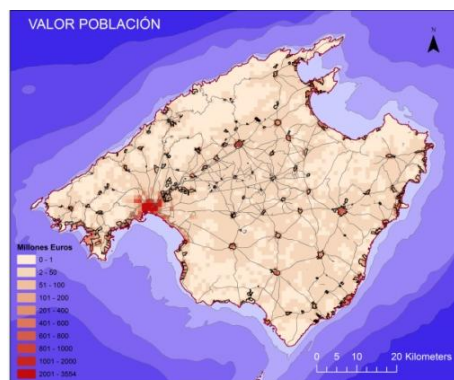


Figura 3. Valor de la población.

En segundo lugar resulta destacable la existencia de una gran masa de población diseminada distribuida por toda la isla (exceptuando las zonas elevadas de la Serra de Tramuntana y de las Serres de Llevant). Esta circunstancia pone en relieve la elevada densidad poblacional de territorio insular lo cual supone una elevada exposición de la población frente a los diversos peligros naturales.

El modelo de distribución del valor de las infraestructuras dibuja la red viaria de la isla, así como señala sus principales equipamientos. También resalta el área periurbana de Palma y los núcleos turísticos costeros (figura 4).

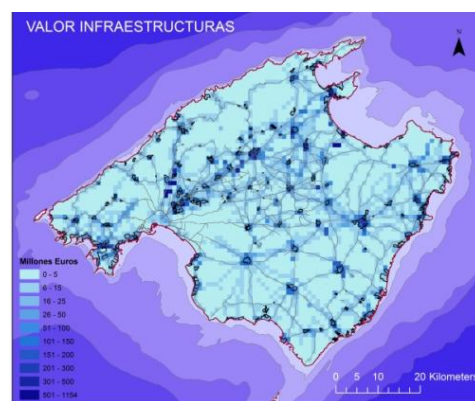


Figura 4. Valor de las infraestructuras.

En el mapa del valor de las construcciones destacan los núcleos de población y queda patente el intenso proceso de rurbanización de la isla. La distribución reproduce la distribución de la población (figura 5).

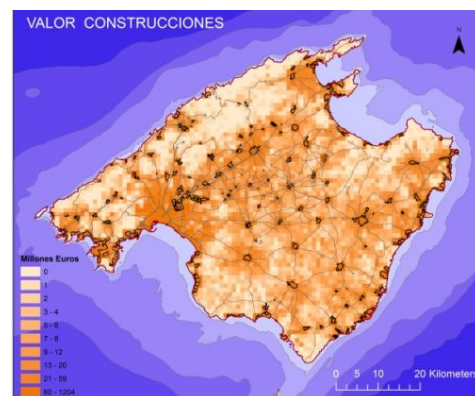


Figura 5. Valor de las construcciones.

Las áreas con mayor valor del suelo rústico se concentran en la zona de sa Pobla, en valle de Soller, el valle de Pollença, y las zonas próximas a Palma correspondientes al Pla de Sant Jordi. También aparece un mosaico de áreas con valores elevados distribuidas en el Pla de Mallorca y en la zona Sur de la Serra de Tramuntana. El valor del suelo rústico refleja no



solo la vocación agrícola del territorio, sino que incluye también el valor derivado de su potencial edificatorio. Por ello, se puede observar un incremento de valoración de las áreas rústicas periurbanas (figura 6).

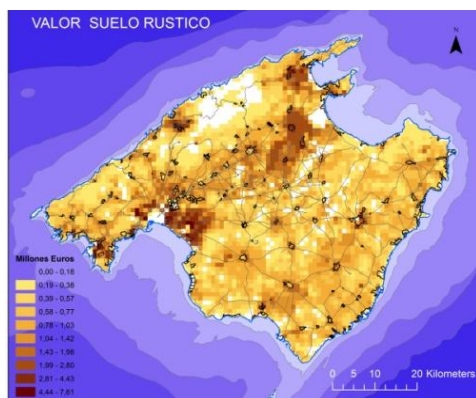


Figura 6. Valor del suelo rústico.

Respecto a la distribución del valor del medio natural, es destacable la Serra de Tramuntana, la Albufera de Mallorca, áreas de matorral en el municipio de Lluçmajor y un mosaico de zonas en las Serres de Llevant y a lo largo del Torrent de Na Borges. Es significativo el escaso valor de las zonas urbanas y su entorno (figura 7).

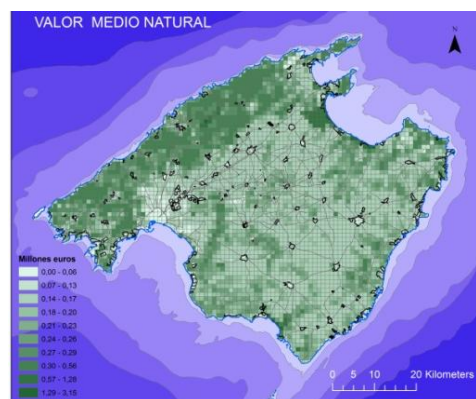


Figura 7. Valor del medio natural.

### 3.2 Sensibilidad territorial

La distribución de la sensibilidad territorial absoluta muestra un gran porcentaje de la isla con elevada sensibilidad edificatoria. Casi la mitad del territorio insular, 48 % (figura 8 y tabla 1) presenta este tipo de sensibilidad. Ello responde a un intenso proceso de urbanización generalizado en el suelo rústico insular especialmente en los últimos tres decenios (Salvà Tomàs y Binimelis Sebastian, 1992). Se observa elevada sensibilidad poblacional en la zona de Palma y su entorno, en las zonas turísticas costeras, así como en algunos núcleos urbanos con elevada densidad de población (Inca, Pollença, etc.); en cualquier caso no se supera el

8% del total. La sensibilidad infraestructural aparece principalmente en zonas rústicas despobladas con densidad elevada de su red viaria. Sin embargo, se evidencia, que, en la mayoría de los casos, la carga económica derivada de la edificación supera el valor de las infraestructuras.

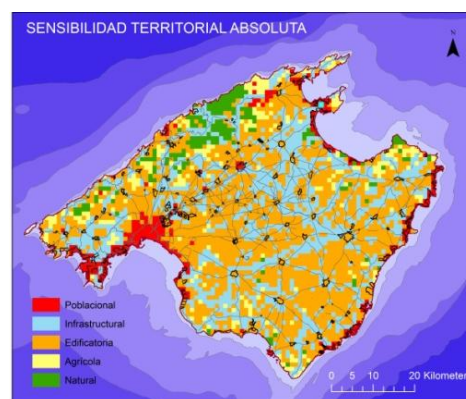


Figura 8. Sensibilidad Territorial Absoluta

La sensibilidad agrícola presenta una distribución muy dispersa en la que destacan zonas cultivadas poco pobladas, sin edificaciones ni infraestructuras.

Finalmente, la sensibilidad natural supone el 5,84% de la superficie insular y se concentra mayoritariamente en el sector Noroeste de la Serra de Tramuntana, apareciendo diversos sectores en la Albufera de Mallorca, cuenca del torrente de Na Borges y las playas de es Trenc (ses Salines).

Sensibilidad Territorial	Km <sup>2</sup>	Porcentaje
Poblacional	305	7,84%
Infraestructural	1175	30,21%
Edificatoria	1867	48,01%
Agrícola	315	8,10%
Natural	227	5,84%

Tabla 1. Distribución de la sensibilidad territorial.

Si analizamos la distribución de la sensibilidad territorial respecto a las cifras de valor económico total (figura 9), podemos observar que los valores económicos de la población cuantitativamente son los más elevados, sin embargo, el estudio de la sensibilidad evidencia que dicha población se encuentra distribuida de forma dispersa en el territorio insular. Ello es la causa de que la sensibilidad edificatoria alcance el mayor porcentaje de distribución.

La dispersión de la población residente y turística en el suelo rústico y en las zonas naturales de la isla complica las tareas de gestión en caso de siniestros, especialmente las tareas de evacuación de la población. Además, en muchas ocasiones, la población residente en



dichas zonas es de origen extranjero, lo que dificulta su conocimiento del entorno e incrementa su vulnerabilidad social frente a los siniestros. Este hecho se hace patente, en especial, en los incendios forestales, en los cuales la población

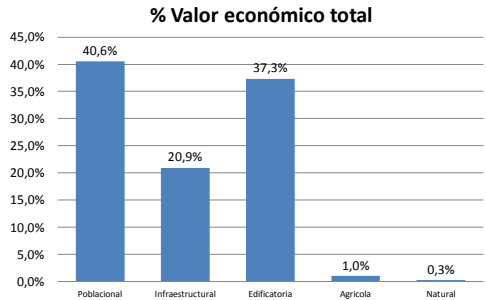


Figura 9. Distribución del valor económico por factores territoriales.

La sensibilidad territorial secundaria complementa el conocimiento de la valoración económica de las unidades territoriales (figura 10). Su lectura permite identificar cuál es el segundo factor territorial más representativo en la unidad.

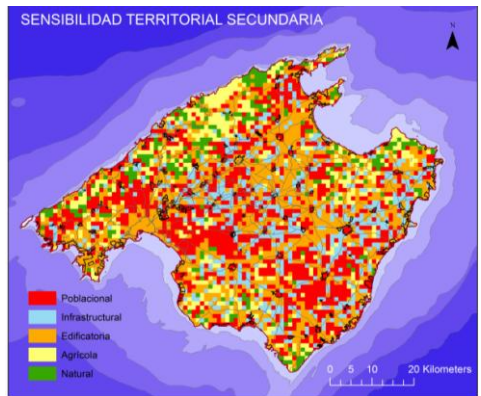


Figura 10. Sensibilidad Territorial Secundaria.

Su interpretación debe realizarse de forma combinada a la sensibilidad territorial absoluta analizando que factores son los que concentran la máxima valoración en cada unidad geográfica.

### 3.3 Sensibilidad territorial y exposición a peligros naturales

Se ha integrado la cartografía de peligros naturales y la sensibilidad territorial absoluta con objeto de identificar cuál es el factor territorial más prevalente en las zonas expuestas a los diferentes peligros naturales. (tabla 2).

Los resultados muestran la gran exposición relativa de la población y las infraestructuras

frente a las inundaciones (13,26%, 35,6 %) (figura 11). El peligro de deslizamiento afecta de forma sensible a las zonas agrícolas (15,75 %) (figura 12). Y las zonas con sensibilidad natural se ven mayoritariamente afectadas por el peligro de incendio (6,97 %) y el peligro de deslizamiento (12,9 %) (figura 13). La sensibilidad edificatoria alcanza el máximo de exposición relativa frente al peligro sísmico (48,01 %) ya que este caso la exposición sería de todo el territorio insular.

SENSIBILIDAD	Inundación (Km2)	% Inundación	Deslizamientos (Km2)	% Deslizamientos
Poblacional	111	13,26%	77	5,44%
Infraestructural	298	35,60%	385	27,19%
Edificatoria	387	46,24%	547	38,63%
Rústico/Agrícola	19	2,27%	223	15,75%
Natural	22	2,63%	184	12,99%
	837	100,00%	1.416	100,00%

SENSIBILIDAD	Incendios (Km2)	% Incendios	Sísmico (Km2)	% Sísmico
Poblacional	201	6,55%	305	7,84%
Infraestructural	904	29,44%	1.175	30,21%
Edificatoria	1.440	46,89%	1.867	48,01%
Rústico/Agrícola	312	10,16%	315	8,10%
Natural	214	6,97%	227	5,84%
	3.071	100,00%	3.889	100,00%

Tabla 2. Sensibilidad Territorial frente a peligros naturales (Km<sup>2</sup>).

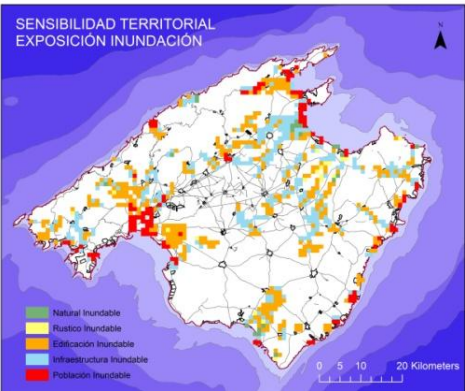


Figura 11. Sensibilidad Territorial e inundaciones.

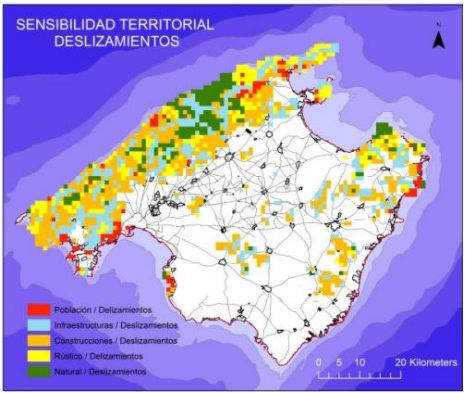


Figura 12. Sensibilidad Territorial y deslizamientos.

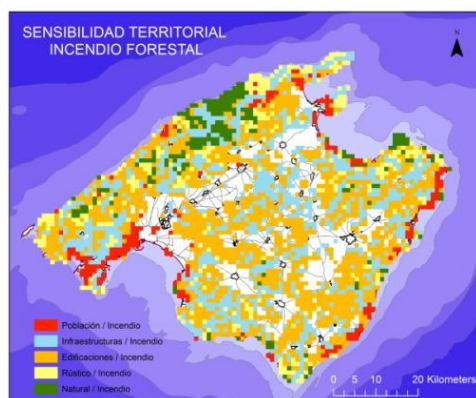


Figura 13. Sensibilidad Territorial e incendios forestales

### 3.4 La sensibilidad territorial en la gestión del riesgo y la emergencia

En el caso de acontecer un siniestro, p.ej. un incendio forestal, el mapa de sensibilidad informaría a los gestores de la emergencia de las características y valor del territorio afectado, lo cual permitiría realizar una primera valoración de sus efectos potenciales y poner en marcha las estrategias de extinción más apropiadas. En la figura 14, se representa el perímetro de un incendio forestal sobre la sensibilidad territorial de una zona de la Serra de Tramuntana (Mallorca). De forma inmediata puede observarse que la afectación mayoritaria del mismo habrá sido sobre el medio natural y las infraestructuras.

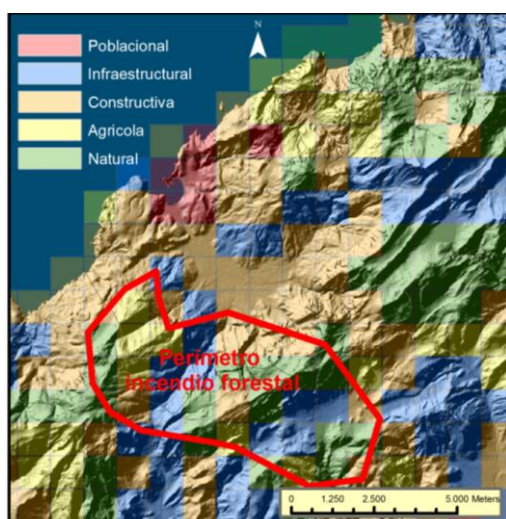


Figura 14. Simulación de incendio forestal

### 3.5 Visor cartográfico

Para la consulta interactiva *on-line* de la información cartográfica acerca del riesgo, la vulnerabilidad y la sensibilidad de la isla de

Mallorca, se ha creado un visor cartográfico (figura 15) accesible a través de la URL:

<http://geoportal1.uib.es:8399/VULNERABILIDAD>

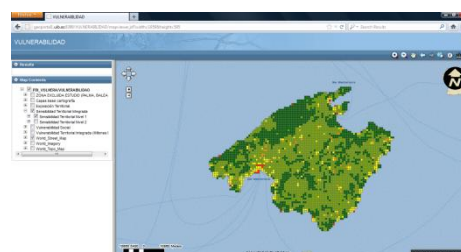


Figura 15. Sensibilidad Territorial y deslizamientos

## 4 CONCLUSIONES

Se ha profundizado en el estudio de la sensibilidad territorial, concepto de singular relevancia en el estudio del riesgo territorial. La sensibilidad territorial proporciona información del factor territorial que alcanza mayor valor económico en un ámbito u unidad geográfica. Su conocimiento puede contribuir al desarrollo de estrategias de prevención más eficaces, basadas en la protección prioritaria de aquellos recursos que más valor poseen y mayor exposición manifiesten.

Para el cálculo de la sensibilidad territorial es preciso el análisis integrado del valor territorial de diversos factores territoriales como la población, las infraestructuras, los edificios, la ocupación del territorio u otros que se consideren adecuados. Dicho cálculo es una tarea compleja para la cual existen diversos procedimientos de tasación (Ruiz Pérez, M., 2011; Ruiz Pérez, M., 2012).

Consideramos que el análisis de la sensibilidad territorial frente a peligros naturales es una práctica aconsejable en territorios de amplia extensión geográfica, ya que constituye un método simplificado de diagnóstico que ayuda al planificador del riesgo y al gestor de las emergencias a la toma de decisiones de forma rápida y eficaz.

La sensibilidad debe entenderse como una variable más a considerar en el análisis de los riesgos y a ser analizada, junto a demás factores, como amenazas, vulnerabilidad, etc.

La sensibilidad territorial proporciona información estratégica, básica e imprescindible que debería ser conocida y utilizada con profusión por parte de los gestores del riesgo y la emergencia. Ello facilitaría la aplicación de estrategias de mitigación del riesgo, adaptadas en todo momento a reducir la pérdida de vidas y las pérdidas económicas.

La sensibilidad territorial de Mallorca es mayoritariamente poblacional, en segundo

término edificatoria y en tercer lugar infraestructural. Este hecho da prueba que es una isla con una densidad poblacional elevada y con una marcada exposición de la población y sus bienes a los peligros naturales.

## AGRADECIMIENTOS

Trabajo financiado parcialmente por el proyecto CGL2011-29263-C02-02. Estructura diaria y 10-minutal de la precipitación y su caracterización sinóptica objetiva en el mar Balear (Balears).

## BIBLIOGRAFÍA

- Aneas de Castro, S. D. 2000. Riesgos y peligros: una visión desde la geografía. *Scripta Nova. Revista electrónica de Geografía y Ciencias Sociales*, 60.
- Bendimerad F. 2001. Loss estimation: a powerful tool for risk assessment and mitigation, *Soil Dynamics and Earthquake Engineering*, 21, 5, 467-472.
- Birkmann J. 2006. *Measuring Vulnerability to Natural Hazards. Towards disaster resilient societies*, New York, United Nations University Press.
- Blaikie, P., Cannon, T., Davis, I. y Wisner, B. 1994. *At Risk: Natural Hazards People's Vulnerability and Disasters*, London, Routledge. 284 pp
- Calvo García-Tornel, F. 2000. Panorama de los estudios sobre riesgos naturales en la geografía española. *Boletín de la A.G.E.*, 30, 21-35.
- Cannon, T. 1994. Vulnerability Analysis and the Explanation of Natural Disasters. En *Disasters, Development and Environment* (ed. A. Varley), Chichester, John Wiley & Sons..
- Chambers, R. 2006. Vulnerability, Coping and Policy. Institute of Development Studies (IDS), *Bulletin. Antology*, 37.
- Chuvieco, E.; Aguado, I., Jurdao, S., Pettinari, M.L., Salas, J., De la Riva, J., Ibarra, P., Rodríguez, M., Echeverría, M., Azqueta, D., Román, M.V., Bastarrika, A., Martínez, S., Recondo, C., Zapico, E., Martínez-Vega, J. y Martín, S. 2011. Integrating geospatial information into fire risk assessment, En San-Miguel Ayanz, J., Camia, A., Gitas, I., y Santos, S. (Eds.), *Advances in Remote Sensing and GIS applications in Forest Fire Management. From local to global assessments*, 173-177.
- Cutter, S.L. 2003. The Vulnerability of Science and the Science of Vulnerability, *Annals of the Association of American Geographers*, 93, 1-12.
- D'Ercole, R. y Metger P. 2002. Los lugares esenciales del Distrito Metropolitano de Quito, *Colección Quito Metropolitano*, MDMQ-IRD, Quito, Ecuador.
- Fiorucci, P., Gaetani, F., Minciardi, R. y Trasforini, E. 2002. A DSS for the evaluation of the consequences of natural hazards on a complex territorial system, *IEMSS 2002. Integrated Assessment and Decision Support*, Volume I.
- Fussel, H.M. 2007. Vulnerability: A generally applicable conceptual framework for climate change research, *Global Environmental Change*, 17 (2), 155-167.
- Green, C. 2003. Evaluating vulnerability and resilience in flood management, En *Search of a common methodology of damage estimation. Workshop Proceedings*, (ed. VAN DER VEEN A., VETERE ARELLANO A.L. y NORDVIK J.-P.), Italy, European Communities, 19-52.
- Olcina Cantos, J. 2006. La ordenación del territorio en la mitigación de riesgos naturales en España: estudio de casos, En *Riesgos Naturales y Desarrollo Sostenible: impacto, predicción y mitigación*, (ed. AYALA CARCEDO, F.J., OLCINA CANTOS, J., LAÍN HUERTA, L. y GONZÁLEZ JIMÉNEZ, A.), Madrid, Ministerio de Educación y Ciencia, Instituto Geológico y Minero de España.
- Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden y P.J., Hanson, C.E. 2007. Impacts, Adaptation and Vulnerability, *Working Group. Report II. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment*, Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, UNEP.
- Ruiz, M. 2011. *Vulnerabilidad Territorial y Evaluación de Daños Postcatástrofe. Una aproximación desde la geografía del riesgo*, Madrid, Universidad Complutense de Madrid. [Consulta: 10.10.2011]. Disponible en: <http://eprints.ucm.es/12850/>
- Ruiz, M. 2012. Vulnerabilidad territorial frente a desastres naturales: el caso de la isla de Mallorca (Balears, España). *GeoFocus*, 12, 16-52. [Consulta: 15.07.2012]. Disponible en: <http://geofocus.rediris.es>
- Salvà, P. y Binimelis, J. 1992. Las residencias secundarias en Mallorca: tipologías y modelos de crecimiento, *Mediterrané*. N 1-2, Aix-en-Provence, Université d'Aix-Marseille I, 73-76.



# Aplicación de sensores en la cuantificación del balance hídrico de una comunidad de regantes del este de Cataluña

P. Serra<sup>1</sup>, E. Queralt<sup>2</sup>, C. Pin<sup>3</sup>, Ó. González<sup>1</sup> y X. Pons<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departament de Geografia, Universitat Autònoma de Barcelona.

<sup>2</sup>Comunitat d'Usuaris d'Aigües del Delta del Llobregat.

<sup>3</sup>Parc Agrari del Delta del Llobregat.

pere.serra@uab.cat

## RESUMEN

*El objetivo de este trabajo es cuantificar el balance hídrico de una comunidad de regantes situada al este de Cataluña, muy cerca de la ciudad de Barcelona. La Comunidad de Regantes del Margen Derecho del río Llobregat fue fundada a mediados del siglo XIX y, por este motivo, posee una red de abastecimiento muy antigua. Para un conocimiento más detallado de su funcionamiento, el Departamento de Agricultura de la Generalitat de Catalunya financió un proyecto de investigación con el objetivo de aplicar imágenes de satélite combinadas con datos obtenidos de diversos caudalímetros, ubicados en la entrada y salida de los canales de distribución de agua, de dos áreas agrícolas piloto. En la discriminación de los cultivos presentes en el área de estudio se aplicó un método de clasificación híbrido multitemporal con imágenes del satélite SPOT-5. En la cuantificación del consumo de agua real estimada se consideró también la aportación de la precipitación. El balance de consumo de agua mostró que el input total extraído del río Llobregat fue de 5 hm<sup>3</sup> mientras que 0,75 hm<sup>3</sup> tuvieron como origen la precipitación efectiva. En cuanto al output, éste correspondió al consumo total teórico de los cultivos, 1,5 hm<sup>3</sup>, y a las pérdidas en el transporte con una eficiencia del 81,5%, o 0,92 hm<sup>3</sup>, mientras que el resto de agua que se devolvió al río fue de 3,33 hm<sup>3</sup>. Cabe resaltar que estos resultados, obtenidos con la metodología aplicada, son los más detallados que existen para esta comunidad hasta la fecha.*

## PALABRAS CLAVE

Comunidad de regantes, río Llobregat, SPOT-5, caudalímetros, balance hídrico.

## ABSTRACT

*The aim of this work is to quantify the water balance of an irrigation community located to the eastern of Catalonia, near Barcelona city. The Irrigation Community of the Right Side of River Llobregat was founded in the mid-nineteenth century and, therefore, it is based on a very old supply network. For a more detailed knowledge of its modus operandi, the Department of Agriculture of the Catalan Government funded a research project with the aim of applying satellite images combined with data obtained from flow meters, located at the entrance and exit of distribution canals, in two pilot agricultural areas. For cropping discrimination a multitemporal hybrid classification method was used including five SPOT-5 satellite images. During the quantification of estimated water consumption was also included the precipitation obtained from the nearest weather station. The balance of water consumption showed that the total input extracted from Llobregat River was of 5 hm<sup>3</sup> while 0.75 hm<sup>3</sup> were obtained from effective rainfall. With regard to output, 1.5 hm<sup>3</sup> corresponded to total consumption*

of crops, whereas  $0.92 \text{ hm}^3$  corresponded to the distribution losses, with an estimated efficiency of 81.5%. Finally,  $3.33 \text{ hm}^3$  were returned to the river. It should be highlighted that these results, obtained with the summarized methodology, are the most detailed that exists for this irrigation community up today.

## KEY WORDS

Irrigation community, Llobregat river, SPOT-5, flow meters, water balance.

## 1 INTRODUCCIÓN

Es bien sabido que el sector agrícola es uno de los más consumidores de agua, con una estimación del 68% del total de consumo, y especialmente en el caso de las infraestructuras de regadío españolas donde el 70% tiene más de 90 años de antigüedad (Berbel y Gómez-Limón, 2000). Por este motivo un conocimiento exhaustivo de las áreas agrícolas irrigadas es de significativa importancia (Bastiaanssen *et al.*, 2000; Alexandridis *et al.*, 2008). En este sentido, la teledetección puede aportar datos continuos de las condiciones hídricas que permiten identificar el estado de los cultivos, especialmente de áreas extensas y donde una cierta generalización es necesaria (Xie *et al.*, 2007).

Cataluña ha sufrido históricamente importantes sequías con significativas restricciones en el abastecimiento del agua. El último periodo de escasez corresponde al año 2007 cuando la Agencia Catalana del Agua, la autoridad pública gestora del agua en Cataluña, declaró la situación como la peor desde el año 1944. El correspondiente decreto de sequía tuvo como consecuencia drásticas reducciones en el abastecimiento de agua para riegos, con las consecuentes pérdidas económicas y situaciones conflictivas que se produjeron en el sector.

El objetivo de este trabajo es cuantificar el balance hídrico de una comunidad de regadíos situada al este de Cataluña, concretamente en el Parque Agrario del Delta de Llobregat, muy cerca de la ciudad de Barcelona. Esta área se ha especializado en las últimas décadas en cultivos de hortalizas y árboles frutales. Se trata de una comunidad fundada a mediados del siglo XIX y, por este motivo, basada en una red de abastecimiento muy antigua. Para un conocimiento más detallado de su funcionamiento, el Departamento de Agricultura de la Generalitat de Catalunya financió un proyecto de investigación con el objetivo de aplicar la teledetección con imágenes de satélite combinada con los datos de campo extraídos de cuatro caudalímetros localizados en la entrada y salida de los canales de distribución de agua de dos áreas agrícolas piloto. Los datos aportados eran el nivel de agua y el flujo de agua en  $\text{m}^3/\text{s}$  medido cada cinco minutos. Con la realización del

correspondiente mapa de cultivos obtenido con imágenes SPOT-5 y el consumo de agua real se obtuvo el balance hídrico de la Comunidad de Regantes del Margen Derecho del río Llobregat.

## 2 METODOLOGÍA

### 2.1 Área de estudio

El área de estudio se localiza en la desembocadura del margen derecho del río Llobregat, al este de Cataluña (figura 1). Tal como se ha comentado anteriormente, se trata de una comunidad de regantes fundada en el siglo XIX con una superficie total alrededor de 1 100 ha y compuesta por 2 851 parcelas agrícolas. El agua es extraída del río y repartida por toda la comunidad a través de una red de canales con una longitud total de 12.7 km. En el transcurso de los años se ha especializado en cultivos hortícolas y en frutales. Debido a sus antiguos orígenes, el sistema de riego principal es el de inundación, muy consumidor de agua y poco eficiente en general, con la excepción de los frutales, irrigados esencialmente gota a gota.

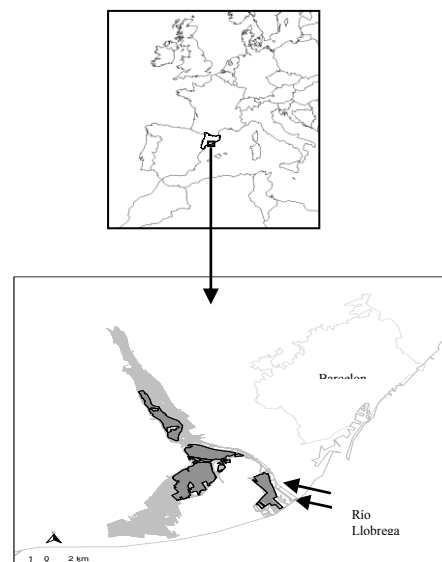


Figura 1. Área de estudio situada en el margen derecho del río Llobregat. En gris se representa la superficie del Parque Agrario mientras que en trama negra la Comunidad de Regantes del Margen Derecho del río Llobregat.



Por lo que respecta a las dos áreas piloto, éstas se eligieron como representativas de la comunidad de regantes por irrigarse los cultivos más comunes en ella así como por presentar un tipo de suelo característico de la zona. La figura 2 muestra su localización, en el centro de la comunidad de regantes y al sur del municipio de Sant Boi de Llobregat, con una superficie total de 16,7 ha la primera y 10,2 ha la segunda.

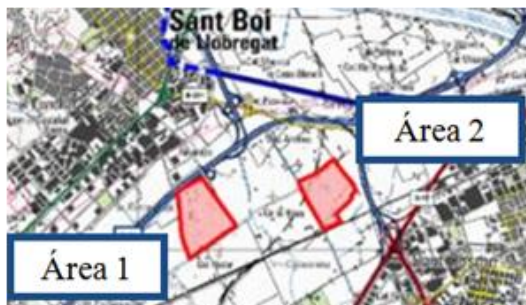


Figura 2. Situación de las dos áreas piloto, representativas de los cultivos más comunes en la comunidad de regantes, donde se instalaron los cuatro caudalímetros.

## 2.2 Imágenes de satélite y sensores terrestres

Las imágenes de satélite empleadas fueron básicamente las proporcionadas por SPOT-5 (*Satellites Pour l'Observation de la Terre*) y, concretamente, por el sensor HRG 1. Sus características básicas son la detección de las bandas verde (0,50-0,59  $\mu\text{m}$ ) y roja (0,61-0,68  $\mu\text{m}$ ) del espectro electromagnético así como el infrarrojo cercano (0,79-0,89  $\mu\text{m}$ ) y el infrarrojo de onda corta (*short wave infrared*) (1,58-1,75  $\mu\text{m}$ ). La resolución espacial es de 10 m x 10 m, en las tres primeras bandas, y de 20 m x 20 m en el caso del infrarrojo de onda corta. A causa del conocimiento obtenido en anteriores trabajos del área de estudio, se consideró adecuada la resolución espacial, espectral y radiométrica proporcionada por SPOT-5 debido a la elevada fragmentación de cultivos y a la reducida superficie de las parcelas agrícolas. Las fechas de las cinco imágenes empleadas fueron: 6 de mayo, 7 de junio, 17 de junio, 19 de julio y 13 de agosto. Este número de imágenes nos permitió realizar el seguimiento multitemporal de la evolución del regadío estival en el área de estudio.

Las correcciones aplicadas a las cinco imágenes adquiridas fueron las geométricas, con errores RMS por debajo de los 7 m obtenidos con una media de 314 puntos de control y 308 de test (Pons *et al.*, 2010a), y las radiométricas, con la conversión de los valores digitales a reflectancias

usando parámetros de calibración del sensor, entre otros factores (Pons *et al.*, 2010b).

En relación al trabajo de campo realizado con los sensores instalados en la entrada y salida de agua de las dos áreas piloto, los caudalímetros usados fueron del modelo Vegapuls 61. Este modelo de sensor radar emite señales cortas de microondas que reflejadas por la superficie de agua y recibidas por la antena de recepción obtiene un dato cada cinco minutos (durante las veinticuatro horas del día) de la altura del agua que transcurre por el canal. Posteriormente, se transforma este dato a flujo en  $\text{m}^3$  por segundo. Esta información nos permitió cuantificar la cantidad de agua *input* y *output* en las zonas piloto y, en consecuencia, el consumo de agua real de los cultivos irrigados y la eficiencia de riego.

Finalmente, un último parámetro a considerar fue la precipitación, dato muy importante a incluir en el balance hídrico ya que en función de la lluvia la Agencia Catalana del Agua proporciona más o menos agua a la comunidad. La precipitación se obtuvo de la estación meteorológica más cercana al área de estudio y un porcentaje de reducción fue aplicado para obtener la lluvia efectiva.

## 2.3 Clasificación de cultivos

A través de las cinco imágenes SPOT-5 detalladas, un mapa de cultivos fue obtenido a partir de un clasificador híbrido implementado en el software MiraMon (Pons, 2006). Este clasificador combina dos módulos: una clasificación no supervisada, donde se solicitan un número muy elevado de clases espectrales o *clusters* para obtener una capa categórica de naturaleza estadística, y las áreas de entrenamiento propias de los métodos supervisados. A continuación, ambas capas son superpuestas produciéndose una correspondencia automática de las clases espectrales respecto a las categorías temáticas de las áreas de entrenamiento a través de la moda estadística (para más detalles ver Serra *et al.*, 2008 y/o 2009). Con esta asignación automática se distinguieron los siguientes cultivos: alcachofas, huerta (tomates, patatas, etc.), frutales, cereales de invierno, maíz y alfalfa. Teniendo en cuenta que el periodo irrigado más intensivo en el área de estudio es de mayo a julio, ni las alcachofas ni los cereales de invierno se consideraron en el balance hídrico ya que son cultivos que no se riegan en el citado periodo.

## 2.4 Requerimientos hídricos de los cultivos

Para el cálculo de las necesidades hídricas de los cultivos, la opción más factible fue aplicar un

consumo estimado/teórico para cada uno de los cultivos irrigados. Esta información fue proporcionada por el propio parque agrario. En el caso de los cultivos hortícolas el consumo estimado fue de 1.200 m<sup>3</sup> por hectárea y mes, mientras que en el caso de los frutales fue de 1.000 m<sup>3</sup>, 600 m<sup>3</sup> en la alfalfa y 1.300 m<sup>3</sup> en el maíz. A través del mapa de cultivos obtenido de la clasificación híbrida se pudo individualizar las dos áreas piloto y, por tanto, cuantificar la superficie de cada uno de los cultivos irrigados, obteniéndose, en consecuencia, el consumo total.

### 3 RESULTADOS

La exactitud temática del mapa de cultivos fue cuantificada desde una matriz de confusión con 12.000 píxeles de test, obteniéndose una exactitud global del 82,3%. La máxima confusión se produjo entre la horticultura y las alcachofas. De las 1.100 ha de área total de la comunidad de regantes, las superficies de los principales cultivos se distribuyeron en este orden: 32,1% eran alcachofas, 19,6% productos hortícolas, 19,1% frutales, 5,6% cereales, 1,9% maíz, 1,5% alfalfa y el resto otros usos. Como anteriormente se ha detallado, en el periodo analizado el consumo hídrico estimado de las alcachofas y de los cereales fue cero.

Una vez individualizado el mapa de cultivos de la zona perteneciente al margen derecho del río Llobregat, se cuantificó el agua consumida por todos los cultivos localizados en ella, multiplicando su superficie por el consumo estimado de cada uno de ellos y obteniéndose el consumo total realizado.

En relación a los *input* de agua, en el periodo analizado se derivaron del río Llobregat hacia la comunidad 5 hm<sup>3</sup> en total, mientras que la precipitación efectiva estimada fue de 0,75 hm<sup>3</sup> (tabla 1). Como se observa en la figura 3, el periodo con la máxima precipitación correspondió al 7 y 8 de junio con 23,9 y 37,6 l/m<sup>2</sup>, respectivamente. Estas precipitaciones comportaron una semana sin derivación de agua del río Llobregat por parte de la Agencia Catalana del Agua a la comunidad de regantes.

El porcentaje de precipitación efectiva aplicado fue del 85%, cifra estimada a partir de información del parque agrario teniendo en cuenta que en algunas zonas del área de estudio equivalía a una sobreestimación y en otros casos a una subestimación dado el tipo de suelo. En este sentido, haría falta un estudio específico del comportamiento de la precipitación en los cultivos de estudio.

Por lo que respecta al *output* de agua, la estimación del consumo de agua de todos los cultivos fue de 1,5 hm<sup>3</sup>, equivalente al 26,1% del

agua disponible en el canal. A partir de los cálculos realizados en las zonas piloto se pudo establecer que la eficiencia de la red de canales fue del 81,5%, porcentaje obtenido en las áreas piloto y posteriormente extrapolado a toda la comunidad. Este porcentaje equivalía a unas pérdidas por distribución de 0,92 hm<sup>3</sup>. De todo ello se dedujo que el agua estimada que retornó al río, a través de los canales en el periodo analizado, fue de 3,33 hm<sup>3</sup>, prácticamente el 58% del total.

Input	hm <sup>3</sup>	Output	hm <sup>3</sup>
Agua derivada del río Llobregat	5	Agua consumida por los cultivos	1.5
Precipitación efectiva	0.75	Pérdidas por eficiencia en la distribución	0.92
		Agua retornada al río y/o mar	3.33
Total	5.75	Total	5.75

Tabla 1. Balance hídrico final de la comunidad de regantes en el periodo analizado.

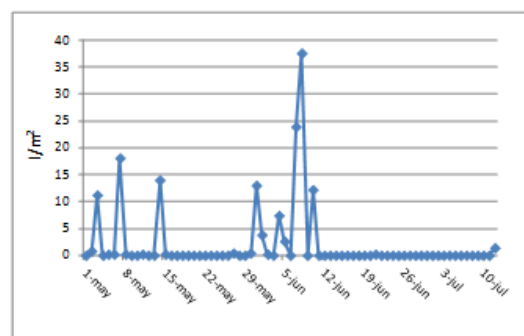


Figura 3. Precipitación del área de estudio en el periodo analizado. Fuente: Servei Meteorològic de Catalunya.

### 4 CONCLUSIONES

La metodología aplicada en este trabajo permite concluir que la combinación de sensores satelitales con sensores terrestres es una herramienta muy potente para analizar el consumo de agua en comunidades de regantes muy antiguas, con reducida información real disponible. En este sentido, las imágenes SPOT-5 han permitido un seguimiento fenológico y de humedad de los cultivos irrigados con una elevada fiabilidad, mientras que la información proporcionada por los caudalímetros ha permitido

un seguimiento real del consumo de agua. Así, los resultados han mostrado que sólo un 26% del agua que transcurre por el canal fue verdaderamente usada para irrigación. En este sentido, parece de gran importancia mejorar el estado de la red de distribución para evitar tantas pérdidas.

Finalmente, comentar que en trabajos futuros se debería mejorar el conocimiento del aporte real de la precipitación en función del tipo de suelo y del cultivo ya que en este trabajo se ha aplicado un valor constante para toda el área de estudio.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores querían expresar su agradecimiento al Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural de la Generalitat de Catalunya por financiar este proyecto de investigación así como a la Agencia Catalana de l'Aigua por su apoyo incondicional. Xavier Pons es beneficiario de un ICREA Acadèmia Excellence in Research grant (2011-2015).

## BIBLIOGRAFIA

- Berbel, J. y Gómez-Limón, J.A. 2000. The impact of water-pricing policy in Spain: an analysis of three irrigated areas", *Agricultural Water Management*, 43, 219-238, 2000.
- Bastiaanssen, W.G.M., Molden, D.J. y Makin, I.W. 2000. Remote sensing for irrigated agriculture: examples from research and possible applications, *Agricultural Water Management*, 46, 137-155.
- Alexandridis, T.K., Zalidis, G.C. y Silleos, N.G. 2008. Mapping irrigated areas in Mediterranean basins using low cost satellite Earth observation, *Computers and Electronics in Agriculture*, 64, 93-103.
- Xie, H., Tian, Q., Granillo, J.A. y Keller, G.R. 2007. Suitable remote sensing method and data for mapping and measuring active crop fields. *International Journal of Remote Sensing*, 28, 395-411.
- Pons, X., Moré, G. y Pesquer, L. 2010. Automatic matching of Landsat image series to high resolution orthorectified imagery, *Proceedings of the ESA Living Planet Symposium*, CD-ROM edition, ESA reference document: SP-686.
- Pons, X., Cristóbal, J., Pesquer, L., Moré, G. y Gonzalez, Ö. 2010. Fully automated and coherent radiometric (ATM+TOP) correction of Landsat MSS-TM-ETM images through pseudoinvariant areas, *Proceedings of the ESA Living Planet Symposium*, CD-ROM edition, ESA reference document: SP-686.
- Pons, X. 2006. MiraMon. Geographic Information System and Remote Sensing software. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREAF, Bellaterra.
- Serra, P., Moré, G. y Pons, X. 2009. Thematic accuracy consequences in cadaster land-cover enrichment from a pixel and from a polygon perspective, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 75, 1441-1449.
- Serra, P. y Pons, X. 2008. Monitoring farmers' decisions on Mediterranean irrigated crops using satellite image time series, *International Journal of Remote Sensing*, 29, 2293-2316.



# Detección y monitorización de áreas quemadas en Liguria (Italia) mediante imágenes de satélite Landsat y Quickbird

M. Sirtori<sup>1</sup>, G. Barberis<sup>1</sup>, P. Gamba<sup>2</sup>, E. Chuvieco<sup>3</sup> y M. Mariotti<sup>1</sup>

<sup>1</sup> DISTAV. Università di Genova.

<sup>2</sup> Dipartimento di elettronica. Università di Pavia.

<sup>3</sup> Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá.

mariaelena.sirtori@unige.it

## RESUMEN

*El objetivo del trabajo es comparar distintas técnicas para cartografiar áreas quemadas en Liguria (Italia). La cartografía de incendios de calidad es fundamental para comprender el régimen de los incendios y su evolución temporal, dentro del marco del cambio climático. La investigación se ha centrado sobre un gran incendio que afectó el Monte Fasce (Genova) en Septiembre de 2009. Empleando imágenes multitemporales Landsat TM y QuickBird, se han considerado varios índices espectrales publicados en revistas científicas. Las áreas quemadas han sido extraídas utilizando distintos métodos: umbrales, árboles de decisión, máxima probabilidad, segmentación, detección de cambios y el software ABAMS. Se han aplicado dos técnicas de corrección topográfica, cos-correction y modified c-correction, para reducir el efecto de iluminación. La fiabilidad de las clasificaciones se ha calculado comparándolas con los perímetros quemados que se obtuvieron en campo mediante GPS, así como con los perímetros delimitados mediante análisis visual de la imagen QuickBird post-evento. Los mejores resultados se han obtenido con el árbol de decisión multitemporal utilizando los índices NDVI, NBR y NBRT y con el método ABAMS (que incluye un algoritmo de dos fases) con los cuales la fiabilidad global fue del 77,25% y 78,98% respectivamente. La modified c-correction mejoró el análisis, reduciendo los errores cometidos del 2,7% y 4% por las dos técnicas.*

## PALABRAS CLAVE

Áreas quemadas, Landsat, QuickBird, ambiente mediterráneo, corrección topográfica.

## ABSTRACT

*The aim of this study is to test and compare different remote sensing techniques to map burned areas in Liguria region. Accurate burned area mapping is fundamental to understand fires regime and its temporal evolution, in the context of climate change. The test area is the Monte Fasce site, affected by a huge fire event in September 2009. The work is based on the Landsat TM and the QuickBird images acquired before and after the event. We considered several spectral indices reported in the literature. The burned area was estimated using different methods: thresholds, decision trees, Maximum Likelihood classification, segmentation, Change Detection technique and the software ABAMS. Additionally, two topographic correction techniques were applied, the cosine-correction and the modified c-correction, to reduce the illumination effect. The accuracy of the estimated burned areas was analysed by comparing satellite results with reference perimeters derived by the Italian Forest Service as well as one derived by visual analysis of a post-fire QuickBird image. The best*



results were obtained from the multitemporal analysis, using the decision tree classifier with the NDVI, NBR and NBRT indices, and the ABAMS algorithm. The overall accuracy was of 77.25% and 78.98% respectively. The modified c-correction improved the analysis, reducing the errors committed by 2.7% and 4% for the two methods.

## KEY WORDS

Burned areas, Landsat, QuickBird, mediterranean environmental, topographic correction.

## 1 INTRODUCCIÓN

Los incendios suponen una de las mayores causas de degradación del ambiente mediterráneo, incidiendo sobre los ciclos biogeoquímicos (p.ej. agua y carbono), y determinando cambios a nivel global y local.

En Italia la ley "Legge quadro in materia di incendi boschivi" n.353 del 2000 intenta reforzar la conservación y protección del medio ambiente ante los incendios. Los bosques desempeñan un papel fundamental como fuente de biodiversidad, como medio de intercambio entre la superficie de la tierra y la atmósfera a través de los procesos de fotosíntesis y la respiración y como protección del territorio en el ámbito hidrogeológico. El seguimiento de las áreas afectadas por el fuego es, por lo tanto, de gran importancia. La ley n.353 prevé la creación, por parte de las municipalidades, de un registro de los incendios, incluyendo sus ubicaciones y sus perímetros, con el objetivo de aplicar la restricción de quince años al cambio de uso del suelo y la restricción de diez años de no-aptitud para la construcción, el pastoreo y la caza.

Dentro del territorio italiano la región Liguria representa un claro ejemplo de cómo el fuego influye sobre el territorio: entre el 1987 y el 2002 hubo un promedio de 1.000 incendios al año (13.521 en 15 años), afectando a 64.524 hectáreas de bosque.

En este artículo se pretende evaluar el uso de la teledetección para cartografiar áreas quemadas en la región de Liguria. Hasta ahora, no existe un procedimiento estándar para identificar y cartografiar las áreas quemadas. La ausencia de una cartografía de calidad dificulta la evaluación del impacto del fuego y la elección de los métodos de gestión para prevenir la erosión del suelo y favorecer la regeneración de la vegetación (Bastarrika *et al.*, 2006). La teledetección es una adecuada herramienta para este fin porque permite cubrir grandes extensiones con una alta recurrencia temporal, asegurando una calidad homogénea en las estimaciones (Bastarrika *et al.*, 2006).

El objetivo del presente estudio es encontrar la técnica más fiable que permita cartografiar el área afectada por los incendios de la forma más automática posible a partir de datos de

teledetección. Dada la compleja topografía del área de estudio, surge el objetivo secundario de reducir los efectos de la iluminación solar para atenuar los errores en la clasificación.

## 2 MATERIALES

El área de estudio se encuentra en la región Liguria, norte-oeste de Italia (figura 1). Su territorio se caracteriza por una morfología muy irregular, definida por el encuentro entre los Alpes Marítimos y los Apeninos Septentrionales.

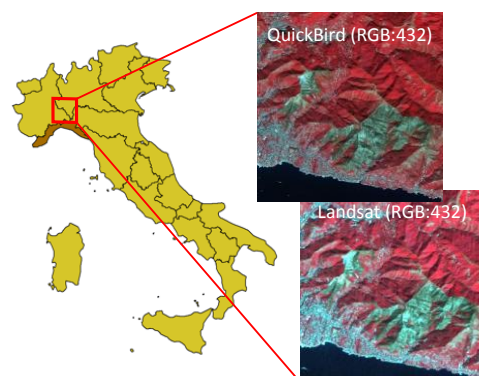


Figura 1. Área de estudio y imágenes post-incendio Landsat y QuickBird en falso color 4,3,2 = IRC, Rojo, Verde.

El estudio se centra en el Monte Fasce (44°24'34" N, 9°02'04" E), situado cerca la ciudad de Génova. En Septiembre de 2009 el área fue afectada por un gran incendio que se extendió a casi 1.200 ha. Las principales cubiertas quemadas fueron pastizales (49%), arbustos (16%) y bosques mixtos (19,5%).

La investigación sobre el incendio del Monte Fasce se ha efectuado empleando pares de imágenes de media y alta resolución geométrica tomadas antes y después del incendio. Se han empleado dos imágenes Landsat-5 TM, del 6 de Agosto de 2009 y del 23 de Septiembre de 2009 y dos QuickBird, del 11 de Mayo de 2009 y del 27 de Septiembre de 2009.

Por otro lado, se han incluido en el estudio los perímetros quemados generados por el Cuerpo Forestal y el perímetro realizado por el Consorzio LAMMA-Toscana mediante análisis visual de la imagen QuickBird post-evento.

### 3 MÉTODOS

Las principales fases del proceso se pueden ver en el esquema de la figura 2. Las imágenes están corregidas geométricamente. Los datos Landsat fueron descargados de Glovis, que incluye el Standard Terrain Correction (Level 1T: corrección a partir de puntos de control y un modelo de elevación digital). Los datos QuickBird, que fueron facilitados por DigitalGlobe, son productos estándar de nivel 2A (con corrección geométrica a partir de solamente un DEM de poco detalle). Las imágenes han sido pre-procesadas convirtiendo los valores de Nivel

Digital a reflectividad aparente (Chander *et al.*, 2009; Krause, 2005). Posteriormente, se aplicó una normalización atmosférica utilizando superficies pseudo-invariantes entre las imágenes pre- y post-incendio.

Los índices más sensibles para discriminar entre quemado y no quemado fueron seleccionados basándose en una revisión bibliográfica, comparándolos mediante análisis visual y usando dos algoritmos: ENVI ROI *Separability Function* (V.V.A.A, 2008) y SEATH software (V.V.A.A, 2010).

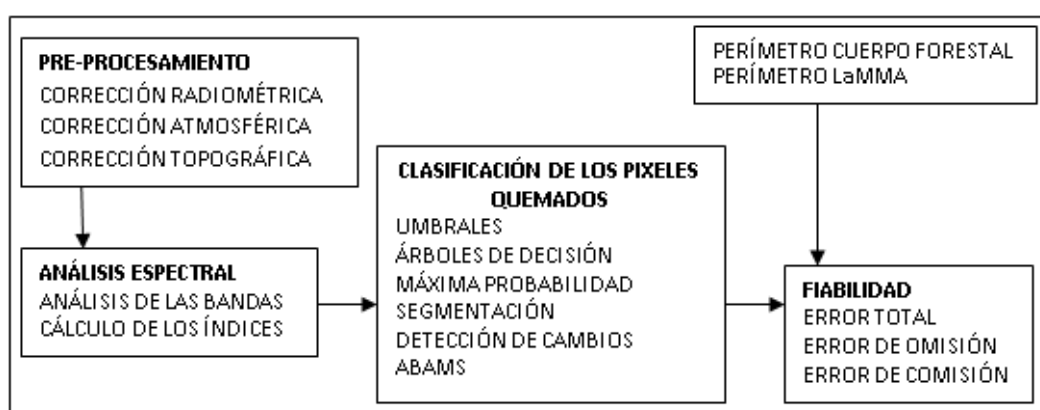


Figura 2. Esquema de las principales fases del trabajo.

Se eligieron los siguientes índices: NDVI (Rouse *et al.*, 1974); NDII (Hardisky *et al.*, 1983); NBR (López y Caselles, 1991); NBRT (Holden *et al.*, 2005); SAVI (Huete, 1988); BI (San Miguel-Ayán *et al.*, 1998). Además también se ha incluido en el análisis las bandas de reflectividad originales y las derivadas del análisis de componentes principales (PCA).

La cartografía de áreas quemadas se realizó mediante los siguientes métodos: umbrales (Chuvieco *et al.*, 2002), árboles de decisión (V.V.A.A, 2008), máxima probabilidad (V.V.A.A, 2008), segmentación mediante el software RHSEG (Tilton, 2008) y la herramienta *Segmentation Image* de ENVI y el método ABAMS (Bastarrika *et al.*, 2011). La mayoría de las técnicas emplean umbrales en las variables utilizadas (bandas, índices, PCA), a excepción al algoritmo de máxima probabilidad, que se calibra a partir de áreas de entrenamiento, y de la segmentación RHSEG, por la cual hay que elegir dos parámetros en la operación de *merging*: la importancia relativa de la *spectral clustering* versus el *region growing* y el criterio de disimilaridad.

Los métodos han sido aplicados con distintas combinaciones de índices y PCA. En la metodología ABAMS se ha utilizado el criterio

SEVERE (Bastarrika, 2011), ya definido en el mismo programa, que sigue una estrategia multitemporal basándose en la diferencia de NDVI y de BAIM, y en los valores de NBR y MIRBI post-incendio para la fase de semillado; y la regresión logística multitemporal y la banda TM4 post-incendio para la fase de crecimiento.

Finalmente, la fiabilidad de las clasificaciones se ha calculado comparando las áreas quemadas extraídas con los datos de campo (figura 3) y con el perímetro obtenido mediante análisis visual de una parte de la imagen QuickBird post-incendio. El error cometido ha sido determinado con la siguiente expresión:

$$\text{ERROR TOTAL} = ( (\text{COM} + \text{OMI}) / \text{VAL} ) * 100$$

donde COM y OMI son respectivamente los errores de comisión y omisión y VAL es el total de píxeles muestreados.

Dada la compleja orografía del terreno que caracteriza la región de Liguria, se ha decidido aplicar otro pre-procesamiento de las imágenes para comprobar si se puede reducir el efecto de la iluminación y, en consecuencia, mejorar la detección de las áreas quemadas. Se han probado dos técnicas de corrección topográfica: la *cos-correction* (Teillet *et al.*, 1982) y la *modified c-correction* (Veraverbeke *et al.*, 2010).

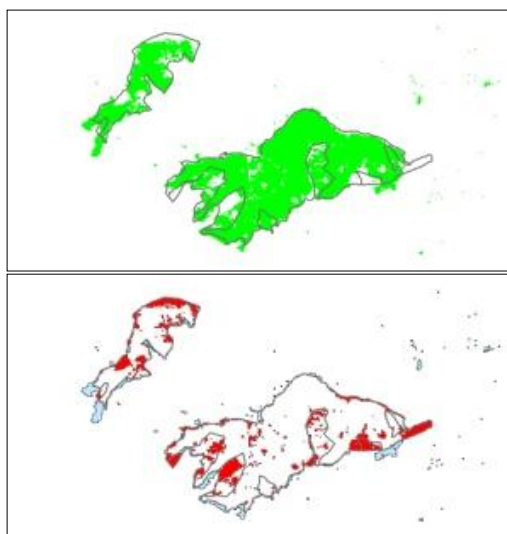


Figura 3. Ejemplo de validación: en verde el área quemada obtenida con el método del árbol de decisión, en gris el dato de campo, en rojo el error de omisión y en azul el error de comisión.

Ambos métodos emplean el cálculo del ángulo de iluminación  $\gamma_i$ :

$$\cos \gamma_i = \cos \theta_p \cos \theta_z + \sin \theta_p \cos \theta_z \cos(\varphi_a - \varphi_o)$$

siendo  $\theta_p$  el ángulo de inclinación,  $\theta_z$  el ángulo solar de zenith,  $\varphi_a$  el ángulo solar de azimuth y  $\varphi_o$  el ángulo de orientación de la vertiente.

En el método *cos-correction* la reflectividad de una superficie horizontal  $\rho_H$  se obtiene mediante:

$$\rho_H = \rho_T \frac{\cos \theta_z}{\cos \gamma_i}$$

Siendo  $\rho_T$  la reflectividad de una superficie inclinada. la *modified c-correction* se define por la siguiente ecuación:

$$\rho_H = \rho_T \frac{1 + c_k}{\cos \gamma_i + c_k}$$

Donde  $c_k$  es un parámetro banda-dependiente  $c_k = b_k/m_k$ , siendo  $b_k$  y  $m_k$  la intercepta y la pendiente de la recta de regresión

$$c_k = b_k + m_k \cos \gamma_i.$$

## 4 RESULTADOS

La tabla 1 muestra los resultados obtenidos comparando las áreas extraídas desde las imágenes Landsat y Quickbird con el perímetro

del Cuerpo Forestal. Los mejores resultados se obtienen con el análisis multitemporal. Los errores más bajos de las clasificaciones corresponden al árbol de decisión con los índices NDVI, NBR, NBRT (25,2%) y al método ABAMS (24,6%) para las imágenes Landsat y a la técnica de los umbrales con el índice NDVI para las imágenes QuickBird (34,8%).

Para analizar el error encontrado, hemos utilizado como dato de validación otro perímetro obtenido mediante análisis visual sobre un fragmento de la imagen QuickBird post incendio por el Consorcio LaMMA (figura 4).

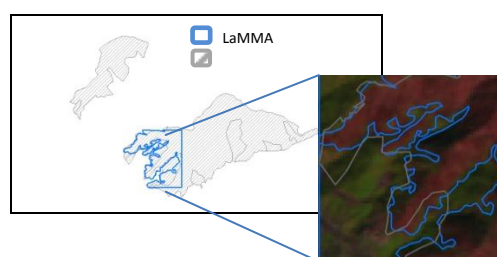


Figura 4. Superposición de los perímetros de validación.

El nuevo perímetro resulta ser más detallado, evidenciando las dificultades que se encuentran en trazar el perfil en campo. Al emplear ese nuevo perímetro en la validación mejoran los resultados (22,7%, 21 % y 22,8%: tabla 2), pero se mantiene el orden de fiabilidad de los distintos algoritmos. En consecuencia, aunque ese perímetro resulta más adecuado para validaciones espaciales de detalle, también podemos utilizar el del cuerpo forestal para elegir el método más adecuado

El hecho de que las imágenes de alta resolución presenten peores resultados (con el perímetro del Servicio Forestal) o equivalentes (utilizando el perímetro LaMMA) con respecto a las imágenes de media resolución puede ser debido a diferentes razones. En primer lugar, las imágenes QuickBird utilizadas en este estudio son productos estándar de nivel 2A (que pueden tener problemas de desplazamiento al utilizar un DEM de poco detalle), creando dificultades de co-registración cuando se emplea un análisis multitemporal. Además, los datos QuickBird carecen de bandas de infrarrojo medio y térmico, impidiendo el cálculo de algunos índices importantes para detectar las áreas quemadas. Por último, debemos tener en cuenta que los datos de campo contienen errores inherentes a las dificultades del trabajo de campo en un territorio topográficamente complejo, los cuales pueden tener mayor influencia cuando se validan cartografías de área quemada de alta resolución espacial.

	LANDSAT MONOTEMPORAL											
	NDII+BI	NDII+BI+B6	NDVI+NDII+NBRT		NDII+NBRT	NDVI+NRB+NBRT			PCA(noB6)	PCA	BANDS	NDII+NRB
	AD	AD	AD	MP	AD	AS	MP	SEGM	MP_PC2,4,5	MP_PC3,6	SEGM	SEGM
TOTAL	41.014	42.881	38.203	41.135	38.014	37.780	41.339	37.228	47.997	49.638	51.580	42.201
COMMISSION	8.910	4.708	4.912	3.537	4.958	5.215	2.864	4.512	2.494	2.676	12.636	3.129
OMISSION	32.104	38.173	33.291	37.598	33.056	32.565	38.475	32.716	45.503	46.962	38.943	39.072

	LANDSAT MULTITEMPORAL								QB MONO			QB MULTI
	NDII+NBR		NDVI+NDII+NBRT		NDVI+NBR+NBRT			SEVERE	NDVI	NDVI-SAVI	BANDAS+NDVI	NDVI-DIFF
	AD	MP	AD	MP	AD	MP	SEGM	ABAMS	ENVI-SEGM	AD	SEGM	UMBRALES
TOTAL	29.943	30.313	25.884	26.232	25.265	25.695	28.121	24.651	39.100	78.532	Imagen demasiado grande para procesar	34.843
COMMISSION	15.410	4.179	6.628	5.086	6.696	5.608	5.003	5.119	12.152	19.461		6.993
OMISSION	14.533	26.134	19.256	21.146	18.569	20.088	23.118	19.532	26.948	59.071		27.851

Tabla 1. Resultados (en porcentajes) obtenidos por diferentes parametros y metodos usando como dato de validacion el perimetro del Cuerpo Forestal (AD: árbol de decisión; MP: máxima probabilidad; SEGM: segmentación)

	LANDSAT MULTITEMPORAL		QB MULTITEMPORAL
	NDVI+NR+NBRT	SEVERE	NDVI-DIFF
	AD	ABAMS	UMBRAL
TOTAL	22.757	21.024	22.808
COMISION	7.402	4.909	1.874
OMISION	15.355	16.115	20.934

Tabla 2. Resultados obtenidos usando como dato de validación el perimetro LaMMA (AD: árbol de decisión).

Finalmente, también se ha aplicado una corrección topográfica a las imágenes Landsat (tabla 3). Con la *cos-correction* los errores se mantienen similares con el método del árbol de decisión, mientras que aumentan con la técnica ABAMS.

	Cos correction		Mod C correction	
	NDVI+NR+NBRT	SEVERE	NDVI+NR+NBRT	SEVERE
	AD	ABAMS	AD	ABAMS
TOTAL	22.246	34.653	20.052	17.017
COMISION	8.299	5.508	8.421	6.912
OMISION	13.948	29.145	11.631	10.105

Tabla 3. Resultados obtenidos con la corrección topográfica.

La *modified c\_correction* produce una mejora en los resultados: en ambos casos el error total disminuye hasta el 20 % con el árbol y el 17%

con ABAMS. Se detecta un leve aumento del error de comisión (1% y 2%) pero, por otro lado, una evidente reducción del error de omisión (3,7% y 6%)

## CONCLUSIONES

En esta investigación hemos observado que los métodos más fiables en la detección de áreas quemadas son el árbol de decisión (utilizando los índices NDVI, NR, NBRT) y el software ABAMS para las imágenes Landsat y el umbral para los datos QuickBird. Además, se ha demostrado cómo la corrección topográfica *modified c-correction* aplicada a las imágenes Landsat mejora los resultados disminuyendo el error total.

A partir de los resultados obtenidos en este estudio se está elaborando una serie temporal de imágenes Landsat en la zona occidental de la región de Liguria, aplicando el método ABAMS con la idea de estudiar la evolución temporal del régimen de incendios.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a Bernardo Zanchi (Consorcio LAMMA-Toscana) por el análisis de imágenes QuickBird, a Prashanth Marpu por el uso del programa Seath, a James C. Tilton (NASA Goddard Space Flight Center) por el software RHSEG y a Aitor Bastarrika por el software ABAMS. También agradecemos a DigitalGlobe, en particular en la persona de Fabio Pacifici, por proporcionar imágenes QuickBird y a Regione Liguria por los archivos de los perímetros de los incendios.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bastarrika, A. 2011. Automatic burned area mapping software (ABAMS) - preliminary documentation  
<http://www.ehu.es/aitor.bastarrika/>
- Bastarrika, A. y Chuvieco, E. 2006. Cartografía del área quemada mediante crecimiento de regiones: aplicación en entornos mediterráneos con imágenes TM y ETM+. *GEOFOCUS* vol 6, 82-204
- Bastarrika, A., Chuvieco, E. y Martín, M.P. 2011. Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+ data with a two- phase algorithm: balancing omission and commission errors. *Rem. Sens. of Environ.*, 115, 1003-1012.
- Chander, G., Markham, B.L. y Helder, D.L. 2009. "Summary of Current Radiometric Calibration Coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI Sensors", *Remote Sensing of Environment* 113 (2009) 893–903.
- Chuvieco, E., Martin, M.P. y Palacios A. 2002. Assessment of different spectral indices in the red–near-infrared spectral domain for burned land discrimination. *Int. J. Rem. Sens.* 23, 5103-5110.
- Hardisky, M. A., Klemas, V., y Smart, R. M. 1983. The influence of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral reflectance of *Spartina alterniflora* canopies. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 49, pp. 77-83.
- Holden, Z.A., Smith, A.M.S., Morgan, P., Rollins, M.G. y Gessler, P.E. 2005. Evaluation of novel thermally enhanced spectral indices for mapping fire perimeters and comparisons with fire atlas data. *Int. J. Rem. Sens.* 21, 4801-4808
- Huete, A.R. 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Rem. Sens. Environ.* 25, 295–309
- Krause, K. 2005. *Radiometric Use of QuickBird Imagery*.  
[http://www.digitalglobe.com/downloads/products/QuickBird\\_technote\\_raduse\\_v1.pdf](http://www.digitalglobe.com/downloads/products/QuickBird_technote_raduse_v1.pdf)
- López García, M.J. y Caselles, V. 1991. Mapping Burns and Natural Reforestation Using Thematic Mapper Data. *Geocarto International*, 1, 31-37.
- Rouse, J.W., Haas, H.R., Schell, J.A. y Deering, D.W. 1974. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. *Proceeding of the Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, Greenbelt: NASA SP-351*, pp. 301-317.
- San Miguel-Ayán, J., Annoni, A. y Schmuck, G. 1998. The use of satellite imagery for retrieval of information on wildfire damage in Mediterranean landscapes. *Proceedings of ERIM'98, 27<sup>th</sup> International Symposium on Remote Sensing of Environment: Information for Sustainability*, held on 8-12 June, in Tromsø, Norway, pp.758-762
- Teillet P.M., Guindon B. y Goodenough D.G., 1982. On the slope-aspect correction of multispectral scanner data. *Can. J. Remote Sensing*, vol.8, pp.84-106.
- Tilton, J. C. 2008. HSEG/RHSEG, HSEGViewer and HSEGReader User's Manual (Version 1.40).  
<http://opensource.gsfc.nasa.gov/projects/HSEG/index.php>
- Veraverbeke, S., Verstraeten, W.W., Lhermitte, S. y Goossens, R. 2010. Illumination effects on the differenced Normalized Burn Ratio's optimality for assessing fire severity, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 12, 60-70.
- V.V.A.A. 2010. Processing Chain Optimization Report HYPER-I-NET Project pp.16-17  
[http://hyperinet.multimediacampus.it/images/HYPERINET\\_D4.3.pdf](http://hyperinet.multimediacampus.it/images/HYPERINET_D4.3.pdf)
- V.V.A.A. 2008. *ENVI Help*.



# Evaluación del producto MODIS GPP en biomas no arbolados empleando datos de torres de flujo de Carbono

D. Tammadge, F. Álvarez-Taboada y J.R. Rodríguez-Pérez

Grupo de Investigación GEOINCA. Universidad de León.

david\_tammadge@hotmail.com, flor.alvarez@unileon.es, jr.rodriguez@unileon.es

## RESUMEN

*Aunque los matorrales, sabanas y herbáceas suponen el 37% de la superficie terrestre, escasos estudios han analizado la importancia de estos ecosistemas en el ciclo global del carbono, y aún menos han medido su importancia en zonas secas. El producto MODIS Gross Primary Production (GPP) se puede usar para cubrir este hueco, aunque para ello sea necesario determinar su idoneidad. En este estudio el producto MODIS GPP se validó empleando datos de siete torres de covarianza Eddy. Seis torres se localizaron en matorrales/herbáceas en zonas climáticas templadas y secas, y una en una zona forestal mediterránea para establecer comparaciones. Los resultados muestran que anualmente MODIS estima GPP adecuadamente en herbáceas en zonas secas y en matorrales ( $r^2=0.94$ ,  $SEE=143.36 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ). Este trabajo ha mostrado que MODIS GPP es un producto adecuado para estimar el balance de carbono en zonas de pastizal/matorral. Es necesaria más investigación para modelar los flujos de Carbono durante los periodos con menores tasas fotosintéticas.*

## PALABRAS CLAVE

Flujo de carbono, zonas secas, herbáceas, matorral, MODIS GPP.

## ABSTRACT

*Although shrublands, savannas and grasslands account for 37% of the world's terrestrial area, not many studies have analysed the importance of these ecosystems in the global carbon cycle, and even less have measured their significance in dryland areas. The MODIS Gross Primary Production (GPP) product could be used to help bridge this gap; however, the suitability of this product must be assessed. In this study the MODIS GPP product was validated by using Eddy Covariance tower data for 7 different sites. Six sites were located in grassland and shrubland areas in temperate and dry climatic regions, and one site was located in a Mediterranean forested area for comparison. Results of this study show that, on an annual basis, the MODIS GPP product accurately estimates GPP for grasslands in water limited areas and shrublands ( $r^2=0.94$ ,  $SEE=143.36 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ ). Further research is needed in order to model Carbon fluxes during seasons with lower photosynthetic rates.*

## KEY WORDS

Carbon flux, drylands, grasslands, shrublands, monitoring.

## 1 INTRODUCCIÓN

### 1.1 Importancia de la medición y seguimiento de GPP en biomas no forestales

El cambio climático global es un tema importante, tanto para los responsables políticos, como para los científicos relacionados con la ecología (Heinsch *et al.*, 2006). El dióxido de carbono ha contribuido al cambio climático global más que ningún otro factor entre 1750 y 2005 (Metz *et al.*, 2007). Por ello es necesario entender el ciclo de carbono y sus implicaciones para entender posteriormente el cambio climático global.

Aunque las zonas de matorral, sabanas y herbáceas suponen un 37% de la superficie terrestre, existen numerosos estudios que estiman cómo contribuyen los bosques al ciclo global del carbono (Jarvis, 1995; Arain y Restrepo, 2005; Coops *et al.*, 2007; Goulden *et al.*, 1997; Huang *et al.*, 2011; Morgenstern *et al.*, 2004; Thomas *et al.*, 2010; Valentini *et al.*, 2000; Van Dijk y Dolman, 2004), pero no muchos analizan la importancia de los ecosistemas herbáceos (Gilmanov *et al.*, 2010), e incluso menos hacen un seguimiento de las implicaciones de los matorrales/herbáceas en el ciclo del Carbono en zonas secas.

Los ecosistemas de zonas secas han sido sugeridos como candidatos potenciales para incrementar la captura de carbono (Ham y Knapp, 1998). Sin embargo, es necesario mejorar el conocimiento sobre las zonas no forestales ubicadas en zonas secas, tal y como indican Heinsch *et al.* (2006), puesto que muchas de ellas se han identificado como sumideros de carbono, mientras que en años de sequía esas mismas zonas son fuentes de carbono. Por lo tanto, las mediciones y el seguimiento durante extensos periodos de tiempo son imprescindibles para examinar la variación estacional e interanual de los flujos de carbono (Goulden *et al.*, 1996).

El intercambio neto del ecosistema (net ecosystem exchange, NEE) es el intercambio de CO<sub>2</sub> entre la atmósfera y el ecosistema terrestre completo (Desai *et al.*, 2008). Este componente terrestre del ciclo global del Carbono se puede dividir en dos partes: la producción primaria bruta (gross primary production, GPP) y la respiración total del ecosistema (R<sub>e</sub>) (Turner *et al.*, 2003), tal y como se muestra en la ecuación 1.

$$NEE = GPP - R_e \quad (1)$$

Donde NEE = intercambio neto del ecosistema, GPP = producción primaria bruta, Re

= respiración total del ecosistema (respiración de las plantas).

Entender cómo impactan los procesos relacionados con las plantas y el suelo en la variabilidad interanual en la acumulación de CO<sub>2</sub> requiere cuantificar GPP y R<sub>e</sub>. GPP es la cantidad de carbono fijada por la vegetación mediante la fotosíntesis y por ello la entrada de carbono al ecosistema (Litvak, 2009).

### 1.2 Cómo medir y hacer un seguimiento de la GPP

A pesar de su importancia, no es posible obtener medidas directas e integradas de GPP o de R<sub>e</sub>, puesto que estos procesos representan una multitud de respuestas por combinación de organismos autotróficos y heterotróficos (Desai *et al.*, 2008).

Las torres de flujo de covarianza Eddy (EC) miden directamente NEE (que se puede posteriormente dividir en GPP y R<sub>e</sub>), pero esas estimaciones sólo representan los flujos a escala de la huella de la torre (entre cientos de metros y varios kilómetros) (Xiao *et al.*, 2010). Es por ello que la estimación de GPP por regiones, continentes o a nivel global sólo se puede hacer empleando modelos de ecosistemas (e.g. modelos de proceso, como los descritos por Coops y Waring (2001) o Landsberg y Waring (1997)) y/o datos de sensores remotos (e.g., Xiao *et al.*, 2005; Li *et al.*, 2007; Coops *et al.*, 2007; Turner *et al.*, 2006; Drolet *et al.*, 2008).

El Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) es el sensor remoto más frecuentemente empleado para monitorizar el ciclo de carbono a escala regional y global (e.g. Turner *et al.*, 2006a; Li *et al.*, 2007; Running *et al.*, 2004; Xiao *et al.*, 2010). Las estimaciones de GPP de MODIS se derivan del algoritmo MOD17 que emplea como datos de entrada tres fuentes: cubierta terrestre, meteorología y fPAR (radiación fotosintéticamente activa). El producto MODIS GPP está disponible de forma gratuita con una resolución espacial de 1 km y una resolución temporal de 8 días (derivada de la media de los valores de 8 días).

### 1.3 Validación del producto MODIS GPP

Como el producto MODIS GPP ha probado ser una herramienta crítica para estimar el intercambio de CO<sub>2</sub> a escalas regionales/globales (Coops *et al.*, 2007), su validación es clave para establecer su utilidad, si bien esta validación es un reto, debido a los problemas de escalado que implica (Turner *et al.*, 2006a).

En este contexto, la validación y verificación del producto MODIS GPP está en proceso (Coops *et al.*, 2007). Existen dos extensos proyectos para la validación del producto en múltiples biomas y múltiples climas: el proyecto Bigfoot (Turner *et al.*, 2006a) y la validación empleando los datos de las torres de flujo de Carbono de la red AmeriFlux (Heinsch *et al.*, 2006; Xiao *et al.*, 2010). Estos trabajos se centraron en biomas forestales sin déficit hídrico, sin prestar especial atención a las zonas de matorral o herbáceas. Turner *et al.* (2006a) emplearon 5 localizaciones forestales y 2 pastizales; Heinsch *et al.* (2006) emplearon 11 localizaciones forestales, 2 matorrales y un pastizal; Xiao *et al.* (2010) desarrolló un extenso trabajo en 22 zonas forestales, 3 zonas de matorral y 7 pastizales.

En cuanto a investigaciones específicas en zonas de herbáceas, Zhang *et al.* (2007) desarrollaron un trabajo para validar el producto MODIS GPP para las praderas del norte de los Estados Unidos, empleando 5 localizaciones (datos de las redes AmeriFlux y AgriFlux). Analizaron el grado de concordancia entre MODIS GPP y las mediciones de las torres de carbono empleando datos en intervalos de 8 días. Esta investigación se desarrolló en praderas en tres zonas secas (BSK) y dos zonas continentales (DBF), de acuerdo con la clasificación climática de Köppen-Geiger (Köppen y Geiger, 1936). Encontraron que el producto MODIS GPP estaba correlacionado con los datos de la torre de C en tres de las localizaciones ( $r > 0,80$ ), pero que no capturaba las dinámicas estacionales en las otras dos.

De este modo, aunque la idoneidad de MODIS GPP ha sido estudiada para diferentes ecosistemas, la mayoría están localizados en zonas forestales en áreas sin déficit hídrico. Por ello existe interés en determinar el comportamiento del producto MODIS GPP para monitorizar GPP en localizaciones no forestales con déficit hídrico (Zhang *et al.*, 2007).

## 1.4 Objetivos

El objetivo de este trabajo es evaluar la idoneidad del producto MODIS GPP en biomas no arbolados (matorral y praderas) en climas templados y secos, empleando datos de torres de flujo de carbono EC.

Los objetivos específicos de esta investigación son: (i) determinar la idoneidad de producto MODIS GPP para estimar GPP anual, y (ii) determinar la adecuación del producto MODIS GPP para matorral y praderas en comparación con áreas forestales arboladas en zonas templadas (Mediterráneas).

## 2 MATERIAL Y MÉTODOS

### 2.1 Área de estudio

Se seleccionaron siete localizaciones, correspondientes con la ubicación de siete torres de flujo de carbono EC. La tabla 1 muestra las características de las siete localizaciones, representadas en la figura 1. Seis localizaciones se corresponden con praderas (4) y matorral (2) en regiones templadas y secas. Cuatro de las localizaciones (USAUD, USFPe, USVAR, USSO4) estaban en áreas con déficit hídrico (de acuerdo con la clasificación climática Köppen-Geiger pertenecen a las clases BSH, BSK y CSA (Köppen y Geiger, 1936)). Dos localizaciones (NLHOR, USKS2) estaban en áreas sin déficit hídrico, para comparar resultados. Además, se incluyó la localización USME3 que se corresponde con un bosque de coníferas perennifolias en zona de clima mediterráneo (déficit hídrico en verano). Esta última localización se seleccionó para comparar los resultados obtenidos para zonas no arboladas con los de zonas arboladas.

### 2.2 Datos y procesamiento de datos

#### 2.2.1 Datos de las torres de flujo de carbono EC

Los datos de las torres de flujo de Carbono EC empleados en este estudio se obtuvieron de dos redes de flujo: la red AmeriFlux (<http://public.ornl.gov/ameriflux/>) y la red CarboEurope-IP (<http://gaia.agraria.unitus.it/database>). Seis de las siete localizaciones (USAUD, USFPe, USVAR, USKS2, USSO4, USME3) empleadas en este trabajo pertenecen a la red AmeriFlux, de acceso abierto y gratuito. Los datos de la localización NLHOR se distribuyen a través de la red CarboEurope-IP, requiriendo que el investigador a cargo de la torre permita su acceso a los mismos.

Los datos de la torre EC pueden encontrarse en cinco niveles diferentes (L0, L1, L2, L3, L4), en función de su grado de procesamiento. La definición de estos niveles está disponible en el sitio web de la red AmeriFlux.

En este trabajo fue necesario trabajar con datos L4, que ofrecen valores de NEE, GPP y  $R_e$ . La separación de NEE en GPP y  $R_e$  es una tarea compleja y controvertida (Lasslop *et al.*, 2010; Reichstein *et al.*, 2005), que no es objetivo de este trabajo.

Se emplearon datos L4 con periodicidad de media hora. Se detectó que algunos de estos datos presentaban valores de GPP negativos, especialmente en periodos nocturnos y en

localizaciones con déficit hídrico (i.e. USAUD y USVAR). Esto provoca que, si este aspecto no se corrige, la agregación de estos valores de forma semanal produzca valores negativos de GPP o por debajo del valor real. Thomas *et al.* (2011) y Wolf *et al.* (2011) encontraron en sus trabajos valores negativos de GPP, interpretando que cualquier valor diferente de cero para la GPP nocturna no es posible, con lo cual esos valores negativos deben interpretarse como errores y forzarlos para que sean cero. Por ello, en este trabajo los valores de GPP negativos se han interpretado como un error y se han remplazado por un cero. Sin embargo, los periodos semanales que se correspondían con valores de GPP menores de  $-1 \text{ g C día}^{-1}$  se eliminaron del análisis, puesto que se trataba de valores demasiado negativos (en magnitud) para ser corregidos a cero y se consideraron por lo tanto anomalías (Serrano-Ortiz, pers. com). Este aspecto fue de aplicación para las localizaciones USAUD y USFPe, donde el 18,8% y el 27,2% de los datos originales fueron descartados.

Entre las diferentes medidas de GPP disponibles por torre (ver una descripción más

detallada en el sitio web de la red AmeriFlux) se empleó la GPP estandarizada (GPP<sub>st</sub>), que permite una mejor comparación entre los datos de diferentes torres, puesto que emplea el mismo método de cálculo para todas las torres (ver <http://public.ornl.gov/ameriflux/>). De entre los diferentes métodos de relleno de datos no disponibles de GPP, se emplearon los datos completados mediante el método ANN (Desai *et al.*, 2008), aunque esta decisión no es crítica, al emplearse el mismo método en todas las localizaciones. Se dispuso asimismo de información adicional medida en la torre como la precipitación, la temperatura del aire o la radiación global.

## 2.2.2 Datos MODIS

Los datos MODIS GPP empleados en este estudio se obtuvieron de ORNL DAAC (2010) (<http://daac.ornl.gov/>). Para las siete localizaciones y para todos los años se empleó la versión MOD17 Coll. 5.1 GPP, salvo para la localización NLHOR en 2008, puesto que sólo estaban disponibles los NASA MOD17 Coll. 5 GPP.

Nombre de la localización	ID	Lat. (°)	Long. (°)	Elev (m)	IGB P	CLIM	Datos EC	Datos EC usados	Datos MODIS
Horstermeer	NLHOR	52.02	5.06	-2.2	GRA	CFB	2006, 2008	2006, 2008	MOD17A2_51 MOD17A2
Audubon	USAUD	31.59	-110.51	1469.0	GRA	BSH	2002-2005	2003, 2004, 2005	MOD17A2_51
Fort Peck	USFPe	48.30	-105.10	634.0	GRA	BSK	2000-2006	2004, 2005, 2006	MOD17A2_51
Vaira Ranch – lone	USVAR	38.41	-120.95	129.0	GRA	CSA	2001-2006	2004, 2005, 2006	MOD17A2_51
Kennedy Space Center (scrub oak)	USKS2	28.60	-80.67	3.0	CSH	CFA	2000-2006	2005, 2006	MOD17A2_51
Sky Oaks – new stand	USSO4	33.38	-116.64	1429.0	CSH	CSA	2004-2006	2004, 2005, 2006	MOD17A2_51
Metolius-second young aged pine	USME3	44.31	-121.60	1005.0	ENF	CSB	2004-2005	2004, 2005	MOD17A2_51

Tabla 1. Características del conjunto de datos. Notas: ID (identificador Fluxnet), Elev. (elevación en metros s.n.m), IGBP (clasificación MODIS International Geosphere-Biosphere Programme), CLIM (clasificación climática Köppen-Geiger (Köppen y Geiger, 1936)), Datos EC (datos disponibles de la torre EC), Datos EC usados (datos de la torre EC empleados), Datos MODIS (producto/s MODIS empleados).

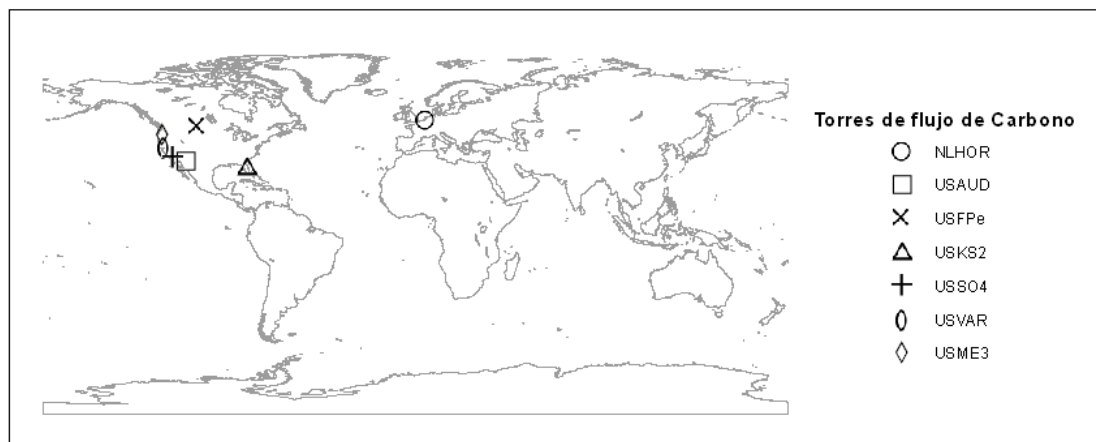


Figura 1. Localización de las torres de flujo de Carbono EC empleadas en este trabajo.

El Numerical Terradynamics Simulation Group (NTSG) recomienda el uso de MOD17 Coll. 5.1 puesto que los resultados del algoritmo han sido depurados (Running y Zhao, 2010).

Los datos consistieron en una selección de 49 píxeles de 1 km x 1 km de la correspondiente composición de MODIS GPP de 8 días, centrada en la posición de cada torre de flujo de carbono. El píxel 25 de cada selección se correspondió con el píxel más próximo a la torre, si bien en muchos casos el valor de ese píxel 25 no estaba disponible para el periodo de 8 días debido a cuestiones de calidad (e.g. contaminación nubosa, detectores no operativos, problemas geométricos, etc), limitando la cantidad de datos MODIS GPP disponibles para el estudio. Por ello se decidió emplear el valor medio de la selección de 49 píxeles como sustituto del píxel 25, siempre y cuando los píxeles de la selección se correspondiesen con la misma cubierta vegetal que la localización de la torre y se ajustase a los requerimientos de calidad anteriormente mencionados. En caso contrario se descartaban esos píxeles y el promedio se realizaba con los restantes de la selección. Para validar la media de la selección de 49 píxeles se realizó la comparación entre ese valor y el valor de GPP del píxel 25 para cada localización y año y no se encontraron diferencias significativas para los datos disponibles.

### 2.3 Métodos analíticos: regresión y análisis de acuerdo

El análisis realizado para los datos anuales requirió el cálculo de la GPP total estimada para cada año por la torre EC (GPPec) ( $\text{gC m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ) y el producto MODIS GPP (GPPm) ( $\text{gC m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ), empleando como fuentes la GPPec obtenida para intervalos de media hora y agregada para periodos de 8 días, y la GPPm para periodos de 8

días. Si la GPPm no estaba disponible para un periodo (debido, por ejemplo, a la cubierta nubosa), ese periodo no se consideraba para el análisis anual.

Para todas las variables empleadas (GPPec, GPPm,  $R_e$  ( $\text{gC m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ) y precipitación ( $\text{mm año}^{-1}$ )) se verificó la hipótesis de normalidad empleando el test de Kolmogorov-Smirnov ( $\alpha=0,05$ ). Se utilizó una regresión lineal en el caso de que los datos se ajustasen a una distribución normal y se calcularon el coeficiente de ajuste  $r^2$  y el error estándar de las estimaciones (SEE).

Además de analizar la relación entre GPPec y GPPm, se estableció la relación entre las dos variables anteriores y (i)  $R_e$  y (ii) precipitación, para ver si los resultados se asemejaban a los obtenidos en trabajos previos en áreas arboladas (forestales) (Turner *et al.*, 2003) y no arboladas (Gilmanov *et al.*, 2010). Además se calculó el término de error relativo  $E(\%)$  para cada localización y año, tal y como se indica en la Ecuación 2. Heinsch *et al.*, (2006) y Turner *et al.*, (2006a) siguieron un procedimiento similar para validar el producto MODIS GPP a escala anual.

$$E(\%) = \frac{GPPm - GPPec}{GPPec} \times 100 \quad (2)$$

Donde:  $E(\%)$  = término de error relativo, GPPm = producto MODIS GPP; GPPec = GPP según la torre EC.

## 3 RESULTADOS

La tabla 2 muestra los valores de las variables en la base de datos (GPPec, GPPm,  $R_e$  y precipitación), agregados con base anual para cada localización y año. También muestra el error relativo ( $E(\%)$ ) para la estimación de GPP empleando el producto MODIS GPP.



T	Año	GPPec	GPPm	E(%)	Precip	R <sub>e</sub>
NLHOR	2006	1513.4	920.4	-39.2	784.8	1104.6
	2008	1895.8	650.2	-65.7	572.8	1179.0
USAUD	2003	113.1	223.5	97.6	272.0	128.1
	2004	125.1	214.8	71.6	191.2	46.3
	2005	362.9	252.1	-30.5	305.6	154.2
USFP	2004	380.2	329.4	-13.4	268.0	283.3
	2005	381.2	177.8	-53.4	219.2	238.8
	2006	149.1	146.2	-1.9	238.4	116.7
USVAR	2004	635.1	875.7	37.9	399.2	531.9
	2005	1084.8	914.5	-15.7	721.6	779.8
	2006	745.7	766.9	2.8	698.4	679.3
USKS2	2005	1950.8	1997.1	2.4	1022.4	1336.5
	2006	1438.4	1679.2	16.7	814.4	1004.4
USSO4	2004	227.2	431.7	90.0	410.4	110.7
	2005	498.1	626.3	25.7	668.8	221.2
	2006	173.5	314.4	81.2	184.0	51.3
USME3	2004	985.9	1005.1	1.9	365.8	497.8
	2005	683.6	944.5	38.2	592.0	221.6

Tabla 2. Valores anuales registrados para cada localización. GPPec ( $\text{gC m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ): GPP medida en la torre EC, GPPm ( $\text{gC m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ): GPP obtenido de las imágenes MODIS, E (%): error relativo de la GPP, Precip (mm): precipitación, R<sub>e</sub> ( $\text{gC m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ): respiración del ecosistema.

Todas las variables de la base de datos se ajustaron a una distribución normal, de acuerdo con el test de Kolmogorov-Smirnov test ( $\alpha=0,05$ ). Por ello se realizó un análisis de regresión lineal entre GPPec y GPPm. Los resultados obtenidos para el coeficiente  $r^2$  de ajuste y el error estándar de las estimaciones (SEE) se muestran en la tabla 3.

El conjunto de datos 1 (Dataset 1) está formado por todas las localizaciones en zonas de pradera (herbáceas) y matorral (6 localizaciones,  $n=16$ ). La figura 2 muestra la presencia de dos valores extremos (outliers) a lo largo de la regresión (dentro del círculo), correspondientes

con NLHOR, localizado en una pradera en los Países Bajos, sin déficit hídrico y que ha sido clasificada erróneamente como zona urbana en la clasificación de cubiertas terrestres de MODIS.

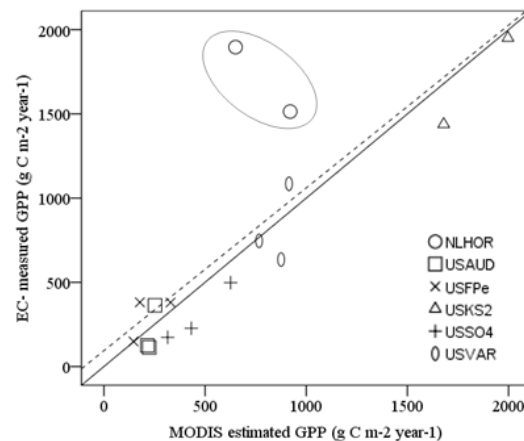


Figura 2. Relación entre la GPP anual medida en la torre EC y la GPP estimada con MODIS (dataset 1,  $n=16$ ). La línea discontinua se corresponde con el mejor ajuste lineal y la línea continua es la referencia 1:1.

El error no sistemático bajo (elevada precisión) está representado por las parcelas (localizaciones) con estimaciones de GPP próximas a la línea de regresión, mientras que el error sistemático bajo (elevada exactitud) está representado por las parcelas que tienen estimaciones próximas a la línea 1:1. Al eliminar la localización NLHOR del dataset 1 (i.e. dataset 2,  $n=14$ ), la regresión entre GPPec y GPPm mostró un mejor ajuste ( $r^2=0,94$ ,  $SEE=14,36$ ). El dataset 3 se analizó para comparar los resultados teniendo en cuenta las parcelas en todas las localizaciones en zonas forestales arboladas y zonas de pradera/matorral excepto NLHOR ( $n=16$ ).

La relación entre la GPP anual y la variable climática (precipitación) se ha explorado en la tabla 3 y en la figura 3, tal y como sugieren Turner *et al.* (2003) y Jaksic *et al.* (2006) para comprender la sensibilidad de la GPP a los cambios en precipitación.

Los valores de precipitación y GPPec se ajustaron a un modelo lineal ( $r^2=0,71$ ,  $SEE=358,46$ ,  $n=16$ ) (figura 3 A), que mejoró significativamente cuando se excluyó la parcela NLHOR ( $r^2=0,83$ ,  $SEE=233,86$ ,  $n=14$ ). El ajuste de la regresión fue muy similar cuando se consideró GPPm en vez de GPPec ( $r^2=0,83$ ,  $SEE=249,28$ ,  $n=14$ ). Cuando se emplearon todas las parcelas de praderas/matorral (sin excluir NLHOR), la correlación entre la precipitación y GPPm (figura 3 B) fue más elevada que al emplear GPPec, puesto que los

Variable Y	Variable X	Dataset	$r^2$	SEE
GPPec	GPPm	1	0.66	388.86
		2	0.94	143.36
		3	0.93	142.57
		4	0.64	372.18
GPPec	Precip	1	0.71	358.46
		2	0.83	233.86
		3	0.75	267.41
		4	0.66	364.21
GPPm	Precip	1	0.80	249.87
		2	0.83	249.28
		3	0.77	272.02
		4	0.74	272.78
Re	GPPec	1	0.97	81.65
		2	0.97	76.59
		3	0.93	105.67
		4	0.94	147.73
Re	GPPm	1	0.69	258.16
		2	0.91	126.24
		3	0.84	225.94
		4	0.67	327.49

Tabla 3. Relación entre la GPP anual medida en la torre (GPPec) ( $\text{gC m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ), GPP anual estimada por MODIS (GPPm) ( $\text{gC m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ), precipitación (Precip) (mm) y respiración anual del ecosistema ( $R_e$ ) ( $\text{gC m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ).

Nota: Conjunto de datos (Dataset) 1: todas las localizaciones en zonas de pradera/matorral ( $n=16$ ), dataset 2: todas las localizaciones en zonas de pradera/matorral excepto NLHOR ( $n=14$ ), dataset 3: todas las localizaciones en zonas forestales arboladas y zonas de pradera/matorral excepto NLHOR ( $n=16$ ), dataset 4: todas las localizaciones ( $n=18$ ),  $r^2$ : coeficiente de determinación, SEE: error estándar de la estimación ( $\text{gC m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ). Todas las regresiones fueron significativas a un nivel de confianza del 95%.

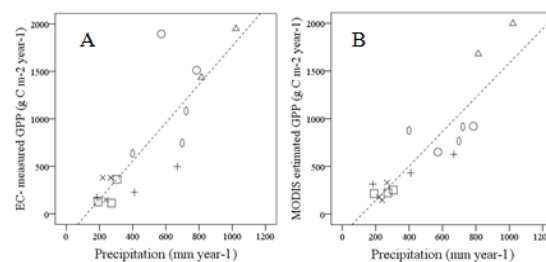


Figura 3 (A) (B). Relación entre la precipitación anual y (A) GPP anual medida por la torre EC, (B) estimación GPP anual de MODIS. Dataset 1 ( $n=16$ ).

valores de NLHOR se ajustan a la línea de regresión, aunque están sesgados (figura 2). Al incluir la parcela en zona forestal arbolada, la exactitud del modelo disminuyó tanto para el ajuste con GPPm como con GPPec, indicando un comportamiento diferente de esa localización respecto al resto.

El gráfico de dispersión de  $R_e$  vs. GPP (figura 4) se ha empleado para visualizar el balance neto de  $\text{CO}_2$  de las praderas y los matorrales. Los puntos por debajo de la diagonal (1:1) se corresponden con sumideros ( $\text{GPP} > R_e$ ,  $\text{NEE} > 0$ ), mientras que los puntos por encima de la diagonal son fuentes ( $\text{GPP} < R_e$ ,  $\text{NEE} < 0$ ) (Gilmanov *et al.*, 2010). De acuerdo con la GPPec, para 15 de las 16 combinaciones de localización/año la GPP fue superior a la  $R_e$ , indicando una actividad neta de las zonas de praderas/matorral como sumideros de carbono. Ese mismo resultado se ha obtenido empleando las estimaciones de MODIS (GPPm) (excluyendo NLHOR, por las razones explicadas anteriormente). La parcela forestal arbolada se comportó como sumidero de carbono, independientemente de que se empleasen datos de GPP de MODIS o de la torre EC.

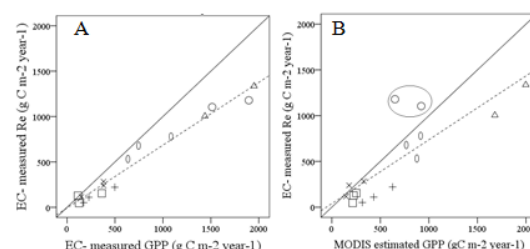


Figura 4 (A) (B). Relación entre la respiración anual del ecosistema medida en la torre EC ( $R_e$ ) y (A) GPP anual medida por la torre EC, (B) estimación GPP anual de MODIS. Dataset 1 ( $n=16$ ). La línea discontinua se corresponde con el mejor ajuste lineal y la línea continua es la referencia 1:1.

La relación entre  $R_e$  y GPPm se muestra en la tabla 3. Con fines comparativos y para verificar la

existencia real de una relación entre los componentes del NEE en praderas/matorral, se muestra la relación entre  $R_e$  y GPPec. La correlación para las localizaciones de praderas/matorral fue elevada, independientemente de que se empleasen GPPec o GPPm como variables, siempre y cuando NLHOR se hubiese excluido del análisis ( $r^2=0,97$ ,  $SEE=76,59$  y  $r^2=0,91$ ,  $SEE=126,24$ , respectivamente). La inclusión de la localización NLHOR no tuvo ningún efecto en la relación GPPec y  $R_e$  (ambos valores procedentes de la torre EC), lo que destaca la elevada correlación entre estas variables para todas las parcelas de pastizal/matorral ( $r^2=0,97$ ,  $SEE=8,65$ ). Sin embargo, la inclusión de la parcela forestal modificó la relación entre las variables, debilitándola ( $r^2=0,94$ ,  $SEE=147,73$ ,  $n=18$ ), lo que sugiere que las zonas no arboladas y las arboladas se comportan de forma diferente respecto a los componentes del NEE. Se comprobó que existe correlación entre GPPm y  $R_e$  en las zonas de pastizal/matorral ( $r^2=0,91$ ,  $SEE=126,24$ ,  $n=14$ ) y que esas zonas deben ser analizadas separadamente de las zonas forestales arboladas, al debilitarse la correlación al incluir estas últimas.

## 4 DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo muestran que GPPm está correlacionada con GPPec en áreas de praderas y matorral, en un análisis con base anual ( $r^2=0,94$ ), independientemente de si están ubicadas en zonas con déficit hídrico o no. Heinsch *et al.* (2006) también encontraron una fuerte correlación ( $r=0,86$ ), aunque solo tres parcelas estaban localizadas en áreas de praderas/matorral. En ese caso las estimaciones de GPP de las tres parcelas se situaban próximas a la línea de referencia 1:1. Xiao *et al.* (2010) obtuvieron resultados similares ( $r^2=0,84$ ,  $n=42$ ) en una validación multi-bioma, donde 10 de las 42 parcelas eran zonas de pradera/matorral. El mayor acuerdo obtenido en el estudio que aquí se presenta puede deberse a que las praderas/matorral se han analizado separadamente de otros biomas y constituyen en sí mismos un grupo de comportamiento homogéneo. Los resultados obtenidos al añadir la parcela forestal arbolada a los análisis apoyan este argumento.

La localización NLHOR debería excluirse de este análisis, puesto que el producto MODIS 12 land classification (que es un dato de entrada en el algoritmo para calcular MODIS GPP) la ha clasificado como zona urbana, lo que ha llevado a una subestimación del GPP. De forma similar, Heinsch *et al.* (2006) encontraron que, mientras

que de forma general el producto MODIS 12 land classification era exacto (82%), había algunas localizaciones en su estudio que habían sido mal clasificadas y llevaban a errores en la estimación de GPP.

De los resultados no se puede concluir si el producto MODIS GPP sobrestima o subestima la GPP anual en zonas no arboladas. Sin embargo, la Figura 1 muestra que la GPP fue sobrestimada en las dos parcelas localizadas en zonas de matorral (USSO4 y USKS2). El déficit hídrico puede haber resultado clave en este aspecto, pues la sobrestimación fue mucho mayor en la parcela localizada en un área con déficit hídrico (USSO4) (i.e. valores medios de 65,6% vs 9,6%). Esta sobrestimación del producto GPP de MODIS puede atribuirse al hecho de que la meteorología DAO (que se emplea en el algoritmo MOD17) hubiese subestimado el déficit de presión de vapor (VDP) (hPa) en numerosas zonas secas durante el verano, y que esto no haya limitado suficiente la fotosíntesis en el algoritmo MOD17 durante las épocas secas en América del Norte (Heinsch *et al.*, 2006; Zhao *et al.*, 2006). Este resultado concuerda con lo obtenido por Heinsch *et al.* (2006), que encontró una sobrestimación del 67% para una parcela de matorral poco denso en una zona seca. Sin embargo, Xiao *et al.*, (2010) encontró ligeras subestimaciones de MODIS en áreas de matorral deficitarias en agua.

En cuanto a las praderas (herbáceas) los resultados no siguieron la misma tendencia en todas las localizaciones, con sobrestimaciones y subestimaciones, de forma similar a los resultados obtenidos por Xiao *et al.*, (2010) y Zhang *et al.*, (2007). Además, en algunas localizaciones la sobrestimación/subestimación y su magnitud dependen del año considerado, lo que está de acuerdo con los resultados obtenidos por Zhang *et al.*, (2007) en cinco localizaciones en praderas de las Northern Great Plains (EEUU). En la localización de Fort Peck (USFPe) la GPP fue subestimada por MODIS durante los 3 años analizados, con un error mucho mayor en 2005. Esta parcela está localizada en una zona con déficit hídrico, por lo que se podría haber esperado una sobrestimación (Heinsch *et al.*, 2006). Sin embargo, gran parte de la precipitación se produjo durante el verano (datos no mostrados) y por ello el VDP local puede no haber sido subestimado, puesto que MODIS no sobrestimó en esta zona. Para las otras dos localizaciones en zonas con déficit hídrico (USAUD y USVAR), la GPP fue sobrestimada en 2 de los 3 años analizados, y subestimada en ambas parcelas en 2005 (que fue también el año en el que la subestimación de GPP en USFPe fue mayor). 2005 fue clasificado como un año “extremadamente húmedo” y “moderadamente húmedo” en esas localizaciones entre abril y

diciembre (NOAA, 2005). La subestimación de GPP ocurrió en ambos casos cuando la precipitación fue mayor, en comparación con los otros dos años analizados. Además la sobrestimación fue mayor en la parcela localizada en la zona seca (BSH) que para la parcela de la zona templada (CSA) (i.e. sobrestimación de 80% vs. 20%). Se encontró una relación inversa entre la magnitud de la sobrestimación de la GPP y la precipitación en estas dos parcelas. Estos resultados están de acuerdo con las explicaciones previas sobre el efecto de las estimaciones de VDP en el algoritmo MOD17.

La exploración de los balances anuales de producción (GPP) y respiración ( $R_e$ ) de ecosistemas no arbolados (matorral/praderas) permitió una evaluación cualitativa y cuantitativa de estos ecosistemas como fuentes/sumideros de carbono. Los datos de la torre EC confirmaron que las praderas y los matorrales desempeñan un papel importante en la captura de  $CO_2$ . Estos valores positivos de NEE (sumideros de carbono) en praderas han sido también documentados en otros trabajos (Svejcar *et al.*, 1997; Dugas *et al.*, 1999; Frank *et al.*, 2001; Mielnick *et al.*, 2001; Barcza *et al.*, 2003; Suyker *et al.*, 2003; Anthoni *et al.*, 2004; Gilmanov *et al.*, 2004, 2005 y 2006; Xu y Baldocchi 2004; Bernacchi *et al.*, 2006; Jaksic *et al.*, 2006; Moureaux *et al.*, 2006; Jacobs *et al.*, 2007; Svejcar *et al.*, 2008; Aubinet *et al.*, 2009; Beziat *et al.*, 2009; todos ellos citados en Gilmanov *et al.*, 2010).

Sin embargo, en el trabajo que se presenta, una pradera en una zona seca (USAUD) se comportó como una fuente de C ( $NEE = -15.0 \text{ gC m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ ) (año 2003). Gilmanov *et al.* (2010) encontraron que algunas localizaciones pueden ser ocasionalmente fuentes de C, especialmente durante años de sequía. Sin embargo en el presente estudio la razón de obtener NEE negativo puede deberse a que los datos de la torre EC de varias semanas se excluyeron del análisis (i.e. semanas 11-25 y 29-35), debido a los valores negativos de elevada magnitud registrados durante la noche. Esos periodos de tiempo excluidos se corresponden con la estación de crecimiento (de acuerdo con los datos disponibles para los otros dos años) y por ello la GPP anual total es posiblemente mayor de la medida.

Se encontró una fuerte correlación entre la  $GPP_{ec}$  y  $R_e$  para matorral/pradera, independientemente de si estaban localizados en zonas secas o templadas (con déficit hídrico o no). Sin embargo, el objetivo de este trabajo no es explorar la relación entre  $R_e$  y GPP empleando datos de la torre EC, sino explorar la idoneidad de MODIS GPP para capturar el papel de las praderas y los matorrales en el balance de

carbono anual. Los resultados mostraron que existe una fuerte correlación entre  $GPP_m$  y  $R_e$  para praderas/matorral, y que MODIS GPP es una herramienta adecuada para determinar si estos ecosistemas actúan como fuentes o sumideros de carbono, y por ello, cómo contribuyen al ciclo del carbono.

Este trabajo ha mostrado que MODIS GPP es un producto adecuado para estimar el balance de carbono en zonas de pastizal/matorral. Esta investigación se debería ampliar, analizando la idoneidad de MODIS GPP para el seguimiento de las dinámicas temporales de los flujos de Carbono, así como las condiciones/variables que afectan a esa idoneidad en zonas de pastizal/matorral.

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue desarrollada durante una estancia de investigación en el ITC (Países Bajos) financiada por el Programa de estancias de movilidad en el extranjero "José Castillejo" para jóvenes doctores (Ministerio de Educación) (JC2010-0132).

Los datos de covarianza eddy empleados proceden de la red Fluxnet, en particular de AmeriFlux (U.S. Department of Energy, Biological and Environmental Research, Terrestrial Carbon Program (DEFG0204ER63917 and DEFG0204ER63911)) y CarboEuropeIP.

## BIBLIOGRAFÍA

- Arain MA. Y Restrepo-Coupe N, 2005. Net ecosystem production in a temperate pine plantation in southeastern Canada. *Agricultural and Forest Meteorology* 128: 223-241.
- Baldocchi D, Falge E, Gu L, Olson R, Hollinger D, Running S *et al.*, 2001. FLUXNET: A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. *Bulletin of the American Meteorological Society* 82: 2415–2434.
- Coops NC, Black TA, Jassal RS, Trofymow JA. y Morgenstern K. 2007. Comparison of MODIS, eddy covariance determined and physiologically modelled gross primary production (GPP) in a Douglas-fir forest stand. *Remote Sensing of the Environment* 107:385–401.
- Coops NC, y Waring RH. 2001. The use of multi-scale remote sensing imagery to derive regional estimates of forest growth capacity using 3-PGS. *Remote Sensing of Environment* 75: 324–334.



- DAO. 2002. Data Assimilation Office (DAO) Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD). *Data Assimilation Office Greenbelt*, MD: Goddard Space Flight Center.
- Desai AR, Richardson AD, Moffa AM, Kattge J, Hollinger DY, Barr A, Falge E, Noormets A, Papale D, Reichstein M, y Stauch VJ. 2008. Cross-site evaluation of eddy covariance GPP and RE decomposition techniques. *Agricultural and Forest Meteorology* 148: 821–838.
- Drolet GG, Middleton EM, Huemmrich KF, Hall FG, Amiro BD, Barr AG, Black TA, McCaughey JH. y Margolis HA. 2008. Regional mapping of gross light-use efficiency using MODIS spectral indices. *Remote Sensing of Environment* 112: 3064–3078.
- Fluxnet, 2011. <http://www.fluxnet.ornl.gov/fluxnet/index.cfm>. Accessed 30/05/2012.
- Gilmanov TG, Aires L, Barcza Z, Baron VS, Beletti L, Beringer J, Billesbach D, et al., 2010. Productivity, respiration, and light-response parameters of world grassland and agroecosystems derived from flux-tower measurements. *Rangeland Ecology & Management* 63(1): 16-39.
- Goulden ML, Daube BC, Fan SM, Sutton DJ, Bazzaz A, Munger JW et al., 1997. Physiological responses of a black spruce forest to weather. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 102: 28987–28996.
- Goulden ML, Munger W, Fan S, Daube BC, Y Wofsy SC. 1996. Measurements of carbon sequestration by long-term eddy covariance: methods and a critical evaluation of accuracy. *Global Change Biology* 2: 169-182.
- Ham JM, Knapp AK. 1998. Fluxes of CO<sub>2</sub>, water vapor, and energy from a prairie ecosystem during the seasonal transition from carbon sink to carbon source. *Agricultural and Forest Meteorology* 89: 1-14.
- Heinsch FA, Zhao M, Running SW, Kimball JS, Nemani RR, Davis KJ, Bolstad PV, et al., 2006. Evaluation of remote sensing based terrestrial productivity from MODIS using regional tower eddy flux network observations. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing* 44: 1908–1925.
- Huang H, Zhang J, Meng P, Fu Y, Zheng N., y Gao J. 2011. Seasonal variation and meteorological control of CO<sub>2</sub> flux in a hilly plantation in the mountain areas of North China. *Acta Meteorologica Sinica* 25: 238-248.
- Jaksic V, Kiely G, Albertson J, Oren R, Katul G, Leahy P, Byrne KA. 2006. Net ecosystem exchange of grassland in contrasting wet and dry years. *Agricultural and Forest Meteorology* 139: 323–334.
- Jarvis PG. 1995. Global change and terrestrial ecosystems in monsoon Asia. *Vegetation* 121: 157-174.
- Köppen W. y Geiger R. 1936. Das Geographische System der Klimate. In: *Handbuch der Klimatologie* (eds Köppen W y Geiger R), Bd 1, Teil C. Verlag Gebrüder Bornträger, Berlin.
- Landsberg JJ. y Waring RH. 1997. A generalized model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance, and partitioning. *Forest Ecology Management* 95: 209- 228.
- Lasslop G, Reichstein M, Papale D, Richardson AD, Arneth A, Barr A, Stoy P. y Wohlfahrt G. 2010. Separation of net ecosystem exchange into assimilation and respiration using a light response curve approach: critical issues and global evaluation. *Global Change Biology* 16: 187–208.
- Litvak M. 2009. Net ecosystem production. Available on line: <http://academics.rmu.edu/~dress/Documents/Adv%20Eco/ENVS%204100%20L05%20NEP.pdf>. Accessed 30/05/2012.
- Metz B, Davidson OR, Bosch PR, Dave R. y Meyer LA (eds). 2007. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, NY, USA.
- Morgenstern K, Black TA, Humphrey, ER, Griffis TJ, Drewitt GB, Cai T, Nesic Z. y Livingston, NJ. 2004. Sensitivity and uncertainty of the carbon balance of a Pacific Northwest Douglas-fir forest during an El Niño/La Niña cycle. *Agricultural and Forest Meteorology* 123: 201-219.
- NOAA 2005. <http://www.ncdc.noaa.gov/sotc/drought/2005/13>. Accessed 30/05/2012.
- Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center (ORNL DAAC). 2010. MODIS subsetted land products, Collection 5. Available on-line [http://daac.ornl.gov/MODIS/modis.html] from ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A. Accessed 30/05/2012.



- Reichstein M, Falge E, Baldocchi D *et al.*, 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11: 1424–1439.
- Running S. y Zhao M. 2010. Note on use of MODIS GPP/NPP (MOD17) data set. Available on line: [ftp://daac.ornl.gov/data/modis\\_ascii\\_subsets/C5\\_MOD17A2/mod17\\_NTSG.pdf](ftp://daac.ornl.gov/data/modis_ascii_subsets/C5_MOD17A2/mod17_NTSG.pdf). Accessed 30/05/2012.
- Running SW, Nemani RR, Heinsch FA, Zhao M, Reeves M. y Jolly, M. 2004. A continuous satellite-derived measure of global terrestrial primary productivity: Future science and applications. *Bioscience* 56(6): 547–560.
- Thomas MV, Malhi Y, Fenn KM, Fisher JB, Morecroft MD, Lloyd CR, Taylor ME. y McNeil DD. 2011. Carbon dioxide fluxes over an ancient broadleaved deciduous woodland in southern England. *Biogeosciences* 8: 1595–1613.
- Turner DP, Ritts WD, Cohen WB, Gower ST, Running SW, Zhao M, Costa MH, Kirschbaum AA, *et al.*, 2006a. Evaluation of MODIS NPP and GPP products across multiple biomes. *Remote Sensing of Environment* 102: 282–292.
- Turner DP, Ritts WD, Zhao M, Kurc SA, Dunn AL, Wofsy SC, Small EE. y Running SW. 2006b. Assessing Interannual Variation in MODIS-Based Estimates of Gross Primary Production. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 44(7): 1899–1907.
- Turner DP, Urbanski S, Wofsy SC, Bremer DJ, Gower ST. y Gregory M. 2003. A cross-biome comparison of light use efficiency for gross primary production. *Global Change Biology* 9, 383–395.
- Valentini R, Matteucci G, Dolman AJ, Schulze ED, Rebmann C, Moors EJ, *et al.*, 2000. Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature* 404: 861–865.
- Van Dijk AIJM. y Dolman AJ. 2004. Estimates of CO<sub>2</sub> uptake and release among European forests based on eddy covariance data. *Global Change Biology* 10: 1445–1459.
- Wolf S, Eugster W, Potvin C, Turner B. y Buchmann N. 2011. Carbon sequestration potential of tropical pasture compared with afforestation in Panama. *Global Change Biology* 17: 2763–2780.
- Xiao J, Zhuang Q, Law BE, Chen J, Baldocchi DD, Cook DR, Oren D, Richardson AD, Wharton S, *et al.*, 2010. A continuous measure of gross primary production for the conterminous United States derived from MODIS and AmeriFlux data. *Remote Sensing of Environment* 114: 576–591.
- Xiao X, Zhang Q, Hollinger H, Aber J. y Moore B. 2005. Modelling Gross Primary Production of an Evergreen Needleleaf Forest Using MODIS and Climate Data. *Ecological Applications* 15(3): 954–969.
- Zhang L, Wylie B, Loveland T, Fosnight E, Tieszen LL, Ji L, *et al.*, 2007. Evaluation and comparison of gross primary production estimates for the Northern Great Plains grasslands. *Remote Sensing of Environment* 106, 173–189.
- Zhao L, Gu S, Yu G, Zhao X, Li Y, Xu S. y Zhou H. 2006. Diurnal, seasonal and annual variation in net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange of an alpine shrubland on Qinghai-Tibetan plateau. *Global Change Biology* 12:1940–1953.



# Estimación y diagnóstico espacio-temporal de la contaminación por dióxido de nitrógeno en el municipio de Madrid (2001-2011)

M.R. Cañada

Universidad Autónoma de Madrid

rosa.canada@uam.es

## RESUMEN

*Conseguir un nivel de contaminación que no dé lugar a efectos perjudiciales para la salud humana y el medio ambiente, es uno de los principales objetivos de muchas políticas internacionales, nacionales y locales. Uno de los contaminantes más perjudiciales para la salud y el bienestar humano es el dióxido de nitrógeno, cuyas fuentes de emisión son de manera directa el tráfico rodado, sobre todo los vehículos diésel. En línea con esas preocupaciones sociales, en este trabajo se ha abordado el estudio de la concentración atmosférica de dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) en el municipio de Madrid. El objetivo general ha sido describir y valorar la situación y los cambios producidos en los niveles de NO<sub>2</sub> en el periodo comprendido entre 2001-2011. Entre esas dos fechas se ha producido un cambio en la red de calidad del aire, que ha propiciado un objetivo complementario de carácter metodológico, consistente en evaluar si ese cambio en la ubicación y en la reducción del número de estaciones afecta decisivamente a los resultados de los valores estimados de NO<sub>2</sub> mediante interpolación. Se han estudiado primero los patrones de distribución espacial con un nivel de desagregación espacial elevado y luego se han analizado las desigualdades ambientales que emergen entre distritos en esos dos momentos temporales. Para los tratamientos de interpolación y visualización se ha utilizado el programa ArcGIS y, en concreto, las extensiones Geostatistical Analyst y Spatial Analyst.*

## PALABRAS CLAVE

Modelado espacial, calidad ambiental, desigualdades intraurbanas, sistemas de información geográfica.

## ABSTRACT

*Achieving a certain level of pollution that does not result in adverse effects on human health and the environment is the primary objective of several international, national and local policies. One of the most harmful pollutants to health and human welfare is the Nitrogen Dioxide from emissions directly linked to traffic; especially diesel fueled vehicles. In line with these social concerns, this paper approaches the study of concentration levels of Nitrogen Dioxide (NO<sub>2</sub>) in the atmosphere around the municipality of Madrid. The overall objective is to describe and assess the situation and changes in the levels of NO<sub>2</sub> between 2001 and 2011.*

*Between those two dates significant changes in the Public Air Quality Network took place, leading to another additional methodological objective, consisting of assessing whether the change in location and the reduction of the number of stations could yield a decisive effect on NO<sub>2</sub> value, estimated by interpolation. First the spatial distribution patterns with a high level of spatial disaggregation has been studied, and then, the emerging environmental inequities between districts in those two time points*

*has been analyzed. For treatment of interpolations and visualization ArcGIS was used and, more specifically, the Geostatistical Analyst and Spatial Analyst extensions.*

## KEY WORDS

Spatial modeling, environmental quality, intraurban inequalities, geographical information systems.

## 1 INTRODUCCIÓN

La calidad del aire desempeña un papel crucial en el bienestar físico, mental y social de los seres humanos. A pesar de las significativas mejoras producidas, siguen existiendo importantes diferencias entre países, dentro de un mismo país y entre barrios de una misma ciudad (Cañada *et al.*, 2011; Vidal *et al.*, 2011; Shaddick *et al.*, 2002). Las importantes diferencias en la calidad del medio ambiente dependen de las diversas presiones relacionadas, por ejemplo, con la urbanización, la contaminación y el uso de los recursos naturales. Los niveles de exposición y los riesgos asociados para la salud, así como los beneficios de la reducción de la contaminación y de un medio ambiente natural, no se distribuyen de forma uniforme dentro de las poblaciones. Los estudios demuestran que unas malas condiciones ambientales afectan especialmente a los grupos más vulnerables (Moreno y Cañada, 2007; Alkoy *et al.*, 2007).

Las principales políticas de los países pretenden conseguir un medio ambiente en el que el nivel de contaminación no dé lugar a efectos perjudiciales para la salud humana y el medio ambiente, y en el que los grupos de población más vulnerables estén protegidos.

Entre las políticas que se están desarrollando a nivel europeo destaca el Sexto Programa de Acción en Materia de Medio Ambiente (6PAMA), la Estrategia sobre Medio Ambiente y Salud, el Plan de Acción 2004-2010 de la UE, el proceso paneuropeo de Medio Ambiente y Salud de la OMS y la Directiva 2008/50/CE relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa, que es la norma europea más reciente que regula la evaluación de la calidad del aire y establece los niveles de los contaminantes que son más relevantes por sus efectos en la salud humana, entre los que se encuentran el dióxido de nitrógeno.

En España la Administración General del Estado ha elaborado un Plan Nacional de Mejora de la Calidad del Aire (PNMCA), Real Decreto 102/2011, de 28 de enero (incorpora al Ordenamiento jurídico interno la Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo del 21 de mayo de 2008), cuyo objetivo general es lograr el cumplimiento de los valores límite para todas las zonas en las que existan

superaciones, lo antes posible y, en todo caso, no más tarde de 2015. En concreto se plantea el cumplimiento de los valores límites de PM<sub>10</sub> y NO<sub>2</sub> y la reducción simultánea de precursores de ozono. En lo que respecta al contaminante NO<sub>2</sub>, que es el que se estudia en este trabajo, el límite horario se fija en 200 µg/m<sup>3</sup> no pudiendo superarse en más de 18 ocasiones al año y el valor anual se establece en 40 µg/m<sup>3</sup> (PNMCA, 2011).

Este Plan pretende reducir las emisiones de óxidos de nitrógeno mediante la aplicación de medidas arbitrarias para NO<sub>2</sub>, junto con actuaciones integradas en los grandes planes sectoriales actualmente en vigor (Plan Nacional de Techos, Plan Nacional de Grandes Instalaciones de Combustión, ruido, cambio climático, etc.) y los planes autonómicos y locales.

Por lo tanto, existen varios sectores (energético, transporte, industrial, etc.) que contribuyen a las emisiones directas de NO<sub>2</sub>, aunque no se debe olvidar que se trata de un problema urbano y local y que la fuente principal es el tráfico rodado (figura 1).

Para asegurar el cumplimiento de todos los objetivos del PNMCA, el Ayuntamiento de Madrid ha redactado el Plan de Calidad del Aire 2011-2015 (aun no aprobado). De manera concreta se pretende una mejora de la calidad del aire para el dióxido de nitrógeno conforme a lo dispuesto en el artículo 24 del Real Decreto 102/2011.

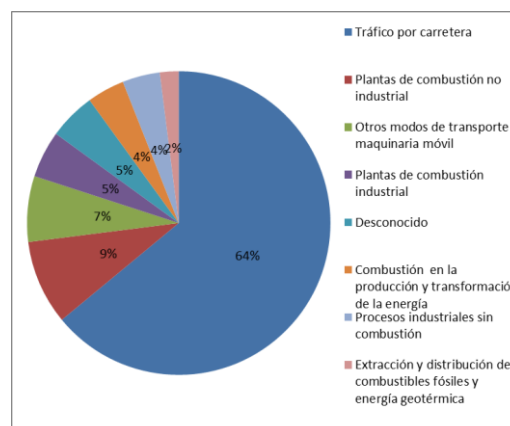


Figura 1. Principales fuentes de emisión de NO<sub>2</sub>. Elaboración propia a partir del PNMCA del 2011.

Es un plan que no sólo recoge acciones directas sobre las fuentes de emisión sino también acciones sobre políticas municipales, que van desde la fiscal, pasando por la urbanística, a la de educación (Proyecto del Plan de Calidad del Aire de la Ciudad de Madrid 2011-2015, p. 11). El Plan dedica medidas destinadas tanto a reducir las emisiones del tráfico, principal sector emisor, como las del sector residencial, comercial e institucional y la gestión de los residuos.

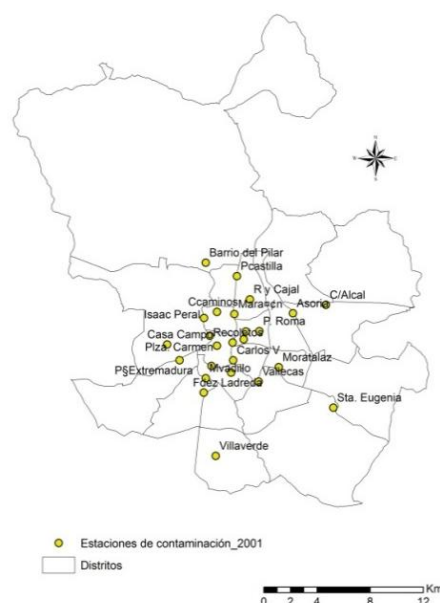
No se debe olvidar que el  $\text{NO}_2$  es un gas de efecto invernadero y que el conocimiento de sus variaciones espacio temporales es muy importante para el análisis del cambio global.

## 2 CONSIDERACIONES METODOLÓGICAS Y TÉCNICAS

## 2.1 Las fuentes de los datos

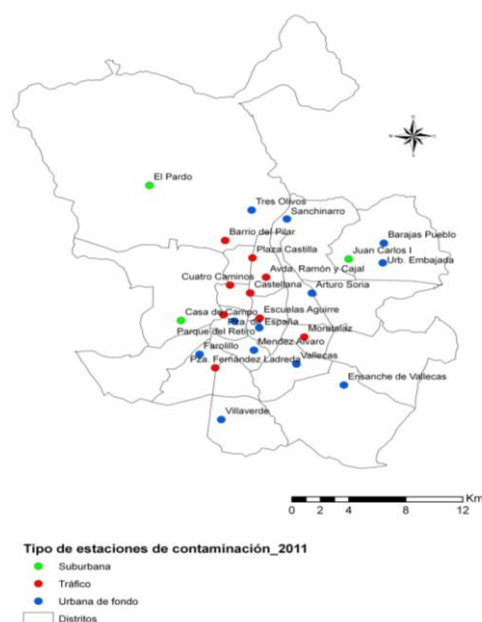
Los datos utilizados para esta investigación provienen de la red de vigilancia de la calidad del aire del Ayuntamiento de Madrid. Esta red empezó a funcionar a finales de los años sesenta y se ha tenido que ir adaptando a una legislación de calidad de aire cada vez más exigente. Los años elegidos para su comparación son el 2001 por ser la fecha en la que se realiza la primera evaluación de la calidad del aire de acuerdo a la Directiva 1999/30/CE y el correspondiente Real Decreto 1073/2002, que obligaba a evaluar la calidad del aire en todo el territorio de los estados miembros; y el 2011, un año después de la puesta en marcha de la nueva red de calidad del aire, diseñada para el cumplimiento de la Directiva 2008/50/CE relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa.

La nueva red de vigilancia de la calidad del aire permite armonizar y mejorar la comparabilidad de los sistemas de vigilancia de calidad del aire entre los distintos países de la Unión Europea, en lo relativo a la tipología de las estaciones y sus criterios de implantación, pero también responde a la necesidad de evaluar la calidad del aire de amplios espacios que han ido surgiendo como consecuencia del desarrollo urbano de los últimos años en Madrid y que no se medían en la antigua red. Está formada por 24 estaciones de medición automáticas, número muy superior al mínimo de puntos de muestreo establecido por la legislación en función de la población de Madrid que es 7. En cuanto al número total de estaciones de fondo urbano para  $\text{NO}_2$  no podrá ser más de dos veces superior o más de dos veces inferior al número total de estaciones de tráfico. En 2001 no había normativa que regulara la tipología de las 25 estaciones de la red (figura 2).



*Figura 2. Distribución de las estaciones de la red de calidad del aire del Ayuntamiento de Madrid 2001. Elaboración propia.*

La nueva red de medición de NO<sub>2</sub> de 2011 busca un equilibrio entre las estaciones urbanas de fondo (12) y de tráfico (9), sin olvidar la zona suburbana (3) que no se medía en la antigua red. La nueva configuración asegura la representatividad espacial de las mediciones (figura 3).



*Figura 3. Distribución de las estaciones de la red de calidad del aire del Ayuntamiento de Madrid 2011. Elaboración propia.*



Sin embargo, el hecho de que hayan desaparecido algunas estaciones y se hayan implantado otras nuevas, genera problemas de representatividad de los datos si queremos analizar su evolución espacio temporal. Por ello, se ha trabajado con cuatro bases de datos diferentes: la de 2001 con 25 estaciones, la de 2011 con 24, y la de las estaciones comunes del 2001 y 2011, que han permanecido en la red en esos años, que se reduce a 11 (figura 4).



Figura 4. Distribución de las estaciones de contaminación comunes 2001-2011. Elaboración propia.

¿Es preferible hacer el estudio con una red más amplia en aras de disponer de más puntos de cara a una mayor cobertura espacial para obtener mejores resultados en la interpolación? ¿O es mejor trabajar sólo con las estaciones comunes, por ser una muestra más homogénea, aunque con una menor cobertura espacial, y por lo tanto, con un menor número de vecinos para la interpolación? A lo largo de este trabajo se irá dando respuesta a estas preguntas según se vayan exponiendo los resultados.

La cartografía digital utilizada, mapa de distritos y del término municipal de Madrid, procede del IECM para el año 2001 y del INE para el 2011.

La variable objeto de estudio es la concentración media anual de NO<sub>2</sub> cuyo valor límite anual para la protección de la salud se sitúa en 40 µg/m<sup>3</sup>.

## 2.2 Metodología

Como las estaciones de contaminación no están repartidas de manera homogénea por todo el municipio de Madrid se ha recurrido a incorporar la información de algunas estaciones limítrofes (exteriores al municipio de Madrid pero a una distancia no superior a 3,5 km) pertenecientes a la red de contaminación de la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. De este modo, se ha dispuesto de una red lo más amplia posible de puntos muestrales con los que interpolar y modelar el patrón espacial del dióxido de nitrógeno, y así generar información en aquellas zonas carentes de datos. En concreto, se han utilizado 6 estaciones para 2001 y 8 estaciones para 2011.

El objetivo general radica en describir y valorar la situación y los cambios producidos en los niveles de NO<sub>2</sub> en el periodo comprendido entre 2001-2011. A tal fin, se estudiarán, primero, los patrones de distribución espacial con un nivel de desagregación espacial elevado y, luego, se analizarán las desigualdades ambientales que emergen entre distritos, en esos dos momentos temporales.

El modelado espacial de la variable NO<sub>2</sub> anual se ha realizado con el método de interpolación *media ponderada por el inverso de la distancia* (*Inverse Distance Weighting*), cuya fórmula de cálculo es:

$$Z(s_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i * Z(s_i) \quad (1)$$

donde  $Z(s_0)$  es el valor que se intenta predecir para el lugar  $s_0$ ,  $N$  es el número de puntos muestrales alrededor del lugar que se va a predecir y que serán tenidos en cuenta en el cálculo,  $\lambda_i$  es el peso asignado a cada punto muestral y  $Z(s_i)$  es el valor observado del lugar  $s_i$ .

Los pesos se determinan mediante la fórmula:

$$\lambda_i = d_{i0}^{-p} / \sum_{i=1}^N d_{i0}^{-p} \quad (2)$$

Donde  $d_{i0}$  es la distancia entre el lugar de predicción  $s_0$  y cada lugar muestral  $s_i$ , a medida que la distancia se hace más grande, el peso es reducido por un factor  $p$ . La elección de este método viene avalada por varios trabajos previos donde se ha experimentado con varios métodos de interpolación y al final se ha optado por el

IDW porque es el método que producía menores diferencias entre los datos observados y proyectados (Moreno y Cañada, 2007; Cañada *et al.*, 2011; Cañada, 2007, p. 793; Krivoruchko, 2011; Sertel *et al.*, 2007; Isaaks y Srivata, 1989; Webster y Oliver, 2001).

En una primera fase, este método se ha aplicado a 25 estaciones del año 2001 y a 24 del año 2011, mediante la extensión *Geostatistical Analyst* de ArcGIS. En una segunda fase, se ha trabajado con las 11 estaciones que han permanecido sin cambios en la red durante los años 2001 y 2011. El objetivo es evaluar si el cambio en la ubicación y en la reducción del número de estaciones afecta decisivamente a los resultados de los valores estimados de NO<sub>2</sub>.

Después de varios ensayos, los parámetros utilizados en la interpolación son aquellos que han producido los menores errores en la predicción, están recogidos en la tabla 1; en la tabla 2, figuran los estadísticos que permiten validar los modelos.

PARAMETROS UTILIZADOS	2001 (25 estaciones)	2011 (24 estaciones)
Nº vecinos	7/4	7/3
Valor de p	1,11	1
Búsqueda de vecindad	Círculo dividido en 4 sectores	Círculo dividido en 8 sectores

PARAMETROS UTILIZADOS	2001 (11 estaciones)	2011 (11 estaciones)
Nº vecinos	7/3	7/3
Valor de p	1	1
Búsqueda de vecindad	Círculo dividido en 4 sectores	Círculo dividido en 8 sectores

Tabla 1. Parámetros utilizados en la interpolación

El número de vecinos considerados para interpolar ha sido 7, considerando al menos 3 ó 4, el valor del peso ha sido 1 y la forma de búsqueda de vecindad, un círculo dividido en cuatro sectores de 45°, salvo para 2011, en el que se ha seleccionado el círculo dividido en 8 sectores.

Las capas obtenidas de la interpolación se han transformado a raster con un tamaño de celda de 50 m (cada pixel=0,25 ha). Con la extensión *Spatial Analyst* y mediante el comando

*Raster calculator*, se han recortado para ajustarse a los límites del municipio de Madrid. Ha sido necesario reclasificarlas para obtener los intervalos que ayuden al análisis y a su descripción.

	2001 (25)	2011 (24)	2001 (11)	2011 (11)
$\bar{X}$ errores	2,95	1,6	2,23	1,62
Error cuadrático medio	12,97	9,12	13,25	9,16

Tabla 2. Validación del modelo: errores de la predicción

### 3 ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN DE LOS RESULTADOS

#### 3.1 Estadísticos descriptivos del NO<sub>2</sub> a partir de los valores observados en las estaciones de contaminación y de los valores pronosticados por la interpolación

Entre 2001 y 2011 se ha producido una importante disminución en la concentración atmosférica de NO<sub>2</sub> sobre todo en los valores máximos y en la media (tabla 3). Si se tienen en cuenta las estaciones que se han mantenido en la red de vigilancia durante 2001 y 2011, la disminución también se ha producido pero en menor medida (tabla 4). Frente a una reducción de 29 µg/m<sup>3</sup> en los valores máximos, teniendo en cuenta la red completa, se pasa a solamente 13 µg/m<sup>3</sup>; en el caso de la media sucede lo mismo, hay una reducción de 18 µg/m<sup>3</sup> en el primer caso, y sólo baja 8,9 µg/m<sup>3</sup> en el segundo. Este hecho se explica, por un lado, porque no se contabilizan algunas nuevas estaciones suburbanas (Sanchinarro o Tres Olivos) que presentan niveles bajos de NO<sub>2</sub> y que no existían en 2001; y, por otro, porque no se contabilizan algunas estaciones de tráfico que han desaparecido, por ejemplo Recoletos, que registró el valor máximo en 2001.

La situación es diferente si el análisis se realiza comparando los valores de cada año con la red completa o con la red de observatorios comunes. En el año 2001 el valor medio pasa de 62,9 µg/m<sup>3</sup> si se tiene cuenta toda la red, a 59,4 µg/m<sup>3</sup> con sólo los observatorios comunes. La razón es que en la nueva red quitan muchas estaciones de tráfico que son las que registran tasas más elevadas de contaminación. Sin embargo, en el año 2011, el valor medio se eleva. Pasa de 44,9 µg/m<sup>3</sup> a 50,5 µg/m<sup>3</sup> en las

estaciones comunes, al no tener en cuenta estaciones suburbanas que son las que registran los valores más bajos y que por lo tanto contribuirían a bajar el valor de la media.

	DATOS OBSERVADOS		DATOS PRONOSTICADOS	
ESTADÍSTICOS	2001	2011	2001	2011
Media	62,9	44,9	55,7	41,8
Des. típica	12,6	9,4	5,7	4,1
Máximo	92	63	91,4	62,3
Mínimo	36	23	37,1	23,2
Amplitud	56	40	54,3	39,1

Tabla 3. Estadísticos descriptivos de los datos observados y estimados de concentración media anual de NO<sub>2</sub> con la red completa en µg/m<sup>3</sup>.

	DATOS OBSERVADOS		DATOS PRONOSTICADOS	
ESTADÍSTICOS	2001	2011	2001	2011
Media	59,4	50,5	53,2	47,7
Des. típica	12	8,5	5,13	2,5
Máximo	76	63	74,9	62,3
Mínimo	36	29	37,2	30,1
Amplitud	40	34	37,7	32,2

Tabla 4. Estadísticos descriptivos de los datos observados y estimados de concentración media anual de NO<sub>2</sub> de las estaciones que se han mantenido en la red de vigilancia durante todo el periodo en µg/m<sup>3</sup>.

En cuanto a los valores máximos de 2001, existe una diferencia de 16 µg/m<sup>3</sup> si se tiene en cuenta toda la red en vez de las 11 estaciones comunes, la explicación es la misma que se ha utilizado para la media; sin embargo, en 2011 no varía; el valor máximo es 63 µg/m<sup>3</sup>, tanto si se utilizan 24 como 11 estaciones.

En 2001 el valor mínimo es idéntico en ambas redes, 36 µg/m<sup>3</sup> y, sin embargo, en 2011 aumenta de 23 a 29 µg/m<sup>3</sup>.

Como conclusión se puede afirmar que no es indiferente utilizar toda la red o sólo los observatorios comunes. La mejoría de la calidad del aire es mucho más evidente en el primer caso que en el segundo. Por ello, para ver la

evolución temporal del dióxido de nitrógeno es mejor utilizar las estaciones que han permanecido en la red durante el periodo analizado, de este modo se asegura la consistencia y homogeneidad de la serie histórica, a pesar de tener menos representatividad espacial. Sin embargo, en este trabajo se mostrarán los resultados obtenidos con las dos series de datos.

En cuanto a los datos estimados por el modelo de interpolación se puede observar que son bastante cercanos a los datos observados. Los valores máximos y mínimos observados y pronosticados son bastante similares, si bien las medias estimadas son más bajas y sobre todo las desviaciones típicas. Destaca la menor variabilidad de los valores pronosticados porque el objetivo de la técnica es hacer mínimo el error de la predicción (tablas 3 y 4).

### 3.2 El patrón espacial del NO<sub>2</sub> en los años 2001-2011 (red completa)

Como resultado del modelado del NO<sub>2</sub> y tras la reclasificación de los valores en ArcMap, se han obtenido los mapas de coropletas en dos dimensiones, donde la variable concentración media anual de NO<sub>2</sub>, se ha agrupado en cinco intervalos para el año 2001 y en tres para el 2011 (figuras 5 y 6). El método de clasificación utilizado ha sido el manual, ya que permite diferenciar las zonas que están por debajo de los límites establecidos por la legislación, es decir, no superar los 40 µg/m<sup>3</sup>, de aquellas otras que se alejan de los umbrales legales.

El examen del mapa de 2001 (figura 5) muestra que todo el municipio de Madrid (salvo una pequeña superficie de 2,5 ha no perceptible en el mapa) supera el límite de los 40 µg/m<sup>3</sup>, es decir, tiene mala calidad del aire en cuanto a NO<sub>2</sub>. El 24,4% del territorio tiene una concentración de NO<sub>2</sub> superior a 60 µg/m<sup>3</sup>, corresponde al Paseo de la Castellana, Glorieta de Gregorio Marañón, Cuatro Caminos, son las zonas de mayor densidad de tráfico de la ciudad. El 75,6% restante fluctúa entre 40 y 60 µg/m<sup>3</sup>, extendiéndose de manera concéntrica en torno a la almendra central (tabla 5). Los factores que explican esta mala calidad del aire tienen que ver, por un lado, por la alta densidad de tráfico rodado en el centro urbano, y entre el centro y la periferia, donde se ubican los nuevos desarrollos urbanísticos y, por otro lado, por el tipo de arquitectura urbana, con vías estrechas, encajonadas; sin olvidar que un clima con frecuentes episodios de calma atmosférica y baja precipitación, como es el de Madrid, no ayuda a la dispersión de la contaminación.

El 31,8% del municipio está por debajo del límite legal de 40 µg/m<sup>3</sup> y se debe, sobre todo, a

la contribución que hacen algunas estaciones suburbanas, como El Pardo, Juan Carlos I, Tres Olivos, Sanchinarro y Retiro. Si bien el 68,23% (tabla 5) incumple la normativa vigente, supera el valor límite anual para la protección de la salud humana.

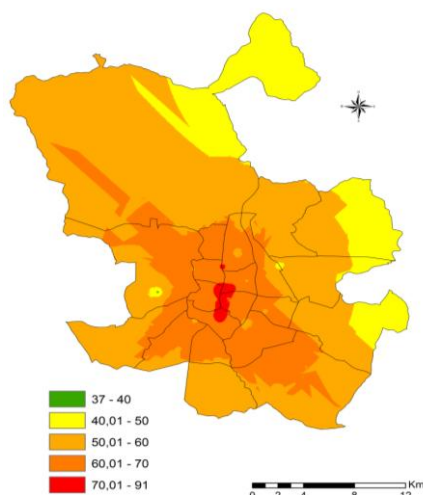


Figura 5. Concentración atmosférica de NO<sub>2</sub> en Madrid en 2001 en µg/m<sup>3</sup> (red completa).

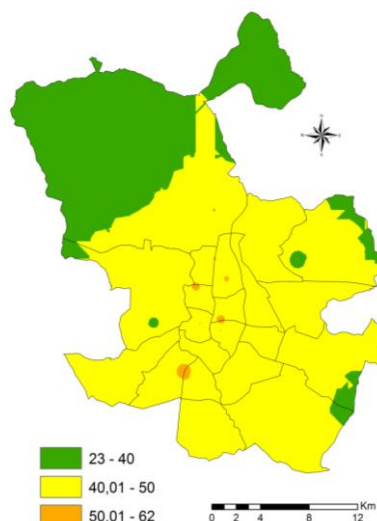


Figura 6. Concentración atmosférica de NO<sub>2</sub> en Madrid en 2011 en µg/m<sup>3</sup> (red completa).

Esto significa que es necesario aplicar medidas más fuertes que las utilizadas hasta ahora, destinadas a reducir las emisiones del tráfico, principal sector emisor. Por ello, el

Ayuntamiento de Madrid, está en vías de aprobar el Proyecto del Plan de Calidad del Aire de la Ciudad de Madrid 2011-2015, donde se incluyen, no sólo medidas basadas en soluciones tecnológicas, sino que aborda aspectos de carácter estructural, como fomento de los combustibles y tecnologías menos contaminantes, disminución y restricción del vehículo privado, promover un transporte público más eficiente y sostenible, impulsar modos de movilidad alternativa, etc. (Proyecto PCA 2011-2015, p.11).

	2001		2011	
Intervalos µg/m <sup>3</sup>	Superficie Ha	%	Superficie Ha	%
<40	2,5	0,00	19233,8	31,8
40,01-50	10345	17,1	41032,8	67,9
50,01-60	35353,5	58,5	197,3	0,3
60,01-70	14336,5	23,7		
>70	426,3	0,7		
TOTAL	60463,8	100	60463,8	100

Tabla 5. Superficie ocupada por cada intervalo

### 3.3 El patrón espacial del NO<sub>2</sub> en los años 2001-2011 (estaciones comunes)

Si se analiza el mapa de 2001 (figura 7) no hay valores inferiores a 40 (salvo 2,8 ha no visibles en el mapa) y todo el territorio incumpliría la legislación vigente, igual que sucedía cuando se utilizaba la red completa. El porcentaje por encima de 60 µg/m<sup>3</sup> baja hasta el 5,1%, consecuencia de la desaparición de algunas estaciones de tráfico del eje N-S que va desde Plaza Castilla hasta Delicias a lo largo del Paseo de la Castellana. En la mayor parte del municipio de Madrid (94,9%) las concentraciones están entre 40 y 60 µg/m<sup>3</sup> (tabla 6). Apenas es visible en el mapa, la superficie por encima de 70 µg/m<sup>3</sup>, sólo representa el 0,01%.

El mapa de 2011 (figura 8) muestra un patrón espacial similar pero con valores más bajos. La calidad del aire ha mejorado con respecto a 2001, ha aumentado la superficie con un valor inferior a 40 µg/m<sup>3</sup> (tabla 6), aunque sólo representan 0,10%, localizada en torno a la Casa de Campo; han desaparecido los valores por encima de 60 y de 70, y el 82,3% de todo el municipio (color amarillo) está comprendido entre

40 y 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Las concentraciones más altas de dióxido de nitrógeno, entre 50-60  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , se corresponden en el mapa con tonos de color naranja, se localizan de nuevo en los distritos del centro de Madrid, con alta densidad de tráfico aunque también se prolongan hacia el sureste, representando, en total, el 17,6% del municipio.

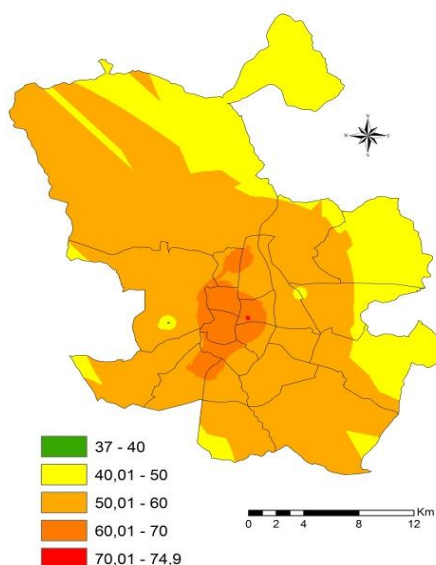


Figura 7. Concentración atmosférica de  $\text{NO}_2$  en Madrid en 2001 en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (estaciones comunes).

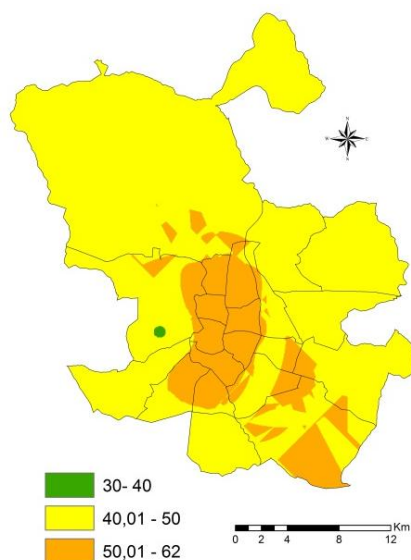


Figura 8. Concentración atmosférica de  $\text{NO}_2$  en Madrid en 2011 en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (estaciones comunes).

Intervalos $\mu\text{g}/\text{m}^3$	2001		2011	
	Superficie Ha	%	Superficie Ha	%
<40	2,8	0,0	65,2	0,1
40,01-50	17121,5	28,3	49747,8	82,3
50,01-60	40259,5	66,6	10650,8	17,6
60,01-70	3071,3	5,1	0	
>70	8,8	0,01	0	
TOTAL	60463,8	100	60463,8	100

Tabla 6. Superficie ocupada por cada intervalo (estaciones comunes)

### 3.4 Análisis de las diferencias entre 2001 y 2011 para la red completa y para las estaciones comunes

Para cuantificar y visualizar las diferencias entre ambos años, se resta a la capa raster del 2011, la capa del 2001, y se obtiene una capa raster que muestra la distribución espacial de las diferencias entre ambos años.

El mapa de las diferencias realizado con la red completa (figura 9) indica que hay un predominio de las diferencias negativas sobre las positivas, es decir, que el año 2011 tiene valores más bajos que el 2001. Por el contrario, las diferencias positivas advierten un aumento de la contaminación por  $\text{NO}_2$  en 2011 respecto a 2001, aunque su reflejo sobre el mapa es imperceptible (0,004%). El 73% del territorio ha tenido una disminución entre 10 y 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , la superficie entre -20 y -43  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  representa el 7% y en el 20% restante la concentración de  $\text{NO}_2$  se ha reducido entre 0 y 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

El descenso medio ha sido 13,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , aunque en la zona central del municipio alcanza una reducción de 43,12  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . La desviación típica es 4,4 (tabla 7).

Las diferencias que se observan en la capa de las estaciones comunes oscilan entre 2,8 y -19,41  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . La media de las diferencias es -5,49 y la desviación típica 2,8 (tabla 7). La disminución del  $\text{NO}_2$  es evidente, pero con valores menores que cuando se utiliza toda la red, lo que determina la menor variabilidad en los datos.



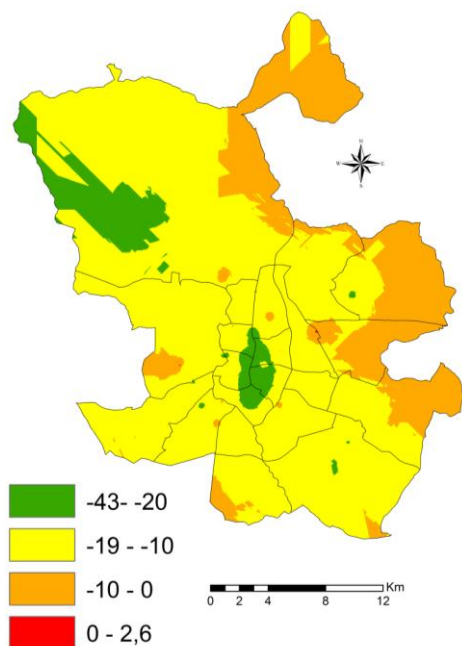


Figura 9. Diferencias entre los valores estimados del 2011 y del 2001 en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (red completa)

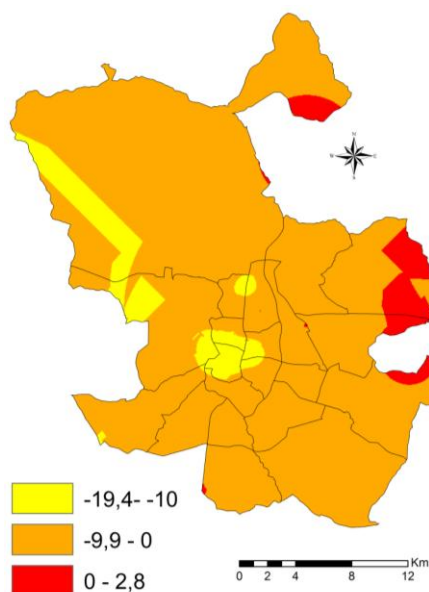


Figura 10. Diferencias entre los valores estimados del 2011 y del 2001 (estaciones comunes).

En cuanto al patrón espacial de las diferencias (figura 10), salvo una pequeña área roja en la zona oriental del municipio, donde la contaminación por  $\text{NO}_2$  ha aumentado (representa 4,5% de la superficie de Madrid), en el resto, la concentración del dióxido de nitrógeno en la atmósfera ha disminuido, se corresponden con los colores amarillos y naranjas sobre el

mapa (diferencias negativas). El 88,5% del territorio tiene un descenso inferior a  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y en el 6,9% restante el detrimento oscila entre 10 y  $19,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Ambas capas muestran la disminución en la contaminación por  $\text{NO}_2$  entre 2001 y 2011. La diferencia es que cuando se utiliza la red completa el descenso es mayor y afecta a toda la superficie del municipio de Madrid, y cuando se hace con la red común hay un 4,5% del territorio en que la concentración de  $\text{NO}_2$  aumenta. En ambos casos, las mayores disminuciones se producen en los distritos centrales, más afectados por el tráfico intenso.

	Red completa	Estaciones comunes
Media	-13,8	-5,49
Desv. típica	4,4	3,3
Máximo	2,6	2,8
Mínimo	-43,1	-19,4
Rango	45,7	22,2

Tabla 7. Estadísticos descriptivos de las capas de las diferencias entre 2011-2001

### 3.5 Análisis de las desigualdades en las concentraciones de dióxido de nitrógeno por distritos 2001-2011 con la red completa

La concentración media de dióxido de nitrógeno por distritos en 2001 está en relación con la distribución espacial de este contaminante en ese año. Todos los distritos están por encima de  $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (figura 11). La distribución de los mismos presenta una clara asimetría negativa (figura 12); hay un grupo que se sitúa en la parte más alta de la escala, con valores por encima de la media, alcanzando los  $68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , son los distritos de Centro, Arganzuela, Salamanca, Chamberí, etc.

Por el contrario, los valores más bajos, por debajo de  $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , los registran los distritos situados en la periferia, Barajas, San Blas, Vicálvaro y Fuencarral-El Pardo, que están en la cola izquierda de la distribución, donde hay una mayor dispersión de los valores, como se observa en el diagrama de caja de la figura 12. El coeficiente de variación es 4,7.

En el año 2011 el patrón de distribución espacial es diferente al de 2001. Ningún distrito

tiene valores por encima de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y además Fuencarral-El Pardo cumple con el límite legal, estar por debajo de los  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . De nuevo, los distritos de la zona central del municipio son los que registran peor calidad del aire (figura 13).

50% de los distritos con valores más altos están mucho más concentrados que el 50% con valores más bajos, donde Barajas y Vicálvaro se separan del resto, ocupando los dos intervalos inferiores del histograma, con valores inferiores a  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

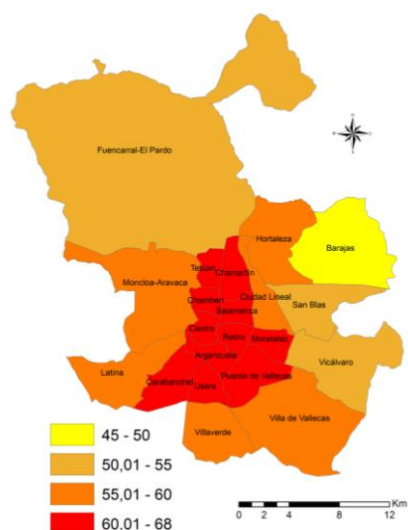


Figura 11. Concentración media de  $\text{NO}_2$  por distritos en 2001, en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (red completa).

La distribución de los datos presenta de nuevo asimetría negativa, hay 10 distritos en los dos intervalos superiores, por encima de  $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mientras que sólo hay dos distritos en los dos intervalos inferiores, entre 38 y 42 (figura 12). El coeficiente de variación ha bajado con respecto a 2001, a 2,66. La menor variabilidad en los valores indica una disminución de las disparidades intraurbanas, que ya se había constatado en una publicación anterior (Moreno *et al.*, 2011).

### 3.6 Análisis de las desigualdades en las concentraciones de dióxido de nitrógeno por distritos 2001-2011 con las estaciones comunes

En el año 2001 (figura 14) todos los distritos están por encima de  $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; la media para todo el conjunto es de  $56,29 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y la dispersión de los valores es alta; el coeficiente de variación es 4,3. Por encima de  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , están los distritos Centro, Salamanca, Retiro, Tetuán y Chamberí, con tonos rojizos sobre el mapa (figura 14). En conjunto, si observamos el diagrama de caja para 2001 (figura 15), la dispersión de los valores es muy superior a la de 2011; la distribución sigue siendo asimétrica; el

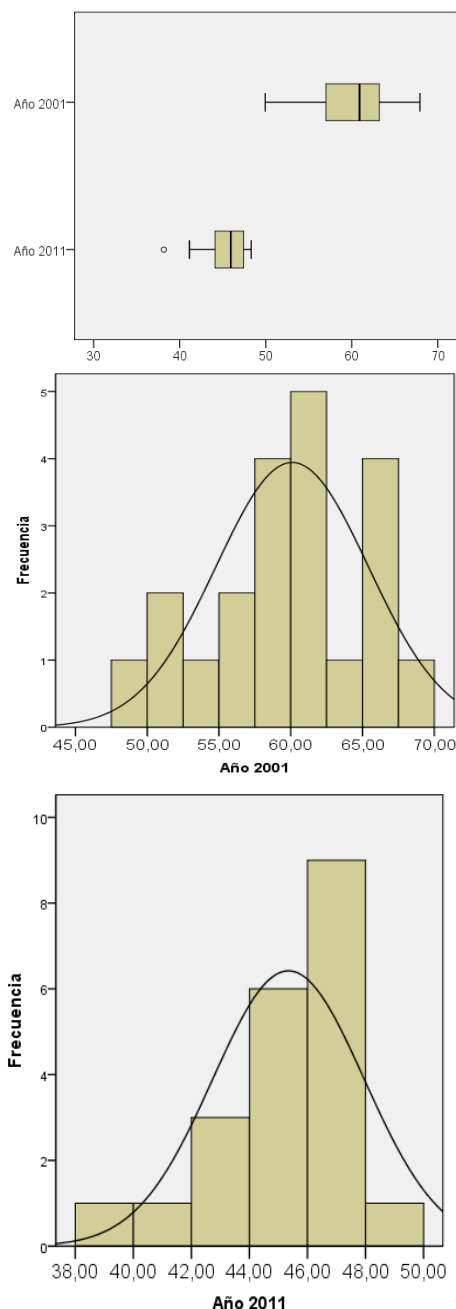


Figura 12. Distribución de los valores ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) por distritos 2001-2011 red completa.



Figura 13. Concentración media de  $\text{NO}_2$  por distritos en 2011, en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (red completa).

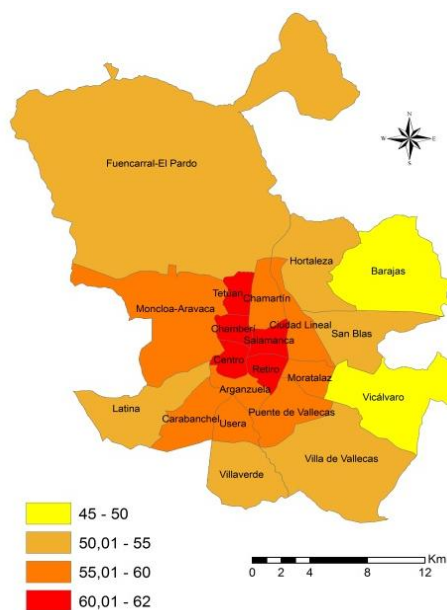


Figura 14. Concentración media de  $\text{NO}_2$  por distritos en 2001, en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (estaciones comunes).

En 2011 todos los distritos han mejorado su situación respecto al 2001 (figura 16), aunque superan el límite legal de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Hay 11 distritos que están entre  $45-50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y 9 entre  $50$  y  $52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . La media para el conjunto ha bajado de  $56,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $49,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y el coeficiente de

variación ha descendido hasta 2,5. La menor variabilidad queda reflejada en el diagrama de caja del año 2011, donde la amplitud de los valores es mucho más reducida que la del 2001 (figura 15). La distribución sigue siendo asimétrica pero menos que en 2001. El número de distritos por encima de la media asciende a 13 y están mucho más concentrados, mientras que los 8 distritos restantes, por debajo de la media, tienen una mayor dispersión, ocupando Barajas la cola izquierda de la distribución, el intervalo más bajo, con valores por debajo de  $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (figura 15).

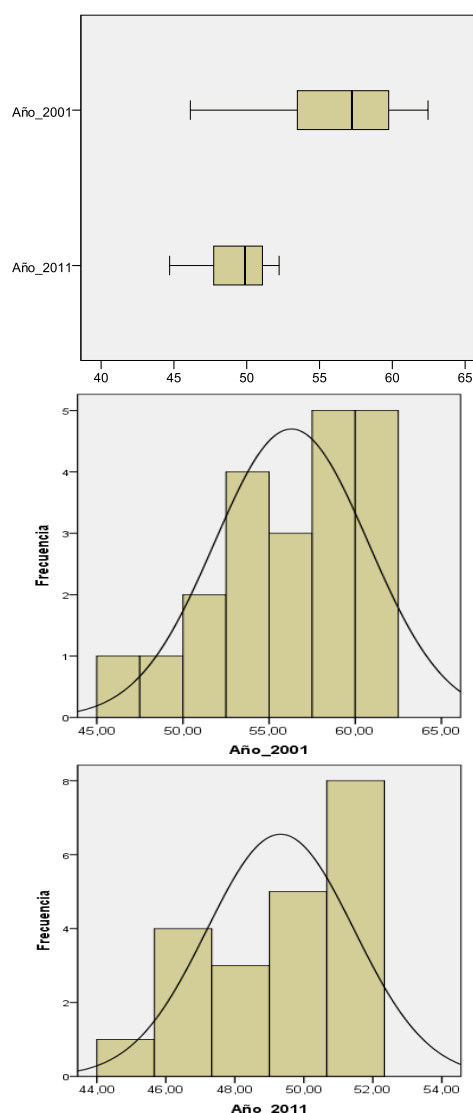


Figura 15. Distribución de los valores ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) por distritos 2001-2011 (estaciones comunes).

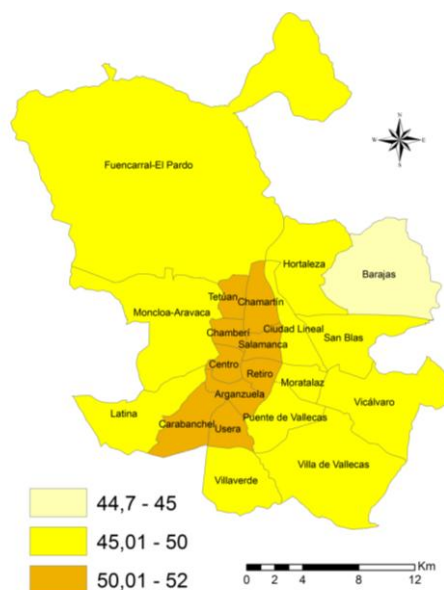


Figura 16. Concentración media de NO<sub>2</sub> por distritos en 2011, en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (estaciones comunes).

## 4 CONCLUSIONES

La primera conclusión es que la utilización de la red completa de cada año o de la red de estaciones comunes condiciona los resultados. Entre 2001 y 2011 hay una importante reducción en la concentración atmosférica de dióxido de nitrógeno, siendo mayor la diferencia cuando se utiliza la red completa que cuando se realiza sólo con las estaciones comunes de ambos periodos.

Desde el punto de vista del modelado del NO<sub>2</sub>, ambos años presentan un patrón espacial semejante. Las zonas centrales del municipio tienen mayores niveles de contaminación que las zonas periféricas. Los factores que explican esas diferencias se deben a la alta densidad de tráfico, a la arquitectura urbana de calles estrechas y encajonadas, y a las características del clima de Madrid, con alta estabilidad y bajas precipitaciones, que dificultan la dispersión de la contaminación.

Destaca la mayor amplitud de los valores pronosticados de NO<sub>2</sub> para 2001 que para 2011. Mientras que la información del 2001 se organiza en cinco intervalos, la de 2011 se agrupa en tres.

El mapa de las diferencias refleja el predominio de las diferencias negativas (descenso) frente a las positivas (aumento). La bajada afecta al 100% de la superficie de Madrid cuando se tiene en cuenta toda la red, y al 95,4% cuando se opera con las estaciones comunes.

El análisis de las desigualdades en las concentraciones de dióxido de nitrógeno por distritos revela la mejora de la calidad del aire por NO<sub>2</sub> de 2001 a 2011 y la disminución de las disparidades entre distritos. No obstante, los distritos centrales presentan peor situación que los periféricos. En todos los casos la distribución es asimétrica, se concentran un mayor número de distritos en los intervalos altos, y en los intervalos inferiores, la dispersión es mayor.

De nuevo los resultados varían en función de la red utilizada. Sirva como ejemplo el año 2011; si se utiliza la red completa, la mejora es generalizada en todos los distritos, incluso Fuencarral-El Pardo estaría por debajo del límite legal de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , pero si se utilizan sólo las estaciones comunes, la calidad ambiental baja bastante. No sólo no hay ningún distrito inferior a  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , sino que hay un empeoramiento de todos los demás, y, sobre todo, de los distritos centrales que estarían en el intervalo por encima de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mientras que, con la red completa, no sobrepasarían ese valor.

Como conclusión general, se puede decir que hay que seguir aplicando políticas de reducción de la contaminación que contribuyan a mejorar la calidad del aire en la ciudad de Madrid, no sólo porque haya que cumplir con la legislación, sino por problemas de salud pública.

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se desarrolla dentro del Proyecto de Cooperación Interuniversitaria UAM - Banco de Santander con América Latina: *La justicia ambiental como componente del desarrollo socio-territorial. Métodos para su evaluación apoyados en sistemas de información*. 2011.

## BIBLIOGRAFÍA

- Alkoy, S., Dogru, A.O., Basaraner, M., Sahin, U., Ulugtekin, N., Seker, D.Z. 2007. Determination of the Epidemiological Aspects of Air Pollution by using GIS in Istanbul, 14<sup>th</sup> International Symposium on Environmental Pollution and its Impact on Life in the Mediterranean Region, Sevilla, Spain.
- Cañada, R. 2007. Análisis Geoestadístico en Moreno, A. (Coor.): *Sistemas y Análisis de la Información Geográfica. Manual de autoaprendizaje con ArcGIS*, Ra-Ma Editorial, pp. 752-880.
- Cañada, R., Vidal, M. J. y Moreno, A. 2011. Interpolación espacial y visualización cartográfica para el análisis de la justicia ambiental: ensayo metodológico sobre

- contaminación por partículas atmosféricas en Madrid, *GeoFocus*, 11, 118-154.
- Isaaks, E.H. y Srivastava, R.M. 1989. An introduction to applied geostatistics, Oxford University Press.
- Krivoruchko, K. 2011. *Spatial Statistical Data Analysis for GIS Users (DVD-ROM)*, Esri Press.
- Moreno, A. y Cañada, R. 2007. Justicia Ambiental y contaminación atmosférica por dióxido de azufre en Madrid: análisis espacio temporal y valoración con sistemas de información geográfica, *Boletín de la AGE*, 44, 301-324.  
<http://www.boletinage.com/44/14-moreno.pdf>
- Moreno, A., Vinuesa, J. y Cañada, R. 2011. Los desequilibrios y reequilibrios intraurbanos en Madrid: diagnóstico 2011, *Barómetro de Economía de la ciudad de Madrid*, 30, 4º Trimestre, 131-168.
- Plan Nacional de Mejora de la Calidad del Aire, PNMCA, 2011. 189 p.  
[http://www.magrama.gob.es/imagenes/es/pnmca\\_tcm7-181205.pdf](http://www.magrama.gob.es/imagenes/es/pnmca_tcm7-181205.pdf)
- Plan de Mejora de la Calidad del Aire del Ayuntamiento de Madrid 2011-2015, 289 p.  
<http://www.madrid.es/UnidadesDescentralizadas/Agenda21/ContenidosBasicosag/Ficheros/PCA-20-04-2012.pdf>
- Sertel, E., Demirel, H. y Kaya, S. 2007. Predictive mapping of air Pollutants: A GIS framework, *Proceedings CD of the Fifth International Spatial Data Quality Symposium*, ITC, CD Nm.17, Enschede, Holanda.
- Shaddick, G., Wakeeld, J. 2002. Modelling daily multivariate pollutant data at multiple sites, *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)* 51, 509-511.
- Vidal, M.J., Moreno, A. y Cañada, R. 2011. Geovisualización avanzada para la exploración de patrones y relaciones socio-ambientales con SIG: aplicación a la ciudad de Madrid, *XII Conferencia Iberoamericana de SIG*, Toluca (México), 28 pp.  
[http://www.inegi.org.mx/eventos/2011/conf\\_iberodoc/ET1\\_13\\_VIDAL.pdf](http://www.inegi.org.mx/eventos/2011/conf_iberodoc/ET1_13_VIDAL.pdf)
- Webster, R. y Oliver, M.A. 2001. *Geostatistics for environmental scientists*, Chichester, John Wiley and Sons Ltd, 271 p.





# Espacialización de datos poblacionales de la provincia de Cádiz a escala de detalle

P. Díaz, I. Vallejo y J. Ojeda

Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional. Universidad de Sevilla

[pilard@us.es](mailto:pilard@us.es), [ivallejo@us.es](mailto:ivallejo@us.es), [zujar@us.es](mailto:zujar@us.es)

## RESUMEN

*La disponibilidad de datos socio-económicos espacializados resulta esencial para numerosos ámbitos de trabajo vinculados a la planificación, la gestión o la investigación sobre el territorio. Aunque la información original se recoge y registra a nivel de individuo u hogar, la espacialización se lleva a cabo por procesos de agregación que suelen tomar como referencia espacial el municipio, los núcleos de población o, en el mejor de los casos, las secciones censales, de varios kilómetros cuadrados y con graves problemas de homogeneidad en su representatividad de los ámbitos ocupados.*

*En el presente trabajo se presentan los resultados de un proceso de geocodificación de los datos padronales del año 2011 de la provincia de Cádiz. En este proceso se utiliza como base de geocodificación el portalero incluido en el Callejero Digital de Andalucía (CDA), empleándose como aplicación las herramientas de geocodificación del SIG\_Corporativo de la Junta de Andalucía. La espacialización resultante garantiza, en primera instancia, la localización de más de un 60% de la población provincial a nivel de portal, con la que se podrían realizar agregaciones posteriores sobre otras referencias espaciales como edificios, parcelas o manzanas urbanas, con fines de análisis geostatístico y representación cartográfica.*

## PALABRAS CLAVE

Población, espacialización, geocodificación, provincia de Cádiz (España).

## ABSTRACT

*Spatialization of socio-economic data constitutes a key factor in a wide range of applications dealing with planning, management and research. Although many statistical data is gathered at individual or home level, information is afterwards georeferenced by area-based aggregation (census track, municipalities...).*

*This paper shows some results derived from a geocoding process of population data for Cadiz province in 2011. This geocoding process uses the official digital street map of Andalusia as the spatial data reference, and the enterprise-GIS geocoding tools as software environment. Successfully geocoded data at address level rises to 60%, although higher percentages are reached if lower confidence intervals are assumed. Obtained data allows different kind of geostatistical analysis and cartographic representations for demographic information diffusion.*

## KEY WORDS

Population, spatialization, geocoding, Cadiz province (Spain).

## 1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

La espacialización de datos socio-demográficos añade un valor esencial a los

mismos y abre un extenso conjunto de posibilidades en actividades relativas a la investigación, la planificación o la gestión asociadas a campos diversos como la

ordenación territorial, los servicios públicos o las actividades de la empresa privada (Rhind, 1991; Goodchild, 2004; LeGates, 2005).

Paradójicamente, la disponibilidad de este tipo de datos a escala de detalle resulta bastante deficiente, sobre todo si se compara con la posibilidad de contar con otros tipos de variables de tipo físico o medioambiental, para las que son habituales niveles o resoluciones espaciales de gran precisión. Así, por ejemplo, en estudios como los vinculados a la evaluación de riesgos naturales puede manejarse información sobre inundabilidad (peligrosidad) basada en datos LIDAR, con resolución vertical y horizontal submétricas; mientras que para la estimación de la vulnerabilidad a partir de datos poblacionales, habrá que conformarse en muchos casos con datos agregados a nivel de ámbitos censales, de varios kilómetros cuadrados de superficie (Seifert, 2009; Tagliania *et al.*, 2010; Usery *et al.*, 2010).

Las razones que se esconden tras estas circunstancias pueden resultar igualmente paradójicas, por cuanto que las principales fuentes de información socio-demográfica (censo, padrón, encuestas...) se basan en la adquisición de datos sobre individuos, familias o actividades, cuya localización original se refiere a domicilios con una dirección postal asociable geográficamente a una coordenada. Diferentes razones explican que finalmente este máximo nivel de desagregación sea descartado, adoptándose diferentes procesos de agregación estadística y espacial. Entre estas razones cabe referirse a las de tipo técnico, hoy superadas en gran parte, vinculadas a la capacidad de análisis y difusión de la información original, así como a otras razones de tipo jurídico que tienen que ver con la confidencialidad de los datos y el secreto estadístico.

La geocodificación constituye una magnífica herramienta para la espacialización de este tipo de datos con el máximo nivel de detalle, ya que permite esa asignación de coordenadas a la dirección postal perteneciente a cada individuo, hogar o actividad consignada en bases de datos resultantes de proyectos censales, padronales, o procedentes de cualquier registro administrativo. La proliferación de los procesos de geocodificación en los últimos tiempos responde a razones de diferente naturaleza (Golberg *et al.*, 2007; Almquist, 2010). De una parte, hay que referirse a la creciente demanda de información socio-demográfica espacializada, sobre todo desde el momento en que se generaliza la disponibilidad de otros tipos de datos a escala de detalle. De otra parte, a nivel técnico, hay que mencionar una auténtica explosión en la producción y uso de la cartografía catastral y los

callejeros digitales, así como una impresionante mejora en los medios y programas específicos de geocodificación. La importancia e interés de este tipo de herramientas queda patente en el reconocimiento que desde una directiva como INSPIRE se hace de la información sobre direcciones postales que queda recogida en el Anexo I sobre datos espaciales (González *et al.*, 2009).

El presente trabajo muestra los primeros resultados de un proyecto general que persigue la espacialización del padrón longitudinal de la población de Andalucía, marcándose de forma específica dos objetivos fundamentales: (i) en primer lugar evaluar el funcionamiento de la herramienta de geocodificación desarrollada en el contexto del SIG-Corporativo de la Junta de Andalucía y, en segundo lugar (ii), proponer diferentes fórmulas de agregación espacial que posibiliten una adecuada representación cartográfica para difusión de los resultados obtenidos a escalas de detalle.

## 2 FUENTES, ÁMBITO DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

Como en todo proceso de geocodificación en el presente trabajo se distinguen 4 elementos esenciales.

(i) El primero de ellos se refiere a los datos a geocodificar que normalmente constituyen una tabla o registro en el que se recogen las entidades que pretenden espacializarse a partir de un geocódigo o descriptor referido a una localización geográfica (código municipal, catastral, dirección postal, etc.). En este caso, estos datos están constituidos por un extracto de la Base de Datos Longitudinal de Población de Andalucía (Viciano *et al.*, 2010) para la provincia de Cádiz del año 2011, ámbito de estudio del presente trabajo (figura 1), elaborado por el Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía (IECA). La tabla utilizada está compuesta por un total de 1.246.197 habitantes, si bien los registros a geocodificar han sido 213.775, resultado de agrupar la población por direcciones postales.



Figura 1. Ámbito de estudio

(ii) En segundo lugar, la base de geocodificación (datos espaciales de referencia) utilizada ha sido el portalero contenido en el Callejero Digital de Andalucía (CDA), elaborado y mantenido igualmente por el IECA (Moreno, 2011).

(iii) En tercer lugar, es necesaria una aplicación dirigida a llevar a cabo el proceso de geocodificación, consistente básicamente en una normalización de las direcciones postales, así como en una asignación de coordenadas a cada registro de población a través de una comparación de dichas direcciones con las presentes en el portalero. Para este trabajo se han utilizado las herramientas de geocodificación pertenecientes al SIG-Corporativo de la Junta de Andalucía (Zabala *et al.*, 2010).

La geocodificación realizada devuelve para cada registro un valor de probabilidad entre 0 y 1, donde 1 significa que la dirección obtenida en el proceso es igual a la dirección buscada y 0 que la dirección buscada no coincide en ninguno de sus ítems (tipo, nombre y número de vía) con los registrados en el portalero (Ojeda *et al.*, 2011).

(iv) Por último, una vez asignadas coordenadas a los registros de población, se ha procedido a la representación cartográfica de los mismos, a través de diferentes procedimientos, utilizando para ello herramientas del software ARCGIS.

Los elementos descritos y el proceso de geocodificación llevado a cabo quedan representados en la figura 2.

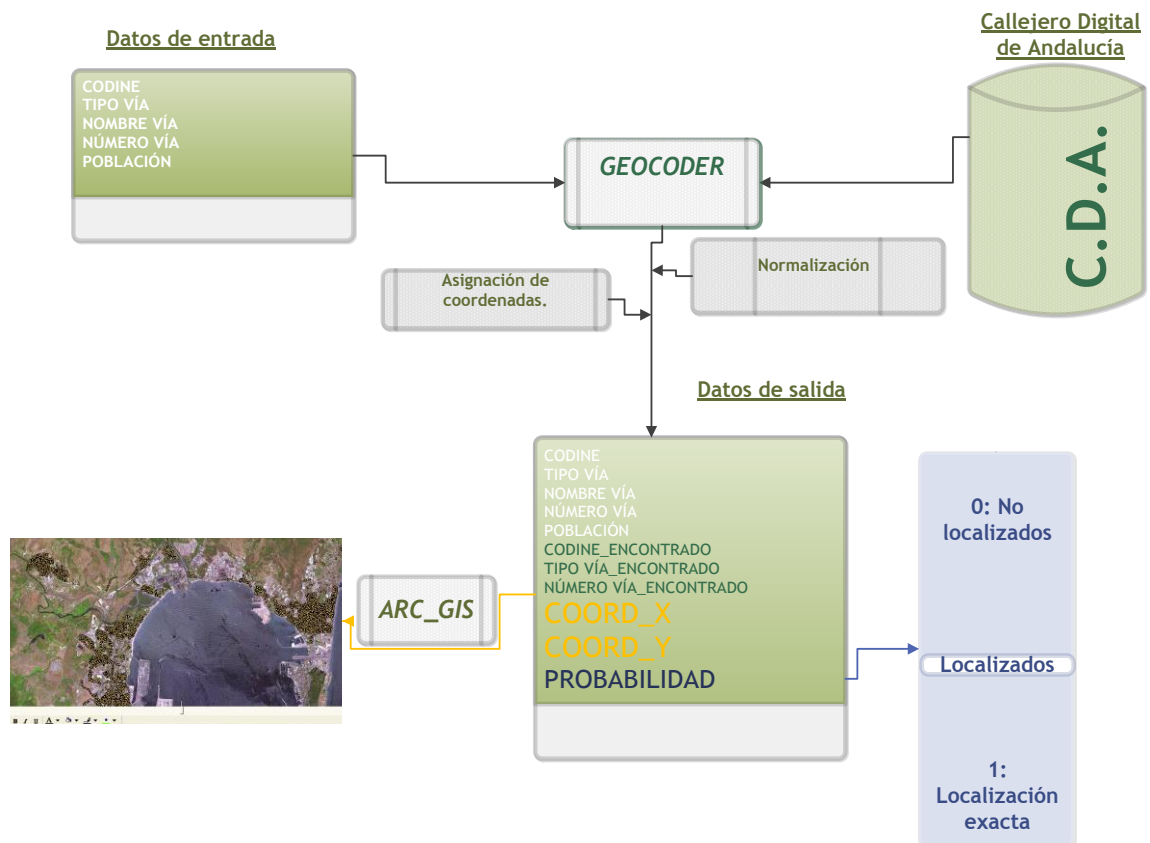


Figura 2. Proceso de geocodificación

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Resultados generales del proceso de geocodificación

Los resultados del proceso de geocodificación revelan, a priori, que para los 213.775 registros que concentran la población de la provincia (1.246.197 hab.), se garantiza la localización

exacta (probabilidad 1) de más de la mitad de dicha población (en torno al 59 %), mientras que para el 0,3 % (419 registros con probabilidad 0), no se ha encontrado ningún ítem común con la dirección buscada (tabla 1).

El resto de los registros, que reúnen un 41,1% de la población provincial, obtienen valores de probabilidad entre 0 y 1.

Probabilidad	Nº registros	% registros	Población	% población
0	419	0,2	3.621	0,3
> 0 y < 1	92.190	43,1	510.665	41,1
1	121.166	56,7	731.911	58,6
<b>TOTAL</b>	<b>213.775</b>	<b>100</b>	<b>1.246.197</b>	<b>100</b>

Tabla 1. Resultados del proceso de geocodificación.

Ello significa que la dirección buscada coincide en alguno de sus caracteres, vinculados al tipo, nombre y número de vía o al código INE, con las direcciones registradas en el portalero, y por tanto devuelve la dirección encontrada en el proceso de geocodificación.

Atendiendo a la distribución espacial de los resultados obtenidos, se observan algunas diferencias significativas en la geocodificación por municipios (figura 3).

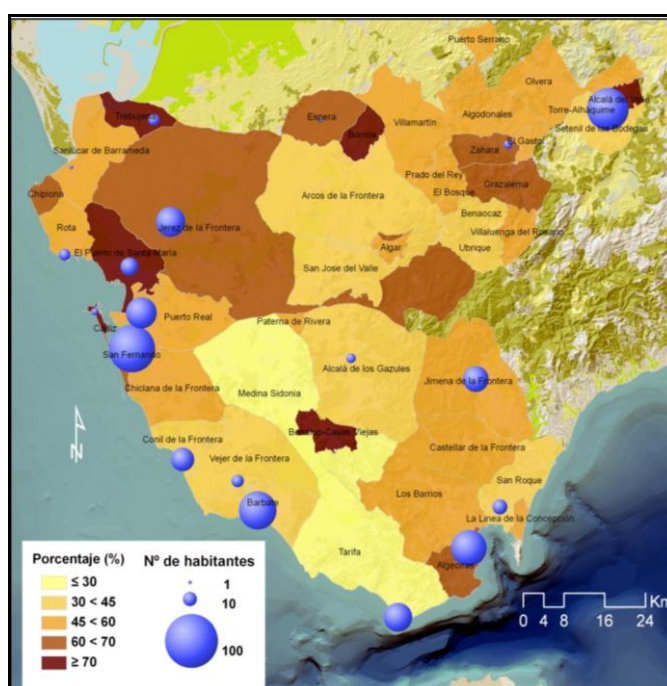


Figura 3. Porcentaje de población localizada de manera exacta y número de habitantes no geocodificados

Así, los municipios de Tarifa y Medina Sidonia son los que registran un menor porcentaje de población geocodificada de manera exacta, (<30%). Por el contrario en Benalup-Casas Viejas, Bornos, Alcalá del Valle, Trebujena, Cádiz y el Puerto de Santa María, la geocodificación ha obtenido los mejores resultados y más del 70 % de su población se ha localizado de manera exacta. Para el resto de los municipios de la provincia entre el 30 y el 70% de su población ha sido espacializada correctamente.

Por otro lado, existen 419 registros que no han encontrado coincidencia alguna en la base de datos y por tanto, no han podido ser geocodificados. Estos se encuentran presentes en sólo 15 de los 44 municipios de la provincia de Cádiz. Estos registros equivalen a una población de 3.621, concentrada en un total de 24 vías diferentes para las que el sistema no ha encontrado correspondencia.

Además de la probabilidad, el proceso devuelve para cada registro buscado los



atributos de la dirección encontrada (tipo, nombre y número de la vía), así como las coordenadas UTM (ED50-H30), del portal correspondiente. Gracias a esta información resulta posible un análisis más amplio de los resultados obtenidos, principalmente de los registros no localizados o localizados de manera no exacta (probabilidades entre 0 y 1).

Este análisis debe permitir valorar la naturaleza e importancia de los errores producidos en el proceso e identificar las pautas para una futura corrección.

### 3.2 Localización no exacta de los registros. Probabilidades entre 0 y 1

La tabla 2 muestra la distribución la población que no ha sido localizada de manera exacta según los valores de probabilidad obtenidos y los registros que la representan. La mayor parte de ellos, 56.704, obtienen los valores de probabilidad más altos, entre 0,7 y 1, mientras que 19.757 se encuentran en el intervalo de probabilidad  $\geq 0,5$  y  $< 0,7$  y 15.729 registros obtienen los valores de probabilidad más bajos (de 0,5 o menores).

Si bien el análisis detallado de los resultados revela situaciones muy heterogéneas para cada intervalo de probabilidad y muestran comportamientos muy diversos en el proceso de geocodificación, con carácter general se han podido identificar tres pautas generales (Ojeda *et al.*, 2011):

- Si no se encuentran vías con nombre igual al buscado, el sistema devolverá vías con nombres parecidos, y, en base a la coincidencia entre los caracteres se les asigna un valor de probabilidad.
- Si se busca una vía sin especificar número de portal, el sistema devolverá el portal central de la vía, a menos que no tenga portales, en cuyo caso se devuelve el comienzo o el final de la misma.
- Si el portal buscado se sale del rango de portales existentes para la vía, se devuelve el del extremo correspondiente.

Probab.	$> 0 < 0,5$	$\geq 0,5$ y $< 0,7$	$\geq 0,7$ y $\leq 1$	TOTAL
Nº de regist.	15.729	19.757	56.704	92.190
Poblac.	70.256	95.485	344.924	510.665

Tabla 2. Resultados del proceso de geocodificación para valores de probabilidad entre 0 y 1.

Con carácter más específico y para cada intervalo se obtiene los siguientes resultados:

En aquellos registros que han obtenido valores de probabilidad superiores a 0,7, suele existir una coincidencia exacta con el nombre de la vía, y es el número o el tipo de vía lo que no se ha encontrado. En la espacialización efectuada predomina la primera de estas situaciones, de manera que para 48.000 registros, no se ha encontrado el número de portal. En estos casos el sistema aplica las pautas generales comentadas con anterioridad lo que ocasiona que, para diferentes registros, haya coincidencia en la espacialización, obteniéndose para numerosos registros la misma coordenada.

Se comprueba además en este intervalo que para 6.976 registros con probabilidades inferiores a 1, la espacialización de la información también se realiza de manera exacta, de modo que la no coincidencia con la dirección buscada, se debe a la falta o existencia de algún carácter de más en el nombre de las calles o diferencias en el tipo de vía. Este hecho conlleva que 50.364 habitantes que han obtenido probabilidades menores a 1 en la geocodificación, pueden considerarse localizados de manera exacta.

En el caso de los registros que han obtenido valores de probabilidad menor o igual a 0,5, estos se corresponden con situaciones donde por lo general la dirección devuelta suele ser completamente diferente a la buscada. Así, la tendencia en este intervalo es que casi todos los registros se encuentran mal localizados, al no encontrar coincidencias en el nombre de las calles, incluso se observan, como en caso del intervalo anterior, situaciones donde los registros son localizados en distintos términos municipales (133 registros).

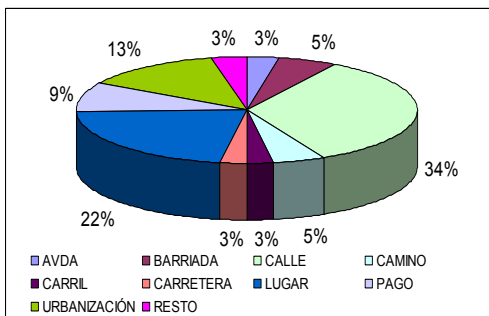
Se encuentran, al igual que en el intervalo anterior, falsos negativos (198 registros en este intervalo, un total de 1.254 habitantes se encuentran bien localizados) y un análisis en profundidad de los datos de este intervalo muestra como 13.329 registros se corresponden con direcciones que no han podido ser localizadas al no encontrarse coincidencia con el nombre de la vía buscada. En estos casos, el proceso devuelve vías completamente diferentes, pero que poseen algún carácter en común con la vía buscada.

Por último, los registros que han obtenido valores de probabilidad entre 0,5 y 0,7, presentan todas las situaciones ya comentadas para los intervalos anteriores. Así, 6.655 registros de los 19.757 incluidos en este intervalo, se corresponden con direcciones que no han podido ser localizadas por el nombre de vía, lo cual supone un total de 30.889 habitantes que no han

sido localizados de manera exacta, mientras que cerca de 8.000 registros encuentran igual nombre de vía pero no el número de portal.

También para este intervalo se encuentran falsos negativos, 5.160 registros, un total de 25.828 habitantes localizados de manera correcta. Ello se debe a la no coincidencia con el tipo de calle buscada (barrio/barriada; camino/cañada, calle/callejón), o al uso de abreviaturas en las direcciones las cuales, si bien son encontradas en el proceso, son devueltas con baja probabilidad puesto que las coincidencias entre caracteres son mínimas.

Dado el amplio número de las calles que no han podido ser localizadas para los intervalos anteriores, 19.984 registros que concentran 90.847 habitantes, se ha realizado un primer análisis de ellas. Éstas se corresponden con 4.253 vías diferentes, en su mayoría nombres de calles (34%), de lugares (22%) y de urbanizaciones (13%) (figura 4).



**Figura 4. Direcciones no encontradas según tipo vía**

Si bien éstos se distribuyen a lo largo de todos los municipios de la provincia de Cádiz, los municipios costeros, a excepción de Cádiz y San Fernando, presentan mayor número de ellos (figura 5), donde el proceso no es capaz de identificar el nombre de la vía buscada. Ello se debe al gran dinamismo urbanizador experimentado en estos municipios que se sitúa incluso por delante de la actualización de información de las bases de datos, en este caso, del CDA.

La distribución municipal de las vías no encontradas en el proceso de geocodificación, se observa en la figura 8 como por lo general para todos los municipios, los lugares y calles concentran el mayor porcentaje de vías no localizadas si bien se observan comportamientos diferentes entre los municipios costeros y los del interior de la provincia. Así, mientras que en los municipios costeros, no se localizan las urbanizaciones (Los Barrios, Tarifa, La Línea de la Concepción, Algeciras), surgidas como consecuencia de la expansión urbanizadora, en

el caso de Chiclana de la Frontera, Puerto Real y Sanlúcar de Barrameda los caminos son el tipo de vía menos identificado pues en estos municipios el incremento urbano está vinculado sobre todo a la construcción de urbanizaciones agrícolas (Villar, 2010).



*Figura 5. Registros correspondientes a direcciones no encontradas según tipo vía*

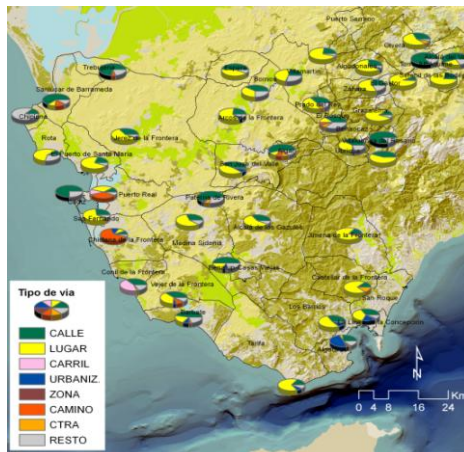


Figura 6. Tipos de vías no localizadas por municipios.

### 3.3 Visualización de los datos geocodificados

En este punto se presentan algunos ejemplos de visualización de los resultados obtenidos tras el proceso de geocodificación. Originalmente, dado que se ha efectuado una asignación de direcciones en base a un portalero, el resultado es un conjunto de coordenadas que pueden representarse de forma puntual.

Aunque adecuados para escalas de máximo detalle, este tipo de representación no suele ser eficaz para mostrar la distribución de variables a escalas intermedias, sobre todo cuando se incluyen áreas de diferentes densidades (urbano-rural), donde las concentraciones de población (puntos) ocultan patrones y pautas de distribución (figura 7).

Al margen de evitar ciertos problemas de representación como los comentados, la agregación espacial puede ser aconsejable para determinados procesos de análisis geoestadísticos, sobre todo en aquellos casos en los que la disponibilidad de variables sólo es posible para ámbitos espaciales mayores (edificios, manzanas, secciones censales), o incluso cuando estos análisis aconsejan el uso de esos otros ámbitos por resultar más expresivos de condiciones ambientales o de comunidad (Subramanian *et al.*, 2006; Thomas, 2006; Krieger, 2009). En este caso, los ejemplos muestran algunas posibilidades de agregación espacial, cuyas ventajas guardan relación con una mayor expresividad cartográfica, una más adecuada utilización para el análisis espacial y la combinación con otros grupos de información, y una forma de salvaguardar el secreto estadístico.

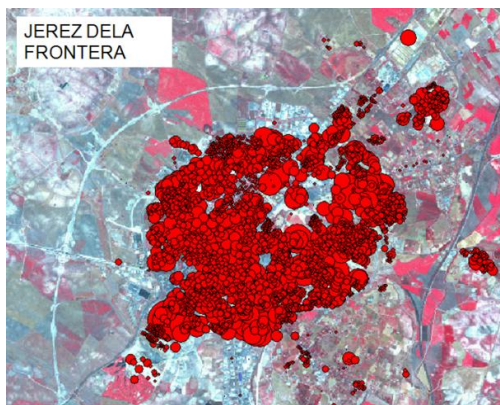


Figura 7. Representación puntual de los datos geocodificados

En el ejemplo de la figura 8, la propuesta elegida se basa simplemente en una rasterización de los puntos que contienen la información, de forma que, además de obtener una clara representación de la distribución de la población, los datos quedan disponibles para la empleo en análisis de tipo raster, muy usuales en estudios de medio físico, en los que gran parte de la información se presenta en este formato.

Por su parte, en la figura 9, se presentan diferentes opciones basadas en agregaciones espaciales vectoriales en el entorno de Sanlúcar de Barrameda. En el primer caso, la información contenida en los puntos originales ha sido transferida a las manzanas urbanas, mientras que en el segundo se han utilizado los edificios. Aunque con implicaciones muy diferentes que dependen de la morfología urbana, ambos casos pueden ser de suma utilidad dependiendo de las aplicaciones, así como de la disponibilidad y ámbito espacial de otra información estadística utilizada. En el último caso, se muestra una combinación de procedimientos; de fondo

aparece la asignación a las secciones censales de la población contenida en los puntos originales, mientras que esta misma población se ha asignado a los centroides de los edificios. En este caso puede apreciarse una gran diferencia en la representación de la población, bastante deficiente en el caso de las secciones censales, utilizadas ampliamente como ámbito estadístico de referencia, y más expresiva de la distribución real en el caso de los centroides.

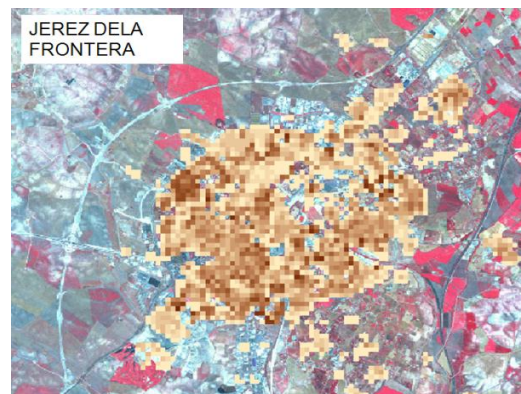


Figura 8. Rasterización frecuencial de los datos geocodificados

## CONCLUSIONES

El proceso de geocodificación de los datos poblacionales utilizados garantiza la localización exacta de un 60% de la población y se alcanzan mayores porcentajes con menores niveles de probabilidad. En estos casos se hace necesario una revisión exhaustiva de los resultados de la que deben derivarse criterios de mejoras para el software empleado, antes de iniciar el proceso de geocodificación masiva de toda Andalucía.

Los resultados no muestran una distribución homogénea a nivel municipal, observándose para algunos entornos diferencias significativas; así, frente al general buen funcionamiento en los ámbitos urbanos consolidados, en los municipios costeros hay que hacer referencia a un mayor número de registros no localizados, debido fundamentalmente a la no identificación de tipos de vías singulares (lugares, urbanizaciones, caminos). Este hecho debe ponerse en relación con unos desarrollos urbanos más rápidos y, en algunos casos, desordenados, que se reflejan en la falta de oficialidad y normalización en la asignación de direcciones postales.

En relación a la explotación de los datos geocodificados, resulta necesaria la exploración de diferentes alternativas en dos campos concretos. Respecto a la representación cartográfica para la difusión de los datos, se han presentado diferentes alternativas de agregación



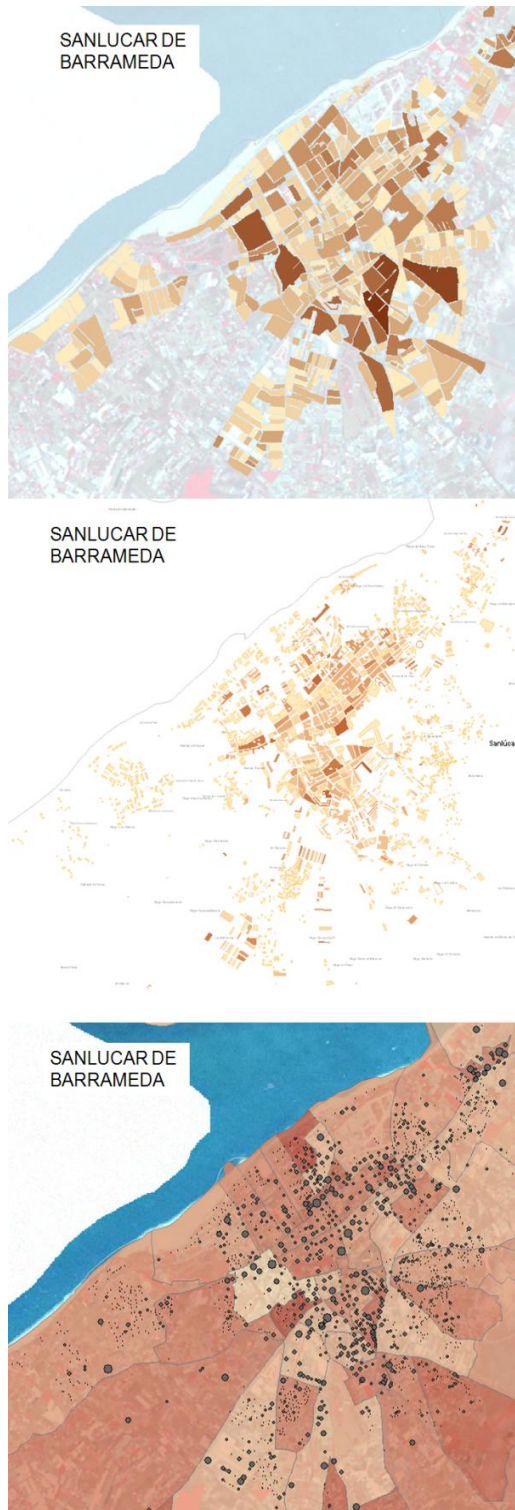


Figura 9. Diferentes agregaciones vectoriales

espacial que mejoran la representación directa de los datos puntuales obtenidos, si bien es este un aspecto que requiere de una mayor profundización (Eicher y Brewer, 2001; Mennis, 2003; Lwin y Murayamal, 2009). En cuanto a la exploración de las alternativas para el análisis espacial, sin estar entre los objetivos del trabajo, parece evidente la necesidad de introducirse en el debate sobre la optimización de las agregaciones espaciales con fines de aplicación geostatística (Avis *et al.*, 2006; Subramanian *et al.*, 2006; Lwin y Murayamal, 2009).

## AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se desarrolla en el contexto de diversos convenios de colaboración entre la Universidad de Sevilla y la Consejería de Economía, Innovación, Ciencia y Empleo de la Junta de Andalucía (Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía y SIG-Corporativo).

## BIBLIOGRAFÍA

- Almquist, Z.W. 2010. US Census Spatial and Demographic Data in R: The UScensus2000 Suite of Packages. *Journal of Statistical Software*, Nov 37 (6), 1-31.
- Eicher, C. L., y Brewer, C. A. 2001, Dasymetric Mapping and Areal Interpolation: Implementation and Evaluation. *Cartography and Geographic Information Science*, 28(2), 125-38.
- Goldberg D.W., Wilson J.P., Knoblock, C.A. 2007. From text to geographic coordinates: the current state of geocoding. *URISA J*, 19 (1), 33-46.
- Goldchild, M.F. Janelle, D.G. 2004. *Spatially Integrated Social Science*. Oxford, Oxford University Press, 459 pp.
- González, A., Maganto, A.S., Manso, M.A., Rodríguez, C., Bravo, M.J., Barrera, J., Gracia, J., Nogueras, J., Cabello, M., 2009. Perfil de metadatos para direcciones desarrollado dentro de la Best Practice "EURADIN" y su implementación en la herramienta CatMDEdit. *VI Jornadas de la Infraestructura de Datos Espaciales de España (JIDEE 2009)*. Murcia, España, 4-6 Noviembre 2009.
- LeGates, R. T. 2005. *Think Globally, Act Regionally: GIS and Data Visualization for Social Science and Public Policy Research*. Redlands, Calif: ESRI Press, 518 pp.
- Lwin, K. K. y Murayama, Y. 2009, A GIS approach to estimation of building population for micro-spatial analysis, *Transactions in GIS* 13(4):401-414.

- Mennis, J. 2003, Generating Surface Models of Population Using Dasymetric Mapping. *The Professional Geographer*, 55(1), 31-42.
- Moreno, J.A. 2011. La base de referencia para la geocodificación: el callejero digital de Andalucía. [www.mappinginteractivo.com/plantilla.asp?id\\_articulo=1818](http://www.mappinginteractivo.com/plantilla.asp?id_articulo=1818)
- Ojeda, J., Zabala, A., Mañas, B. 2011. Geocodificación al servicio de Andalucía. *Mapping Interactivo*, 149, 31-36.
- Rhind, D. W., 1991. Counting the people: the role of GIS, *Geographical Information Systems* 2:127-137.
- Seifert, F. M. 2009. Improving Urban Monitoring toward a European Urban Atlas. En *Global Mapping of Human Settlements: Experiences, Data Sets, and Prospects*, editado por P. Gamba y M. Herold, Taylor & Francis Group, pp 231-249.
- Subramanian, S.V., Chen, J.T., Rehkopf, D. H., Waterman, P. D., Krieger, N. 2006. Comparing Individual- and Area-based Socioeconomic Measures for the Surveillance of Health Disparities: A Multilevel Analysis of Massachusetts Births, 1989–1991. *American Journal of Epidemiology* Vol. 164, No. 9: 823–834
- Tagliania, C. R., Calliaria, L.J., Tagliania, P.R., Antiqueira, J.A. 2010- Vulnerability to sea level rise of an estuarine island in southern Brazil. *Quaternary and Environmental Geosciences* 2(1),18-24.
- Thomas, A.J., Eberly, L.E., Smith, G.D. y Neaton, J.D. 2006. ZIP-Code-based versus Tract-based Income Measures as Long-Term Risk-adjusted Mortality Predictors. *American Journal of Epidemiology* Vol. 164, No. 9: 586–590
- Usery, E.L., Choi, J., Finn, M.P. 2010. Modeling Sea-Level Rise and Surge in Low-Lying Urban Areas Using Spatial Data, Geographic Information Systems and Animation Methods En *Geospatial Techniques in Urban Hazard and Disaster Analysis. Geotechnologies and the Environment*, editado por Showalter, P.S. y Lu, Y. London, Springer, pp 11-30.
- Viciano, F., Montañés, V., Cánovas, M. R., Poza, E. 2010. Base de Datos Longitudinal de Población de Andalucía (BDLPA): Modelo de datos y sistema de gestión. *Jornadas de Estadísticas de las CCAA*. Cáceres, Octubre, 2010. <http://www.jecas.org/>
- Villar, A. 2010. *Territorio, turismo y paisaje: el proceso de urbanización en el litoral de Andalucía. El papel de los campos de golf*. Consejería de Turismo, Comercio y Deporte. Junta de Andalucía, 583 pp.
- Zabala, A., Guerrero, C. y Mañas, B. 2010. SIGC: hacia una arquitectura orientada a servicio basada en software libre para los SIG de la Junta de Andalucía. En: *Tecnologías de la Información Geográfica: La Información Geográfica al servicio de los ciudadanos*, editado por Ojeda, J., Pita, M.F. y Vallejo, I., Sevilla, Universidad de Sevilla. Sevilla. pp. 615-623.





# Modelado de cambios de usos de suelo urbano a través de redes neuronales artificiales. Comparando dos aplicaciones de software

J. Díaz-Pacheco<sup>1</sup> y R. Hewitt<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad Complutense de Madrid.

<sup>2</sup>Universidad de Alcalá

*jdiazpac@ghis.ucm.es, richard.hewitt@uah.es.*

## RESUMEN

*Este trabajo trata el uso de una metodología basada en redes neuronales artificiales (RNAs) para el modelado del cambio de usos de suelo en la región de Madrid. El objetivo de este trabajo es explorar los potenciales de transición de cambio de usos de suelo urbano en Madrid y, al mismo tiempo, comparar los resultados producidos por dos aplicaciones diferentes que implementan este prototipo de RNAs: Land Transformation Modeler de la Universidad de Purdue (LTM) y Land Change Modeler (LCM) implementada en el software IDRISI Taiga de la Universidad de Clark. Las bases de datos geográficas recogen 2 periodos temporales de estado de usos de suelo urbano (2000 y 2006) para entrenar y calibrar el modelo y un tercer periodo temporal (2009) para llevar a cabo un proceso de validación. Los resultados han mostrado que ambas aplicaciones, a pesar de contener el mismo algoritmo, pueden llegar a producir distintos resultados. Además este trabajo confirma la utilidad de los modelos de simulación de cambio de usos de suelo basados en RNAs para la definición de patrones de comportamiento y la generación de mapas de aptitud de usos de suelo.*

## PALABRAS CLAVE

Redes neuronales artificiales, cambio de usos de suelo, simulación urbana, Madrid.

## ABSTRACT

*This paper discusses the use of a methodology based on artificial neural networks (ANNs) for modeling land use change in the region of Madrid. The aim of this paper is to explore the potential for urban land use change transition in Madrid and also to compare the results produced by two different applications that implement ANNs: Land Transformation Modeler (LTM), developed by Purdue University and the Land Change Modeler (LCM) software implemented in IDRISI Taiga (Clark University). The geodatabase used covered urban land uses for two time periods (2000 and 2006), employed to train and calibrate the model, and a third time period (2009), used to conduct a validation process. The results showed that even though both applications implement the same algorithm, they can produce different results. In addition, this work underlines the usefulness of ANN-based land use change simulation models to reproduce patterns of land change to generate land use suitability maps.*

## KEY WORDS

Artificial neuronal network, land use changes, urban simulation, Madrid.

## 1 INTRODUCCIÓN

Los investigadores se preguntan cómo acercarse a la comprensión del funcionamiento de un fenómeno evolutivo espacio-temporal de carácter geográfico y social tan dinámico y complejo como lo son las grandes áreas urbanas. ¿Puede la dinámica de usos de suelo acercarnos a la comprensión del funcionamiento del fenómeno urbano?. Para contestar a esta cuestión afirmativamente es preciso aceptar inicialmente que existen unos patrones de cambio en los usos de suelo que se producen como respuesta a unos factores internos o externos al área de estudio y pueden ser cuantificados en base a su efecto sobre dichos patrones de cambio. Dicho esto, la siguiente cuestión sería tal y como se plantean Barredo *et al.* (2003): ¿Cómo contribuirían estos factores a la dinámica de los usos de suelo en las ciudades?.

Aceptada la existencia de unos patrones más o menos complejos que rigen la dinámica de usos de suelo de las grandes áreas urbanas y en disposición de explorar aquellos factores que influyen en estos patrones, surge la búsqueda de modelos geográficos que incorporando ambas cuestiones puedan, por un lado, explicar el funcionamiento del fenómeno urbano desde el punto de vista de la dinámica de usos de suelo asociada a diversos factores “menos visibles” y permitan, por otro lado, prever futuros comportamientos del espacio urbano en función de la alteración de dichos factores.

El uso por un lado de técnicas basadas en Sistemas de Información Geográfica (SIG) y de métodos implementados en éstos como el desarrollo de modelos de cambios de usos de suelo basados en redes neuronales artificiales (RNAs), permite analizar los cambios de usos de suelo que se han producido en un área determinada en el espacio y en el tiempo para, a partir de aquí, esgrimir las “reglas” que pueden regir la dinámica de dichos usos de suelo y los factores que dirigen la formulación de estas reglas, para de este modo explicar la situación presente y realizar simulaciones a situaciones de estado de usos de suelo prospectivas.

La mayoría de modelos de usos del suelo pretenden reflejar los cambios que ocurren en el territorio, representados a través de un mapa de usos de suelo (generalmente de formato raster). El objetivo de la modelización es localizar espacialmente los lugares susceptibles de manifestar algún cambio en los usos de suelo. La disposición de cada unidad espacial, representada por cada celda de la tesela, para acoger una determinada clase de uso de suelo viene dada por el resultado de una serie de

*normas de transición*, que tienen su reflejo final en un mapa que indica el valor de potencial de transición de cambio a una determinada clase de usos de suelo para cada unidad espacial.

Las normas de transición generan, por tanto, la capacidad de decisión sobre las características, o *la aptitud* que puede tener una parcela (o una celda en el mapa raster) para ser ocupado por un uso u otro. Generalmente se considera que la aptitud comprende todas las características de un área de terreno que influyen sobre su uso u ocupación, bien biofísicas (altitud, temperatura, precipitación, etc.) o bien socio-económicas (distancia a carreteras, densidad de población, índice de paro, etc.). Las interpretaciones del concepto de *aptitud* dependen de la dinámica de cambio que se pretende modelizar, por ejemplo, deforestación (Schneider y Pontius, 2001), potencialidad para agricultura en regadío (Yu *et al.*, 2009), modelización de cambios históricos en la vegetación (Mahiny y Turner 2003) o cambios urbanos (Pijanowski *et al.*, 2005). Las diferencias entre varios modelos suelen depender en la manera en que determinan una localización u otra para ser ocupada por nuevos usos, y algunos modelos ofrecen ventajas sobre otros en función del problema de investigación.

Este trabajo es un ejemplo de estas iniciativas que tratan de simular los cambios de usos de suelo a través de modelos basados en RNAs implementados en un Sistema de Información Geográfica (SIG). En este caso, el área de estudio seleccionada ha sido la región de Madrid, un espacio bastante estructurado por la evolución de un sistema urbano-metropolitano de gran dinamismo. Esta particularidad y la disponibilidad de una base de datos sólida de usos de suelo urbano para los periodos 2000, 2006 y 2009 convierten a esta región en un laboratorio urbano que puede ser extrapolado a otras regiones Mediterráneas.

El objetivo de este trabajo, se planteó en dos direcciones. Por un lado se compararon los resultados que producen las mencionadas aplicaciones (LCM y LTM), que utilizan RNAs para el cálculo de los potenciales de transición de cambio de usos de suelo, en este caso urbano; y por otro lado también se trataron de explorar estos potenciales o patrones de cambio de usos de suelo urbano que han tenido lugar entre los periodos analizados (2000-2006). Para validar el poder predictivo de ambas aplicaciones se ha utilizado un tercer periodo de datos *reales* (2009), comparando posteriormente los resultados ofrecidos por las mencionadas aplicaciones. Los procesos llevados a cabo han seguido gran parte del enfoque descrito por Pijanowski (2002a,b, 2005).

La comparación de los resultados obtenidos por ambas aplicaciones tiene una importancia creciente dentro del campo de la modelización de usos de suelo, debido a que casi todos los modelos reclaman una generalidad que, a menudo, difícilmente se puede realmente demostrar. En el caso de los modelos basados en RNAs (aunque creamos que es un problema común de todos los modelos geográficos), el proceso de entrenamiento llevado a cabo por la red neuronal artificial puede producir problemas de sobreajuste (*overfitting*), cuando el modelo llega a producir una simulación de alto grado de acierto sobre el área de estudio mediante las variables seleccionadas, pero puede perder su fiabilidad al aplicarse a otros estudios de caso, o incluso a zonas de estudio adyacentes representadas por los mismos datos. Únicamente a través de una comparación objetiva de dos (o más) modelos, se puede llegar a una evaluación fiable de la utilidad de cada modelo al área de estudio en cuestión, puesto que, con los resultados de un sólo modelo, es casi imposible averiguar los parámetros de error. Una valoración puramente estadística (índice de kappa, porcentaje correcto, etc.) puede resultar más o menos útil frente al hecho de desconocer el nivel de exactitud o ajuste que realmente se puede conseguir con los mismos datos o área de estudio aplicando otras técnicas disponibles. Conforme aumentan cada vez más la oferta de herramientas informáticas para la modelización, al mismo tiempo aumenta la incertidumbre sobre la utilidad de cada una con respecto a las otras. Sin embargo, es también cierto que también permite la posibilidad de compararlas. Este último paso puede ser algo parecido a la revolución de las estadísticas de los años 90, cuando empezó a sustituirse poco a poco el método de aplicar un único modelo estadístico que se adecuaba perfectamente a la cuestión considerada (estadísticas univariantes), por la práctica de usar una amplia gama de métodos estadísticos todos con varias ventajas y desventajas (estadísticas multivariantes). Justo como la repentina disponibilidad de ordenadores y software cada vez más potentes permitió una revolución en la estadística durante los años 90, podemos preguntarnos si el próximo futuro de la modelización de cambios de usos de suelo quizás debería centrarse en un proceso de síntesis y amalgamación de las herramientas más adecuadas, en vez del camino "univariante" en que se aplica un modelo solo a una cuestión sola de manera independiente.

Esta comunicación está organizada de la siguiente forma: después de esta introducción, en la sección 1 se exponen de manera breve el origen de la utilización general de las RNAs y su aplicación a la búsqueda de patrones de cambio

de usos de suelo. En la sección 2 se realiza una descripción del área de estudio, destacando aspectos relacionados con este trabajo, para posteriormente explicar la metodología utilizada en la sección 3. Por último en la sección 4 se presentan los resultados obtenidos y se realizan unas breves conclusiones.

## 1.1 Antecedentes

Las RNAs fueron concebidas tratando de generar una forma de inteligencia artificial que trata de replicar el funcionamiento del cerebro de un mamífero, en cuanto al comportamiento del sistema de conexiones neuronales que determinan la ejecución o la inhibición de un proceso. Actualmente, las RNAs han encontrado aplicación en un amplio rango de disciplinas, resultando apropiadas para la resolución de problemas de reconocimiento de patrones a través de cálculos computacionales (Noriega, 2005). En las RNAs, las células que procesan la información en el cerebro, denominadas neuronas, son modeladas como nodos interconectados en una serie de capas organizadas de manera jerárquica. Estos nodos se activan a causa de un interruptor binario que se conoce como función de activación. Si el nodo se activa transmite información a la cadena de procesos. Cada nodo es capaz de recibir información desde múltiples nodos procedentes de capas anteriores.

Almeida *et al.* (2008) señalan que las RNAs pueden ser definidas de manera simple como un instrumento de cálculo masivo y paralelamente distribuido organizado en unidades de procesamiento, también denominadas neuronas o nodos, las cuales se organizan en un conjunto de capas. Una de las primeras redes neuronales artificiales desarrolladas, fue la creada por Rosenblatt en 1958 la cual denominó perceptrón (perceptron). El perceptrón consiste en la existencia de un nodo único, el cual recibe entradas que son ponderadas aleatoriamente dando lugar a resultados de acuerdo a unas reglas (umbrales) definidas. Este ingenio neuronal simple es capaz de clasificar linealmente y de manera separada, datos, a la vez que desarrolla funciones lineales.

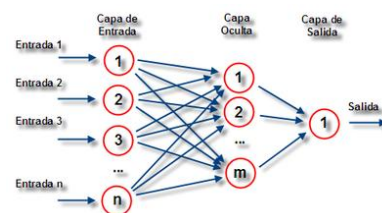


Figura 1. Esquema de funcionamiento de MLP.  
Fuente: Manual de ayuda Idrisi Taiga.

El perceptrón multicapa (MLP) de red neuronal artificial (RNA) descrito por Rumelhart, Hinton y Williams (1986) es una de las RNAs más ampliamente utilizadas (Pijanowski *et al.*, 2002b). Consiste en tres tipos de capa: entrada, oculta y salida (figura 1) y es capaz de identificar relaciones de naturaleza no lineal.

La capacidad de las RNAs para la mencionada resolución de problemas de búsqueda y reconocimiento de patrones, es decir, del reconocimiento repetitivo de un comportamiento determinado a lo largo de una secuencia temporal, originó su aplicación en la modelización de la dinámica espacio-temporal de los cambios de usos de suelo, pudiendo encajar en la categoría de modelos de probabilidad de cambio de usos de suelo espacialmente explícitos, basados en modelos de regresión (Pijanowski, 2002b). Las RNAs, tienen en común con los modelos de regresión logística para evaluar la probabilidad de cambio de usos de suelo, que establecen relaciones funcionales entre una serie de variables que, en cierto modo, tienen poder explicativo para la localización de los cambios (Díaz-Pacheco, 2011).

El uso satisfactorio de RNAs para la modelización de cambio de usos de suelo ha sido probado con éxito en varias aplicaciones, como las llevadas a cabo para la modelización de crecimiento urbano en distintas partes de estados unidos, como el Grand Traverse Bay Watershed, Michigan (Pijanowski *et al.*, 2002b), y la zonas de Detroit y Twin Cities (Pijanowski *et al.*, 2005). También fue aplicado un modelo basado en RNAs para analizar los patrones de usos de suelo urbano en la región de Madrid, prestando especial atención a la localización de las grandes superficies comerciales (Díaz-Pacheco, 2011).

Dada la capacidad de los modelos de RNAs para localizar los patrones de localización de usos de suelo, esto es, la aptitud de un determinado enclave espacial para alojar una determinada categoría de uso de suelo dentro de un sistema de categorización previa, también están sirviendo de apoyo a otros modelos de simulación de cambio de usos de suelo, como los basados en autómatas celulares y los modelos basados en agentes. Almeida *et al.* (2008) han desarrollado un modelo dinámico de cambio de usos de suelo que emplea RNAs para calcular de manera dinámica el factor de aptitud, que ha sido ya probado en la ciudad de Piracicaba, en el estado de Sao Paulo, Brasil.

El uso de RNAs, aplicado al campo de la simulación dinámica de usos de suelo se plantea, más que como una herramienta predictiva de la localización futura de usos de suelo, como un método para generar la aptitud de una

determinada localización espacial en el territorio para acoger un determinado uso de suelo, a través de la detección de patrones de comportamiento extraídos de la comparación de dos momentos temporales más o menos distantes entre sí.

## 2 ÁREA DE ESTUDIO

La Comunidad de Madrid en 2009, contaba ya con 6.386.932 habitantes de los cuales el 90 % pertenece a los 27 municipios que conforman la que oficialmente fue denominada en 1963 área metropolitana de Madrid. Actualmente esta delimitación oficial no existe y el conjunto de estos 27 municipios (frente a los 179 que componen la Comunidad Autónoma) se queda pequeño para explicar las transformaciones en curso. No obstante, existe una diferenciación espacial en cuanto a dinamismo de transformación de usos de suelo, conglomerados de actividades, densidades de población, diferencias de accesibilidad, densidad de espacios naturales, proporción de suelo urbano, diferenciaciones sobre los patrones de desarrollo, etc. (Díaz-Pacheco, 2011). En los últimos diez años, la región de Madrid se ha comportado de forma extraordinariamente dinámica. Este dinamismo ha sido objeto de diversas investigaciones, véase por ejemplo, Lopez de Lucio (2000, 2003), García Palomares y Gutiérrez Puebla (2007), de Santiago Rodríguez (2007) y Naredo y Zaldívar (2008), entre muchas otras. Aunque no se trata de repetir lo que se encuentran exhaustivamente explorado por otros lugares, si bien algunos de los puntos clave de este dinamismo se mencionan de forma muy breve a continuación.

Entre 2000 y 2009 la población aumentó en casi 1,18 millones de habitantes, pasando de 5,2 a 6,38 millones de habitantes, lo que supone un crecimiento demográfico del 2,5% anual. El crecimiento demográfico ha ido acompañado del consiguiente crecimiento de la ocupación del suelo por usos urbanos, que pasa de 89.165 ha. en 2000 a 106.436 ha. en 2009. Ambas crecimientos relativos mantienen su incremento entre los periodos 2000-2006 y 2000-2009, si bien es cierto que a partir del año 2006 se produce un crecimiento menor de la ocupación del suelo (2,4% anual entre 2000-2006 y un 1% anual entre 2006-2009). Por último, es interesante destacar a este respecto, como la ratio de habitantes por metro cuadrado mantiene valores similares para cada periodo observado, presentando un descenso de casi un 1 % para cada periodo observado (tabla 1). Estos datos son de utilidad tanto para la presentación del área de estudios como para el cálculo de demanda de uso de suelo anual requerida por los



modelos de aplicación desarrollados en este trabajo.

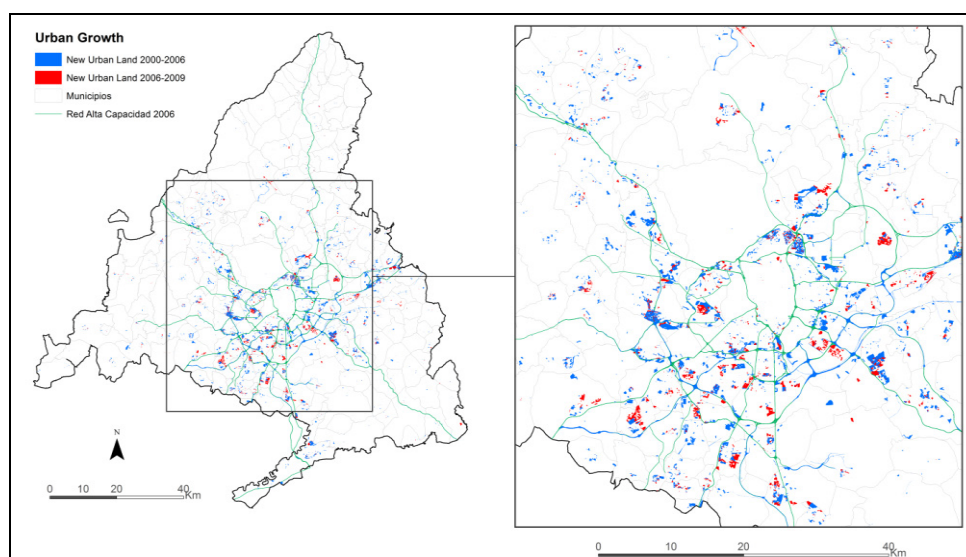
	2000	% Crec.	2006	% Crec.	2009
<b>Poblac.</b>	5.207.408	15,42	6.010.189	6,30	6.388.941
<b>HA. Suelo Urbano</b>	89.165	14,45	102.052	4,30	106.436
<b>m2/hab.</b>	171	-0,99	169	-0,98	166

**Tabla 1. Crecimiento de la población y los usos de suelo urbano en la Comunidad de Madrid.**  
Fuente: INE. MLU.

Respecto a la localización de los cambios de usos de suelo, en base a un primer análisis cartográfico, se observa como la distribución de los cambios de usos de suelo en la región reproducen las pautas espaciales tradicionales

de Madrid, con una fuerte polarización hacia la ciudad central con un despliegue hacia el exterior de la región con una clara relación con la cercanía a la red de transporte de alta capacidad. Obviamente los cambios de usos de suelo en la denominada almendra central (interior de la primera vía de circunvalación del municipio de Madrid, M-30) no responden a esta pauta, debido fundamentalmente al agotamiento de suelo urbanizable disponible (figura 2).

A través de un análisis de tendencia, se ajustaron los cambios de usos de suelo urbano en el espacio en base a una representación gráfica de un polinomio de tercer grado (figura 3). Una vez normalizados los valores de tendencia entre 0 y 1, puede observarse como, dentro de la Comunidad, existe un mayor dinamismo de cambio de usos de suelo urbano (ocupación de suelo) hacia los sectores sureste y suroeste del área metropolitana.



**Figura 2. Crecimiento del suelo urbano en Madrid. 2000-2006 y 2006-2009.** Fuente: Díaz-Pacheco y García, 2012 (en prensa).

Entre los usos de suelo residencial multifamiliar y residencial unifamiliar se observa una variación en los valores altos de tendencia, donde estos últimos parecen “*alargarse*” hacia el noroeste, debido a la extensión que ocupan los cambios hacia este uso en la dirección de la autopista A-6, donde efectivamente predominan los desarrollos de baja densidad y urbanizaciones unifamiliares.

El comportamiento tendencial de los equipamientos y servicios es muy similar al del uso de residencial multifamiliar, mientras que la tendencia de los cambios de uso de suelo a centros de comerciales y las grandes plataformas de oficinas se asemeja más a los de cambios de

usos de suelo hacia residencial unifamiliar. Cabe destacar en estos mapas de tendencias la disposición de los valores más altos para el suelo industrial, los cuales presentan una clara predisposición hacia el sector sureste del área metropolitana, que posteriormente también se ve reflejado en la pauta tendencial general del cambio hacia uso de suelo urbano.

### 3 FUENTES Y METODOLOGÍA

#### 3.1 Fuentes

Todo estudio de análisis espacio-temporal de cambio de usos de suelo, generalmente está basado en la observación de la evolución de dos o más periodos temporales sobre los que se

tiene esta información. Para este trabajo, se requería el uso de una base de datos geográfica de usos de suelo construida a una escala adecuada que permitiera la diferenciación de los distintos usos de suelo urbano. Investigadores del Departamento de Geografía Humana de la Universidad Complutense de Madrid, en función de cubrir las necesidades de información sobre la evolución usos de suelo urbano que requerían sendos proyectos de investigación, han venido elaborando desde el año 2000 una base de datos geográfica de escala local denominada "Madrid Land Use" (MLU), centrada en recabar datos sobre la evolución de los estados de usos de suelo urbanos en la región integrada dentro de los límites político-administrativos de la Comunidad Autónoma de Madrid, para los momentos temporales de referencia 2000, 2006 y 2009. La captación de datos ha sido realizada a una escala de gran detalle, estableciéndose referencialmente en 1:10.000. Los procesos técnicos no cuentan con ninguna tarea de

clasificación automática o asistida por ordenador, realizándose en su totalidad a través de foto-interpretación humana de ortofotografías aéreas de alta resolución (1x1 m), combinadas con apoyo de información cartográfica de gran escala (1:1.000 y 1:5.000) elaborada por instituciones públicas oficiales con diferentes objetivos.

MLU se centra en la diferenciación de usos de suelo urbano. Esto significa que, para aquellas estructuras no explícitamente de carácter artificial (áreas construidas o verde urbano), no realiza ninguna clasificación más que la identificación como área no urbana (no construida o de uso no artificial). Para su utilización, MLU se ha convertido desde estructura vectorial a una estructura raster de 50x50 m de celda mediante el método de conversión directa *center cell*, donde el valor de cada celda equivale al valor de la estructura vectorial que intersecta con el centro de cada celda del GRID.

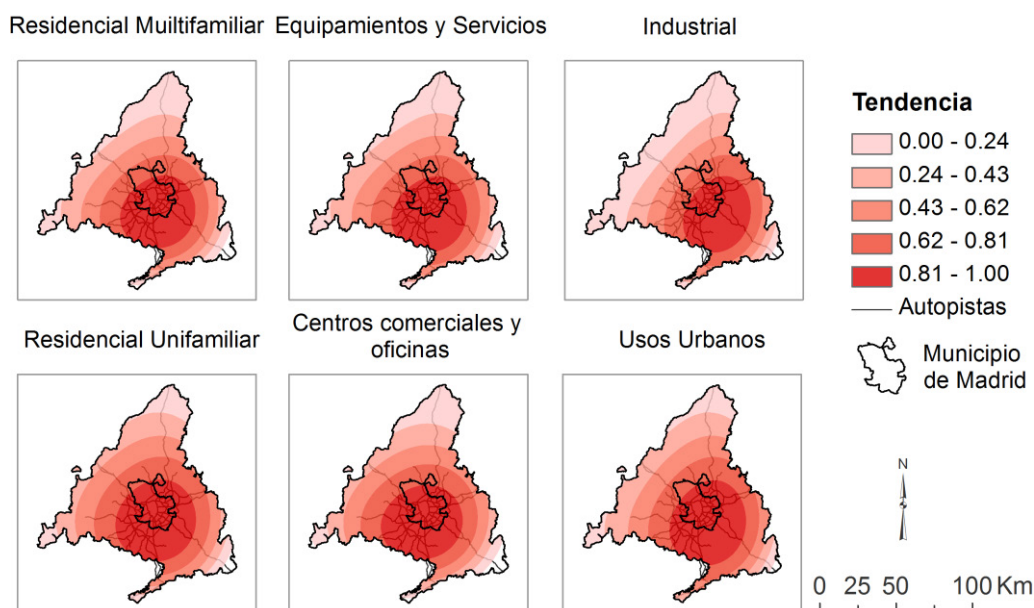


Figura 3. Tendencia de los cambios de usos de suelo urbano en la región de Madrid 2006-2009.  
Fuente: MLU.

MLU cuenta originalmente con una clasificación detallada de unos 12 usos de suelo, los cuales han sido agregados en 7 usos atendiendo a los objetivos del presente trabajo. Los usos de suelo son: *residencial unifamiliar*, estructuras formadas por conjuntos de viviendas de una o más unidades, generalmente de planta baja, sin tener en cuenta la densidad de ocupación; *residencial multifamiliar*, diferenciadas de la vivienda unifamiliar por albergar un colectivo de unidades habitacionales (edificio de viviendas); *industrial*, que engloba los espacios

dedicados a esta actividad; *equipamientos y servicios*, todas aquellas estructuras edificadas o no, dedicadas a servicios colectivos (iglesias, parque de bomberos, asociación de vecinos, instalaciones hoteleras, estadios deportivos, centros educativos...); *centros comerciales y oficinas*, son las grandes estructuras, generalmente periféricas que albergan los grandes centros comerciales y aquellos grandes espacios de concentración de oficinas y centros empresariales; *verde urbano*, que engloba todas las grandes áreas verdes urbanas, parques e

incluso plazas o lugares públicos y abiertos de superficie superior a 500 metros cuadrados y por último *infraestructuras*, que representa el espacio ocupado por la red de transporte principal y calles de gran anchura.

La elaboración de algunas variables que participan en los modelos, como la accesibilidad a la población, la densidad de población o la accesibilidad al empleo, han sido construidas en base a datos procedentes del Instituto Nacional de Estadística español y del Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid.

## 3.2 Metodología

Para llevar a cabo este trabajo, se realizaron un conjunto de tareas recogidas en dos bloques. En este apartado metodológico se describe el procedimiento del modelo de simulación de usos de suelo basado en RNAs, empleando las dos aplicaciones, LTM y LCM para el cálculo de los modelos de transición potencial; así como el método utilizado para la comparación de los resultados.

De manera general, lo que pretende el modelo de simulación de usos de suelo basado en RNAs, es reproducir los patrones de funcionamiento de los cambios de usos de suelo urbano. En este trabajo, se ha puesto el enfoque en los cambios de usos de suelo no urbano a unas determinadas categorías de suelo urbano (residencial multifamiliar y residencial unifamiliar, equipamientos y servicios, centros comerciales y oficinas y suelo industrial). Para ello, a partir de dos periodos temporales conocidos de la situación de los usos de suelo de una región (2000, 2006), se intentan reproducir los patrones de cambio de usos de suelo para poder simularlo a periodos temporales posteriores. Para validar la simulación se cuenta con otro periodo temporal, en este caso 2009.

LTM y LCM son dos aplicaciones informáticas diseñadas para el cálculo de probabilidad de cambio de cobertura/uso de suelo basadas en RNAs. Ambos softwares incorporan una serie de procedimientos similares para producir un resultado de simulación de cambio de usos de suelo. Entre estos procedimientos la definición de los patrones de localización de los usos de suelo son el núcleo del modelo, y donde se emplea el algoritmo basado en RNAs. En este trabajo se comparan los resultados obtenidos mediante la ejecución de este algoritmo implementado en LTM y el algoritmo implementado en LCM. El resto de procedimientos se han llevado a cabo en LCM, debido a las ventajas que incorpora este módulo a la hora de realizar los mapas finales simulados. Es importante destacar que, aunque el proceso final de asignación de usos de suelo para la simulación de 2009 se realiza

dentro del modulo LCM (Land Change Modeler), el entrenamiento de la red neuronal de este modelo se llevó a cabo de manera completamente independiente en la aplicación LTM (Land Transformation Model).

A continuación se enumeran dichos procedimientos, detallando posteriormente cada uno de los mismos y bajo que aplicación se ha desarrollado cada uno de ellos:

- a) Análisis de los cambios de usos de suelo.
- b) Cálculo de la demanda anual de usos de suelo.
- c) Selección de las variables.
- d) Definición de las reglas, patrones o sub-modelos de transición.
- e) Simulación de de usos de suelo.
- f) Validación.

a) Análisis de los cambios de usos suelo. Consiste en realizar un análisis exploratorio de la evolución de los usos de suelo entre los periodos de referencia seleccionados (2000-2006). Cada uno de los usos de suelo corresponde a uno de los denominados estados celulares o de cada celda de la información raster y mediante este análisis se observan donde se están produciendo principalmente los cambios de uso de suelo dentro de la región de estudio. Esta información complementa los datos teóricos previamente estudiados sobre la dinámica de usos de suelo y sirve para ayudar a deducir cuales podrían ser las variables que pueden tener implicación en el cambio de cada uno de los usos de suelo *activos* modelados (ver tabla 2).

Usos de suelo	Nomenclatura	Estado Funcional
Residencial Multifamiliar	Multi-household	Activo
Residencial Unifamiliar	Single-household	Activo
Industrial	Industrial	Activo
Equipamientos y servicios	Facilities	Activo
Centros comerciales y oficinas	Office and Retail	Activo
Verde Urbano	Urban green	Fijo
Infraestructuras	Infrastructures	Fijo
Suelo no urbano	Non - urban	Pasivo

Tabla 2: Clasificación de usos de suelo. Fuente: Adaptado de Díaz-Pacheco (2011).

b) Cálculo de la demanda anual de usos de suelo. En los modelos de simulación de usos de suelo, se denomina demanda de usos de suelo a la cantidad de células (superficie) que necesitará el sistema en cada interacción (cada año) para cada uno de los estados activos de uso de suelo. En este trabajo se han empleado para calcular esta demanda una tasa simple de crecimiento

anual de acuerdo al crecimiento urbano mantenido entre 2006 y 2009.

c) Selección de las variables. Para cada uno de los cambios de usos de suelo que se quieren simular, deben seleccionarse un número de variables cuyo patrón espacial manifieste algún tipo de comportamiento que el investigador crea que puede tener relación con el patrón de localización de cada uno de los cambios de usos de suelo que se quieren simular. Generalmente se recomienda tener entre 6 y 15 variables (Pijanowski *et al.*, 2005) cuidadosamente elegidas por su capacidad potencial de explicar la ubicación de los cambios de usos de suelo. Estas variables se pueden denominar aptitud, o *suitability* en Inglés (Pijanowski *et al.*, 2005, RIKS 2011), y suelen consistir en variables biofísicas (pendiente, temperatura media anual, precipitación media anual) o socio-económicas (proximidad a carreteras principales, proximidad a áreas residenciales, precio del suelo, proximidad entre los mismos usos de suelo). El éxito del modelo dependerá del potencial de las variables elegidas de explicar la ubicación de los nuevos usos. Obviamente, las variables explicativas más apropiadas variarán en función de la categoría del tipo de cambio de uso de suelo que se quiere modelar y de la región modelado; por ejemplo, la ubicación de cultivos en secano dependerá mucho más de la precipitación media anual que la proximidad a áreas residenciales, pero esto último podría tener un poder explicativo alto en caso de modelización de expansión de viviendas unifamiliares alejadas de la ciudad (véase Schneider y Pontius 2001).

En la aplicación LTM, la idoneidad en la elección de las variables elegidas se determina una vez termina el proceso de simulación, sin embargo, en la aplicación LCM, las variables que intervienen en cada sub-modelo de transición son seleccionadas previamente, después de realizar la prueba Cramer's V, un test de correlación que permite calcular la fuerza de la relación entre variables que pueden presentarse en una tabla de contingencia mayor a 2x2. Cramer's V es una prueba complementaria al test chi-cuadrado, generalmente utilizado para encontrar el grado de libertad en el comportamiento de dos variables aleatorias. Esta última informa de si existe un significado de relación entre dos variables, pero no señala la fuerza de relación, como lo hace el test de Cramer's V.

En este trabajo se ha optado por realizar el test previo que ofrece la aplicación LCM,

utilizando posteriormente las mismas variables para la ejecución de los modelos en ambas aplicaciones. En la tabla 3, se presenta una matriz con los valores resultantes para esta fuerza de relación entre las variables sometidas al test. Los valores van de 0 a 1, donde el 0 significa ausencia de relación. En los encabezados de las filas se sitúan las variables seleccionadas para el testeo y en los encabezados de las columnas se disponen los distintos usos de suelo. Se ha utilizado una escala gráfica individual para cada uso de suelo, para identificar las variables más significativas en cada sub-modelo. Las variables seleccionadas para cada sub-modelo son aquellas que presentan una fuerza de relación superior a 0,1 (valor en negrita en tabla 3).

d) Definición de las reglas, patrones o sub-modelos de transición. Las reglas o sub-modelos de transición, conforman el elemento clave del modelo, ya que estas determinan que células mutarán de estado o, en definitiva, que áreas serán ocupadas por uno u otro de los usos de suelo. Para cada uno de los tipos de cambio (no urbano-equipamiento, no urbano-residencial, no urbano-industrial, etc.) se genera un mapa de transición a través de un único sub-modelo. En la definición de estas reglas o patrones de cambio es donde interviene el uso de las RNAs para el cálculo de los valores de transición potencial. Tanto LCM como LTM, incorporan el algoritmo perceptrón multicapa (MLP, de multilayer perceptron) para el cálculo de transición potencial, y en este trabajo se han utilizado ambas aplicaciones en función de comparar los resultados de simulación producidos por las mismas.

El algoritmo perceptrón multicapa (MLP, de *multi-layer perceptron*), contiene tres tipos de capas, capa de entrada, capa oculta y capa de salida. Los datos de entrada pasan a través de la red mediante un proceso denominado *feed forward* (alimentación hacia delante), donde los nodos de salida son calculados en función de los valores de entrada y posteriormente transmitidos hacia delante a través de la red. La respuesta de activación (si un nodo es estimulado o no) depende de los valores de entrada o pesos utilizados. Este proceso de búsqueda de los valores correctos se conoce como "la regla de aprendizaje" (*the learning rule*). La búsqueda de los valores correctos para las ponderaciones se hace efectiva utilizando un paradigma de aprendizaje denominado aprendizaje supervisado (*supervised learning*), (Noriega *et al.*, 2005).



Change toward../Variables	Overall Analysis Cramer's V	P Value	Office-Retail	P Value	Residential Singlehousehold	P Value	Residential Multihousehold	P Value	Industrial	P Value	Facilities	P Value	<div>CRAMER'S V</div> <div><div>0</div><div>0.1</div><div>0.3</div><div>0.5</div><div>0.7</div><div>0.9</div><div>1</div></div> <div>No significativo</div> <div>Significativo</div>
Distancia a equipamientos	0.1190	0	0.3898	0	0.3467	0	0.5467	0	0.2483	0	0.1352		
Densidad de población 2005	0.1327	0	0.2461	0	0.5123	0	0.5306	0	0.1432	0	0.1881		
Distancia al municipio de Madrid	0.1058	0	0.2059	0	0.3708	0	0.4436	0	0.0503	0	0.1337		
Accesibilidad a la Población	0.1880	0	0.1990	0	0.4749	0	0.4421	0	0.0852	0	0.1375		
Distancia al verde urbano	0.1382	0	0.1989	0	0.2794	0	0.4788	0	0.1955	0	0.1398		
Accesibilidad al Empleo	0.1033	0	0.1976	0	0.3505	0	0.4409	0	0.0541	0	0.1556		
Distancia a Centros Comerciales	0.1029	0	0.1865	0	0.3076	0	0.4940	0	0.1840	0	0.1556		
Distancia a Rampas	0.0969	0	0.1587	0	0.1991	0	0.3857	0	0.0935	0	0.1507		
Distancia a vías de gran capacidad	0.0830	0	0.1384	0	0.1716	0	0.3298	0	0.0828	0	0.1237		
Distancia a suelo urbano	0.0880	0	0.1022	0	0.1068	0	0.2716	0	0.1656	0	0.0972		
Distancia a Residencial Un.	0.0863	0	0.0939	0	0.1125	0	0.2623	0	0.2069	0	0.0519		
Pendiente	0.0688	0	0.0778	0	0.1006	0	0.2114	0	0.0751	0	0.1015		
Distancia a suelo industrial	0.0876	0	0.0742	0	0.1200	0	0.2569	0	0.1056	0	0.1620		
Distancia a carreteras	0.0437	0	0.0290	0	0.0910	0	0.0247	0	0.0587	0	0.0299		

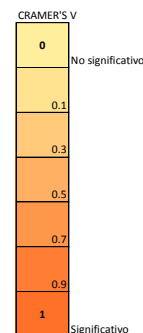


Tabla 3. Presentación de las variables exploradas y seleccionadas a través de Cramer's V. Fuente: MLU. INE. IECM.

El modelizador de cambios de usos de suelo de suelo (LTM, Land Transformation Modeler), busca relaciones entre la ubicación de una categoría en el mapa inicial (M1) y las llamadas *variables explicativas o de predicción*, distancia desde la red de carreteras, pendiente, altitud etc., a través de las redes neuronales artificiales. Primero se genera una red neuronal apropiada al mapa y al número de variables explicativas. Luego se entrena el modelo a través de varias iteraciones de la red neuronal, y a continuación se aplican las normas de colocación obtenidas del proceso de entrenamiento para realizar un mapa simulado MS2. La comparación entre el mapa simulado MS2 y el mapa original M2 indica el grado de ajuste entre los mapas y, por lo tanto, la exactitud obtenida por el modelo. Cuando se alcanza un grado de ajuste satisfactorio se puede proceder a la elaboración de los mapas futuros.

La representación de este proceso, generalmente ilustrado por una serie de conexiones de red a través de nodos (figura 1), puede resultar más fácil de entender si se piensa en las capas de ponderación como en una matriz de valores, la cual, cuando se le aplica la conexión con el nodo de entrada, determina la respuesta de activación del nodo de salida. La localización del valor de ponderación determinado para aplicar a la capa de entrada para producir la salida esperada es, de hecho, la clave del algoritmo. El perceptrón multicapa es capaz así de encontrar los pesos adecuados en un proceso que comienza por la aplicación

aleatoria de una serie de valores de ponderación a la capa de entrada (distancia conocida a la localización de una determinada clase de uso de suelo en  $t_0$ ), para luego compararlos con la capa de salida esperada (distancia conocida a la localización de esta clase de suelo en  $t_1$ ). Una vez todos los nodos han sido incorporados a la red neuronal, el error cuadrático medio observado y esperado se calcula para todas las observaciones y los valores de las matrices de ponderación se ajustan, por lo que el error se distribuye uniformemente en toda la red.

La totalidad de este proceso de incorporación de valores de ponderación de entrada a la red, evaluación del error de conjunto y posterior distribución del error en la red se conoce como ciclo (*cycle*). Después de cierto número de ciclos se alcanza un umbral de ajuste (generalmente alrededor de entre 4.000 a 10.000 ciclos), donde los valores de salida comienzan a producir muy pocas mejoras respecto al nivel de error calculado. El proceso entonces se detiene y los valores de ponderación obtenidos se guardan para posteriormente aplicarse al archivo que contiene solamente los nodos de entrada donde los valores de salida son calculados.

En el modelo desarrollado en este trabajo se han designado ocho estados de célula de 50x50 m de tamaño, es decir, cada célula representa 2500 m<sup>2</sup> de superficie. Siete de estos estados clasifican el suelo urbano: "residencial multifamiliar, residencial unifamiliar, industrial,



centros comerciales y oficinas, equipamientos y servicios, verde urbano e infraestructuras" y un estado de suelo, suelo no urbano, para clasificar a todos aquellos que no tienen un carácter urbano estricto (agrícola, espacios naturales, áreas de extracción minera, solares urbanos no edificados...). Estos estados reciben una nomenclatura para ser tratados en el modelo. Además, los estados también reciben propiedades funcionales (ver tabla 2, arriba). Los estados activos son aquellos a los que las células pueden mutar; luego los estados fijos, que permanecen inmutables y hacia los que ninguna célula puede mutar; y por último las células en estado pasivo que pueden mutar hacia alguno de los estados activos. Cabe la posibilidad de que un estado activo también pueda ser sustituido por otro suelo activo, pero en este trabajo este tipo de cambios no ha sido simulado, por lo que el único estado que puede mutar hacia otro uso es el suelo no urbano.

e) Simulación de usos de suelo. La ejecución de los sub-modelos permite contar con un mapa de potencial de transición para cada uso de suelo, donde cada unidad espacial (célula) adquiere un valor de aptitud para mutar hacia un determinado estado de uso de suelo o permanecer estable en cada iteración (periodo de 1 año). Cada momento de referencia temporal ( $t_1, t_2, t_3, \dots, t_n$ ), el número de células demandadas (superficie) para cada uso modelado ocupa su lugar. Este proceso se repite iterativamente hasta alcanzar el año en el que se quiere realizar la validación, en este caso 2009. Esta operación se realiza a través del modelo de asignación denominado MOLA (Multi-objective Land Allocation), implementado también en el módulo LCM del software SIG utilizado. MOLA asigna una localización para cada célula que aplica una versión del procedimiento del "Punto ideal" (Barredo, 1996, citado en Bosque Sendra y García, R. 1999). A través de dicho procedimiento, MOLA resuelve conflictos de asignación cuando dos o más células coinciden en los valores de transición potencial para albergar estado de uso de suelo concreto. LTM también incluye en su aplicación un módulo que realiza la asignación de los cambios de usos de suelo en función de los valores de transición, pero de manera más simple que en el procedimiento MOLA de LCM, ya que no es

capaz de tomar decisiones de asignación de localización de usos de suelo entre varias categorías de usos de suelo. Además, aunque en este trabajo se ha prescindido de ello, para poder comparar ambas aplicaciones, LCM permite realizar una asignación dinámica. Esto quiere decir que en cada etapa de asignación (cada año) puede volver a recalcular los mapas de transición celular en base a las variables dinámicas. El carácter estático de estas variables puede afectar a simulaciones realizadas a largo plazo, si bien para el objetivo de este trabajo para la observación que realiza una simulación a 3 años el carácter estático de los valores de potencial no genera grandes diferencias en los resultados.

f) Validación. Una vez obtenidos los mapas simulados de usos de suelo estos deben someterse a un proceso de validación. Se entiende el proceso de validación como una valoración objetiva del grado de ajuste de las reglas establecidas por el modelo basado en RNAs, y no una confirmación automática de la aplicabilidad de los resultados del trabajo. Por lo tanto, un modelo "validado" no es necesariamente un buen modelo, si bien esta es una cuestión que no va a ser aquí tratada. Inicialmente la validación se realiza de manera visual, pero posteriormente la simulación se compara a través de métodos estadísticos con el mapa real, en este caso 2009, para poder confirmar la validez del modelo. No existe un método universalmente aceptado para la comparación de mapas, si bien es cierto que cada vez existen más algoritmos que son capaces de imitar la capacidad humana para diferenciar dos imágenes. En este trabajo, se ha recurrido para comparar los resultados de las simulaciones al software map comparison kit (MCK) desarrollado en Netherlands por el Research Knowledge System Institute (RIKS).

Una vez han sido validados los resultados de la simulación obtenidos utilizando ambas aplicaciones (LTM y LCM) para el cálculo de los mapas de transición potencial, estos resultados de validación son comparados con el fin de evaluar el grado en que cada uno de los algoritmos de búsqueda patrones han conseguido simular los patrones de urbanización en el área de estudio, tal y como se ha presentado en la figura 4.

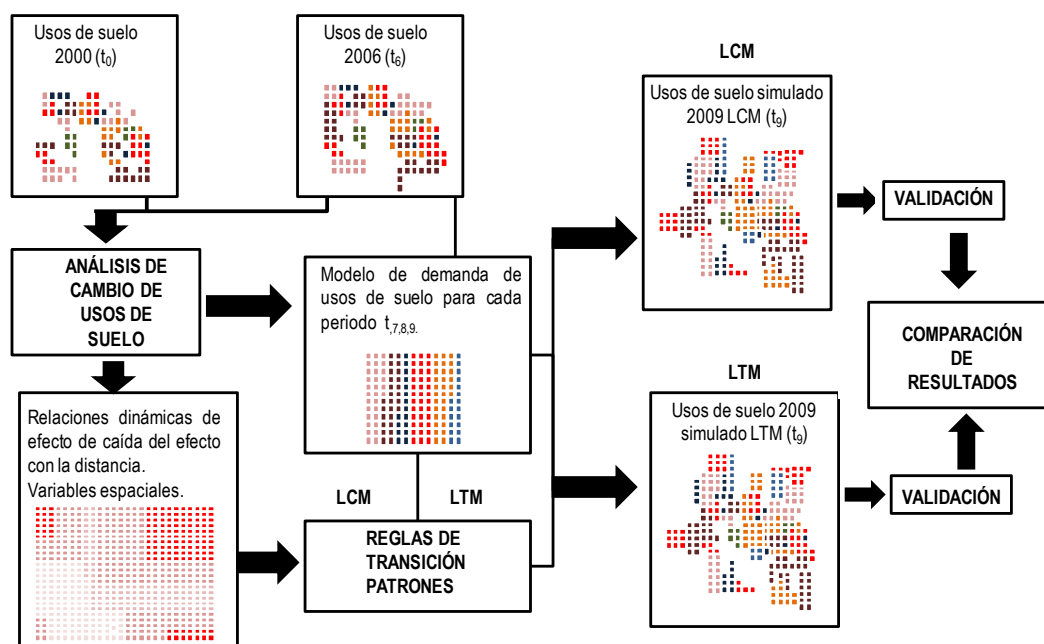


Figura 4. Esquema del modelo dinámico de usos de suelo basado en RNAs. Fuente: Adaptado de Díaz-Pacheco (2011)

## 4 RESULTADOS

Los dos modelos han simulado de manera realista el crecimiento urbano de las distintas categorías en las áreas donde se ha producido crecimiento de este tipo. Por ejemplo, con referencia a la figura 5, se ve que los dos modelos predijeron correctamente la ampliación de las zonas de residencia multifamiliar (sin la inclusión de ningún tipo de zonificación en el modelo) en el nuevo barrio de Sanchinarro.

Idrisi-LCM tendió a producir más *opciones* para el crecimiento futuro que su homólogo, es decir, los resultados de LCM señalaron una gama más alta de valores de potencialidad para acoger cierto uso, mientras los resultados de LTM escogieron un área más limitada. Esta cuestión puede haberse producido por el método de muestreo que realiza la RNA en Idrisi-LCM, cuya cantidad de puntos de muestreo escogida fue la misma que la cantidad de células que mutaron para cada categoría de uso de suelo entre 2000 y 2006. En el caso de LTM, si bien este ofrece la posibilidad de trabajar con una serie de muestras, la herramienta por defecto trabajó explorando la totalidad del espacio celular. Esta cuestión no afecta cuando la demanda de cada uso de suelo no supera unos umbrales, como es el caso de este trabajo, donde todas las células demandadas encuentran una ubicación entre los valores de transición potencial que resulta en la aplicación LTM. Ciertamente, esta sería una cuestión para llevar a cabo en futuras investigaciones.

A pesar de esas diferencias en la manera de localizar los nuevos usos simulados empleadas por las distintas aplicaciones, hubo bastante acuerdo entre las dos simulaciones en determinadas zonas. En la figura 5 se expone como el ejemplo el caso de los desarrollos de suelo industrial del municipio de Pinto, donde las dos simulaciones detectaron correctamente alta aptitud para suelo industrial.

A pesar de la mencionada similitud entre las simulaciones, resulta sorprendente el grado de diferencia entre las dos aplicaciones, dado que empleaban exactamente la misma técnica sobre los mismos mapas de suelo y las mismas variables explicativas. Este resultado indica la necesidad de ser cauto a la hora de recurrir a una técnica de modelización implementada en uno u otro software en base a su supuesta eficiencia o idoneidad frente a otros. No obstante, observando algunos estadísticos de comparación de mapas, como kappa y kappa simulación, así como el índice fractal de cada mapa simulado respecto al mapa "real", la calidad de los resultados de simulación producidos por las diferentes aplicaciones es bastante similar. Además, ambos modelos presentan mejores resultados que la generación de mapas aleatorios, tanto en las comparaciones estadísticas como en la comparación de la geometría fractal (tabla 4).

El grado de diferencia al que se ha hecho referencia, respecto a la localización simulada del cambio de usos de suelo urbano por ambas

aplicaciones, quizás pueda observarse mejor comparando por categorías las diferencias de localización de los cambios entre el mapa "real" y los mapas simulados. En la figura 6 se expone la superposición de las simulaciones con los datos (mapa real) con ejemplos de las clases de suelo residencial y la clase industrial. Los colores azul y rojo representan los errores, y claramente puede verse como muchos cambios se simulan con el mismo grado de error por ambas aplicaciones. Sin embargo, a veces LCM, por ejemplo, simula en exceso algún uso de suelo en algún área, mientras LTM no lo hace. En la simulación de suelo residencial unifamiliar puede observarse claramente este ejemplo (figura 6). Esto posiblemente se deba al tipo de gradiente de valores de transición que generan cada una de las aplicaciones. De hecho, al observar los mapas de transición potencial en LCM, estos mostraron un descenso más gradual y suave que en LTM, donde a partir de cierto umbral, se produce una caída brusca de los valores de transición potencial.

**Índices Kappa y Kappa simulación**

Maps 2009	Kappa	Kappa Sim
LTM	0.966	0.067
LCM (Idrisi)	0.962	0.078
Random map 1	0.956	0.052
Random map 2	0.956	0.052
Random map 3	0.955	0.053

**Índice Fractal (Real Map = 1.4324)**

Maps 2009	Fractal index	Difference
LTM	1.4308	-0.0016
LCM (Idrisi)	1.4304	-0.0020
Random map 1	1.4509	0.0185
Random map 2	1.4808	0.0484
Random map 3	1.4508	0.0184

Tabla 4. Índices estadísticos y diferencia del índice fractal. Fuente: MLU.

## 5 CONCLUSIONES

A pesar de haber elegido las variables más idóneas a través de un método estadístico diseñado precisamente para ello dentro del Idrisi-LCM, el grado de ajuste obtenido en cuanto a la calidad predictiva del modelo no ha sido especialmente alto. Esto podría explicar por qué no se recomienda esta técnica en el modelo

LTM, donde se sugiere ejecutar el modelo sin realizar una selección estadística previa de las variables. Sin embargo, elegir variables a base de prueba y error, tal y como se recomienda en LTM (Pijanowski *et al.*, 2005) puede resultar un proceso interminable, especialmente si falta tiempo y las bases de datos empleadas en la simulación son de alta resolución y ralentizan mucho el modelo (como en este caso). Por otro lado, la existencia de una atractiva interfaz gráfica y una amplia gama de herramientas (como es el caso del Idrisi-LCM) no siempre garantiza mejor rendimiento. Como consecuencia, se recomienda cierta precaución en la implementación de los dos modelos, junto con un amplio conocimiento del área de estudio y de las variables explicativas, y por último, como se espera demostrar en esta comunicación, si existe la posibilidad de aplicar dos o más técnicas o modelos de simulación a los mismos datos, la posibilidad de llegar a un modelo tanto acertado como útil será apreciablemente mayor (*sensu* Box 1979).

Los modelos de cambio de usos de suelo basados en redes neuronales, tal y como se ha observado en este trabajo, a pesar de que a veces se presentan como una herramienta predictiva para simular con precisión espacial los lugares donde se va a manifestar algún tipo de cambio de usos de suelo, funcionan realmente como prototipos excelentes para localizar patrones de comportamiento, además de señalar las áreas donde potencialmente podría producirse algún cambio en el futuro de acuerdo a estas reglas localizadas. Esto quiere decir que el modelo se muestra extraordinariamente útil para señalar la aptitud de un espacio para acoger un determinado uso de suelo futuro de acuerdo a sus patrones anteriores. Sin embargo, del mismo modo, no puede esperarse una precisión extrema en la localización exacta de los cambios que se producen en el espacio, lo cual no debe interpretarse como un fracaso del modelo ya que el objetivo del mismo es la búsqueda de patrones generales de comportamiento y predicción precisa de localización. Este hecho puede observarse claramente en los resultados, donde generalmente, si bien no se produce un acierto en la comparación celda a celda de los mapas reales con los mapas simulados, se han producido los cambios en cada categoría de usos de suelo en las áreas de la región donde realmente se estaban produciendo.

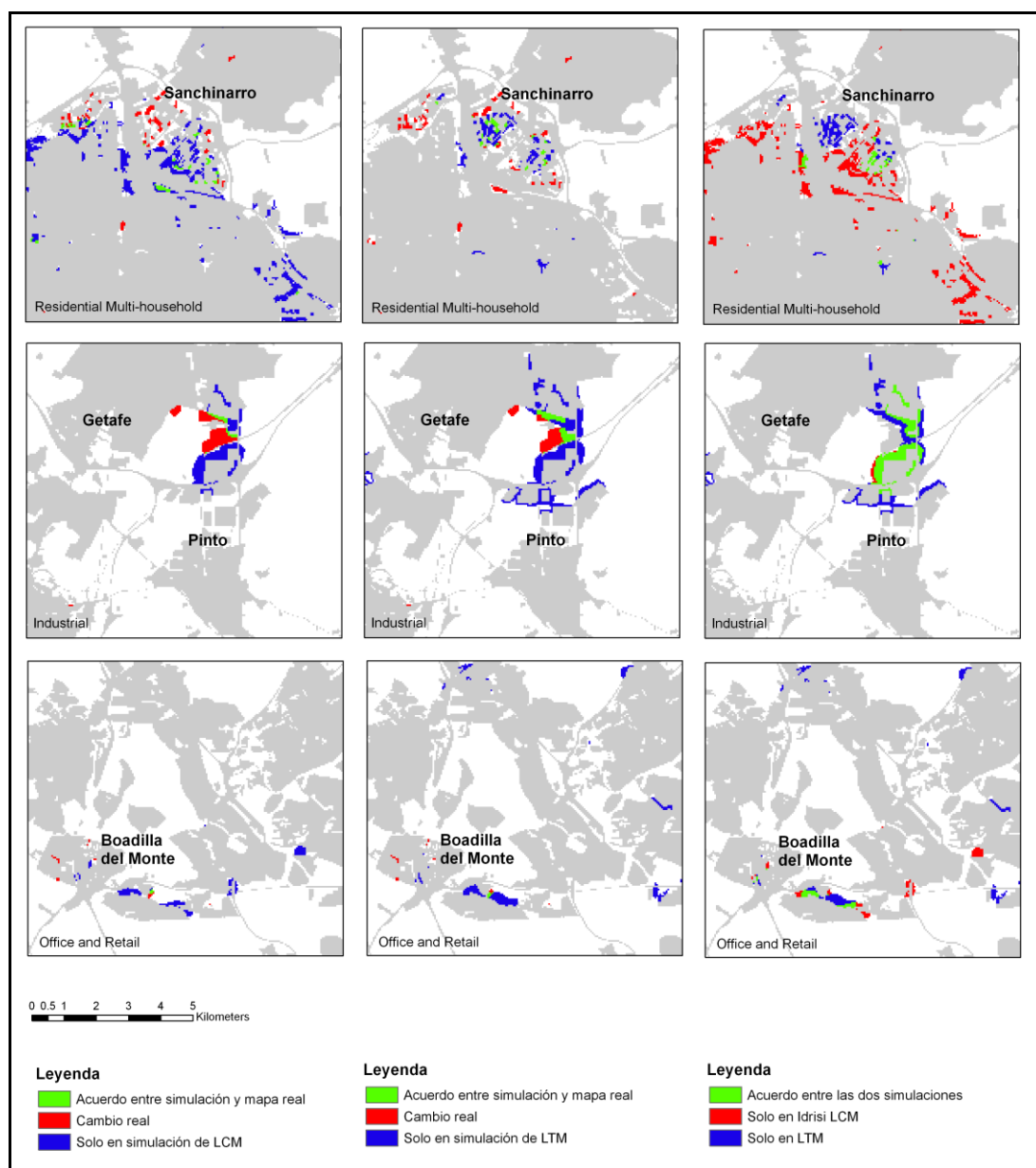


Figura 5: Resultados de simulaciones para el año 2009: Columnas: izquierda; LCM y mapa real; centro, LTM y mapa real; derecha, comparación LCM-LTM. Filas: Arriba, residencial multifamiliar; Centro, suelo industrial, Abajo; centros comerciales y oficinas. Fuente: MLU.

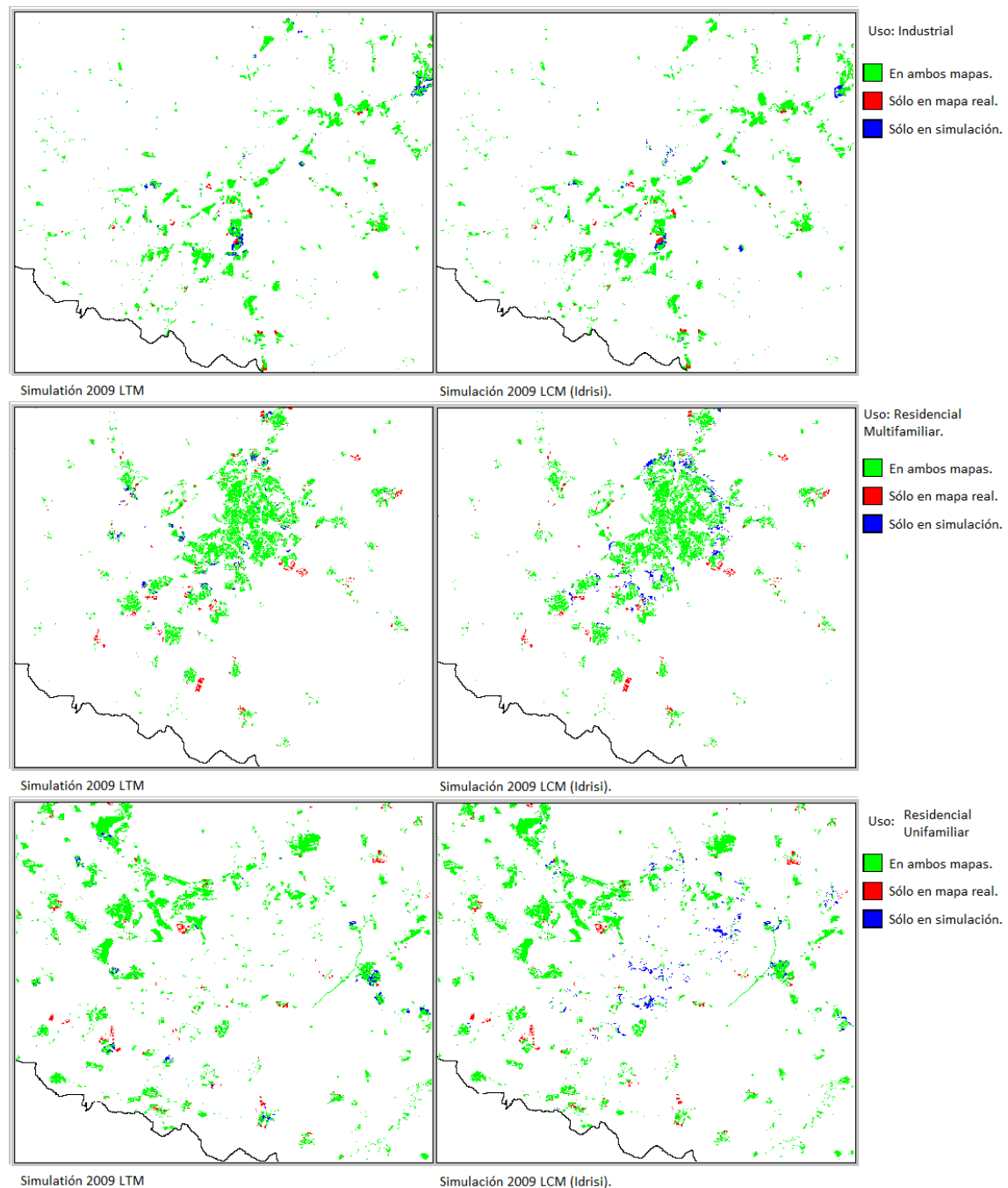


Figura 6. Superposiciones de mapas con datos (mapa "real"). Ejemplos por categorías. Fuente: MLU.

## BIBLIOGRAFÍA

Almeida, Gleriani, C., Castejon, J. y Soares-Filho, B. 2008. Using neural networks y cellular automata for modelling intra-urban land-use dynamics. International Journal of Geographical Information Science 22 (9) (09/01; 2011/08): 943-63.

Barredo, J. I., M. Kasanko, N. McCormick, y C. Lavalle. 2003. Modelling dynamic spatial processes: simulation of urban future scenarios through cellular automata. Landscape and Urban Planning 64:145-160.

Box, G.E.P. 1979. Some Problems of Statistics and Everyday Life. Journal of the American Statistical Association, Vol. 74, No. 365 (Mar.,



- 1979), pp. 1-4. De: <http://www.jstor.org/stable/2286713>. Febrero de 2012.
- Díaz-Pacheco, J. 2011. Dinámica de localización de las grandes superficies comerciales y de ocio a partir de modelos basados en redes neuronales artificiales. Servicios, globalización y territorio: V Congreso Geografía de los servicios. T1.págs. 87-118
- García Palomares, J. C. y Gutiérrez Puebla, J. 2007. La ciudad dispersa: cambios recientes en los espacios residenciales de la Comunidad de Madrid. *Anales de Geografía*. 271: 45-67.
- López de Lucio, R 2000. Madrid 1979-1999. Perfiles de una transformación urbana desconocida. *Urban*, 4, 106-123.
- López de Lucio, R. 2003. Transformaciones territoriales recientes en la región urbana de Madrid. *Urban*, 8, 124-161.
- Noriega, L. 2005. Multilayer Perceptron Tutorial. 1-12.
- Naredo, J.M, y García Zaldívar, R (coordinadores) 2008. Estudio sobre la ocupación del suelo por usos urbano-industriales aplicado a la Comunidad de Madrid, Informe final. Estudio específico de colaboración entre el Ministerio de Medio Ambiente (Secretaría General para el territorio y la biodiversidad) y la Universidad Politécnica de Madrid.
- Mahiny, A. S. y Turner, B.J. 2003. Modeling Past Vegetation Change through Remote Sensing and GIS: A Comparison of Neural Networks and Logistic Regression Methods. *Proceedings of the 7th International Conference on GeoComputation University of Southampton, Reino Unido*. de: <http://www.geocomputation.org/2003/index.html>.
- Pijanowski, B.C., Brown, D. G., Manik, G. y Shellito, B. 2002. Using Neural Nets and GIS to Forecast Land Use Changes: A Land Transformation Model. *Computers, Environment and Urban Systems* 26(6) 553-575.
- Pijanowski, B.C., Shellito, B. y Pithadia, S. 2002. Using artificial neural networks, geographic information systems and remote sensing to model urban sprawl in coastal watersheds along eastern Lake Michigan. *Lakes and Reservoirs* 7: 271-285.
- Pijanowski, B., Pithadia, S., Alexandridis, K. y Shellito, B. 2005. Forecasting large-scale land use change with GIS and neural networks. *International Journal of Geographic Information Science*. 19(2): 197-215.
- RIKS B.V. , 2011. Documentación Metronamica. De: <http://www.riks.nl/resources/documentation/Metronamica%20documentation.pdf>, Marzo de 2012.
- Santiago, E. 2007. Madrid, 'ciudad única'. Pautas y lógicas espaciales recientes en la región madrileña: las grandes transformaciones estructurales; el despliegue del nuevo 'paradigma único' en la región urbana de Madrid. *Urban* 12, 8-33.
- Schneider, L.C., Pontius Jr, R.G. 2001. Modeling land-use change in the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85, 83-94.
- Yu, J., Chen, Y., y Wu, J.P. 2009. Cellular automata and GIS based land use suitability simulation for irrigated agriculture. 18th World IMACS / MODSIM Congress, Cairns, Australia 13-17 July 2009.



# Cambios de usos del suelo en la Comunidad de Madrid: analizando el pasado y simulando el futuro

M. Gallardo y J. Martínez-Vega

*Instituto de Economía, Geografía y Demografía. Centro de Ciencias Humanas y Sociales, CSIC.*

*marta.gallardo@cchs.csic.es, javier.martinez@cchs.csic.es*

## RESUMEN

*La Comunidad de Madrid es una región en constante evolución. Rasgos como ser el principal centro del país de conexión del transporte, tanto por carretera como aéreo, y tanto de mercancías como de personas, poseer la mayor área metropolitana y el mayor grado de urbanización, le otorga un dinamismo territorial que no está presente en otras Comunidades Autónomas de la nación. Prácticamente el 50% de la región ha sufrido una transición de un uso del suelo a otro entre los años 1982 y 2006. Analizamos la dinámica de los usos del suelo para este periodo utilizando la leyenda de CORINE Land Cover a nivel 2 y 3. Se presenta, además, un análisis metodológico para simular dos futuros escenarios: un escenario de trayectoria lineal y un escenario "verde", utilizando el modelo de predicción de usos CLUE. Este trabajo muestra cómo el conocimiento del pasado nos puede ayudar a predecir el futuro y cómo la aplicación de modelos de simulación de usos del suelo puede ser importante para conocer la evolución que puede seguir, en el futuro, la Comunidad de Madrid, a fin de que se tenga en cuenta en posibles planificaciones y ordenaciones de su territorio.*

## PALABRAS CLAVE

Cambios de usos del suelo, dinámica histórica, escenarios, planificación, Madrid.

## ABSTRACT

*The Madrid region is in constant change. Features such being the main hub of transportation, both road and air, and both people and goods, having the largest metropolitan area in the country and the highest degree of urbanization, provides it a geographical dynamism that is not present in other Spanish Autonomous Regions. Almost 50% of the region has experienced a change in land use between 1982 and 2006. We analyse the dynamics of land use for this period using CORINE Land Cover legend, level 2 and 3. A methodological framework is presented for two future land use scenarios: a trend scenario and a green scenario, using the CLUE simulation model. This paper shows how the knowledge of the past can help us to model the future and how land use simulation models can be helpful to know the evolution that may remain in the Madrid Region, in order to be taken into account in planning and management of its territory.*

## KEY WORDS

Land use changes, historic dynamic, scenarios, planning, Madrid.

## 1 INTRODUCCIÓN

El reconocimiento de los cambios de usos del suelo y de la cubierta terrestre como un elemento del cambio ambiental global fue puesto

de manifiesto con la creación, en 1993, de un plan científico para un proyecto común sobre cambios de usos y de cubiertas del suelo (Meyer y Turner II, 1996). El objetivo del proyecto Land-Use and Land-Cover Change (LUCC),

implementado por el IGBP (International Geosphere and Biosphere Programme), fue hacer frente a la pregunta de cómo afectan las fuerzas humanas y biofísicas en el uso y cubiertas de la tierra y cuáles son los impactos ambientales y sociales de este cambio. Aborda el problema de la dinámica de uso de la tierra a través del análisis comparativo de estudios de casos. Uno de sus objetivos es desarrollar modelos globales y regionales de cambio de cubiertas y/o usos del suelo con capacidad de predecir cambios y desarrollar una mejor comprensión de la dinámica de cambios de usos y cubiertas.

Hoy en día el interés, más allá de la recopilación de datos y la representación en forma de mapas, se centra en una modelización más dinámica que permita comprender el pasado, monitorear la situación actual y predecir trayectorias futuras. Es, por tanto, de vital importancia intentar armonizar los datos existentes sobre usos del suelo con el objetivo de facilitar las comparaciones dentro y entre países, y poder obtener series temporales que permitan analizar la dinámica de cambio y detectar tendencias (Jansen, 2006).

Es aquí donde la información derivada del proyecto CORINE Land Cover (CLC) juega un papel crucial, ya que disponemos de una cartografía de usos del suelo realizada en tres fechas diferentes, con una leyenda y escala homogénea, lo que nos permite poder realizar análisis espaciotemporales.

En el presente trabajo se analizan los cambios de usos del suelo que se han producido en la Comunidad de Madrid. Observando los resultados obtenidos de dichos cambios y mediante la aplicación del modelo de simulación de cambios CLUE, se construyen dos escenarios diferentes para el año 2025. Este modelo simula los usos del suelo futuros mediante relaciones empíricamente cuantificadas entre los usos del suelo y sus "driving factors" o factores explicativos, en combinación con un modelo dinámico de competencia entre los diferentes tipos de usos del suelo. (Veldkamp y Fresco, 1996; Verburg *et al.*, 1999).

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Datos cartográficos

Los cambios de usos del suelo se han analizado para el periodo 1982-2006. Nos interesa conocer la trayectoria general que ha tenido la región durante estos años, información que nos servirá para simular el futuro a 2025 con una tendencia lineal. Se utiliza para ello el Mapa de Vegetación y Usos del Suelo de la Comunidad de Madrid del año 1982 a escala 1:50.000 y el

mapa CORINE Land Cover (CLC) del año 2006, a escala 1:100.000. Se trabaja con la leyenda CLC nivel 2 y 3. El mapa de 1982 fue, por tanto, reclasificado a dicha leyenda y generalizado a la escala CLC, es decir 1:100.000, realizando un filtrado de los polígonos menores de 25 hectáreas (Unidad Mínima Cartografiable según la metodología de CLC), eliminando los *slivers* y superponiéndolo con una imagen Landsat de dicho año para asignar a las manchas de usos del suelo de clasificación dudosa la categoría más conveniente. Los dos mapas, en formato vectorial, fueron convertidos a formato raster, con un tamaño de pixel de 50 metros.

La precisión temática de los mapas CLC en España es superior o igual al 85%; esto deriva en una posible generación de errores de hasta un 15%. Son varios los trabajos que reportan errores en la cartografía de CLC en la Comunidad de Madrid (Catalá *et al.*, 2008; Hewitt y Escobar, 2011) los cuales se traducen en cambios de usos del suelo falsos. Durante la realización de nuestros análisis, muchos de estos errores fueron corregidos, utilizando como base la tabla 1. Se corrigieron también los mapas CLC de los años 1990 y 2000 ya que éstos se utilizarán para calibrar los escenarios de futuro. Los errores se reclasificaron, mediante la superposición de cada polígono que presentaba incongruencias, con imágenes de satélite y fotografías aéreas de años cercanos a la realización de dichos mapas. Además, se eliminó la categoría 331 (playas, dunas y arenales) que aparecía en los bordes de los embalses, categoría que se muestra cuando las aguas del embalse están bajas en el momento del registro de la imagen, considerando que la capacidad de agua del embalse no debería figurar como un cambio de uso del suelo, ya que ésta depende de la fecha de la toma de la imagen y de las precipitaciones de ese año en particular. Igualmente se eliminó la categoría 334 (zonas quemadas), esta última entendiendo que su transición es difícil de modelar. Dicha categoría se reclasificó al uso del suelo que correspondía, generalmente a matorral o espacios con vegetación escasa. Aun así cabe esperar que siga habiendo otros errores no tan fácilmente detectables.

Asimismo, al reclasificar el mapa de 1982 a la leyenda CLC también se detectaron errores que fueron corregidos de la misma manera. No obstante, presuponemos que puede haber cambios falsos en los análisis derivados de esta fecha por miedo a una sobre-corrección durante la realización de la reclasificación de categorías difícilmente clasificables dentro de las categorías CLC. Por otra parte, como ya se ha indicado, dicho mapa se realizó con una metodología diferente a los CLC y tiene una leyenda y escala

diferentes. A pesar de estas dificultades metodológicas, conceptualmente interesa mucho la inclusión de este mapa ya que permite ampliar el periodo de detección de cambios en una década trascendental, los años ochenta, en la que han ocurrido cambios de uso del suelo relevantes.

En la tabla 1 se puede observar qué cambios son posibles (1, color blanco), los cambios que son raros (2, color crema) y que deben ser confirmados, y los cambios que son inesperados (3, color azul), y que necesitan de una explicación en caso de que se den en la realidad. La categoría 0, gris, corresponde a la persistencia. Esta matriz de probabilidad de cambio fue realizada por el Instituto Geográfico Nacional (IGN), si bien, había algunas categorías de probabilidad de cambio con las que no estábamos de acuerdo; la modificación que proponemos se representa en color amarillo, en una celda con dos dígitos, donde el primero

representa el dígito de probabilidad de cambio propuesto por el IGN y el segundo dígito nuestra propuesta.

Para los modelos de futuro se ha recogido información muy variada, con el fin de ser capaces de realizar escenarios lo más realistas posibles. Toda esta información cartográfica (planeamiento, zonificaciones de los diferentes espacios naturales protegidos, Zepas y Lics declarados, Hábitats, Montes de Utilidad Pública, Montes Preservados, futuras áreas de desarrollo, vegetación potencial, mapa de clases agrológicas y otra información, detallada en el apartado 2.3), que se introduce en el modelo, nos sirve para obtener los factores explicativos que están influenciando la localización de los diferentes usos del suelo, las restricciones o las acciones a favorecer. Dicha cartografía, recogida en formato vectorial, fue generalizada a escala 1:100.000 y convertida a formato raster con un pixel de 50 metros.

Code	111	112	121	122	124	131	133	141	142	211	212	221	222	223	231	242	243	244	311	312	313	321	323	324	332	333	411	511	512	Code	
111	0	2	2	1	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	111	
112	1	0	1	1	2	2	1	1	1	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	3	3	3	3	3	112	
121	2-1	1	0	1	1	1	1	1	1	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	3	2	3	3	3	3	121	
122	2-1	1	1	0	1	2	1	1	1	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	122	
124	1	1	1	1	0	2	1	2	2	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	3	2	3	3	3	3	124	
131	2-1	1	1	1	2	0	1	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3-1	2	1	131	
133	1	1	1	1	1	1	0	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	1	133	
141	1	1	1	1	2	3	1	0	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2	2	141	
142	1	1	1	1	2	2	1	2	0	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2	2	142	
211	2-1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2-1	1	1	3	3	3	2	1	211
212	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2-1	1	1	3	3	2	2	1	212	
221	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	2	2	1	221	
222	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	2	2	1	222	
223	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	3	2	1	223	
231	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	3	2	1	2	1	231
242	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	2	1	1	1	1	2-1	1	1	3	2	2	2	1	242
243	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	2	2	1	243	
244	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	2	2	0	1	1	1	1	3	2	1	3	2	2	2	1	244
311	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	0	2	1	2-1	3-1	1	3	2	2	2	1	311	
312	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	2	0	1	2-1	3-1	1	3	2	2	2	1	312	
313	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	0	2-1	3-1	1	3	2	2	2	2	1	313	
321	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	0	3-1	1	1	2	2	2	1	321	
323	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2-1	0	1	1	3	2	1	323		
324	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2-1	3-1	0	2	1	2	2	1	324	
332	2-1	1	1	1	1	1	1	2	2	3	3	2	2	2	3	2	2	3	3	3	3	2	2	2	0	1	3	3	3	332	
333	2-1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	1-2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	1	1	0	3	2	333	
411	3	2	1	1	1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	3	1	1	1	1	3	1	3	2	0	2	1	411	
511	3	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	1	2	0	1	511	
512	3	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	1	1	2	0	512	
Code	111	112	121	122	124	131	133	141	142	211	212	221	222	223	231	242	243	244	311	312	313	321	323	324	332	333	411	511	512	Code	

Tabla 1. Matriz de probabilidad de cambio para el nivel 3 de CLC. Elaboración propia, modificación de la elaborada por el IGN. Persistencia (0, color gris), Cambios posibles (1, color blanco), Cambios raros (2, color crema), Cambios inesperados (3, color azul) y modificación propuesta por los autores (color amarillo).

Códigos CLC nivel 3: 111 (Tejido urbano continuo), 112 (Tejido urbano discontinuo), 121 (Zonas industriales comerciales), 122 (Redes viarias, ferroviarias y terrenos asociados), 124 (Aeropuertos), 131 (Zonas de extracción minera), 132 (Escombreras y vertederos), 133 (Zonas en construcción), 141 (Zonas verdes urbanas), 142 (Instalaciones deportivas y recreativas), 211 (Tierras de labor en secano), 212 (Terrenos regados permanentemente), 221(Viñedos), 222 (Frutales), 223 (Oliveras), 231 (Prados y praderas), 242 (Mosaico de cultivos), 243 (Terrenos principalmente agrícolas, con vegetación natural), 244 (Sistemas agroforestales), 311 (Bosques de frondosas), 312 (Bosques de coníferas), 313 (Bosque mixto), 321 (Pastizales naturales), 323 (Matorrales esclerófilos), 324 (Matorral boscoso de transición), 332 (Roquedo), 333 (Espacios con vegetación escasa), 411 (Humedales y zonas pantanosas), 511 (Cursos de agua) y 512 (Láminas de agua).



## 2.2 Matrices de tabulación cruzada y mapas de cambio.

Los análisis de los cambios se realizaron mediante matrices de tabulación cruzada para el periodo 1982-2006 y para el nivel 2 y 3 de CLC.

Para ello, se utilizó el programa Idrisi, desarrollado por Clark Labs (Worcester, Massachussets, Estados Unidos), y los análisis están basados en la metodología desarrollada por Pontius *et al.*, (2004), la cual analiza dos pares de mapas mediante una matriz de tabulación cruzada en el que las categorías de usos del suelo del Tiempo1 están representadas en las filas, y las categorías de usos del suelo del Tiempo2 en las columnas. Así, se puede ver la cantidad que cambia de una categoría a otra y la persistencia, mostrada en la diagonal, tal y como muestra la figura 1.

		Tiempo 2			Total Tiempo 1	Pérdidas
		Categoría 1	Categoría 2	Categoría 3		
Tiempo 1	Categoría 1	$P_{11}$	$P_{12}$	$P_{13}$	$P_{1+}$	$P_{1+} - P_{11}$
	Categoría 2	$P_{21}$	$P_{22}$	$P_{23}$	$P_{2+}$	$P_{2+} - P_{22}$
	Categoría 3	$P_{31}$	$P_{32}$	$P_{33}$	$P_{3+}$	$P_{3+} - P_{33}$
Total Tiempo 2		$P_{+1}$	$P_{+2}$	$P_{+3}$		
Ganancias		$P_{+1} - P_{11}$	$P_{+2} - P_{22}$	$P_{+3} - P_{33}$		

Figura 1. Matriz de tabulación cruzada (Pontius *et al.*, 2004)

$P_{ij}$  representa la proporción de un uso del suelo que transiciona de la categoría  $i$  a la categoría  $j$ . Así,  $P_{jj}$ , en la diagonal, indica la proporción de persistencia de la categoría  $j$ , mientras que el resto de celdas indican una transición de la categoría  $i$  a una categoría diferente  $j$ . Las pérdidas están expresadas como la diferencia de la categoría  $i$  entre el tiempo 1 y el tiempo 2, y las ganancias están expresadas como la diferencia de la categoría  $j$  entre el tiempo 1 y el tiempo 2. El cambio neto es la diferencia, en valor absoluto, entre las pérdidas y las ganancias de cada categoría. El cambio total es el resultado de la suma de las ganancias y las pérdidas. El intercambio es el doble del valor mínimo de las ganancias o las pérdidas o, lo que es lo mismo, la diferencia entre el cambio total y el cambio neto.

El mapa de cambio fue realizado únicamente para el nivel 2 de CLC, ya que al cruzar los mapas del nivel 3, el resultado era un mapa con más de 250 cambios diferentes, por lo que las transiciones que se han dado a esta escala de detalle no son fácilmente diferenciables visualmente. Para un mayor detalle, fueron generados mapas de ganancias y mapas de pérdidas, que muestran dónde se localizan y cuáles son las categorías que han aumentado o disminuido su extensión entre 1982 y 2006, respectivamente. Al visualizar los dos mapas

juntos se puede observar qué tipo de transformación de uso del suelo se ha dado.

## 2.3 El modelo de simulación de cambios de uso CLUE

Para la realización de los escenarios se ha utilizado el programa de simulación de usos del suelo CLUE (Conversion of Land Use and its Effects modelling Framework), versión Dyna-CLUE 2, software desarrollado por Peter Verburg, en Holanda.

El modelo está dividido en dos módulos diferentes: un módulo de demandas no espaciales y un módulo de procedimientos de asignación espacialmente explícitos. El módulo no espacial calcula la superficie de cambio de todos los usos del suelo; en este módulo se pueden especificar diferentes tipos de modelos, desde simples extrapolaciones de tendencias hasta modelos económicos complejos. El módulo de asignación está basado en una combinación de análisis, empíricos y espaciales, y modelados dinámicos que conjuntamente crean una serie de condiciones y posibilidades para las cuales el modelo calcula la mejor solución mediante un procedimiento interactivo.

La figura 2 muestra qué variables necesita el modelo.

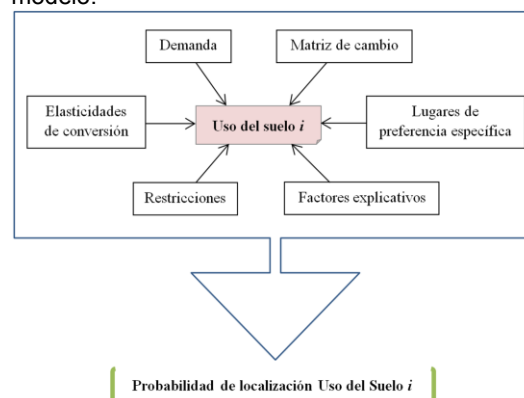


Figura 2. Variables necesarias para implementar en el modelo CLUE. Elaboración propia.

En nuestro caso de estudio, hemos utilizado una misma demanda para los dos escenarios, pero se han especificado diferentes características en el módulo de asignación a cada uno de ellos, especialmente en el tema dedicado a restricciones y a "lugares de preferencia específica" o "location specific preference addition".

La matriz de cambios a futuro está definida por estas restricciones. Un uso del suelo puede cambiar a otro uso del suelo solo donde le

indicamos que ese cambio puede darse.

Los lugares de preferencia específica influyen a la hora de localizar un uso en un área determinada. Así, a un área se le puede asignar una probabilidad mayor de ser convertida a un uso del suelo que otra área.

Además, se le puede dar un grado de facilidad de conversión a cada uso del suelo. A esto se le denomina elasticidades de conversión o "*conversion elasticities*". Por ejemplo, es más fácil que el uso agrario cambie de uso, que el uso industrial pueda cambiar a otros usos, por lo que el uso agrario tendrá mayor facilidad de conversión que el industrial.

No hay que confundir los lugares de preferencia específica con las elasticidades de conversión, ya que los primeros están indicando el grado de facilidad de cambio en una localización mientras que las segundas indican el grado de facilidad de cambio para una categoría particular en toda la región.

Para la predicción se ha utilizado una clasificación diferente. Se han agrupado los diferentes usos del suelo a nivel 3 de CLC en 7 categorías: Uso urbano, Uso industrial y comercial, Uso Tierras de Labor, Uso Agrícola Heterogéneo, Uso Bosques, Uso Matorral y Pastizal, y Uso Otros. La categoría Otros engloba usos que son estables o que son difícilmente predecibles (redes viarias y ferroviarias, aeropuertos, roquedo, humedales y cursos y láminas de agua). Se ha mantenido el tamaño de pixel en 50 metros, si bien el formato que utiliza el programa es ASCII.

Para su implementación se han utilizado los siguientes factores explicativos (o *driving factors*) que explican la localización de los diferentes usos del suelo en la región (altitud, pendiente, geología, distancia a autopistas y autovías, distancia a vías férreas, distancia a la ciudad de Madrid, distancia a otras ciudades, distancia al aeropuerto, distancia a los embalses, distancia a los ríos, accesibilidad a la ciudad de Madrid, accesibilidad a otras ciudades y al aeropuerto y accesibilidad a autopistas y autovías), los cuales han sido analizados mediante regresión logística para averiguar cómo están influyendo sobre cada uno de los usos del suelo.

El software posee varias especificaciones que ayudan a la calibración del modelo, como son las elasticidades de conversión y los ajustes de vecindad (*neighborhood settings*); los resultados de los análisis de regresión también proporcionan una mejora en la calibración.

Estos usos del suelo se simularán para el año 2025 utilizando el mapa de 1982 y calibrándolo con el mapa de 2006, y como se ha dicho

anteriormente, siguiendo una trayectoria lineal.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Cambios de usos del suelo entre 1982 y 2006

Las tabla 2 y figuras 3 y 4 muestran un resumen de los cambios acontecidos a nivel 2 y 3 de CLC.

Entre 1982 y 2006, a nivel 3 de CLC (tabla 2), se ha producido un cambio total de usos del suelo de 404.656 hectáreas (50,41%), si bien ha habido un cambio neto de 195.339 hectáreas (24,33%). Teniendo en cuenta el cambio total, la persistencia, es decir, la cantidad de hectáreas que no ha cambiado, ha sido de 398.133 hectáreas (49,59%).

A nivel 2 de CLC y para el mismo periodo de tiempo, se ha producido un cambio total de usos del suelo de 334.323 hectáreas (41,65%) y un cambio neto de 149.811 hectáreas (18,66%), mientras que la persistencia, teniendo en cuenta el cambio total, ha sido de 468.469 (58,35%).

Dependiendo del nivel de análisis, los resultados pueden variar, ya que al agregar categorías hay cambios de usos del suelo que no se muestran. La transición de bosque mixto a coníferas, observada en el nivel 3, no se plasmará en el nivel 2 porque ambas categorías están englobadas en una sola, la categoría bosques.

Estas cifras revelan que prácticamente la mitad del territorio madrileño ha sufrido una transformación de un uso del suelo a otro en un intervalo de 24 años.

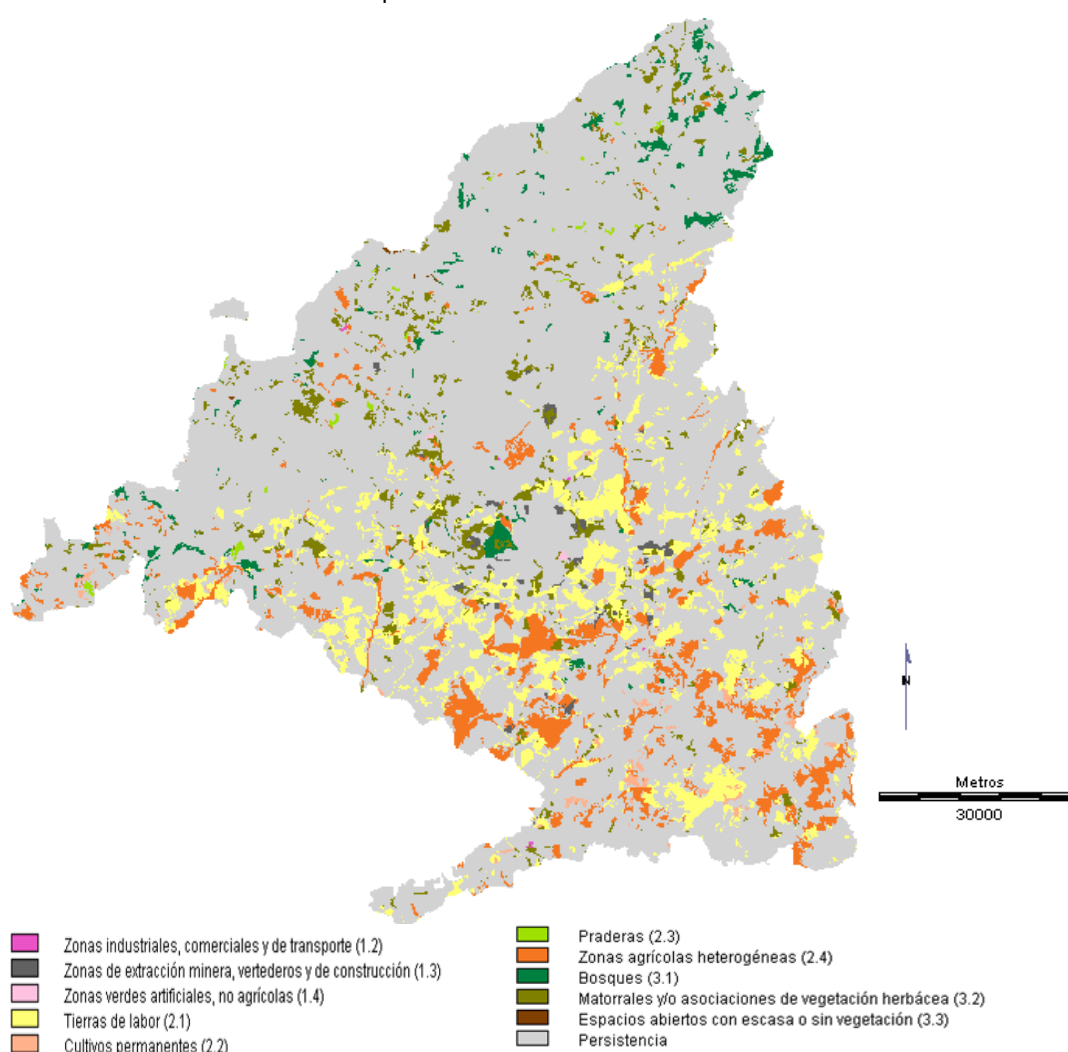
Las áreas artificiales ganaron 56.508 hectáreas, especialmente por el crecimiento del tejido urbano. Las áreas forestales incrementaron su superficie en 10.589 hectáreas, si bien este aumento se debió, en su totalidad, al matorral y/o vegetación herbácea, ya que la superficie de bosque decreció en algo más de 5.000 hectáreas. El uso del suelo que ha sufrido más pérdida ha sido, sin lugar a duda, el agrario; prácticamente 70.000 hectáreas han sido reconvertidas a otros usos, esencialmente a tejido urbano, a industrial, comercial y de transporte, y a matorral y/o vegetación herbácea.

El mapa de pérdidas y el mapa de ganancias (figuras 3 y 4) se representa a nivel 2 de CLC. Se muestran solo las categorías que han ganado y las categorías que han perdido, respectivamente, por lo que los mapas no contienen las 13 categorías del nivel 2. Los cambios se localizan en mayor medida alrededor del área metropolitana y al sur y sureste de la región.

El crecimiento de la artificialización de la región se presenta principalmente próxima a las áreas urbanas e industriales que ya existían y siguiendo el eje de nuevas carreteras que se han construido. Así mismo, al oeste se puede observar un crecimiento del tejido urbano en la sierra madrileña. Dicho desarrollo se ha producido básicamente a costa de tierras de labor, zonas agrícolas heterogéneas, y en menor medida matorrales y/o asociaciones de vegetación herbácea.

Llaman la atención dos grandes manchas de cambios alrededor del área metropolitana: al

noreste, un cambio de tierras de labor a zonas industriales, comerciales y de transporte, ocasionado por la ampliación del aeropuerto, y al oeste, un cambio de bosque a zonas verdes artificiales no agrícolas. Esta segunda mancha es la Casa de Campo de Madrid. Se podría decir que este Espacio Público no ha cambiado y que el supuesto cambio se debe a una interpretación diferente sobre su uso por parte del cartógrafo. Otras grandes manchas que cambian se localizan al sur y sureste, con transiciones de tierras de labor a agricultura heterogénea.



*Figura 3. Mapa de pérdidas de usos del suelo entre 1982 y 2006. Proyección ETRS89/ETRS-LAEA. Elaboración propia.*

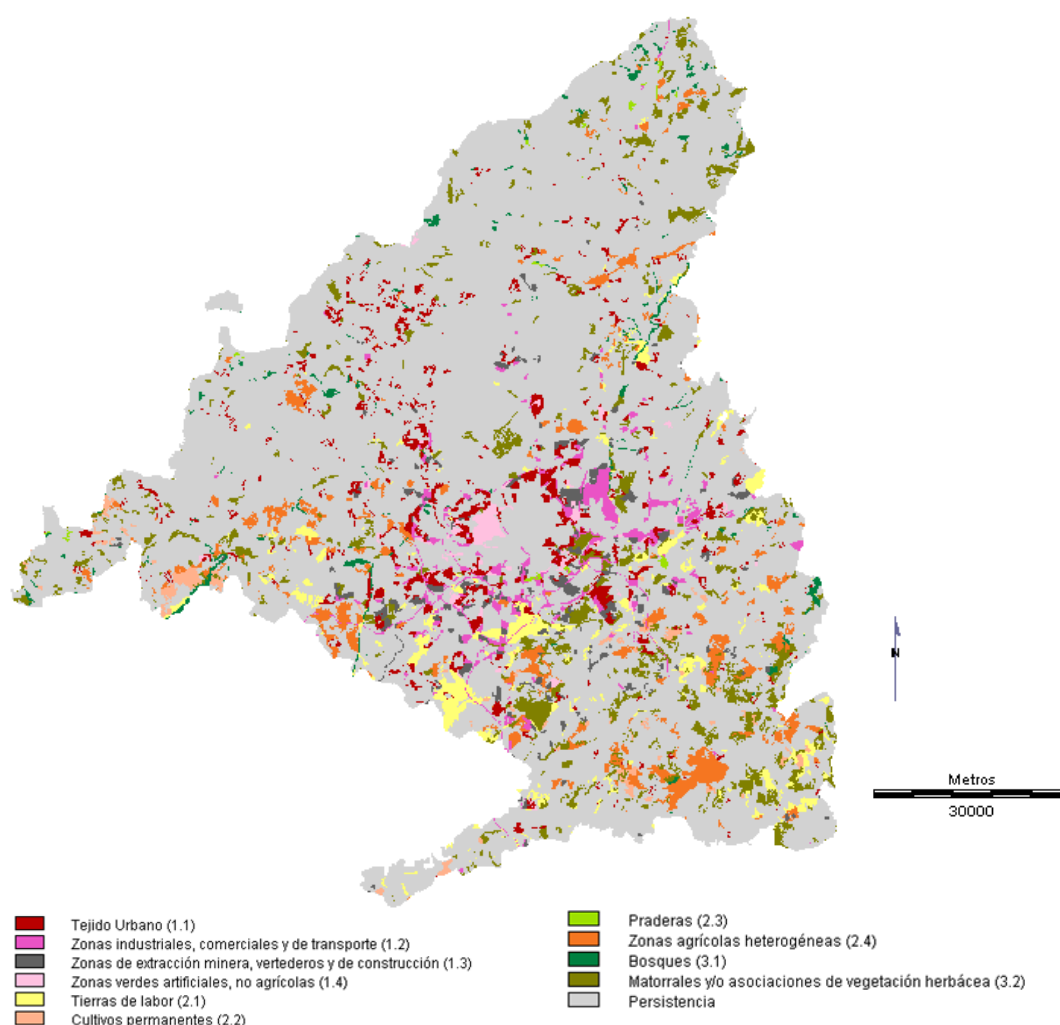


Figura 4. Mapa de ganancias de usos del suelo entre 1982 y 2006. Proyección ETRS89/ETRS-LAEA. Elaboración propia.

### 3.2 Modelo de escenario de cambios de usos del suelo para el año 2025

La figura 5 muestra la demanda que se utiliza para la creación de los escenarios. Observando los cambios de usos del suelo que se han sucedido entre 1982 y 2006, éstos se han extrapolado al año 2025 siguiendo una trayectoria lineal.

Tal y como se muestra en la tabla 3, se hace uso de diferente información recogida para crear cada uno de los escenarios. No solo se utilizan los factores explicativos reseñados en el apartado de metodología, sino que además se introduce otra información que ayuda a mejorar el modelo y/o a obtener un resultado más acorde con nuestro objetivo.

Así, puede observarse que se utilizan los mismos factores explicativos, restricciones y lugares de preferencia específica para los dos escenarios aunque, en el escenario verde, se utiliza alguna restricción y lugar de preferencia específica más, con el objetivo de asignar más protección o mejora a los usos del suelo forestales y, en menor medida, agrícolas.

Las elasticidades de conversión son diferentes para cada escenario. Este dato varía en un intervalo de 0 (conversión muy fácil) a 1 (conversión muy difícil). El escenario de trayectoria lineal o “trend” escenario tiene unas elasticidades de conversión más flexibles para los usos del suelo agrícolas y matorral y pastizal que el escenario verde, teniendo este último una

conversión muy difícil en el uso del suelo "bosques", ya que se pretende que este uso del suelo pierda lo menos posible y se mantenga, al menos, estable.

	Superficie 82	Superficie 06	Ganancias	Pérdidas	Intercambio	Cambio Neto	Cambio Total
Tejido urbano continuo (111)	10307	12572	2280	15	31	2265	2295
Tejido urbano discontinuo (112)	28941	53240	25582	1284	2567	24299	26866
Zonas industriales o comerciales (121)	5485	14053	8798	230	460	8568	9028
Redes viarias, ferroviarias y terrenos asociados (122)	3899	8297	4422	25	49	4398	4447
Aeropuertos (124)	2572	5204	2633	0	0	2633	2633
Zonas de extracción minera (131)	2922	3514	2578	1986	3972	592	4564
Escombreras y vertederos (132)	326	971	958	314	627	645	1272
Zonas en construcción (133)	1796	9876	9850	1770	3540	8080	11620
Zonas verdes urbanas (141)	833	3864	3227	197	394	3030	3424
Instalaciones deportivas y recreativas (142)	1060	3061	2135	134	268	2001	2269
Tierras de labor en secano (211)	205276	154364	15799	66712	31599	50913	82511
Terrenos regados permanentemente (212)	25620	30642	7377	2355	4710	5022	9732
Víñedos (221)	4923	7734	3464	653	1305	2811	4116
Frutales (222)	28	311	283	0	0	283	283
Olivares (223)	11955	11371	2523	3107	5046	584	5629
Prados y praderas (231)	4818	4454	861	1225	1722	364	2086
Mosaico de cultivos (242)	47016	37282	15610	25344	31219	9734	40953
Terrenos principalmente agrícolas, con vegetación natural (243)	40488	24780	10522	26229	21043	15708	36751
Sistemas agroforestales (244)	20577	22808	6624	4393	8785	2231	11016
Bosques de frondosas (311)	31489	31675	4796	4610	9220	186	9406
Bosques de coníferas (312)	48531	43232	1944	7244	3888	5300	9187
Bosque mixto (313)	3699	3522	540	717	1081	176	1257
Pastizales naturales (321)	120149	105409	14596	29336	29191	14741	43932
Matorrales esclerófilos (323)	104723	110054	25529	20199	40398	5330	45728
Matorral boscoso de transición (324)	63853	89151	29268	3971	7941	25298	33239
Roquedo (332)	3807	3754	22	74	44	52	96
Espacios con vegetación escasa (333)	957	865	103	196	206	93	299
Humedales y zonas pantanosas (411)	39	39	0	0	0	0	0
Cursos de agua (511)	1024	1018	6	12	12	6	18
Láminas de agua (512)	5680	5681	2	1	3	1	3
Total	802792	802792	202328	202328	209317	195339	404656

Tabla 2. Superficie, ganancias, pérdidas, cambio neto, cambio total e intercambio para el periodo 1982-2006, a nivel 3 de CLC.

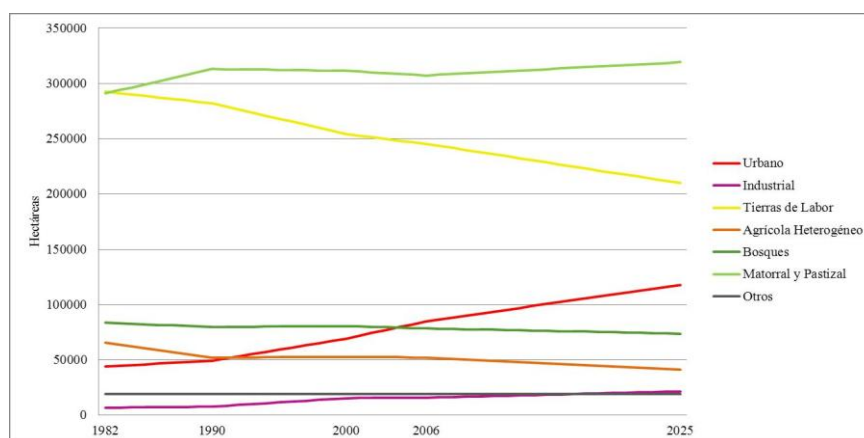


Figura 5. Demanda de uso del suelo, en hectáreas, para el año 2025. Elaboración propia.



	Restricciones	Lugares de preferencia específica	Elasticidades de conversión
Escenario de trayectoria lineal	P.R. Cuenca Alta del Manzanares P.N. Peñalara P.R. Curso Medio Guadarrama P.R. del Sureste Embalses: zonificaciones y zona de policía Ríos: zona de policía Carreteras: zona de dominio público, servidumbre y de afección Ferrocarriles: zona de dominio público, servidumbre y de afección Habitats Zepas LICs Montes de utilidad pública Montes preservados	Áreas en desarrollo (artificiales) Calificación y clasificación de usos.	Urbano: 1 Industrial: 0.8 Tierras de labor: 0.3 Agrícola heterogéneo: 0.4 Bosque: 0.7 Matorral y pastizal: 0.4 Otros: 1
Escenario verde	<i>Los nombrados en el anterior escenario</i> Futuro Parque Nacional del Guadarrama Valor ecológico del paisaje Terreno forestal de la CAM	<i>Los nombrados en el anterior escenario</i> Vegetación potencial Clases agrológicas	Urbano: 1 Industrial: 0.8 Tierras de labor: 0.6 Agrícola heterogéneo: 0.6 Bosque: 0.9 Matorral y pastizal: 0.7 Otros: 1

Tabla 3. Restricciones, lugares de preferencia y elasticidades de conversión que se utilizan para la creación de los dos escenarios. Elaboración propia.

## 4 DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados demuestran que la Comunidad de Madrid presenta un proceso acelerado de cambio, liderado por una artificialización de la región. La expansión urbana puede amenazar no solo el sostenimiento de la agricultura y del uso forestal, sino que, mediante la detracción del suelo y la presión del uso público o recreativo, la conservación de los espacios naturales protegidos de la región también puede verse afectada.

El conocimiento del pasado es vital para observar las pautas que se han sucedido y reconsiderar si se quiere seguir manteniendo dichas pautas o si, por el contrario, es necesario cambiarlas. La elaboración de escenarios futuros nos permite descubrir el efecto que puede provocar, en los usos del suelo, perpetuar la evolución que se ha mantenido durante los años pasados y qué pasaría si dichas pautas son modificadas. Hay que tener en cuenta que, mediante la realización de escenarios no se pretende augurar qué ocurrirá en el futuro, sino mostrar qué es lo que podría pasar según las pautas introducidas en el modelo.

Creemos que la inclusión de gestores y planificadores en la elaboración de los escenarios supondrá una mejora y mayor entendimiento de los resultados. A su vez, la implicación por parte de éstos, derivaría en la difusión de la metodología y de la utilidad de este tipo de estudios.

Antes de proceder a este tipo de análisis se debe verificar que la información cartográfica con la que contamos es fiable. Una previa búsqueda de posibles errores y su posterior corrección, evitará obtener falsos resultados de cambios y unos escenarios más ajustados.

## BIBLIOGRAFIA

- Burnicki, A.C., Brown, D.G. y Goovaerts, P. 2007. Simulating error propagation in land-cover change analysis: The implications of temporal dependence. *Computers, Environment and Urban Systems*, 31, 282-302.
- Catalá, R., Bosque, J. y Plata, W. 2008. Análisis de los posibles errores en la base de datos Corine Land Cover (1990-2000) en la Comunidad de Madrid. *Estudios Geográficos*, LXIX, 81-104.
- Eastman, J.R. 2011. *IDRISI Selva. Guide to GIS and Image Processing*. Worcester, Clark University, 325 pp.
- Hewitt, R. y Escobar, F. 2011. The territorial dynamics of fast-growing regions: Unsustainable land use change and future policy challenges in Madrid, Spain. *Applied Geography*, 31, 650-667.
- Instituto Geográfico Nacional. Matriz de probabilidad de cambio. Documentación Técnica Image & Corine Land Cover 2000. [http://www.fomento.es/MFOM/LANG\\_CAST](http://www.fomento.es/MFOM/LANG_CAST)

- ELLANO/DIRECCIONES\_GENERALES/INS  
TITUTO\_GEOGRAFICO/Teledeteccion/corin  
e/clc2000/documentos/doc\_tecnica/
- Jansen, L.J.M. 2006 Harmonization of land use class sets to facilitate compatibility and comparability of data across space and time. *Journal of Land Use Science*, 2-4, 127-156.
- Meyer, W.B. y Turner II, B.L. 1996. Land-use/Land-cover change: challenges for geographers. *GeoJournal*, 29, 237-240.
- Meyer, W.B. y Turner II, B.L. (eds), 2004. *Changes in Land Use and Land Cover: A global perspective*. Nueva York. Cambridge University Press, 537 pp.
- Plata, W., Gómez, M. y Bosque, J. 2009. Cambios de usos del suelo y expansión urbana en la Comunidad de Madrid (1990-2000). *Scripta Nova*, Vol. XII, 293.
- Pontius, R.G. Jr., Shusas, E. y McEchern, M. 2004. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101, 251-268.
- Pontius, R.G. Jr y Lippitt, C.D. 2006. Can error explain map differences over time? *Cartography and Geographic Information Science*, 33, 159-171.
- Veldkamp, A. y Fresco, L.O. 1996. CLUE: a conceptual model to study the Conversion of Land Use and its Effects. *Ecological Modelling*, 85, 253-270.
- Verburg, P.H. de Koning, G.H.J., Kok, K., Veldkamp, A. y Bouma, A. 1999. A spatial explicit allocation procedure for modeling the pattern of land use change based upon actual land use. *Ecological Modelling*, 116, 45-61.

# Propuesta metodológica para diseñar modelos urbanos de transporte que gestionen planes de movilidad urbana sostenibles en ciudades medias.

## Aplicación al caso extremeño de Mérida

J. A. Gutiérrez<sup>1</sup>, E. E. Ruiz<sup>1</sup>, F. J. Jaraíz<sup>2</sup>, J. M. Pérez<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Escuela Politécnica, Universidad de Extremadura

<sup>2</sup> Facultad de Filosofía y Letras, Universidad de Extremadura

jagutier@unex.es, eruizl@unex.es, jfjaraiz@unex.es, jmperpin@unex.es

### RESUMEN

*Los modelos de transporte urbano son muy interesantes a la hora de predecir situaciones futuras y mejorar la toma de decisiones en lo que a la movilidad en una ciudad se refiere. En el estudio se ofrece una metodología tipo que sirva para diseñar modelos de transporte que ayuden a gestionar la información obtenida en los Planes de Movilidad Urbana Sostenible, relativos a ciudades de tamaño medio, con la aplicación al caso de Mérida.*

*Parte de la singularidad de este diseño consiste en tratar los datos a nivel desagregado, utilizando aplicaciones SIG. Además, el ajuste y expansión de los desplazamientos se realizan utilizando la pirámide de población de Mérida, relativa al año 2009. Los objetivos que se persiguen son: 1) obtener el volumen de desplazamientos, 2) conocer cuáles son los orígenes y destinos de los mismos y 3) poder predecir cambios en la dinámica de movilidad urbana.*

*La metodología empleada se reduce a: 1) aforo de tráfico en campo, 2) encuestas domiciliarias (se obtiene la matriz origen-destino para la generación y distribución de los viajes), 3) utilización de aplicaciones SIG para generar las rutas óptimas y obtener el número de desplazamientos, 4) ajuste y expansión de viajes, utilizando la pirámide poblacional y 5) asignación de viajes "todo o nada". Los resultados obtenidos muestran que las predicciones extraídas del modelo presentan un elevado grado de ajuste con los desplazamientos aforados en campo. Por tanto, la metodología es acertada para los objetivos que se pretendían inicialmente.*

### PALABRAS CLAVE

Movilidad urbana sostenible, modelos urbanos de transporte, Matriz Origen-Destino, SIG.

### ABSTRACT

*In the context of a city, urban transport models are used to predict future situations and to improve decision-makings and are also related with various interconnected factors which affect to the transport system itself and the relationship between the transport system and the city. This paper presents a methodology to design a dynamic transport model and to manage information obtained from sustainable urban mobility plans, especially relating to medium-sized cities.*

*The distinction of this model design is to treat the data at the disaggregated level as using geographic information system (GIS) applications. Furthermore, the adjustment and expansion of the displacement are made according to the 2009 population pyramid of Mérida (Spain), the empirical study area. The objective of the methodology is to obtain the volume of the displacement, to know each checkpoint, presenting the origins and destinations of each shift, and to be able to predict changes in the urban mobility dynamics.*

*For employing the methodology, we have performed a couple of tasks as follows: 1) traffic capacity examination (field work); 2) household survey (matrix point-to-point travel generation and distribution around the city); 3) GIS application use to generate the optimal routes and to get the displacement number of the sample; 4) adjustment and expansion of travel, using the population pyramid; and 5) allocation of travel "all or nothing". Therefore, the proposed methodology results that the predictions from the model present a high degree of adjustment which explains the methodology is accurate as the initially intended purpose.*

## KEY WORDS

Sustainable urban mobility, urban transport models, O/D matrix, GIS.

## 1 INTRODUCCIÓN

Los modelos de transporte urbano son muy interesantes a la hora de predecir situaciones futuras y mejorar la toma de decisiones en lo que a la movilidad en una ciudad se refiere. En el estudio que se presenta, se ofrece una metodología tipo que sirva para diseñar modelos de transporte que ayuden a gestionar la información obtenida en los planes de movilidad urbana sostenible (en adelante PMUS), relativos a ciudades de tamaño medio.

Para desarrollar este modelo urbano de transporte, se han utilizado los datos del "Proyecto Piloto Municipal para la Promoción de la Movilidad Sostenible en Mérida". Concretamente, aquellos datos extraídos del aforo de tráfico, realizado en distintas campañas, junto con una muestra representativa de los desplazamientos habituales realizados por los residentes de la ciudad objeto de análisis.

El marco de trabajo es la ciudad extremeña de Mérida (figura 1). Ésta, se localiza en el centro-sur de la comunidad autónoma de Extremadura (al oeste de la Península Ibérica).

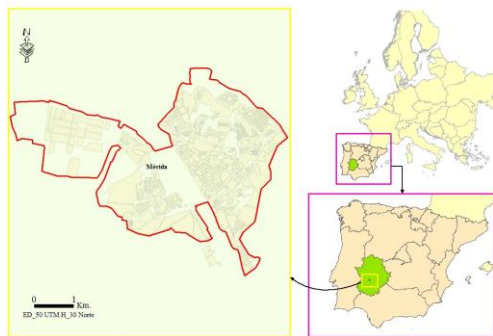


Figura 1. Localización del área de estudio. Fuente: Proyecto piloto municipal para la promoción de la movilidad sostenible de Mérida.

Tiene una población de 56.885 habitantes (INE, 2011) y soporta un parque motorizado cercano a los 41.900 vehículos de los cuales, 28.200 son vehículos privados (datos del año 2010, del Anuario estadístico de La Caixa, 2011).

Junto a la relación población-vehículos existente en la ciudad hay que tener en cuenta las diferentes barreras existentes, en lo que respecta a la movilidad:

- Los ríos Guadiana y Albarregas junto a la infraestructura férrea, dividen a la ciudad en norte-sur y este-oeste. Además, los puentes que salvan estas barreras constriñen los flujos de tráfico entre el este y el oeste de la ciudad.
- Mérida es una ciudad que conserva numerosos vestigios de época romana, visigoda y árabe (fue declarada por la UNESCO Patrimonio de la Humanidad en 1993). Esto ha dado lugar a un entramado viario bastante irregular en algunas partes de la ciudad, lo que reduce la capacidad de soportar volúmenes de tráfico elevados.
- Además, Mérida es capital autonómica de Extremadura y concentra las sedes principales de la administración regional (a parte de los servicios propios de la administración local).

Todas estas características particulares hacen que converjan multitud de visitantes (se estima que pueden llegar a la ciudad unos 10.000 diarios) y residentes, los que producen multitud de desplazamientos concentrados en determinadas horas del día y que suelen provocar problemas de congestión vehicular, contaminación acústica y ambiental, junto a otros derivados.

Con el fin de predecir la dinámica de esta movilidad y mejorar la fluidez de los

desplazamientos, el equipo redactor del “Proyecto Piloto Municipal para la Promoción de la Movilidad Sostenible de Mérida” (PMUS), ha diseñado una herramienta informática que permite la inclusión de información de todo tipo (caracterización de la población, dinámicas de movilidad cotidiana, servicio de transporte público, oferta de estacionamientos, contaminación acústica y ambiental, etc.), con el fin de prever qué cambios podrían darse en la ciudad si se modifica parte de las infraestructuras de la misma.

Con esta herramienta informática de modelización se pretenden cumplir los siguientes objetivos: determinar el número de viajes que atraviesan cada tramo de vía; conocer cuáles son los orígenes y destinos de cada ruta que atraviesa cada uno de estos tramos y poder predecir cambios (al menos cualitativos) en la movilidad urbana ante modificaciones de la oferta infraestructural existente.

## 2 ESTADO DE LA CUESTIÓN

Desde finales del siglo pasado hasta la actualidad, se vienen detectando distintas características en las ciudades europeas en general y por ende, en las de tamaño medio en particular (entre 20.000 y 150.000 habitantes, según fuentes como la red CIUMED, 2011), que dan como resultado un tipo de morfología urbana caracterizada por el término de “ciudad difusa” (Dombriz *et al.*, 2008). Entre estas características destacan:

- Expansión cada vez mayor de los aprovechamientos urbanos en el territorio, alejándose del centro urbano primigenio.
- Descentralización de servicios, industria y residencia a los polos alejados del centro. Esta descentralización se asocia, en gran medida, a la ubicación de estas áreas en las inmediaciones de las principales vías de conexión urbanas con el resto de infraestructuras de largo recorrido.
- Aumento de la cantidad de flujos, a consecuencia de las características anteriores, destacando aquellos considerados “obligados” (Ortúzar y Willumsen, 2008).

Estas peculiaridades propias de la “ciudad difusa”, derivan en un cambio en el modo de desplazarse de los habitantes (García, 2008) y por consiguiente, de la movilidad en general (Seguí y Martínez, 2004). Este tipo de movilidad urbana se caracteriza por un uso predominante del vehículo privado en detrimento del transporte colectivo, junto a un aumento del número de desplazamientos en general (Pozueta y

Gurovich, 2007) con ocupaciones muy bajas, en torno a 1,2 personas/vehículo (Dombriz, 2009).

Este tipo de movilidad ocasiona una serie de problemas graves para los residentes/visitantes entre los que destacan: fenómenos de congestión de las principales infraestructuras, contaminación ambiental y acústica, descenso de la seguridad en los desplazamientos y un uso irracional de los recursos naturales y económicos, por no hablar de problemas de índole social (Fernández, 2005).

Algunas de las medidas más aplaudidas por la Unión Europea, según las revisiones del Libro Blanco del Transporte, (CCE, 2006 y CCE, 2011), van encaminadas a repartir el flujo de desplazamientos urbanos entre los distintos modos de transporte existentes, dando un mayor peso a los modos colectivos.

Además del reparto entre los distintos modos de transporte existentes en una ciudad, otro factor a tener en cuenta a la hora de buscar una gestión de la movilidad más eficiente y sostenible es precisamente la “sostenibilidad”. Según el Libro Verde de la Movilidad Urbana (CCE, 2007), uno de los problemas medioambientales más importantes en las ciudades europeas está relacionado con las emisiones de CO<sub>2</sub>, micropartículas y NOX emitidas por el parque de vehículos existentes en ellas. A este problema, se le añade la contaminación acústica que sufren todos los residentes y visitantes de cualquier ciudad. De acuerdo con esto, el Informe Brundtland define el desarrollo sostenible como “el desarrollo que satisface las necesidades del presente sin poner en peligro la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer sus propias necesidades” (IDAE, 2006).

En este sentido, existen varios documentos europeos que apoyan la idea de implantar en las ciudades un modelo de movilidad más sostenible, es decir, un modelo encaminado a: reducir el volumen de contaminantes a proporciones menos nocivas (Consejo Europeo, 2007), limitar el tráfico privado mediante tarifas a nivel local o mejorar la gestión de la movilidad mediante la puesta en marcha de PMUS, (IDAE, 2006).

Otro factor importante a considerar es la equidad social, considerando que todos los residentes y visitantes de la ciudad tienen derecho a la libre circulación y al acceso equitativo a todos los bienes y servicios, sin importar su condición, estatus social o económico (Mora *et al.*, 2010). Es más, según autores como Vassallo y Pérez de Villar (2008), la equidad social no solo tiene que ver con el libre acceso, sino también con cómo están los bienes y servicios distribuidos en el territorio, ya que el



cumplimiento del objetivo de “igualdad de acceso para todos” ayuda a que los desplazamientos urbanos sean más sostenibles y eficientes (CCE, 2011).

Por consiguiente, teniendo en cuenta las pautas básicas abordadas anteriormente para mejorar la movilidad urbana en las ciudades medias, numerosos investigadores afrontan el diseño de diversos modelos de gestión del tráfico (como De Cea *et al.*, 2003; Gentile *et al.*, 2007 o Juran *et al.*, 2009 entre otros). Estos modelos, representan la parte de la realidad que más interesa al investigador idealizándola, para obtener resultados ajustados a lo que realmente se espera del problema en cuestión y ofrecer soluciones antes de que dicho problema se manifieste verdaderamente (De Cea y Fernández, 2003). Además, estos modelos tienen en cuenta los comportamientos de elección de los usuarios y los costes generalizados de los viajes (Ortúzar y Román, 2003).

Dentro de la gran variedad de modelos existentes, se ha optado tradicionalmente por los “matemáticos” a la hora de diseñar modelos de transporte (es decir, modelos que permiten gestionar el tráfico). Éstos, se caracterizan por la representación de la realidad mediante expresiones matemáticas y han cobrado mucha importancia en los últimos cuarenta años (Loterio y Jaramillo, 2010). Aquellos modelos matemáticos utilizados para analizar el tráfico reciben el nombre de “modelos de planificación del transporte”.

Los modelos de planificación del transporte se sustentan en una cartografía inicial que soporta toda la información alfanumérica. Ésta, suele ser de dos tipos: “puntos”, que representan a los diferentes orígenes y destinos potenciales de una ciudad y “líneas”, que representan la red de transportes existente en una ciudad; estas líneas a su vez suelen estar divididas en tramos con el fin de obtener parámetros de costes más ajustados a la realidad (Gómez, 2005).

Los modelos de planificación del transporte tradicionalmente han seguido cuatro etapas (Ortúzar y Willumsen, 2008):

- Generación: se identifican el número de viajes que se pueden generar para cada una de las zonas en las que se divide el área de estudio.
- Distribución zonal: se describe la distribución de viajes entre las distintas zonas objeto de análisis (determinación de zonas origen/destino y número de viajes entre ambas).

- Distribución modal: se distribuyen el total de viajes que se producen entre las zonas analizadas por modo de transporte utilizado.
- Asignación: se representa la repartición del total de flujos entre toda la red viaria del área de estudio, teniendo en cuenta las características de dicha red.

Estos modelos de planificación del transporte representan situaciones reales relativas a una o varias de estas etapas clásicas descritas (modelos parciales o generales). Sin embargo, aunque para desarrollar un modelo de transporte se suelen tener en cuenta estas cuatro etapas, en la actualidad comienzan a verse avances en la modelización que buscan la unión de dos o tres etapas del modelo clásico en una sola, mediante la generación de una única función objetivo (Zargari *et al.*, 2009).

Existen diversos métodos de clasificación de los modelos de transporte. Una de las clasificaciones más extendidas en la bibliografía, distingue a los modelos en función del grado de detalle con el que estos trabajan para simular y predecir dinámicas de movilidad ante cambios puntuales del sistema (Juran *et al.*, 2009):

- Modelos macroscópicos: describen el tráfico con un alto nivel de agregación, es decir, trabajan con datos que representan un grupo de usuarios determinado (a mayor representación por dato, mayor nivel de agregación del modelo).
- Modelos mesoscópicos: suponen un nivel intermedio entre los modelos de gran detalle (microscópicos) y los que dan más peso a la dinámica general de la movilidad (macroscópicos).
- Modelos microscópicos: ofrecen datos con mucho detalle sobre los desplazamientos realizados en la ciudad y se basan en reglas estocásticas (éstas se apoyan en la probabilidad que existe de que un individuo elija una ruta u otra en función de una serie de variables conocidas).

Atendiendo a esta clasificación, se expone en esta comunicación una metodología tipo que modeliza la dinámica de movilidad en vehículo privado de la ciudad extremeña de Mérida, basándose en la utilización de aplicaciones SIG y de encuestas domiciliarias realizadas en campo, para determinar la matriz Origen-Destino. Aunque este modelo propuesto podría clasificarse como modelo mesoscópico, tiene la ventaja de trabajar con flujos de tráfico que tienen sus orígenes y destinos en los puntos centrales de cada tramo de vía (entendiendo por tramo aquel segmento de vía que está limitado

por dos intersecciones), dotándole a dicho modelo de una precisión en el inicio y fin del desplazamiento propio de los modelos microscópicos. Obsérvese que el nivel máximo de exactitud que se suele emplear en los modelos de tipo mesoscópicos o macroscópicos se produce a nivel de zonas (el modelo propuesto en este trabajo llega más allá del nivel de calle).

Además, el hecho de utilizar gestores de bases de datos y aplicaciones SIG hacen de este modelo un modelo singular ya que, la inmensa mayoría de modelos realizados hasta la fecha, trabajan con aplicaciones propias de análisis estadístico y/o matemático propiamente dicho. Esta visión geográfica permite validar los resultados y ajustar el modelo de un modo más eficaz. Por otro lado, este método de modelización es más intuitivo y reduce algunos pasos en la modelización como los cálculos de red.

### 3 METODOLOGÍA

La metodología del modelo parte del seguimiento de las cuatro etapas tradicionales propias de los modelos de transporte de primera generación, con adaptaciones particulares (figura 2).

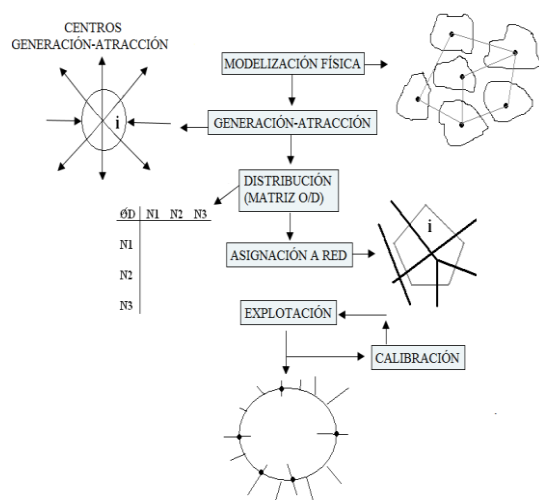


Figura 2. Esquema general del modelo de transporte diseñado. Fuente: Elaboración propia

Además del seguimiento de estas etapas o fases de diseño del modelo, se tuvieron también en cuenta como datos de partida los flujos de tráfico obtenidos en campo por el equipo del PMUS de Mérida. Estos datos, fueron el fruto de dos campañas de aforo de tráfico realizadas en distintos puntos de la ciudad y en diferentes periodos de tiempo. De este modo, se determinó el volumen de tráfico que soportaba la ciudad y se jerarquizó el viario en función del tipo de vía y del volumen de tráfico que soportaba. Esta red

de aforos y sus volúmenes medios de tráfico se tendrán en cuenta para el diseño del modelo que se estudia. Con estos datos de partida (aforos, viario jerarquizado y metodología a seguir) se procede al diseño del modelo, siguiendo las fases que se exponen a continuación.

#### 3.1 Fase 1: Modelización Física

En este apartado se engloban todas las tareas encaminadas a la creación de la cartografía base sobre la que se implementan los cálculos y la información relativa a los desplazamientos, orígenes y destinos de los mismos (figura 3).

Para la generación de la cartografía base se opta por localizar a la población a nivel de portales (información de tipo punto), partiendo de las direcciones postales facilitadas por el Ayuntamiento de Mérida.

Por otra parte, se genera una red de infraestructuras (información de tipo línea) que representa a cada una de las calles de la ciudad. Para aumentar la exactitud del modelo, se decide dividir cada una de estas líneas de calle en subtramos, siendo cada tramo un segmento de línea limitado por dos intersecciones con otras vías.

El siguiente paso es obtener un único punto medio de cada tramo de línea, con el fin de reducir los cálculos posteriores, sin perder excesiva exactitud. Para ello, se genera la capa de puntos medios de la red viaria y se agrupan en éstos los datos relativos a la población residente en cada tramo de calle, junto al número de portales existentes en dicho espacio.

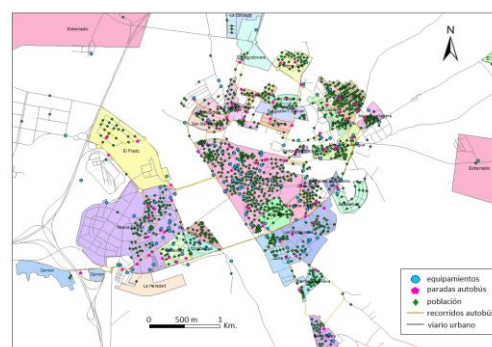


Figura 3. Cartografía base para la implementación de los cálculos. Fuente: Elaboración propia

También es importante tener en cuenta las entradas/salidas de usuarios del sistema. Para ello, se detectan las zonas de entrada y/o salida de desplazamientos hacia el exterior urbano y, posteriormente se genera una cartografía (también de tipo punto) con la que localizar estos

accesos e implementar información útil de cara al modelo.

Otra cartografía importante en el diseño del modelo es la división de la ciudad en diferentes zonas (información de tipo poligonal). Esto es útil para obtener información en campo relativa a los desplazamientos y también para mostrar resultados agregados, con el fin de poder actuar sobre una zona de la ciudad y no sobre la totalidad de la misma (hay que tener en cuenta que cada parte de la ciudad tiene sus propias características de movilidad, demográficas, socio-económicas, etc., que repercuten en la dinámica general de la ciudad de un modo distinto en cada caso). En este trabajo se generaron un total de 37 zonas que se correspondían con las barriadas de la ciudad (se utilizó esta zonificación porque todos los residentes las identificaban claramente y conformaban unidades morfoestructurales singulares en la ciudad).

Al mismo tiempo que se genera la cartografía base (en formato ".shp" para ser utilizada por aplicaciones SIG), se diseña una base de datos en la que se implementan todas las tablas de información relacionadas con los orígenes, destinos y tramos de la red urbana. En este caso directamente se genera geodatabase en la que se puede tener, de forma conjunta y sin repeticiones, tanto la información cartográfica como alfanumérica; además, se pueden realizar cálculos sobre dicha información (esta es otra de las utilidades que permiten los SIG, tal y como se demuestra en estudios como el de Mora *et al.*, 2003). Esta base de datos se utilizará posteriormente para obtener los cálculos de ajuste y sumatorio de viajes en cada uno de estos tramos de red. También se obtendrán los orígenes y destinos de cada desplazamiento.

Algunos de los ítems tenidos en cuenta para cada una de las tablas de la base de datos son (es común a todas las capas de información el identificador único de cada elemento):

- Puntos origen/destino final (puntos medios de cada tramo): calle y barriada a la que pertenece; nº de habitantes que residen en cada punto (padrón) y nº de portales agrupados en cada punto.
- Puntos equipamientos: nombre y dirección postal del equipamiento; aforo de afectados (trabajadores+visitantes); si tiene acceso rodado o no (y número de accesos); si dispone de parking público y/o privado (y número de parkings por tipología) y nº de accesos peatonales.
- Puntos externos: nombre del acceso a la ciudad (para identificarlo); posteriormente

se le asignará a cada punto una estimación de usuarios que entran/salen mediante encuestas de interceptación.

- Barriadas: nombre de la barriada; distrito censal al que pertenece; longitud del perímetro; superficie y población total residente en cada una de ellas.
- Tramos de red: nombre de la calle; velocidad máxima de paso; longitud; impedancia (útil para calcular rutas óptimas) y jerarquía del viario.

Una vez diseñada la base de datos, se implementarán dos tablas importantes en los cálculos posteriores del modelo: la matriz Origen-Destino (fruto de las encuestas domiciliarias) y la tabla resultado de las rutas óptimas junto a los tramos de red que éstas atraviesan, para ir desde cada origen hasta cada destino de la ciudad (fruto del análisis de redes de la aplicación SIG).

### 3.2 Fase 2: Centros de Generación/Atracción

La fase 2 se corresponde con la selección de aquellos bienes y servicios que atraen a un volumen importante de población. Una vez realizado el trabajo de identificación de todos estos bienes y servicios, se obtendrá la cartografía de equipamientos descrita en la fase anterior.

Estos equipamientos se desagregaron de las barriadas porque constituían por sí mismos unidades de generación de movilidad importantes en la ciudad. En total se identificaron 129 equipamientos, de los que se obtuvieron datos relativos al aforo atraído, número y tipos de acceso existentes y disponibilidad de espacios reservados al estacionamiento. Junto a estas características iniciales, se clasificaron en distintos grupos atendiendo al aprovechamiento de cada servicio. De esta forma, era más fácil poder realizar estudios de movilidad por sectores. Las categorías tenidas en cuenta fueron: centros administrativos estatales, comarcales o regionales; centros administrativos locales; ocio nocturno; ocio diurno; grandes superficies; calles comerciales; colegios; institutos; universidad y otros centros educativos; estaciones de transporte; parkings; polígonos industriales/empresariales; centros de salud y servicios culturales/deportivos.

Una vez se han identificado todos los centros de generación/atracción se procede al diseño de la cartografía puntual, en la que se localizan todos los bienes y se les asocia una imagen de la planta y entorno cercano al mismo (imágenes tomadas del servidor del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea del año 2009).

### 3.3 Fase 3: Distribución de los desplazamientos

Para obtener una muestra representativa de los desplazamientos existentes en la ciudad, se necesitan datos de desplazamientos habituales realizados por la población residente en la misma. En este caso, se parte de la información de portales con su población (de esta información se obtiene la muestra a encuestar). El método de recogida de datos fue la encuesta a domicilio (entrevista domiciliaria).

Para la obtención de la muestra de desplazamientos, se realizaron las siguientes tareas:

- Cálculo del número óptimo de encuestas a realizar partiendo de la población residente en Mérida. Esta muestra inicial se utiliza para validar la encuesta final ya que, al no ser factible la búsqueda de "perfiles tipo" de residentes a encuestar, se opta por estimar la muestra a través de la información obtenida sobre portales.
- Cálculo del número óptimo de portales a encuestar partiendo de la información de portales extraída anteriormente. Esta población de portales permite obtener una muestra representativa de residentes emeritenses y sus desplazamientos por la ciudad sin ningún sesgo. El número de portales se distribuye entre las distintas barriadas existentes en la ciudad de forma aleatoria, con el fin de obtener un número de encuestas por barriada. Además, esta muestra aleatoria distribuida entre todas las barriadas, está en función del número medio de habitantes asignados por portal. Una vez que se obtuvo esta muestra, se extrae aleatoriamente a la población que formaría parte de la muestra final (residentes y sus desplazamientos por la ciudad). El número final de habitantes entrevistados en la muestra por portal es el mismo que el calculado para la muestra poblacional inicial.
- Obtención de la distribución de la muestra por barriada; ajuste de la encuesta al número de portales aleatorios a encuestar.
- Selección aleatoria de direcciones de portal exactas a encuestar en cada barriada.

Tras los cálculos realizados, se obtuvo una muestra final de 1.496 personas a encuestar, residentes en 1.278 portales (tabla 1).

El procedimiento a seguir en las encuestas domiciliarias es el siguiente: anotación del número de viviendas que hay en el portal de

muestra; selección aleatoria de un hogar a encuestar (empleando un dado); entrevista a todos los miembros con movilidad autónoma del hogar (una encuesta por miembro).

En lo que respecta al diseño de la encuesta domiciliaria, decir que se reduce a una plantilla en papel en la que se rellenan ítems relacionados con la caracterización del encuestado y el hogar (género, edad, domicilio, número de vehículos, parking), junto a ítems relacionados con la movilidad cotidiana por la ciudad (origen y destino de cada viaje, modo de transporte del mismo, hora de salida y llegada por viaje y motivo del desplazamiento).

Barriada	Nº Encuestas ajustadas	Barriada	Nº Encuestas ajustadas
Bellavista	21	Ntra.Sra.la Antigua	31
Cabo Verde	29	Nueva Ciudad	106
Carrión	4	Plantonal de Vera	15
Corchera	16	República Argentina	18
Cruzcampo	23	S. Agustín-T. Galván	11
El Barrio	24	Salesianos	15
El Prado	35	San Albín	56
El Vivero	7	San Andrés	41
Extrarradio	18	San Antonio	33
Jardín de Mérida	45	San Bartolomé	12
Jardines Hipódromo	23	San Juan	86
Juan Canet	4	San Lázaro	20
La Algodonera	3	San Luis	21
La Calzada	5	Santa Catalina	9
La Heredad	0	Santa Isabel	22
Las Abadías	42	Sta. Eulalia-Milagros	37
Los Bodegones	63	Zona Centro	285
María Auxiliadora	15	Zona Sur	36
Monte Alto	47		
TOTAL 1.278			

Tabla 1. Número de encuestas a realizar por barriada. Fuente: Elaboración propia.

Una vez realizada la encuesta domiciliaria, se obtienen los datos relativos a los desplazamientos cotidianos de toda la muestra. Éstos, se implementan en una base de datos con el fin de extraer la matriz Origen-Destino de la misma. En lo que respecta a este estudio, se tuvieron en cuenta como orígenes/destinos de los desplazamientos residenciales las barriadas, junto al resto de puntos singulares: puntos externos y equipamientos. Además, se consideraron todos aquellos desplazamientos cuya frecuencia absoluta fuera igual o mayor a 1.

El resultado final es una matriz Origen-Destino como la que se muestra en la figura 4.

Sin embargo, esta matriz Origen-Destino no es la definitiva. Para obtener la matriz O-D definitiva se deben expandir los datos de la muestra al total de la población emeritense. Para realizar esta expansión, se suelen tener en cuenta los niveles de renta (Ibeas, 2007), por la relación directa que se observa entre éstos y el número de desplazamientos realizados en vehículo privado.



Origen	Nombre_bueno	CuentaDeid
Zona Sur	San Juan	2
Zona Sur	Salesianos	1
Zona Sur	Monte Alto	1
Zona Sur	Las Abadías	1
Zona Sur	Jardín de Mérida	1
Zona Sur	El Prado	1
Zona Sur	Zona Centro	1
Zona Centro	040120	1
Zona Centro	Jardines Hipodromo	1
Zona Centro	Jardín de Mérida	3
Zona Centro	El Prado	3
Zona Centro	Cruzcampo	1
Zona Centro	Corchera	1
Zona Centro	Cabo Verde	1
Zona Centro	La Calzada	1
Zona Centro	070002	1
Zona Centro	040127	1

Figura 4. Matriz O-D extraída de encuestas domiciliarias, Mérida. Fuente: Elaboración propia.

No obstante, es este trabajo se optó por expandir la matriz de la muestra haciendo uso de un método no observado en la bibliografía consultada: ajustar los viajes en función de la pirámide de población. Esta opción hubo que tenerla en cuenta tras detectar en las encuestas domiciliarias realizadas que la población no contestó demasiado bien al ítem de clasificación por niveles de renta.

Para realizar este ajuste, se sigue un proceso que básicamente consiste en pasar los datos (tanto de la muestra como los poblacionales) a tantos por uno y ajustar la pirámide de la muestra a la pirámide de la población objeto de estudio (figura 5). Este ajuste se realiza primero para cada grupo quinquenal de edades y, en segundo lugar, en función del porcentaje por género de la pirámide poblacional.

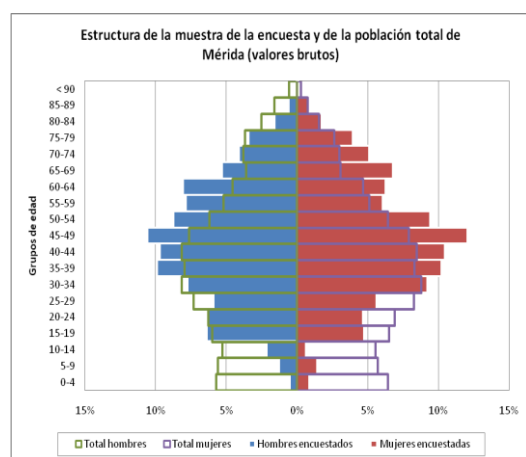


Figura 5. Expansión de la muestra en función de la pirámide pob. Fuente: Elaboración propia

El resultado tras estos cálculos es la obtención de la matriz Origen-Destino ajustada y expandida al total de la población emeritense.

### 3.4 Fase 4: Asignación de viajes a la red

La asignación de viajes a la red viaria consiste en implementar cada una de las rutas, para cada par origen-destino visto en la matriz, a cada tramo del viario generado para este modelo. Así, se pueden analizar y extraer resultados relativos al número de viajes que pasan por un tramo determinado o cuáles son los centros de mayor atracción de población, en función de la red utilizada. Todas estas cuestiones son posibles gracias a las herramientas de diseño de redes propias de los SIG.

Existen diversos métodos de modelización en la asignación de los desplazamientos a la red (véase por ejemplo Ortúzar y Willumsen, 2008), en función de si se tiene en cuenta la congestión de la vía y la variabilidad en la demanda, en función de dicha congestión.

En lo que respecta al modelo expuesto en esta comunicación, se ha optado por utilizar el método de asignación *todo o nada* con algún matiz. Éste, parte de la asignación de todos los viajes (demanda) a la ruta de menor coste (normalmente medido en tiempo) sin tenerse en cuenta la capacidad de la vía ni la congestión. Por tanto, los costes de atravesar los arcos no cambian. Teniendo en cuenta esta invariabilidad de costes, se parte de la idea de que todos los usuarios son conocedores de la red y eligen siempre la misma ruta para desplazarse desde un origen hasta un destino: la más corta.

Sin embargo, en este modelo se plantea la idea de “relajar” la asignación *todo o nada* a dos rutas más (a parte de la inicial de menor coste). El objetivo de plantear esta relajación viene dado porque se detecta cierta similitud en las ciudades de tamaño medio en lo que a jerarquía del viario se refiere: se observa una marcada diferencia entre las vías conectoras y de circunvalación con aquellas vías de origen/destino final de los desplazamientos. Por eso, la mayor parte de los usuarios de la red deciden utilizar para los desplazamientos urbanos las vías con mejores condiciones para soportar el mayor volumen de tráfico posible y que les permita moverse a la mayor velocidad posible. Estas vías son precisamente las seleccionadas por este método de asignación (aún en casos en los que se detecten problemas de congestión en las vías), según las herramientas de análisis de redes SIG.

Al existir esta diferencia de vías, el método de asignación *todo o nada* se muestra muy efectivo, máxime cuando las diferencias de tiempo entre flujo libre y hora punta son mínimas (como es el caso de Mérida, según estudios del PMUS de la ciudad).



La expresión para asignar los desplazamientos sobre la red lo da la propia matriz Origen-Destino y el flujo asignado a cada tramo del viario, de acuerdo con las rutas conocidas para cada par origen-destino.

Las principales tareas abordadas para llevar a cabo la asignación se resumen en:

- Obtención de rutas óptimas (rutas de menor coste en tiempo para ser recorridas) (figura 6). Estas rutas vienen definidas por el campo Impedancia que muestra el tiempo que un usuario tarda en atravesar cada tramo de vía en función de la longitud del mismo y la velocidad máxima permitida en él. Así, las herramientas de análisis de redes de las aplicaciones SIG, calculan las rutas óptimas (primeras, segundas y terceras) para cada par origen-destino. Estas rutas serán la base posterior a la que se asignarán los desplazamientos ajustados en las fases anteriores. Los porcentajes de asignación elegidos para cada una de las tres rutas óptimas por par origen-destino son 70% para la primera ruta óptima, 20% para la segunda ruta óptima y 10% para la tercera.
- Asignación de valores de impedancia elevados. Los desplazamientos ajustados y expandidos al resto de la población emeritense se implementan a las rutas seleccionadas como óptimas en el punto anterior. De esta forma, se puede saber el número de rutas que atraviesan cada tramo de vía, de dónde viene y a dónde va cada una de ellas. La parte de cálculos que se refieren a la determinación de rutas que atraviesan cada tramo de vía, se realizan en la base de datos (exportando la capa resultado en la que están unidas las rutas óptimas a los tramos de red por los que pasan).

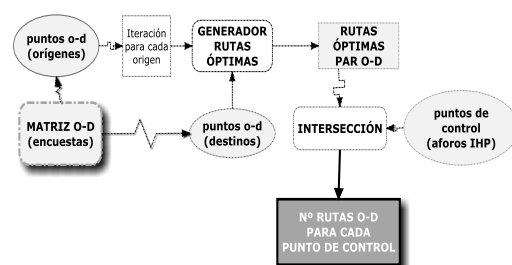


Figura 6. Model Builder aplicado a la obtención de rutas óptimas. Fuente: Elaboración propia.

El resultado final es la obtención de una tabla en la que se identifican el número de desplazamientos reales (teniendo ya en cuenta la

expansión y ajuste de la matriz Origen-Destino muestral) que atraviesan cada tramo de red. También se puede obtener información, a través de la generación de consultas en la base de datos, relativa a cuáles son los orígenes de los desplazamientos que acceden a un bien determinado o qué pasaría si se cortan vías concretas de la ciudad (o se construye un nuevo puente).

## 4 RESULTADOS

A continuación se presenta un ejemplo de aplicación del modelo de planificación del transporte diseñado anteriormente.

Desde el PMUS de Mérida se plantea como una de las propuestas crear una “supermanzana” (Rueda, 2011) como primer cinturón interior que bordeee el casco urbano central (que es la zona más problemática de la ciudad), con el fin de que los vehículos privados motorizados utilicen dicha circunvalación para aproximarse a esta zona y no para acceder a la misma.

Una vez cerca, se ofrece la posibilidad de estacionar en zonas habilitadas (parkings disuasorios) y acceder al interior exclusivamente en modos sostenibles (a pie, en bici o en transporte público).

Para que esta propuesta sea una realidad, entre otras intervenciones, es necesario restringir el acceso del vehículo privado en una calle (C/ Almendralejo) y ver cómo repercute este cierre a una de las intersecciones más problemáticas de Mérida (La glorieta de la Torre, figura 7).

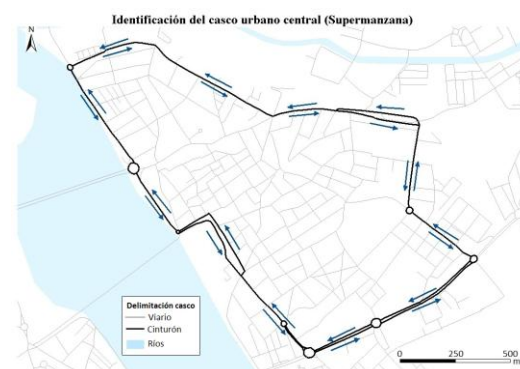


Figura 7. Identificación del casco urbano central (supermanzana). Fuente: Elaboración propia.

Bajo estas premisas se ajustó el modelo, teniendo en cuenta la matriz Origen-Destino y la pirámide poblacional de la ciudad y se calcularon los volúmenes de tráfico en el área de estudio, manteniendo abierta al tráfico la C/ Almendralejo. Para calcular estos volúmenes, se utilizaron las herramientas de diseño de red propias de los SIG, partiendo del cálculo de la Impedancia para cada tramo viario (tiempo que se tarda en

atravesar dicho tramo de vía). Posteriormente, se validaron los cálculos del modelo con los aforos realizados en campo para dicha área de estudio (teniendo en cuenta predicciones de flujos individuales en cada uno de los accesos de la glorieta La Torre).

Tras comprobar que la predicción del modelo era aceptable, se cerró la C/ Almendralejo al tráfico y se volvió a ejecutar el modelo (ejemplificado en la figura 8), obteniendo los resultados finales (tabla 2).

Nombre viario	Viajes C/ Almendralejo abierta	Viajes C/ Almendralejo cerrada	Diferencias (Total)	Diferencias (%)
C/ Almendralejo	406,42	0,00	-406,42	-100%
Avda. Extremadura	660,10	415,26	-244,84	-37%
C/ C. José Cela	38,63	86,96	48,33	125%
C/ Marquesa Pinares	271,20	404,07	132,87	49%
Totales	1376,35	906,29	-470,05	

Tabla 2. Estimación de flujos en la Glorieta de la Torre. Fuente: Elaboración propia.

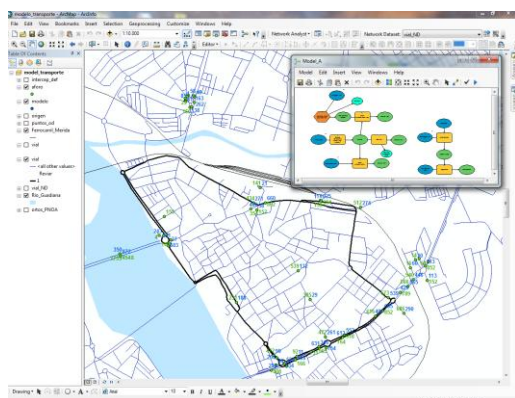


Figura 8. Muestra visual de la aplicación de modelización. Fuente: Elaboración propia.

Estos resultados se compararon con los aforos de campo para validar la predicción del modelo. De esta forma, se detectaron perfectamente qué cambios se verían en la movilidad de la zona (tabla 2): cómo pierde un 37% de los viajes la avda. Extremadura porque los usuarios eligen la ruta de la circunvalación para desplazarse hacia la parte este de la ciudad, o cómo aumentan los viajes en otros accesos de la intersección analizada (calles Marquesa de Pinares y Camilo José Cela).

## 5 CONCLUSIONES

Una primera conclusión que se puede obtener tras este trabajo, es que la metodología propuesta permite la obtención de información en la que se identifican el número de desplazamientos reales que atraviesan cada tramo de red y cuáles son sus orígenes y destinos. Esto permite obtener la dinámica de movilidad que se da en la ciudad en momentos concretos y permite analizar cualitativamente al

menos los posibles cambios en estas pautas por parte de los usuarios.

Por otra parte, el modelo ofrece la posibilidad de realizar análisis concretos por tipo de bienes u obtener áreas de influencia a los mismos (por ejemplo, zonificación de centros educativos). Para este tipo de trabajos resultan fundamentales las herramientas de análisis de redes propias de los SIG. Estas, agilizan los cálculos para generar las rutas origen-destino y muestran además, de forma cartográfica, estas rutas. Las herramientas de redes permiten también generar polígonos de tiempo de recorrido para distintos modos de transporte, permitiendo comparar la competitividad de los mismos de cara a futuras propuestas.

Esta herramienta predice cambios parciales o totales en las pautas de movilidad de una ciudad media, ante modificaciones de la oferta infraestructural inicial (como cortes de vías al tráfico).

Finalmente, se puede concluir afirmando que este tipo de modelización es adecuado para analizar y gestionar la movilidad general de una ciudad de tipo medio y para el seguimiento de actuaciones propuestas por los PMUS, ya que a la base de datos geográfica utilizada para esta modelización se la puede implementar todo tipo de información (contaminación acústica y/o ambiental, nivel de estacionamiento, etc). Esto enriquece enormemente la posible toma de decisiones y permite identificar áreas problemáticas o realizar un seguimiento de las iniciativas llevadas a cabo en los PMUS.

## BIBLIOGRAFÍA

- Comisión de las Comunidades Europeas, 2006. *Libro blanco del transporte*, Bruselas.
- Comisión de las Comunidades Europeas, 2007. *Libro Verde. Hacia una nueva cultura de la movilidad urbana*, Bruselas.
- Comisión de las Comunidades Europeas, 2011. *Libro blanco. Hoja de ruta hacia un espacio único europeo de transporte: por una política de transportes competitiva y sostenible*, Bruselas.
- De Cea, J., Fernández, J. E. y Soto, A. 2003. ESTRAUS: un modelo computacional para la solución de problemas de equilibrio oferta-demanda en redes multimodales de transporte urbano con múltiples clases de usuarios, *Transportation Research B*, 37, 615-640.
- De Dios Ortúzar, J. y Román, C. 2003. El problema de modelación de demanda desde

- una perspectiva desagregada: el caso del transporte, *Revista Eure*, 88, 149-171.
- De Dios Ortúzar, J. y Willumsen, L. 2008. *Modelos de transporte*, Santander, PubliCan, Ed. Universidad de Cantabria.
- Dombriz, M. A. (ed), 2008. *Libro verde del urbanismo y la movilidad*, Madrid, Ed. Comisión de Transportes del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.
- Dombriz, M. A. 2009. Urbanismo y movilidad: dos caras de la misma moneda, *Ingeniería y Territorio*, 86, 4-9.
- Enlace web a la red de ciudades medias europeas, red ciumed 2011. <http://www.ciumed.org>.
- Fernández, R. 2005. Ciudades al borde del colapso. Nota sobre la insostenible insostenibilidad urbana, *Perspectivas Urbanas*, 6, 1-9.
- García, J. C. 2008. Incidencia en la movilidad de los principales factores de un modelo metropolitano cambiante, *Revista Eure*, 34, 101, 5-24.
- Gentile, G., Meschini, L. y Papola, N. 2007. Spillback congestion in dynamic traffic assignment: a macroscopic flow model with time-varying bottlenecks, *Transportation Research Part B: Methodological*, 41, 10, 1.114-1.138.
- Gómez, A. 2005. *El estado del arte en la modelación de problemas de tránsito*, Tesis doctoral, Universidad de Colombia.
- Mora, J., Domínguez, P., Gutiérrez, J. A. y Jaraíz, F. J. 2010. Accesibilidad de la población a las aglomeraciones urbanas de la Península Ibérica, *Finisterra*, 89, 107-118.
- Ibeas, A. 2007: *Manual de encuestas de movilidad (preferencias reveladas)*. Available at: <http://goo.gl/NN5O9>.
- Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía, IDAE 2006. *Guía práctica PMUS para la elaboración e implantación de Planes de Movilidad Urbana Sostenible*, Madrid.
- Juran, I., Prashker, J. N., Bekhor, S. and Ishai, I. 2009. A dynamic traffic assignment model for the assessment of moving bottlenecks, *Transportation Research Part C: Emerging Technologies*, 3, 240-258.
- Lotero, L. y Jaramillo, P. 2010. Modelo matemático para la asignación de tráfico al sistema de transporte urbano aplicado al valle de Aburrá, Tesis doctoral, Universidad de Colombia.
- Mora, J., Nogales, J. M., Gutiérrez, J. A. y Cortés, T. 2003. Aplicación de técnicas SIG en la planificación del transporte por carretera en Extremadura (España), *Finisterra*, 75, 67-83.
- Pozueta, J. y Gurovich, A. 2007. *Alternativas al modelo dominante de ciudad dispersa, zonificada y de baja densidad: el caso de los corredores fluviales y la interfaz urbana rural de Madrid y Santiago de Chile*, Madrid, Ed. Agencia Española de Cooperación Internacional, Ministerio de Asuntos Exteriores y de Cooperación de España, proyecto A/4930/06.
- Rueda, S. 2011. *Las supermanzanas: reinventando el espacio público, reinventando la ciudad*. En Armand, L. (dir.), *Ciudades impropias: la tensión entre lo global y lo local*, Valencia, CIAE e IPV, 123-132.
- Seguí, J. M. y Martínez, M. R. 2004. Los sistemas inteligentes de transporte y sus efectos en la movilidad urbana e interurbana, *Scripta Nova*, VI, 170.
- Vassallo, J. M. y Pérez de Villar, P. 2008. Equidad y eficiencia del transporte público en Madrid, *Revista de Obras Públicas*, 155, 3494, 23-40.
- Zargari, S., Araghi, M. y Mohammadian, K. 2009. An application of combined model for Tehran metropolitan area incorporating captive travel behavior, *American Journal of Applied Sciences*, 6, 1, 64-71.



# Regresión Geográficamente Ponderada (GWR) y estimación de la demanda de las estaciones del Metro de Madrid

J. Gutiérrez-Puebla<sup>1</sup>, J.C. García-Palomares<sup>1</sup> y O. Daniel-Cardozo<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Geografía Humana. Universidad Complutense de Madrid

<sup>2</sup>Instituto de Geografía. Universidad Nacional del Nordeste - Resistencia (Argentina)

javiergutierrez@ghis.ucm.es, jcgarcia@ghis.ucm.es, odcardozo@hum.unne.edu.ar

## RESUMEN

*En los últimos años se han desarrollado metodologías apoyadas en el uso de herramientas SIG y regresión múltiple, llamadas de respuesta rápida, que tratan de estimar la demanda en función de un reducido número de variables del entorno de la estación y las características de la misma. Frente a los más tradicionales, apoyados en el modelo de cuatro etapas, los de respuesta rápida tienen la ventaja de su simplicidad, la facilidad para interpretar sus resultados y su bajo costo. Sin embargo, estos modelos usan análisis de regresión múltiple (OLS) que asume estabilidad paramétrica. En esta comunicación se propone el uso de la regresión geográficamente ponderada (GWR) para estimar la demanda en las estaciones de Metro de Madrid. La regresión geográfica permite mejorar los ajustes, neutralizar la dependencia espacial en los residuos y conocer la distribución espacial, tanto de las elasticidades en las variables explicativas, como en la significación local del modelo. Todo ello sin renunciar al carácter directo y de respuesta rápida.*

## PALABRAS CLAVE

*Transporte público, modelos de estimación directa de la demanda, regresión geográficamente ponderada, Metro, Madrid.*

## ABSTRACT

*In recent years, station-level ridership forecasting models have been developed based on Geographic Information Systems (GIS) and multiple regression analysis. These models estimate the number of passengers boarding at each station as a function of the station characteristics and the areas that they serve. These models have considerable advantages over the traditional four-step model, including simplicity of use, easy interpretation of results, immediate response and low cost. Nevertheless, the models usually use traditional ordinary least squares (OLS) multiple regression, which assume parametric stability. This study proposes a direct model that uses geographically weighted regression (GWR) to forecast boarding at the Madrid Metro stations. The GWR model results in a better fit than the traditional one. In addition, the information supplied by the GWR model regarding the spatial variation of elasticities and their statistical significance provides more realistic and useful results.*

## KEY WORDS

*Transit ridership, direct forecasting models, Geographically Weighted Regression (GWR), Metro, Madrid.*



## 1 INTRODUCCIÓN: MODELOS DE PREDICCIÓN DIRECTA DE DEMANDA A NIVEL DE ESTACIÓN Y LA REGRESIÓN GEOGRÁFICAMENTE PONDERADA

Los expertos en planificación del transporte han dedicado mucho tiempo y esfuerzo al estudio de la demanda de transporte. Para ello utilizan generalmente el denominado modelo de cuatro etapas (McNally, 2007; Ortúzar y Willumsen, 2008). Se trata de un modelo de eficacia probada, pero muy sofisticado (en realidad es una familia de modelos interrelacionados) y con un elevado coste de implantación y mantenimiento. Dado que su objetivo inicial en los años cincuenta era la predicción del tráfico, preferentemente a escalas regionales, no es de extrañar que su eficacia para la previsión de viajes disminuya en otros modos de transporte (como el transporte público) y en escalas de detalle (como a nivel de estación). Uno de sus problemas fundamentales es que este modelo de cuatro etapas no contempla adecuadamente las características del entorno de las estaciones, al trabajar con zonas de transporte relativamente extensas (Marshall y Grady, 2006; Cervero, 2006).

Para superar esta deficiencia, recientemente han surgido modelos denominados de predicción directa de la demanda a nivel de estaciones. Frente a los modelos de cuatro etapas, estos son de respuesta rápida y bajo coste. Se basan en la aplicación de modelos de regresión múltiple (OLS) para predecir la demanda de las estaciones a partir de un conjunto de predictores relativos a las características de la estación y de su área de influencia. Estas últimas se calculan con la ayuda de Sistemas de Información Geográfica (SIG), lo que permite un tratamiento detallado de las mismas (Walters y Cervero, 2003; Kuby *et al.*, 2004; Cervero, 2006; Cardozo *et al.*, 2010). Así, los modelos de predicción directa permiten analizar con precisión las variables de las áreas de influencia de las estaciones y, a partir de las elasticidades, conocer las repercusiones de posibles actuaciones urbanísticas (como nuevos desarrollos, operaciones de densificación, etc.) sobre la demanda de viajeros, lo que resulta de particular interés en la planificación. Además, la combinación de precisión, bajo coste y sencillez les convierten en una alternativa razonable para municipios de tamaño pequeño o de recursos limitados, que necesitan evaluar de forma rápida y precisa la demanda prevista en sus planes de inversión en infraestructuras de transporte.

Como decimos, los modelos de predicción directa de la demanda a nivel de estación se basan normalmente en el análisis de regresión múltiple por ajuste de mínimos cuadrados (OLS) (Parsons Brinckerhoff, 1996; Walters y Cervero, 2003; Chu, *et al.*, 2004; Kuby *et al.*, 2004; Cardozo *et al.*, 2010; Gutiérrez *et al.*, 2011). Ésta aproximación analítica tiene el defecto de enmascarar las variaciones geográficas de las relaciones entre las variables (Lloyd y Shuttleworth, 2005), al adoptar el supuesto de relaciones estacionarias entre variables, ignorando la posibilidad de que existan variaciones locales a causa de la heterogeneidad propia del espacio (Páez, 2006). Sin embargo, es bien conocido que los datos geográficos normalmente no tienen un comportamiento estacionario (Haining, 2010). Cuando en los modelos de regresión se asume que el poder explicativo es igual para todo el conjunto de observaciones, la idea de un comportamiento uniforme y constante del ajuste a través del espacio geográfico resulta por lo menos sospechosa, y estaríamos frente al problema conocido en la literatura como inestabilidad paramétrica (Arbia, 2006; Páez *et al.*, 2010; Haining, 2010). Aceptar como verdadero aquel supuesto es negar la posibilidad de conocer las interacciones locales que se producen dentro del área de estudio.

En el modelo OLS cada observación es considerada de forma independiente. Pero lo cierto es que los datos espaciales no cumplen la hipótesis de independencia, debido a que normalmente están autocorrelacionados, por lo que la fuerza de la relación entre las variables del modelo no será la misma en toda el área de estudio (Clark, 2007). En este sentido, Lloyd and Shuttleworth (2005) destacan la necesidad de incluir en los modelos especificaciones más apropiadas, que consideren la naturaleza intrínseca de los datos espaciales, que normalmente están autocorrelacionados.

Los modelos estadísticos tradicionales pueden mostrar problemas de especificación cuando no consideran la presencia de autocorrelación espacial en los datos. Una consecuencia importante es el riesgo de estimar coeficientes ineficientes para representar la magnitud de la relación entre las variables, por lo que las pruebas de significación estadística sobre los mismos serán cuestionables debido a la inflación en los errores estándar. Por esta razón, antes de cualquier interpretación de los resultados de un análisis de regresión, es necesario someter los residuos a test específicos (como el I de Moran o el C de Geary) para demostrar estadísticamente su aleatoriedad espacial. En caso contrario, es decir, en presencia de autocorrelación espacial, es recomendable

evaluar el empleo de alguna técnica diseñada específicamente para hacer frente a este tipo de problemas, como la Regresión Geográficamente Ponderada (GWR).

Brunsdon *et al.* (1996) introdujeron este término para aludir a una familia de modelos de regresión “ajustados al espacio”, donde es posible observar las variaciones espaciales de los parámetros estimados y con ello saber dónde y cuánto es el efecto de una variable explicativa sobre la dependiente. Se trata de ajustar tantas regresiones como observaciones (unidades espaciales) se consideren en el análisis, en base al concepto de *distance decay* (se da más peso a las observaciones más próximas y menos a las más lejanas), operacionalizado por medio de una función kernel, que simule el efecto de caída con la distancia. En consecuencia se pueden realizar estimaciones ajustadas a cada observación, aplicando su correspondiente ecuación.

La GWR considera así explícitamente la componente espacial de los datos, incorporando en su ecuación el valor de las coordenadas geográficas de las observaciones. Frente a la regresión OLS, los coeficientes  $\beta_j$  ( $j = 0, 1, \dots, p$ ) de los  $j$  predictores  $x_j$  ( $j = 1, \dots, p$ ) varían para cada localización, es decir, que para cada localización definida por sus coordenadas ( $u_i, v_i$ ), el valor de la variable dependiente  $y_i$  es estimado según:

$$y_i = \beta_0(u_i, v_i) + \beta_1(u_i, v_i) x_1 + \beta_2(u_i, v_i) x_2 + \dots + \beta_p(u_i, v_i) x_p$$

Algunas de las ventajas más importantes que justifican el empleo de la GWR son:

- Permite moverse desde una perspectiva global a un análisis local del problema, obteniendo un mayor grado de detalle y precisión (Lloyd, 2010).
- Los coeficientes de cada uno de los predictores (elasticidades) varían de una unidad espacial a otra (inestabilidad espacial).
- La posibilidad de estimar coeficientes de determinación locales para cada unidad espacial a partir de los valores de un conjunto de observaciones vecinas, permite conocer la forma en que se combinan localmente las variables de la regresión para obtener el “ajuste específico” en una localización (Fotheringham *et al.*, 2002).
- La desagregación del coeficiente de determinación ( $R^2$ ) global en coeficientes locales y el análisis de su distribución geográfica permiten reconocer dónde las variables independientes tienen un mayor

o peor poder explicativo (Fotheringham *et al.*, 2002; Lloyd, 2010).

- En la gran mayoría de los casos, esta clase de regresión genera errores de estimación más pequeños que el modelo tradicional, además de anular o reducir el problema de la autocorrelación espacial (Hadayeghi *et al.*, 2010).
- La implementación de esta técnica en los Sistemas de Información Geográfica (SIG) facilita la elaboración de una amplia variedad de mapas con los resultados generados: variables dependientes e independientes,  $R^2$  locales, coeficientes locales de los predictores (elasticidades), valores  $t$ , residuos estandarizados (Mennis, 2006).
- Es posible generar superficies interpoladas para conocer la distribución espacial continua de los parámetros y aplicar los principios de la “predicción espacial” para hallar los valores de las observaciones que faltan (Anselin, 1988; Páez, 2006).
- Facilita explorar la estructura espacial del modelo, es decir, medir el grado de dependencia espacial presente en el modelo -pudiendo ser positiva o negativa-, o detectar clusters de datos (Anselin, 1988).
- Al proveer resultados específicos para cada localización, éstos pueden ser usados como evidencias para apoyar políticas o tomas de decisiones locales; por eso con frecuencia estas técnicas son llamadas “basadas en el lugar”.

Aunque la GWR es una técnica todavía muy joven, ha sido aplicada en campos de investigación muy distintos. En el ámbito del transporte se ha utilizado para explorar las variaciones espaciales que presentan variables como los accidentes de tráfico (Hadayeghi *et al.*, 2010), la accesibilidad (Mountain *et al.*, 2007), la tenencia de coche (Clark, 2007), el tráfico medio anual de las carreteras (Zhao y Park, 2004), las distancias medias recorridas por los *commuters* (Lloyd y Shuttleworth, 2005), el uso del transporte público (Chow *et al.*, 2006 y 2010; Kobayashi y Lane, 2007; Blainey y Preston, 2010) o la influencia de las infraestructuras de transporte en el uso del suelo (Páez, 2006). Sin embargo la GWR apenas ha sido incorporada a los modelos de predicción directa de la demanda a nivel de estación.

El objetivo principal de esta comunicación es demostrar las ventajas de los modelos de regresión geográficamente ponderada en la estimación de la demanda del transporte público

a nivel de estación, y las grandes posibilidades de la explotación de sus resultados.

## 2 ÁREA DE ESTUDIO Y DATOS

Para cumplir ese objetivo se utiliza como área de estudio la red de Metro de Madrid. El año de referencia es 2004, ya que para esa fecha se dispone de un aforo de viajeros en todas las estaciones y una encuesta de movilidad. En 2004 la red contaba con un total de 12 líneas y 190 estaciones, y se extendía por el municipio de Madrid y varios de los municipios de su entorno: Alcorcón, Móstoles, Leganés, Fuenlabrada, Getafe, Rivas-Vaciamadrid y Arganda (figura 1).

Para alimentar los modelos de regresión se dispuso de las siguientes capas de información:

- Estaciones de la red de metro de Madrid (Consortio Regional de Transportes de Madrid). Contiene información relativa a las características de las estaciones (por ejemplo, número de líneas de Metro que

pasan por la estación) y al número de viajeros que entraron en cada una de las 190 estaciones de la red en el mes de noviembre de 2004 (variable dependiente en los modelos de regresión).

- Red viaria (Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid). Utilizada para delimitar las áreas de influencia de las estaciones por medio de distancias a través del viario (no en línea recta).
- Zonas de transporte (Consortio Regional de Transportes de Madrid). Contiene datos como población, empleos, ocupados, etc., referidas también al año 2004, y que permiten caracterizar los entornos de las estaciones.
- Estaciones de las redes de autobuses urbanos e interurbanos (Consortio Regional de Transportes de Madrid). Utilizadas para calcular el número de líneas alimentadoras en el entorno de las estaciones de metro.

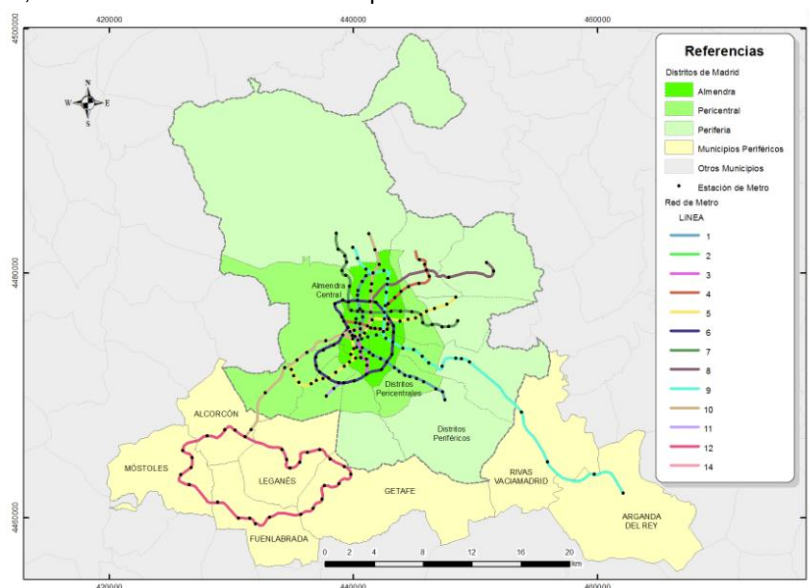


Figura 1: Distribución geográfica de la red de Metro en el área metropolitana de Madrid

## 3 METODOLOGÍA

Para calcular las variables del entorno de las estaciones (población, empleo, mezcla de usos del suelo, etc.) usadas como variables explicativas, la mayor parte de los estudios anteriores delimitan áreas de influencia a partir de distancias euclidianas (por ejemplo, Parsons Brinckerhoff, 1996; Walters y Cervero, 2003; Chu *et al.*, 2004). En este trabajo las distancias se calculan a través de la red viaria (utilizando el módulo de Network Analyst de ArcGIS), hasta un umbral de distancia de 800 metros en torno a las

estaciones, umbral en el que se obtuvo el máximo ajuste para la mayor parte de los modelos calibrados (Gutiérrez *et al.*, 2011). Posteriormente, se han superpuesto las franjas de cobertura con las capas que contienen las distintas variables de población y empleo y se ha usado el método de proporción de áreas (ver Moreno y Prieto, 2003) para su reparto según dichas franjas.

A partir de las fuentes de información mencionadas se generaron inicialmente 9 variables (tabla 1) como posibles predictores del número de entradas mensuales al Metro. Estas

nueve variables fueron identificadas en un trabajo anterior donde se analizan los factores que afectan a la demanda de transporte público (ver Gutiérrez *et al.*, 2011). Para las 9 variables iniciales se aplicaron los test disponibles en los paquetes SIG para comprobar la presencia o no de autocorrelación espacial en sus distribuciones, usando el I de Moran global y local, estimados en OpenGeoDa. A la vez, se realizó una matriz de correlaciones bivariadas entre las variables incluidas en el modelo, con el fin de identificar posibles problemas de multicolinealidad en los modelos de regresión. Los cálculos de los modelos de regresión (OLS y GWR) se implementaron utilizando las herramientas modelado de relaciones espaciales de ArcGIS (versión 10).

Variable	Descripción
Población	Población total en el área de cobertura a 800 m
Empleo	Empleos en el área de cobertura a 800 m
Ocupados	Población ocupada total residente en el área de cobertura a 800 m
Hogares sin coche	Porcentaje de hogares sin coche en el área de cobertura a 800 m
Mezcla de usos	Inverso del coeficiente de variación en el área cubierta por diferentes usos del suelo dentro del área de cobertura a 800 m (valores altos indican alta diversidad de uso)
Densidad de viario	Densidad de viario en área de cobertura a 800 m
Número de líneas	Número de líneas que pasan por la estación
Buses urbanos	Número de líneas de autobuses urbanos en el área de cobertura a 800 m
Buses interurbanos	Número de líneas del autobús interurbanos en el área de cobertura a 800 m

Tabla 1: Variables predictores candidatas para los modelos OLS y GWR

A partir de los nueve predictores se realizaron múltiples modelos, hasta seleccionar uno con un alto poder explicativo y que incorpora tan sólo cuatro variables independientes, pero relevantes en la planificación y estimación del uso de las estaciones. Manteniendo el número de observaciones y de variables constantes, se estimó el modelo GWR en ArcGIS. Esta técnica da más peso a las observaciones más cercanas al ajustar la ecuación. En nuestro caso, para la asignación de los pesos se utilizó una función Kernel adaptativa, que es la utilizada con más frecuencia en estos modelos, ya que se adapta mejor a una distribución irregular de las observaciones como en el caso de estaciones de metro. Para establecer el umbral de observaciones a considerar en el GWR se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC) (Fotheringham *et al.*, 2002).

Una vez que se obtuvieron los dos modelos (OLS y GWR), estos son comparados tanto por su ajuste global como por la distribución de sus residuos. La decisión de recurrir a la regresión espacial se justifica cuando se produce una mejora en el ajuste global o cuando se detecta la presencia de agrupaciones espaciales (clusters) en la distribución de los residuos, que debe corregirse. Para ello, se han cartografiado los residuos de ambos modelos, y se ha calculado el I de Moran de dichas distribuciones.

Finalmente, se analizó la distribución espacial de los ajustes del modelo GWR (valores locales de  $R^2$ ) y de los coeficientes locales  $\beta$  (y sus significaciones). Estos coeficientes se han interpolado mediante el método IDW para obtener superficies continuas, que ayuden a comprender el patrón espacial de la fuerza de cada variable en el modelo. De esta forma es posible analizar la bondad del ajuste ( $R^2$ ) a nivel local y realizar un análisis espacial de las elasticidades y la importancia de las variables explicativas.

## 4 RESULTADOS

Antes de construir los modelos se realizaron los análisis para determinar si, tanto la variable dependiente como los posibles predictores, presentaban autocorrelación espacial. Todas las variables, salvo la mezcla de usos del suelo, presentan autocorrelación espacial, significativa estadísticamente (tabla 2).

Para la prueba de multicolinealidad entre las variables independientes se calcularon las correlaciones bivariadas entre los predictores candidatos (tabla 3). Los coeficientes de correlación más altos se observan entre las variables número de ocupados y número de empleos (0,547) y entre el total de población y la mezcla de usos del suelo (0,583). En cualquier caso, todas las correlaciones entre las variables

independientes están debajo del nivel de riesgo de 0,7 (Clark y Hosking, 1986). La selección del modelo final se basa en los métodos de los paquetes estadísticos convencionales y en las teorías de los modelos de estimación directa. El objetivo es conciliar una alta capacidad explicativa, con un número bajo de variables independientes, y que éstas sean fáciles de

obtener y relevantes desde la perspectiva de la planificación. El modelo final incorpora cuatro variables independientes: tres relativas al área de influencia de la estación (cantidad de ocupados, cantidad de empleos, número de líneas de autobuses interurbanos) y una relativa a las características de las estaciones (número de líneas que pasan por la estación).

Variable	Moran's I	Pauta	z-score	p-value
Entradas	0.094	Agrupación	8.004	0.00
Población	0.091	Agrupación	7.579	0.00
<b>Empleo</b>	0.339	Agrupación	27.302	0.00
<b>Ocupados</b>	0.114	Agrupación	9.407	0.00
Hogares sin coche	0.034	Agrupación	3.156	0.00159
Mezcla de usos	-0.002	Aleatoria	0.270	0.7868
Densidad de viario	0.394	Agrupación	31.632	0.00
<b>Número de líneas</b>	0.112	Agrupación	9.311	0.00
Buses urbanos	0.112	Agrupación	9.255	0.0000
<b>Buses interurbanos</b>	0.192	Agrupación	15.742	0.0000

Tabla 2: Autocorrelación espacial con I-Moran para la variable dependiente y las independientes candidatas

	Número de líneas	Población	Empleo	Ocupados	Buses interurbanos	Buses urbanos	Densidad de viario	Mezcla de usos	Hogares sin coche
Número de líneas	1								
Población	-,034	1							
Empleo	,455**	-,018	1						
Ocupados	,228**	,379**	,547**	1					
Buses interurbanos	,082	,171*	-,133	,028	1				
Buses urbanos	,268**	,066	,481**	,455**	-,071	1			
Densidad de viario	,199**	,326**	,328**	,365**	-,231**	,345**	1		
Mezcla de usos	-,049	,583**	,079	,392**	,000	,239**	,340**	1	
Hogares sin coche	,073	,448**	,034	,173*	,051	,110	,268**	,312**	1

\*\* La correlación es significativa al nivel de 0.01. \* La correlación es significativa al nivel de 0.05.

Tabla 3: Correlaciones bivariadas (Pearson r) entre las variables independientes candidatas

El ajuste del modelo global (OLS) ofrece unos  $R^2$  y  $R^2$  ajustado de 0,56 y 0,57, respectivamente, lo que significa que con solo cuatro variables se explica un poco más de la mitad de la variabilidad

en el número de viajeros que entran en las estaciones de la red de Metro (tabla 4). Todas las variables independientes son significativas a un nivel de 0,05 y presentan los coeficientes



esperados. Los valores de VIF (todos por debajo del umbral de 7,5) indican que no hay problemas de multicolinealidad entre las variables explicativas. El elevado valor del estadístico F (60,6) y su bajo p-value asociado (0,000000) denotan la elevada significación estadística del modelo.

Sin embargo, la significación (p-value = 0,0023) del estadístico Koenker indica errores

estándares sesgados producto de la heteroscedasticidad. El p-value significativo (0,000000) en el estadístico Jarque-Bera demuestra que los residuales se desvían de una distribución normal teórica. Asimismo los resultados de los test I de Moran aplicados, indican presencia de autocorrelación espacial en los residuos (figura 2). Por lo tanto existen evidencias suficientes para recurrir a la regresión geográfica.

Resumen modelo OLS					
Variable	Coefficiente $\beta$	StdError	t-Statistic	Probabilidad	VIF
Intercept	-233283,245	38117,356	-6,120	0,0000*	-----
Número de líneas	306115,745	26118,755	11,720	0,0000*	1,173
Ocupados	14,65796	5,288	2,7722	0,0061*	1,598
Buses interurbanos	1295,41846	497,645	2,603	0,0099*	1,037
Empleos	7,073422	3,109	2,274	0,0240*	1,836
Diagnóstico modelo OLS					
Número de observaciones	190				
Número de variables	5				
R <sup>2</sup> Ajustado	0,557				
R <sup>2</sup>	0,567				
AIC	5157,689				
Grados de Libertad:	185				
F-Statistic	60,637	Prob(>F), (4,185) degrees of freedom:			0,0000*
Koenker (BP) Statistic	16,534	Prob(>chi-squared), (4) degrees of freedom:			0,0024*
Jarque-Bera Statistic	1403,820	Prob(>chi-squared), (2) degrees of freedom:			0,0000*

Tabla 4: Resumen y diagnóstico de los coeficientes en el Modelo OLS

Modelo OLS		Modelo GWR			
Variables		Min.	Max.	Media	Std Desv.
Intercept	-233283.245	-252229.59	-81629.73	-181531.73	49688.93
Número de líneas	306115.745	188054.54	317444.42	268099.52	30369.49
Ocupados	14.657960	-3.60	30.02	12.20	6.77
Empleos	7.073422	2.74	13.33	7.49	2.08
Buses interurbanos	1295.418463	-833.07	11598.57	6097.50	3959.04
Diagnóstico					
R <sup>2</sup>	0.57	0.73			
R <sup>2</sup> Ajustado	0.56	0.70			
AICc	5157.68	5095.90			
Number of parameters	5	24.49			
Sigma ( $\sigma$ )	35114930078.30	152398.96			
Residual Squares	184907.89	145031.96			

Tabla 5: Parámetros estimados y estadísticos de diagnóstico en ambos modelos

Los R<sup>2</sup> y R<sup>2</sup> ajustado obtenidos usando GWR (Sigma y Desvío Standard) referidos al error en el modelo (tabla 5).

son de 0,73 y 0,70, respectivamente, lo cual supone una mejora muy importante con respecto al modelo OLS. También resulta un valor más reducido del AIC, así como de otros parámetros

Asimismo, el análisis de los residuos también muestra mejores resultados en la GWR que en la OLS.

Esta mejora se comprueba estadísticamente con los datos de la tabla 6, donde el valor calculado del I de Moran se aproxima mucho más al valor esperado en el modelo GWR, mostrando además una menor varianza y mayores probabilidades de distribución aleatoria (p-valor y Z score). Más claros aún son los mapas de clusters y significación (figura 2), donde los residuos del modelo tradicional presentan clusters de valores significativamente altos, tanto positivos como negativos, mientras que en el modelo espacial se descarta algún tipo de agrupamiento.

Por otra parte, la distribución espacial de los ajustes locales producidos con la GWR, permite conocer la variación espacial del poder explicativo del modelo. La figura 3 muestra que el modelo tiene mejor capacidad predictiva hacia el norte y centro de la red principalmente, mientras que disminuye su precisión en el sur. Esta tendencia muestra como el ajuste es peor en aquellos espacios donde hay menor densidad de

estaciones, de manera que las estaciones tienen un número bajo de vecinos. Al contrario, en las zonas con más densidad, aparecen más vecinos a la hora de realizar el ajuste del modelo para cada estación, incrementándose los  $R^2$  por encima del 0.71.

	Método OLS	Método GWR
I calculado	0,022755	-0,020655
I esperado	-0,005291	-0,005291
Varianza	0,000153	0,000149
z-score	2,264975	-1,257582
p-value	0,023514	0,208543

Tabla 6: Test de Moran en los Residuos

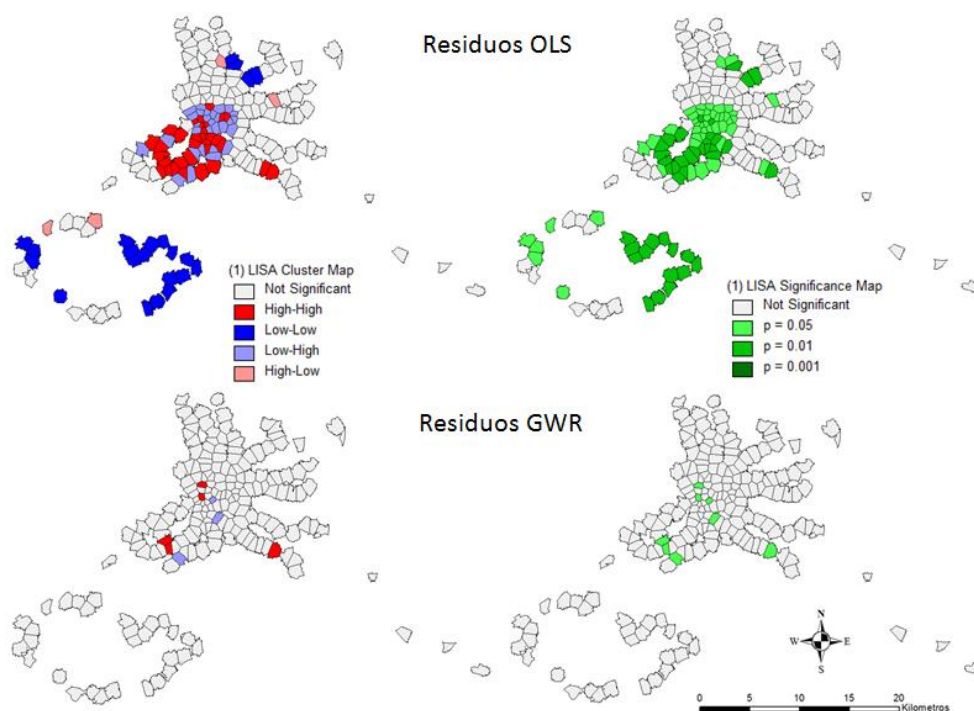


Figura 2: Clusters espaciales y significación en los errores del modelo OLS y el GWR

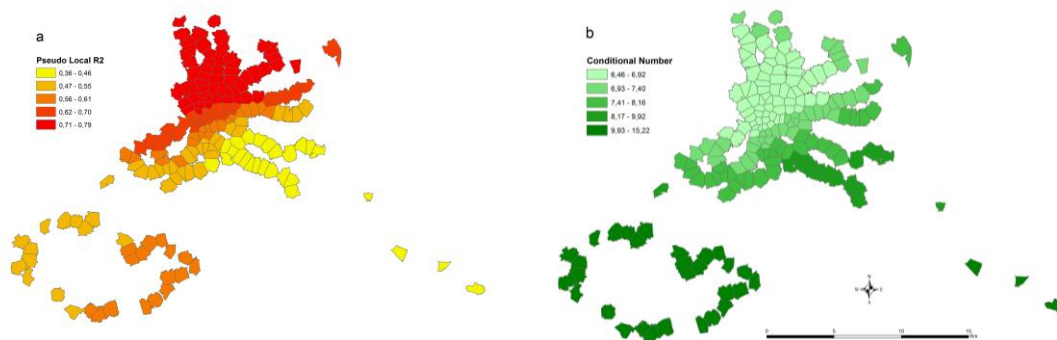


Figura 3: Distribución espacial de la  $R^2$  locales

Otra posibilidad que brinda la GWR es el análisis de la variabilidad espacial de los coeficientes locales de las variables independientes (elasticidades) (figura 4). Así, por ejemplo, las elasticidades medias de la variable ocupados es de 12,2. Esto significa que por cada nuevo ocupado en el área de cobertura de la estación el número de viajes mensuales se incrementa en 12,2. Sin embargo, estas elasticidades son más altas (más viajes por ocupado) en el sur (estratos sociales bajo y medio-bajo, más dependientes del transporte público) que en el norte (estratos sociales alto y medio-alto, más proclives al uso del transporte privado). Al contrario, la media de los coeficientes de la variable empleo fue de 7,49, pero con valores muy elevados en el centro y centro-oeste, donde se concentran los empleos comerciales, administrativos y educativos. Este tipo de empleos presenta ratios de viajes atraídos por empleo más elevados que otros tipos de empleo, como por ejemplo los industriales, lo cual explica que en las áreas donde se concentran el valor de las elasticidades sea más elevado. No obstante, la variación espacial de los coeficientes debe interpretarse cuidadosamente. La cartografía de los t-value muestra como los coeficientes no son significativos estadísticamente (al nivel de 0,05, t-value menor de 1,96) en algunas áreas. Normalmente las zonas con menor densidad de estaciones (figura 4).

## 5 CONSIDERACIONES FINALES

Los modelos de predicción directa de la demanda de transporte público a nivel de estación tienen indudables ventajas en relación al tradicional modelo de cuatro etapas: respuesta rápida, simplicidad, fácil comprensión de los resultados, menores necesidades de información y bajo coste. Es cierto que carecen de la perspectiva regional del modelo de cuatro etapas, pero permiten profundizar en el análisis del entorno de las estaciones y evaluar la influencia

que los cambios en esos entornos (por ejemplo, nuevos desarrollos residenciales o áreas de actividad económica) tendrán en la demanda del transporte público. Ello gracias a que utilizan los SIG como herramienta para el cálculo de esas variables, mediante operaciones de desagregación espacial que permiten conocer con detalle los entornos de las estaciones (una aproximación de grano fino, en palabras de Cervero, 2006).

La incorporación de técnicas de estadística espacial –medidas de autocorrelación espacial y GWR– en los modelos de predicción directa supone claras ventajas sobre el empleo de métodos estadísticos tradicionales (OLS). En presencia de autocorrelación espacial (lo que es habitual en los datos geográficos) el modelo GWR se comporta de forma más eficiente porque considera las variaciones espaciales de las relaciones entre las variables y obtiene parámetros locales que reflejan más exactamente su influencia en el uso del transporte público. El modelo GWR no sólo suele tener un mayor poder explicativo que el OLS, sino que además permite profundizar en el análisis local, ya que se dispone de una ecuación de regresión para cada observación, ajustada localmente. Así es posible conocer dónde el modelo tiene un mayor o menor ajuste ( $R^2$ ) y cómo cambia la relación entre las variables en el espacio (coeficientes de los predictores) y con qué significación estadística.

El conocimiento de la variación de cada coeficiente en el espacio (elasticidades) permite extraer conclusiones más realistas, basadas en el análisis local: operaciones urbanísticas en el entorno de las estaciones podrán producir un mayor o menor número de viajes en función del lugar donde se realicen. Sin duda esto resulta de gran ayuda para los decisores políticos, al poder disponer de predicciones más realistas. Estos modelos no solamente son útiles para conocer los efectos de las políticas de uso del suelo en la demanda de las estaciones, sino que también

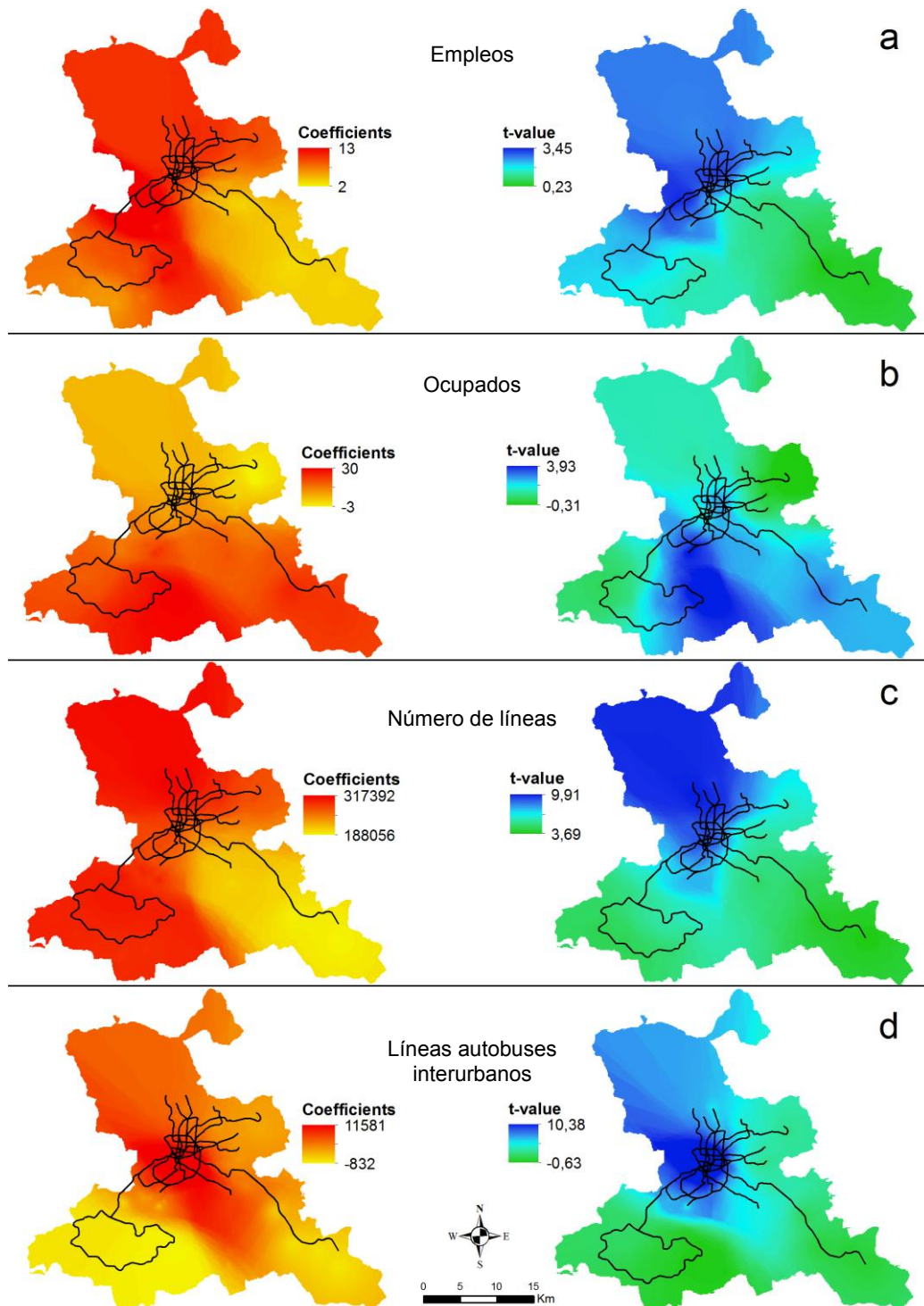


Figura 4: Distribución espacial de los coeficientes locales (elasticidades)

pueden ser una alternativa razonable al modelo de cuatro etapas para predecir la demanda de nuevas estaciones. En el caso de que las nuevas estaciones se construyeran en líneas existentes (por ejemplo, una nueva estación pasante), la inclusión de la frecuencia de la línea como predictor contribuye a alcanzar coeficientes de determinación más elevados (Blainey, 2010).



Sin embargo todavía existen muy pocos modelos de predicción directa de demanda a nivel de estación que incorporen la GWR en lugar del método OLS. Este trabajo aporta evidencia de las ventajas de considerar el análisis local en este tipo de modelos. El modelo resultante es sencillo, de respuesta rápida y aporta resultados relevantes. El coeficiente de determinación aumentó de forma dramática con respecto al obtenido con el modelo OLS y el análisis de su distribución espacial y la de las elasticidades aportó información complementaria de gran interés. Estos resultados permiten demostrar algunas de las ventajas del modelo propuesto y aportan argumentos para su utilización en la planificación del transporte.

## AGRADECIMIENTOS

Esta comunicación ha sido financiada por el Ministerio de Economía y Competitividad (Proyecto TRA2008-06682). Una versión ampliada de este trabajo ha sido publicada en *Applied Geography* 34 (2012) 548-558.

## BIBLIOGRAFÍA

- Anselin, L. 1988. *Spatial Econometrics: methods and models*. Kluwer Academic, Dordrecht.
- Arbia, G. y Baltagi, B.H. 2009. *Spatial econometrics. Methods and applications*. Physica-Verlag, Heidelberg.
- Blainey, S.P. 2010. Trip end models of local rail demand in England and Wales. *Journal of Transport Geography* 18 (1), 153-165.
- Blainey, S.P. y Preston, J.M. 2010. A geographically weighted regression based analysis of rail commuting around Cardiff, South Wales. Paper presented at the 12<sup>th</sup> World Conference on Transportation Research, Lisbon, Portugal.
- Brunsdon, C., Fotheringham, A.S. y Charlton, M.E. 1996. Geographically weighted regression: a method for exploring spatial nonstationarity. *Geographical Analysis* 28 (4), 281-298.
- Cardozo, O.D., Gutiérrez, J. y García, J.C. 2010. Influencia de la morfología urbana en la demanda de transporte público: análisis mediante SIG y modelos de regresión múltiple. *GeoFocus* 10, 82-102.
- Cervero, R. 2006. Alternative approaches to modeling the travel-demand impacts of smart growth. *Journal of the American Planning Association* 72 (3), 285-295.
- Chow, L.F., Chi, H. y Zhao, F. 2010. Subregional transit ridership models based on geographically weighted regression. Paper presented at 89th Annual Meeting of Transportation Research Board, Paper #10-3810.
- Chow, L.F., Zhao, F., Min-Tang, L., Liu, X. y Ubaka, I. 2006. Transit ridership model based on geographically weighted regression. *Journal of the Transportation Research Board* 1972, 105-114.
- Chu, X. 2004. Ridership models at the stop level. National Center for Transit Research, Florida Department of Transportation. Report N° BC137-31.
- Clark, S.D. 2007. Estimating local car ownership models. *Journal of Transport Geography* 15, 184-197.
- Clark, W.A.V. y Hosking, P.L. 1986. *Statistical Methods for Geographers*. Wiley, New York.
- Fotheringham, A.S., Brunsdon, C. y Charlton, M.E. 2002. *Geographically weighted regression: the analysis of spatially varying relationships*. Wiley, Chichester.
- Gutiérrez, J., Cardozo, O.D. y García-Palomares, J.C. 2011. Transit ridership forecasting at station level: an approach based on distance-decay weighted regression. *Journal of Transport Geography* 19, 1081-1092.
- Hadayeghi, A., Shalaby, A.S. y Persaud, B.N. 2010. Development of planning level transportation safety tools using geographically weighted poisson regression. *Accident Analysis and Prevention* 42, 676-688.
- Haining, R.P. 2010. The nature of georeferenced data. In: Fischer, M.M., Getis, A. (Eds.) *Handbook of applied spatial analysis. Software tools, methods and applications*. Springer, Berlin, pp. 197-218.
- Kobayashi, T. y Lane, B. 2007. Spatial heterogeneity and transit use. Paper presented at the 11th World Conference on Transportation Research, Berkeley, USA.
- Kuby, M., Barranda, A. y Upchurch, C. 2004. Factors influencing light-rail station boardings in the United States. *Transportation Research A* 38 (3), 223-247.
- Lloyd, C.D. y Shuttleworth, I. 2005. Analysing commuting using local regression techniques: scale, sensitivity, and geographical patterning. *Environment and Planning A* 37 (1), 81-103.
- Marshall, N. y Grady, B. 2006. Sketch Transit Modeling Based on 2000 Census Data. *Journal of the Transportation Research Board* 1986, 182-189.



- McNally, M.G. 2007. The four step model. In: Hensher, D.A. and Button, J.K. (Eds.) *Handbook of transport modeling*. Pergamon, Oxford, pp. 35-52.
- Mennis, J. 2006. Mapping the results of geographically weighted regression. *Cartographic Journal* 43 (2), 171-179.
- Moreno, A. y Prieto, M. 2003. "Evaluación de los procedimientos para delimitar áreas de servicio de líneas de transporte urbano con Sistemas de Información Geográfica", *Investigaciones Regionales*, 2, 85-102.
- Mountain, D.M., Tsui, J.L.Y. y Raper, J.F. 2007. Modelling accessibility via transportation networks based upon previous experience: a geographically weighted regression approach. Paper presented at the Geocomputation 2007, Maynooth, Ireland.
- Ortúzar, J.D. y Willumsen, L.G. 2008. Modelos de transporte. PubliCan Ediciones, Santander.
- Páez, A. 2006. Exploring contextual variations in land use and transport analysis using a probit model with geographical weights. *Journal of Transport Geography* 14 (3), 167-176.
- Páez, A., Le Gallo, J., Buliung, R.N. y Dall'erba, S. 2010) *Progress in spatial analysis. Methods and applications*. Springer, Heidelberg.
- Parsons Brinckerhoff. 1996. *Transit and Urban Form*. TCRP Report 16, Vol. 1. Transportation Research Board, National Research Council, Washington DC, USA.
- Walters, G. y Cervero, R. 2003. *Forecasting transit demand in a fast growing corridor: the direct-ridership model approach*. Fehrs and Peers Associates.

# Distribución espacial de estaciones de bicicletas públicas mediante modelos de localización óptima

M. Latorre, J. Gutiérrez-Puebla y J.C. García-Palomares

Departamento de Geografía Humana. Universidad Complutense de Madrid.

latorre\_marta@hotmail.com, javiergutierrez@ghis.ucm.es, jcgarcia@ghis.ucm.es

## RESUMEN

Numerosas ciudades están implementando programas de bicicletas públicas para incrementar el uso de la bicicleta. La localización de las estaciones en relación a la demanda potencial (población, actividades, estaciones de transporte público) es uno de los factores clave en el éxito de estos programas. En esta comunicación se va a valorar la utilidad de modelos de localización óptima de servicios implementados en entornos SIG para optimizar la localización de las bases de bicicletas. Se comparan los resultados obtenidos mediante distintos tipos de soluciones (mínima impedancia y máxima cobertura) y para diferentes escenarios (en función del número de bases a implantar). Para los objetivos de este trabajo, el modelo de máxima cobertura es más adecuado. A la vez, en ambos casos se observaron rendimientos decrecientes al incrementar el número de estaciones, reduciéndose las mejoras tanto en las poblaciones cubiertas, como en la reducción de las distancias a recorrer en el acceso a las estaciones.

## PALABRAS CLAVE

Bases de bicicletas públicas, modelos de localización óptima, SIG, Madrid, movilidad sostenible.

## ABSTRACT

A growing number of cities are implementing bike-sharing programs to increase bicycle use. For these programs to be successful, one of the key factors is the location of bike-stations in relation to potential demand (population, activities and public transport stations). This study proposes a GIS based methodology to calculate the spatial distribution of the potential demand for trips, locate stations using location-allocation models, determine their capacity and define the characteristics of their demand. The results obtained are compared with the most commonly used location-allocation models: Minimize Impedance and Maximize Coverage. For the objective of this study the latter is more useful. Diminishing returns are observed in both cases: as the number of stations increases, there is less and less improvement in the amount of population covered and accessibility to stations.

## KEY WORDS

Public bike-sharing programs, location-allocation models, GIS, Madrid, Sustainable mobility.

## 1 INTRODUCCIÓN

En los últimos años las políticas de promoción del uso de la bicicleta han cobrado una atención

especial entre los planificadores del transporte urbano, como uno de los modos alternativos al uso intensivo del coche. En el marco de la movilidad sostenible, el uso de la bicicleta tiene

numerosos beneficios tanto para el conjunto de la sociedad (en lo referente a la sostenibilidad ambiental, económica o la propia equidad social), como a nivel individual (mejora nuestra salud, es más barato, y puede ser más eficiente al evitar los atascos en los centros urbanos) (Pucher *et al.*, 2010; Heinen *et al.*, 2010). Por eso, planificadores urbanos y del transporte e investigadores estudian los factores que incrementan el uso de la bicicleta y apuestan por la búsqueda de medidas que potencien un cambio modal, del transporte motorizado a la bicicleta.

Entre las actuaciones más destacadas para incrementar el uso de la bicicleta se encuentra la implantación de programas de préstamo de bicicletas, también conocidos como: "Rental Bike", "Public-Use Bicycles" (PUBs), "BicycleTransit" o "Smart Bikes" (Midgley, 2011). El propósito de estos programas es que los usuarios puedan tomar prestada una bicicleta pública en cualquier base de préstamo distribuidas por la ciudad, realizar su desplazamiento y depositarla en otra base, próxima a su lugar de destino.

Las primeras experiencias de bicicletas públicas surgieron en Europa, con el famoso sistema "White Bicycles" en Amsterdam en 1968. Desde entonces, las experiencias se han multiplicado y los modelos se han ido haciendo cada vez más complejos, diferenciándose varias generaciones en el desarrollo de los programas de bicicletas públicas. En la actualidad se estima que hay alrededor de 375 sistemas de préstamo de bicicletas en más de 30 países repartidos por todo el mundo (Midgley, 2011) (ver Bike-sharingWorldMap, <http://bike-sharing.blogspot.com>).

Entre las claves para el éxito de los programas de préstamo de bicicletas está la localización óptima de las bases y su relación con la demanda de viajes (Lin y Yang, 2011). Para que tenga aceptación entre los usuarios, la distancia entre las estaciones de préstamo y los orígenes y destinos de los viajes deben ser pequeñas, así como también las distancias entre las propias bases deben ajustarse a distancias asumibles por el propio desplazamiento en bicicleta (Shu *et al.*, 2010). Sin embargo, mientras se han estudiado en profundidad otros elementos importantes para el funcionamiento de los programas de préstamo de bicicletas (como el precio o la forma de préstamo, niveles de servicio, tipos de instalaciones, etc.), los trabajos sobre la localización de las bases son escasos y tienden a dar recomendaciones generales. En ningún caso los trabajos consultados han utilizado modelos de localización óptima de servicios (*location-allocation analyst*), para

optimizar la localización de las bases de bicicletas públicas.

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) tienen un gran potencial en este campo, debido a sus capacidades de análisis espacial. Así, ayudan a conocer y analizar la distribución de la demanda potencial de usuarios de bicicleta, los espacios de atracción de viajes o la ubicación de las estaciones de transporte público complementarios al sistema de bicicletas. Las herramientas para la localización óptima de servicios ayudan a modelizar la distribución de las bases a partir de la distribución de la demanda y los modos complementarios. Además, facilitan la caracterización posterior de las estaciones según las características de su entorno, o el análisis del nivel de servicio a través de indicadores de accesibilidad de la red propuesta.

Esta comunicación propone una metodología basada en SIG para determinar la localización óptima de las estaciones de bicicletas e identificar sus características principales.

## 2 ÁREA DE ESTUDIO Y DATOS

La propuesta se aplica en el centro de la ciudad de Madrid. El interés de los planificadores locales en Madrid para la promoción de la bicicleta es creciente en los últimos años. En 2009 el Ayuntamiento de Madrid presentó el proyecto MyBici, de alquiler de bicicletas públicas, que, sin embargo, todavía no ha sido implantado.

El centro de Madrid se caracteriza por ser un espacio de una gran diversidad de usos de suelo y alta densidad de población y empleo. Allí viven 1,10 millones de habitantes y se localizan 0,93 millones de puestos de trabajo. En la actualidad sólo el 0,1% de los viajes en el centro de Madrid se hacen en bicicleta. Sin embargo, los datos de movilidad muestran un importante número de viajes que podrían ser realizados en bicicleta: un 54% de los desplazamientos motorizados cubren distancias de menos de 3 Km, y un 15% de viajes realizados en coches presentan todas las condiciones para ser realizados en bicicleta, bajo las mismas circunstancias de tiempo y sin modificar las características del viaje (Monzón *et al.*, 2007).

Para la aplicación de la metodología propuesta se ha contado con la siguiente información cartográfica y estadística:

- Callejero municipal (del Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid). Tiene plena conectividad y permite simular la movilidad peatonal y en bicicleta. Para calcular los tiempos en bicicleta sobre la red se ha introducido información de las pendientes y las velocidades en cada arco.

- Portales (Cartociudad-Instituto Geográfico Nacional). A los portales se ha asociado la información sobre la población (a partir del Padrón) y el número de empleos (según el Directorio de Unidades de Actividad Económica, DUAE) de cada portal.
- Datos de viajes atraídos y generados a nivel de zona de Transporte (Encuesta domiciliaria de movilidad. 2004. Consorcio Regional de Transportes de Madrid.). Esta información se ha considerado como demanda potencial de viajes en bicicleta.
- Red de transporte público: estaciones de la red de Metro y Cercanías (Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid, 2011).

Para el tratamiento de la información y la aplicación de los modelos de localización óptima se ha usado ArcGIS-ArcINFO 10 y su módulo Network Analyst.

### 3 METODOLOGÍA

La metodología propuesta para la localización óptima de estaciones en un sistema de bicicletas públicas tiene cuatro etapas. En primer lugar es necesario conocer la distribución de la demanda potencial de usuarios. Después se aplican modelos de localización óptima, definiendo las estaciones obligatorias, las localizaciones candidatas, el número de estaciones a localizar y el tipo de solución elegido. Una vez obtenida la localización de las estaciones, se caracterizan las estaciones y finalmente se analiza la utilidad de las estaciones en términos de accesibilidad a los destinos potenciales.

#### 3.1 La distribución de la demanda potencial

La distribución espacial de la demanda es un elemento fundamental en los modelos de localización óptima. Para obtener la demanda potencial de las estaciones se parte de una capa de puntos que contiene la población y el empleo de cada portal y de una capa de polígonos que contiene el número de viajes generados y atraídos por cada zona de transporte. Multiplicado el número de habitantes de cada portal por el ratio de viajes generados por habitante de su zona de transporte se estima el número de viajes generados por cada portal. De la misma forma, multiplicando el número de empleos de cada portal por el ratio de viajes atraídos por empleo de su zona de transporte se obtiene el número de viajes atraídos por portal. Sumando los datos de viajes generados y atraídos en cada portal se ha calculado el total de viajes. Con estos datos se

han calculado mapas de densidad kernel para presentar la distribución espacial de la demanda de las estaciones de bicis públicas.

#### 3.2 Modelos de localización óptima

Los modelos de localización óptima se han calculado, por tanto, usando datos discretos, tanto en las localizaciones candidatas para la situar las estaciones como en los puntos de demanda. De las soluciones propuestas habitualmente (e implementadas en ArcGIS 10), se han aplicado las dos usadas con mayor frecuencia: la de Mínima Impedancia (P-Median) y la de Máxima Cobertura. En la solución de mínima impedancia las estaciones se localizan de forma que se minimiza la suma de las distancias ponderadas entre los puntos de demanda y la localización de las estaciones. Mientras, con máxima cobertura las estaciones son localizadas de manera que se maximiza la demanda cubierta en un determinado umbral de distancia. En nuestro caso, el umbral de distancia considerado para el análisis de máxima cobertura fue de 200 metros, tratando de reflejar una distancia apropiada para el acceso peatonal a la bicicleta.

#### 3.3 Escenarios

Se plantean cinco escenarios distintos en función del número total de estaciones de bicicletas a localizar: 100, 200, 300, 400 y 500 (tabla 1). Otros trabajos, como el realizado en Nueva York, definen también diferentes escenarios en función del total de estaciones o según la extensión del área a cubrir por el sistema (ver NYC Dept. City Planning, 2009). Aquí proponemos mantener fija la extensión del área a cubrir por el programa, con el fin de testar las diferencias en la localización de las estaciones a medida que aumenta su número.

La mayor parte de los programas fijan un volumen de bicicletas en función del total de habitantes. La cobertura de los programas de bicicletas públicas es relativamente densa entre las ciudades francesas, como Paris (9,6 bicicletas por cada 1.000 habitantes), Lyon (6,4/1.000) o Rennes (4,8/1.000) comparado con otras ciudades europeas como Copenhague y Estocolmo (ambas con 4,0/1.000), Barcelona (3,7/1.000), Bruselas o Frankfurt (1,1/1.000), Oslo (0,5/1.000) y Viena (0,4/1.000) (Midgley, 2011). Los distintos programas establecen también la capacidad de las estaciones (número de bicis y anclajes), siendo normalmente doble el número de anclajes que el de bicicletas (Ayuntamiento de Madrid, 2009). De acuerdo los datos de los programas existentes en otras ciudades, el número de bicicletas y de anclajes por estación se sitúa en torno a 12 y 24, respectivamente (ver

Midgley, 2011). Asumiendo ese valor medio para las futuras estaciones de Madrid, el número de bicicletas necesarias oscilaría entre 1.200 (1,1 bicis por 1.000 habitantes) en el primer escenario (con 100 estaciones) y 6.000 en el quinto (5,5 bicis por 1.000 habitante) (con 500 estaciones) (tabla 1).

Escenarios (número de bicis)	Bicis	Anclajes	Bicis/1.000 habitantes
100	1 200	2 400	1,1
200	2 400	4 800	2,2
300	3 600	7 200	3,3
400	4 800	9 600	4,4
500	6 000	12 000	5,5

*Tabla 1: Número estimado de bicicletas y anclajes en las futuras estaciones de bicicletas públicas de Madrid. Fuente: Elaboración propia*

Siguiendo las recomendaciones de experiencias ya implantadas, se ha decidido establecer estaciones obligatorias en todas las estaciones de trenes suburbanos y en las estaciones de Metro con más de 10.000 viajeros día. En total suponen 52 estaciones obligatorias, que se mantienen fijas en todos los escenarios.

### 3.4 Capacidad de las estaciones

En la subsección anterior se asumió que el número medio de bicicletas y anclajes por estación será de 12 y 24, respectivamente. Pero la capacidad de las estaciones debe variar espacialmente, según las características del espacio que cubren. En espacios con alta demanda potencial el tamaño deberá ser mayor que en las zonas donde la demanda sea menor.

Los modelos de localización óptima proporcionan la cantidad de demanda potencial asignada a cada una de las futuras estaciones. La conversión del valor de demanda potencial de cada estación en número de anclajes es muy sencilla. Para ello basta con repartir el número total de anclajes de cada escenario entre las distintas estaciones de forma proporcional a la demanda asignada a cada una de ellas.

### 3.5 Caracterización de las estaciones

Es necesario conocer no sólo la capacidad de las estaciones (número de anclajes), también la distribución de bicicletas de cada una de ellas en función de la demanda asimétrica de los viajes a

lo largo del día. En el SIG es posible relacionar la localización de cada estación con el tipo de demanda asignada. La localización atribuye a cada base características de generadoras o atractoras de viajes, en función de si su demanda potencial proviene de espacios residenciales (generadoras) o de zonas de actividad económica (atractoras). Esta caracterización permite variar el número de bicicletas o anclajes libres en las estaciones según el momento del día, mejorando de esta forma la eficiencia en los sistemas de redistribución de bicicletas. El número de bicicletas y anclajes libres al comienzo del día se obtiene repartiendo el número total de anclajes de forma proporcional al número de viajes generados y atraídos por cada estación. Así, por ejemplo, una estación de 12 anclajes, con un 75% de su demanda correspondiente a viajes generados y un 25% a viajes atraídos, requerirá al comienzo del día 9 bicicletas y 3 anclajes libres, ya que se trata de una estación situada en una zona predominantemente generadora de viajes.

Para mostrar la variación espacial de las características de las estaciones en función de los datos de demanda potencial se diferencian cuatro tipos de estaciones de bicicletas:

- **Generadoras:** ratio de viajes atraídos/total viajes inferior al 40%. La mayor parte de los viajes están generados por población residente en el entorno. Tienen que tener bicicletas en la mayor parte de sus anclajes en la hora punta de la mañana y un elevado número de anclajes libres en la tarde.
- **Mixtas:** ratio viajes atraídos/total viajes entre 40 y 60%. Zonas con diversidad de usos del suelo. Las estaciones se retroalimentan de bicicletas a lo largo del día.
- **Atractoras:** ratio viajes atraídos/total viajes entre 60 y 80%. Zonas comerciales o empresariales donde finalizan muchos viajes. En hora punta de la mañana tienen que tener más anclajes libres que ocupados, mientras que en la tarde tiene que haber más anclajes ocupados que libres.
- **Muy Atractoras:** Ratio viajes atraídos/total viajes superior al 80%. Deben tener casi todos sus anclajes libres en hora punta de la mañana.

### 3.6 Accesibilidad desde las estaciones

La utilidad de las estaciones se ha medido a partir del indicador de accesibilidad de potencial,



ampliamente utilizado en diferentes contextos espaciales (ver, por ejemplo, Bruinsma y Rietveld, 1998; Muhammad *et al.*, 2008). Este indicador relaciona la accesibilidad de una localización directamente con el número de las oportunidades disponibles e inversamente con la distancia necesaria para alcanzar esas oportunidades. Su formulación es la siguiente:

$$P_i = \frac{\sum_{j=1}^n M_j d_{ij}}{t_{ij}^\alpha}$$

Donde  $P_i$  es la accesibilidad potencial de la estación  $i$ ,  $M_j$  son las oportunidades disponibles

junto a la estación de destino  $j$  (los viajes atraídos por el área asignada a esa estación),  $d_{ij}$  toma el valor de 1 si la distancia entre  $i$  y  $j$  es menor de 5 km, y 0 en el caso contrario (ver Jensen *et al.*, 2010),  $t_{ij}$  es el tiempo de viaje en bicicleta entre la estación  $i$  y la estación de destino  $j$ , y  $\alpha$  es un parámetro que refleja el incremento de la fricción de la distancia (*distance decay*), que aquí se considera igual a 2 (reflejando la elevada fricción de la distancia en el caso de los desplazamientos en bicicleta).

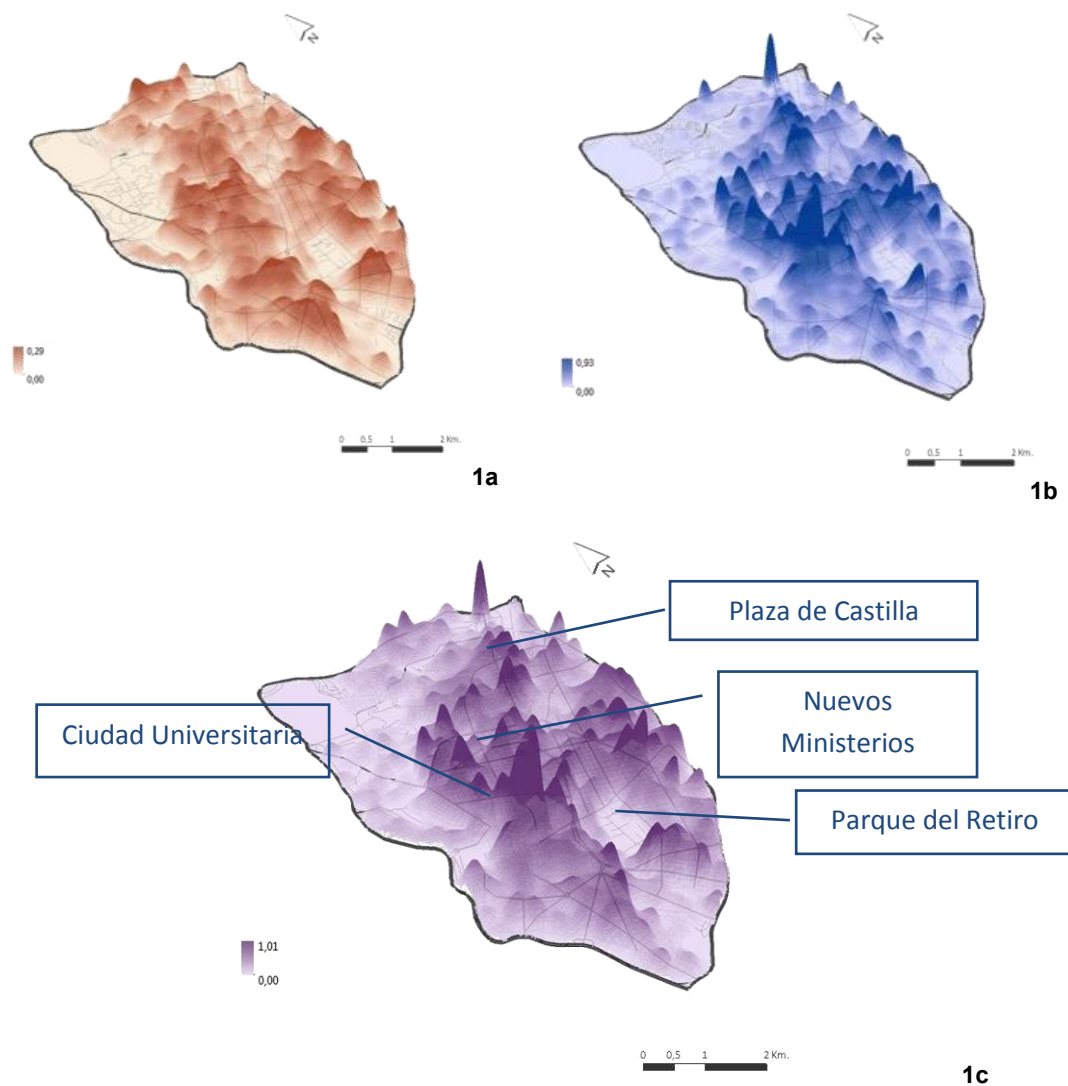


Figura 1. Densidad de viajes generados (a), viajes atraídos (b) y total de viajes (demanda potencial) (c) en el área de estudio (viajes/m<sup>2</sup>).

Este indicador debe interpretarse como el volumen de actividad al cual tiene acceso la estación. Por lo tanto hay que esperar que el uso de cada estación dependa no sólo de la cantidad de demanda asignada por los modelos de localización óptima, sino también de su accesibilidad en el conjunto de la red. De esta forma es posible priorizar estaciones dentro del programa de bicis públicas (descartando aquellas que tengan una muy baja accesibilidad), así como también identificar las estaciones que necesitarán una mayor atención desde el punto de vista de la gestión (aquellas que tengan una muy elevada accesibilidad)

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Distribución de la demanda potencial

La figura 1 muestra la densidad de viajes potenciales en bicicleta en el centro de la ciudad de Madrid, diferenciando entre viajes potenciales generados (figura 1a) y atraídos (figura 1b). Dadas las características del centro de la ciudad, con una gran cantidad de empleos, los viajes atraídos son más numerosos que los generados. La distribución de las densidades refleja las diferencias en la localización de la población (más homogénea) y las actividades (más concentradas). La suma de la demanda potencial de viajes generados y atraídos se corresponde a la demanda potencial total de viajes (figura 1c).

### 4.2 Localización de las estaciones

La figura 2 muestra los resultados de los modelos de localización óptima. Las distribuciones son muy diferentes, tanto en función de la solución empleada como del número de estaciones considerado en cada escenario. Usando la solución de mínima impedancia, las estaciones se dispersan cubriendo todo el espacio, mientras con máxima

cobertura las estaciones se concentran en las áreas más centrales (de mayor densidad de demanda). Cuando se incrementa el número de estaciones la solución de mínima impedancia incrementa la densidad de estaciones de forma homogénea en todos los escenarios. Con máxima cobertura inicialmente se incrementa el número de estaciones en los espacios de mayor densidad de demanda (escenarios de 200, 300 estaciones), reforzando así la concentración. Solo cuando las zonas de alta densidad de demanda han sido cubiertas, las nuevas estaciones tienden a localizarse también en espacios más periféricos (escenarios con 500 estaciones). Así, los escenarios con 500 estaciones son relativamente similares en ambas soluciones.

La tabla 2 muestra las distancias máxima y media desde los puntos de demanda hasta las estaciones, ponderadas por la propia demanda. Con mínima impedancia toda la demanda es asignada a las estaciones. La distancia máxima en todos los escenarios es algo menos de 800 metros. Al incrementar el número de estaciones se produce una reducción notable en las distancias medias de la demanda, que pasan de 336 metros con 100 estaciones a 123 con 500. Con máxima cobertura la localización se hace tratando de maximizar la demanda cubierta en 200 metros (el umbral de corte considerado) y dejando fuera el resto de la demanda. Si asignamos el resto de la demanda a la estación más próxima, vemos como la distancia máxima se dispara (3700 metros en el escenario con 100 estaciones y 2800 con 500). Naturalmente las distancias medias son también superiores con la solución máxima cobertura, pero se reducen con más fuerza en los diferentes escenarios. En las dos soluciones aparecen rendimientos decrecientes, con una reducción fuerte de las distancias entre demanda y estaciones en los primeros escenarios y menor en los últimos.

Escenarios (número de estaciones)	Mínima impedancia (P-Median)			Máxima cobertura		
	Distancia media [m] ponderada demanda		Distancia máxima [m]	Distancia media [m] ponderada demanda		Distancia máxima [m]
	Media	Desv. Típ.		Media	Desv. Típ.	
100	336,8	156,7	794	455,2	327,2	3 728
200	214,0	118,0	799	274,9	264,0	3 415
300	169,1	98,8	797	208,2	195,7	3 124
400	142,4	88,6	798	170,4	147,9	3 018
500	123,7	80,4	796	145,0	96,0	2 816

Tabla 2. Distancias de los puntos de demanda a las estaciones. Fuente: Elaboración propia.

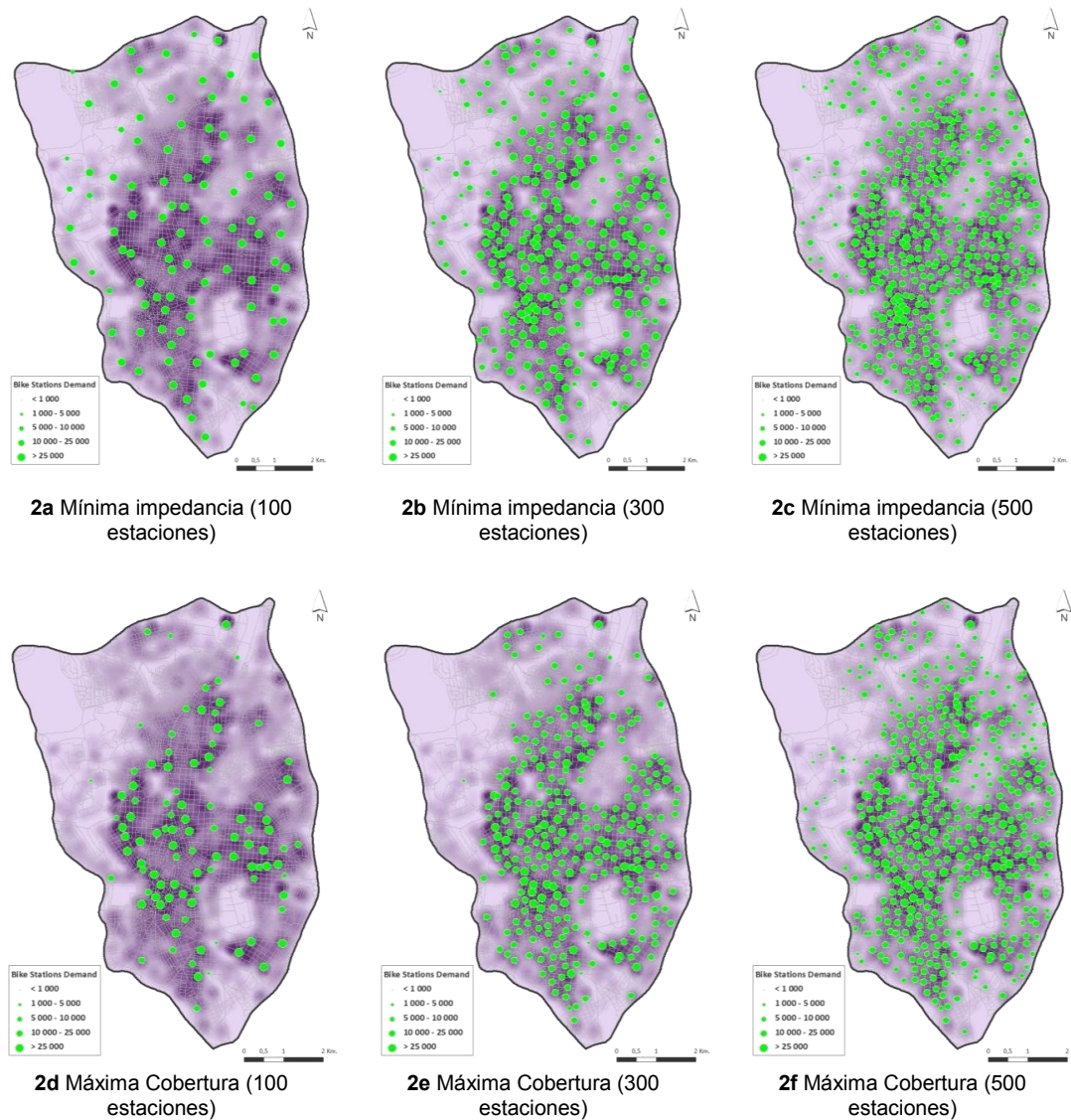


Figura 2: Demandas asignadas a las estaciones.

Como es lógico, la mayor cantidad de demanda cubierta a una distancia adecuada al desplazamiento peatonal a las estaciones (200 metros) la encontramos con la solución de máxima cobertura (tabla 3). Las diferencias son mayores en los escenarios con menor número de estaciones y se reducen a medida que aumentamos el número de estaciones y se incrementa la cobertura total de la red. En las dos soluciones aparecen rendimientos decrecientes con el incremento del número de estaciones. En los primeros escenarios, un incremento de 100 estaciones supone un aumento notable en la demanda cubierta (+26% y +24.1% respectivamente entre 100 y 200 estaciones). Sin

embargo, los incrementos de demanda cubierta son mucho menores a medida que se aumenta el número de estaciones. Pasar de 400 a 500 estaciones supone incrementar la demanda cubierta en sólo un 8,1% y un 7,2% (tabla 3).

#### 4.3 Caracterización de las estaciones

La figura 3 muestra la distribución de las estaciones según se trate de estaciones generadoras, mixtas, atractoras o muy atractoras, sólo para el modelo máxima cobertura por razones de espacio. Dejando de lado las bases requeridas, en el escenario con 100 estaciones,

la mayor parte de las estaciones (el 39%) son atractoras o muy atractoras, mientras apenas un 2% son generadoras (tabla 4). Sin embargo, a medida que aumenta el número de estaciones se incrementa el porcentaje de estaciones generadoras. En el escenario con 300 estaciones, las estaciones generadoras representan el 18%, y con 500 estaciones, el 28%. El porcentaje de

estaciones mixtas también aumenta, mientras disminuye el peso que tienen las localizadas en las zonas muy atractoras. Ello obedece a que el centro de Madrid atrae más viajes de los que genera, con lo que los lugares con mayor densidad de viajes potenciales tienen una componente claramente atractora (áreas de actividad).

Escenarios (número de estaciones)	Mínima impedancia (P-Median)				Máxima cobertura			
	Demanda cubierta en 200 m				Demanda cubierta en 200 m			
	Total	%	Incremento	Incremento %	Total	%	Incremento	Incremento %
100	1 675 270	21,0	---	---	2 575 828	32,2	---	---
200	3 754 765	47,0	2 079 495	26,0	4 503 626	56,3	1 927 798	24,1
300	5 100 530	63,8	1 345 765	16,8	5 791 870	72,5	1 288 244	16,2
400	6 053 825	75,7	953 295	11,9	6 617 587	82,8	825 717	10,3
500	6 699 270	83,8	645 445	8,1	7 194 755	90,0	577 168	7,2

Tabla 3. Demanda potencial cubierta a menos de 200 m de las estaciones. Fuente: Elaboración propia

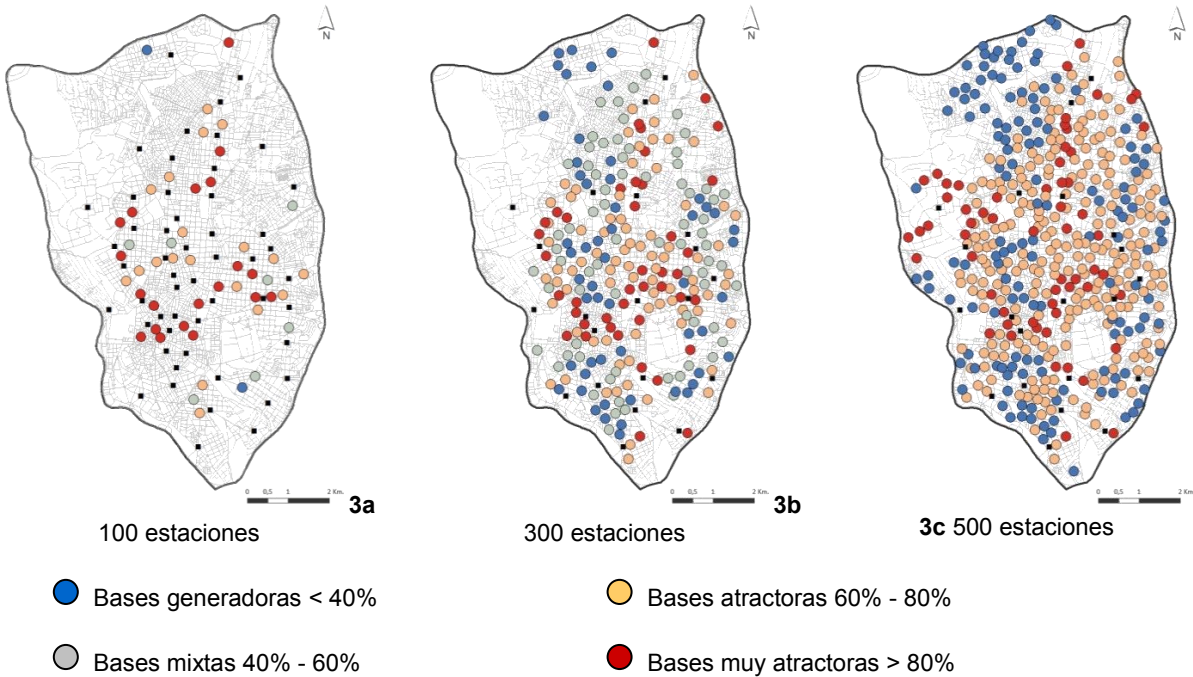


Figura3: Tipología de estaciones (con la solución de máxima cobertura).



Escenarios	Generadoras		Mixtas		Atractoras		Muy Atractoras		Requeridas	
	Total	%	Total	%	Total	%	Total	%	Total	%
100	2	2,0	7	7,0	19	19,0	20	20,0	52	52,0
200	23	11,5	48	24,0	47	23,5	30	15,0	52	26,0
300	54	18,0	72	24,0	80	26,7	42	14,0	52	17,3
400	93	23,3	107	26,8	93	23,3	55	13,8	52	13,0
500	140	28,0	128	25,6	120	24,0	60	12,0	52	10,4

Tabla 4. Número de estaciones según su tipología (Máxima cobertura). Fuente: Elaboración propia

Sólo cuando aumenta el número de estaciones aparecen con más frecuencia las estaciones situadas en espacios generadores de viajes (áreas residenciales). Las estaciones generadoras deberían disponer de más bicicletas que anclajes libres a primera hora de la mañana, mientras que en el caso de las estaciones atractoras ocurriría exactamente lo contrario. El caso de las estaciones obligatorias o requeridas (localizadas junto estaciones de Metro y Cercanías) es especial, ya que la disponibilidad de bicicletas y anclajes libres depende no sólo de las características de las áreas asignadas, sino también del ritmo diario de entradas y salidas de viajeros en la estación

#### 4.4 Accesibilidad desde las estaciones

La figura 4 muestra la accesibilidad de las estaciones a los destinos potenciales en el modelo de máxima cobertura. Las estaciones que proporcionan un mayor nivel de accesibilidad son las más centrales, próximas a zonas de actividades donde se localizan otras estaciones con alta atracción de viajes. Por el contrario, estaciones más periféricas, aisladas de la red, proporcionan una accesibilidad muy baja a sus usuarios, por lo que podrían ser descartadas.

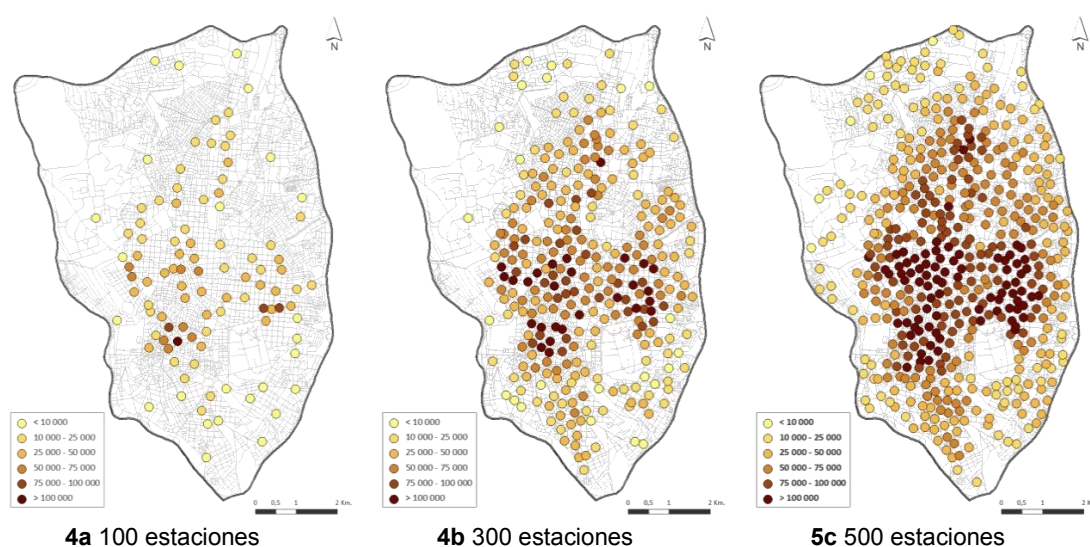


Figura 4: Accesibilidad (potencial de las estaciones) desde las estaciones (solución con máxima cobertura).



Cuando aumenta el número de estaciones se producen incrementos generales en la accesibilidad y las estaciones con accesibilidad muy alta tienden a extenderse desde las zonas más centrales a las más periféricas. La accesibilidad de cada una de las estaciones se incrementa a medida que aumenta el número de estaciones en su entorno próximo, lo que aumenta la accesibilidad del conjunto de la red (tabla 5). Este hecho es bien conocido en la

literatura de transporte. A medida que la red se expande, las oportunidades disponibles en un mismo tiempo de viaje son mucho mayores (Laird et al., 2005). No obstante, los rendimientos son nuevamente decrecientes: la accesibilidad media de la red aumenta en un 59,8% entre los escenarios de 100 y 200 estaciones, pero sólo lo hace en un 6,2% entre los escenarios de 400 y 500 estaciones (tabla 5).

Escenarios (número de estaciones)	Media	Incremento	Incremento %	Desv. Tip.
100	25 689,1	---	---	21 523,9
200	41 054,4	15 365	59,8	20 304,9
300	50 339,6	9 285	22,6	36 869,0
400	58 508,8	8 169	16,2	29 950,6
500	62 154,6	3 646	6,2	33 875,4

Tabla 5: Accesibilidad media a las estaciones (en unidades de potencial). Fuente: Elaboración propia.

## 5 CONCLUSIONES

Dada la importancia que están cobrando los programas de bicicletas públicas, muchos trabajos analizan las claves de su mayor o menor éxito, investigando en factores que van desde el precio al tipo de bicicleta, o elementos externos como la topografía o la meteorología (Curran, 2008). Una de esas claves para el éxito de estos programas es la distribución de las estaciones y su relación con la demanda. Sin embargo, no se han desarrollado metodologías para localizar de forma óptima las estaciones de bicicletas (Larsen y El-Geneidy, 2008).

En esa tarea, los SIG y los modelos de localización óptima de servicios pueden ser una herramienta fundamental. Aquí hemos analizado estas posibilidades con el fin de realizar una propuesta de localización óptima de bases de bicicletas públicas en el centro de la ciudad de Madrid.

Hemos usado modelos discretos de localización óptima. Para ello se ha localizado la demanda potencial de viajes en bicicleta a nivel de portal, diferenciando según se trate de viajes generados desde los hogares o viajes atraídos en los lugares de empleo. Este tratamiento de la demanda permite reflejar toda la demanda potencial de usuarios, pero además caracterizar después las estaciones en función de sus necesidades de bicicletas a lo largo del día. Este elemento es crucial en las tareas de redistribución de las bicicletas entre las estaciones, uno de los

elementos más costosos en estos programas (Curran, 2008).

Una vez conocida la distribución de la demanda es posible aplicar distintas soluciones en los análisis de localización óptima de servicios. Aquí se han testado dos de las más frecuentes: mínima impedancia y máxima cobertura.

La solución de máxima cobertura es la de mayor interés, en cuanto que maximiza la demanda potencial cubierta por las estaciones en una distancia adecuada al desplazamiento en bicicleta. Sin embargo, presenta algunos problemas, que tienen que ver con la aparición de espacios sin cubrir o con la presencia de estaciones aisladas del resto de la red.

La evaluación de distintos escenarios en función del número de estaciones ha permitido ver como el incremento del número de estaciones es fundamental tanto a la hora de incrementar la demanda cubierta como a la hora de producir distribuciones de estaciones eficientes entre los espacios generadores o atractores de viajes, así como para incrementar la propia utilidad de las estaciones a través de la accesibilidad potencial que se ofrece desde ellas, tanto de forma individual como del conjunto de la red. Sin embargo, con el incremento en el número de estaciones es posible también caer en rendimientos decrecientes, tanto en lo referente a la población cubierta como en la accesibilidad proporcionada por el sistema. Como han

planteado Shu *et al.* (2010) un número muy alto de estaciones puede incrementar en exceso los costes del sistema, sin proporcionar una mejora sustancial en el mismo.

## AGRADECIMIENTOS

Esta comunicación ha sido financiada por el Ministerio de Economía y Competividad (Proyecto TRANSBIC, TRA2010-17035). Una versión ampliada está en prensa en la revista *Applied Geography*.

## BIBLIOGRAFÍA

- Ayuntamiento de Madrid. 2009. Proyecto MyBici.
- Bruinsma, F. y Rietveld, P. 1998. The accessibility of European cities: theoretical framework and comparison of approaches. *Environment and Planning A*, 30, 499-521.
- Curran, A. 2008. *TransLink Public Bike System Feasibility Study*. Vancouver: Quay Communications Inc.
- Heinen, E., van Wee, B. y Maat, K. 2010. Commuting by Bicycle: An Overview of the Literature, *Transport Reviews*, 30, 1, 59-96.
- Jensen, P., Rouquier, J.B., Ovtracht, N y Robardet, C. 2010. Characterizing the speed and paths of shared bicycles in Lyon. *Transportation Research D* 15 (8), 522-524.
- Laird, J., Nellthorp, J. y Mackie, P. 2005. Network effects and total economic impact in transport appraisal. *Transport Policy* 12, 537-544.
- Larsen, J. y El-Geneidy. 2009. *Build it, but where? The use of Geographic Information Systems in identifying optima location for new cycling infrastructure*. Transportation Research Board 89<sup>th</sup> Annual Meeting.
- Larsen, J., Patterson, Z. y El-Geneidy, A. (in press). Build it. But where? The use of geographic information systems in identifying locations for new cycling infrastructure. *International Journal of Sustainable Transportation*.
- Lin, J.R. y Yang, T.H. 2011. Strategic design of public bicycle sharing systems with service level constraints. *Transportation Research E*, 47, 284-294
- Midgley, P. 2011. *Bicycle-Sharing schemes: Enhancing sustainable mobility in urban areas*. Background Paper No. 8, CSD19/2011/BP8, Commission on Sustainable Development. UNITED NATIONS.
- Monzón, A., Vega, L. y López-Lambas, M.E. 2007. Potential to attract drivers out of their cars in dense urban areas. *TRB 2007 Annual Meeting*.
- Muhammad, S., de Jong, T. y Ottens, H. F. L. 2008. Job accessibility under the influence of information and communication technologies in the Netherlands. *Journal of Transport Geography*, 16, 203-216.
- NYC Dept. City Planning 2009. *Bike-share Opportunities in New York City*. [http://www.nyc.gov/html/dcp/html/transportation/td\\_bike\\_share.shtml](http://www.nyc.gov/html/dcp/html/transportation/td_bike_share.shtml)
- Pucher, J., Dill, J. y Handy, S. 2010. Infrastructure, programs, and policies to increase bicycling: An international review. *Preventive Medicine*, 50, S106-S125
- Shu, J., Chou, M., Liu, Q., Teo, C.P. y Wang, I.L. 2010. *Bicycle-sharing system: deployment, utilization and the value of re-distribution*. Singapur, National University of Singapore- NUS Business School. <http://www.bs.school.nus.edu.sg/Staff/bizteocp/BS2010.pdf>



# Las nuevas Tecnologías de Información Geográfica y su utilidad en la Ordenación del Territorio

A. Leboeiro y C. Ortega

Comunidad de Madrid, Dirección General de Urbanismo y Estrategia Territorial.

alberto.leboeiro@madrid.org, cristina.ortega@madrid.org

## RESUMEN

*La demanda de suelo en la Comunidad de Madrid obedece a causas diferentes según estemos hablando de suelo residencial o espacio para actividades productivas. En todo este proceso hay que analizar las capacidades de suelo que hagan posible esta demanda. Para ello, se han realizado diversos SIG que permiten una comprensión integrada del territorio:*

- Suelo a proteger y protegido por ley.
- Infraestructuras: se han delimitando corredores para su paso.
- Clasificación y calificación del suelo: se realiza un estudio de los diferentes planes municipales.
- Suelo ocupado: se ha partido del análisis de las fotografías aéreas de 2009.
- Suelo vacante o capacidad del planeamiento: se ha utilizado el SIG del catastro.
- Centros comerciales: se realizó SIG en función de las licencias.

*En función de estos estudios, de la previsión de hogares y de empleo se detectan las capacidades y localizan las aéreas más idóneas para futuros desarrollos. La Comunidad de Madrid es una región madura no siendo previsibles crecimientos como los de la última década y menos aún procesos de ocupación difusa del territorio. De lo observado se deduce que los esfuerzos deben centrarse en la mejora de la calidad urbana basada en la regeneración o rehabilitación del tejido existente, priorizando aquellos ámbitos que cuenten con un cierto nivel de infraestructuras y que, por su localización, puedan crear sinergias positivas en el conjunto de la región. De este modo ha sido indispensable el empleo de tecnología SIG tomando como referencia la directiva europea INSPIRE.*

## PALABRAS CLAVE

Territorio, análisis, capacidades, modelización, integración de datos, procesamiento, SIG

## ABSTRACT

*The demand for land in the Community of Madrid is due to different causes as we are talking about residential land or space for productive activities. Throughout this process we must analyze the land capabilities that enable this demand. For this reason there have been developed several GIS to allow an integrated understanding of the territory:*

- Land to be protected and land protected by law.
- Infrastructures, there has been defined distribution corridors.
- Classification and grading of the land, based on a study of the different municipal plans.
- Occupied land was obtained through the analysis of aerial photographs of 2009.
- Vacant land or planning capacity based on a GIS of cadastre.
- Shopping malls based on GIS licenses.

*Based on these studies, the provision of homes and employment allows detecting and locating the most suitable areas for a future development. The Madrid Region is consolidated region and it's not being a predictable growth in the last decade, and less diffuse processes of occupation of the land. From this data and results we can realize that the efforts should focus on urban quality improvement based on regeneration or rehabilitation of the existing features, focusing on those areas that have a certain level of infrastructure and which location could create positive synergies in the whole region. Therefore has been necessary to employ GIS technology framed on the INSPIRE Directive*

## KEY WORDS

Territory, analysis, capacity, modeling, GIS.

## 1 INTRODUCCIÓN

La demanda de suelo en la Comunidad de Madrid obedece a causas diferentes según estemos hablando de suelo residencial o espacio para actividades productivas. En el primer caso, el crecimiento de la población es fundamental y, más aún, la formación de nuevos hogares. En el caso de suelo para actividades productivas, lo fundamental es la evolución del producto interior bruto.

En todo este proceso hay que analizar las capacidades de suelo que hagan posible esta demanda. Para el análisis del territorio es necesario contar con todo el potencial (utilidades y herramientas) que nos ofrecen las nuevas Tecnologías de la Información Geográfica (TIG) que ayuden a la toma de decisiones basadas en el análisis espacial, diagnóstico y resolución de los problemas espaciales ligados a la ordenación y planificación territorial que permiten una comprensión integrada del territorio.

Desde la Subdirección General de Planificación Regional, en los últimos años se han venido desarrollando y explotando diversos Sistemas de Información Territorial basados en cartografía y bases de datos adecuadas que permiten, tanto la georreferenciación de la información, como la propia gestión de información geográfica necesaria, proporcionando no sólo a los técnicos de las distintas áreas de la Subdirección si no a los ciudadanos, un conjunto de servicios internos y en línea basados en Sistemas de Información Geográfica orientados hacia el concepto de Infraestructuras de Datos Espaciales. Los Sistemas de Información Territorial se citan a continuación:

- Sistema de Información Territorial basado en la protección del suelo. Abarca, entre otros, modelos digitales del terreno, vegetación, mapa de capacidad agrológica del suelo, paisaje, etc., de este trabajo, unido al de espacios protegidos por ley, se deduce el suelo a proteger y su valoración a los efectos de usos permitidos y las limitaciones, por

razones ambientales, a los nuevos crecimientos

- Para poder identificar y describir los elementos territoriales clave para la conectividad ecológica de la Comunidad de Madrid de forma que puedan ser incorporados en la planificación territorial y en las diversas actuaciones sobre el territorio, se ha diseñado una Red de Corredores Ecológicos en base a un SIG que asegura la funcionalidad de las áreas protegidas, la coherencia de la Red Natura 2000, las zonas verdes urbanas y los parques y áreas de esparcimiento supramunicipales
- En infraestructuras, se han analizado los corredores de alta tensión y las necesidades para los próximos veinte años, delimitando corredores para el paso de las mismas, que tienen en cuenta los valores ambientales deducidos del anterior.
- Para la promoción de la marcha a pie y en bicicleta dentro de una política sostenible que englobe el medio ambiente, la educación, el medio rural, el urbanismo, la movilidad y el transporte se desarrolló, dentro del Programa del Plan Cima de vías ciclistas de la Comunidad de Madrid, un Sistema de Información Geográfica con el diseño y modelo de una red básica regional y una red básica metropolitana de vías ciclistas y peatonales.
- Para la clasificación y calificación del suelo se está realizando un estudio exhaustivo de los diferentes planes municipales aprobados y sus desarrollos, analizando la clasificación, calificación, ordenanzas y redes, así como sus desarrollos.
- Para la detección del suelo ocupado se ha partido del análisis de las fotografías aéreas de 2009, que permiten analizar los usos en función de las tipologías



detectadas, contrastadas con los planos de clasificación y calificación del suelo.

- Para el suelo vacante o capacidad del planeamiento se desarrolla y se actualiza un SIG con los datos correspondientes a los últimos años (1999-2010), obteniéndose información valiosa sobre la capacidad del aprovechamiento urbanístico de las parcelas vacantes y su evolución.
- Para los centros comerciales se realizó en su momento un estudio de los nuevos centros, en función de las licencias otorgadas, extrayendo del mismo sus principales características.

## 2 OBJETIVOS Y FUNCIONALIDAD BÁSICA REQUERIDA DE LOS DISTINTOS SIT/SIG

Los distintos Sistemas de Información Territorial enumerados anteriormente tienen en común el cumplimiento de los siguientes objetivos y funciones:

- Empleo de herramientas, utilidades y software de SIG necesarios para la gestión y administración del Sistema completo, sirviendo de base para módulos específicos (editores SIG, gestores de capas, módulos generadores de informes y mapas, servicios web de integración, etc.). Estas tareas han sido dirigidas al personal técnico cualificado. En la actualidad existe en la Subdirección el empeño por la integración de software libre o código abierto como gvSIG, CatMEdit con tecnología ESRI (ArcGIS Desktop) y otros software alternativos de CAD/SIG que han servido de apoyo como Geomedia, MicroStation y AutoCad.
- Los SIT han de facilitar la integración de otros datos provenientes de fuentes externas y explotación de la información geográfica georreferenciada en función de la normativa vigente (Directiva Europea INSPIRE) y siguiendo en todo momento las recomendaciones del Instituto Geográfico Nacional (IGN).
- Todos los resultados obtenidos así y los volcados de los mismos en otros SIG han de permitir, al menos, la

selección individual de elementos geográficos vector (feature) o raster, la proyección de Datum inmediata, estructura normalizada de tablas y consultas SQL, georreferenciación en distintos Datum, el análisis geográfico mediante herramientas de geoprocésamiento, exportación a distintos formatos (shp, dxf, pdf, jpg, etc.) y la obtención de productos derivados como la salida gráfica inmediata en forma de mapa digital o papel a distintas escalas.

## 3 FASES Y METODOLOGÍA EN COMÚN

Para alcanzar los objetivos así como los resultados fiables de estos Sistemas de Información Territorial mencionados anteriormente, los trabajos se desarrollaron con la consecución de las fases que a continuación se describen.

### 3.1 Inventario y recopilación de información

El punto de partida de cada proyecto pasa por la recopilación y descarga de la cartografía y bases de datos de las distintas fuentes que intervengan en cada proyecto, comprobando la idoneidad de los datos e inventariando, filtrando y clasificando la información, generando mapas que engloben las capas necesarias para el análisis (figura 1).

Entre otras fuentes externas necesarias se encuentran datos provenientes de la Dirección General del Catastro, Cartografía a distinta resolución y escalas del Área de Cartografía Regional de la Comunidad de Madrid, Proyectos de Clasificación y tipificación de Regadíos de la Dir. Gral. de M. Ambiente, proyecto SIOSE, inventario de los Espacios protegidos de la Dirección de Calidad Ambiental, Red Eléctrica de España, Centro Nacional de Información Geográfica, etc.

En algunos de los casos serán necesarios procesos de digitalización y georreferenciación de la información; por ejemplo, en el caso del SIG del Suelo Vacante o capacidad de planeamiento de la Comunidad de Madrid para la adecuación de la información geográfica digital entregada por los Departamentos Técnicos de los distintos Ayuntamientos (figura 2).

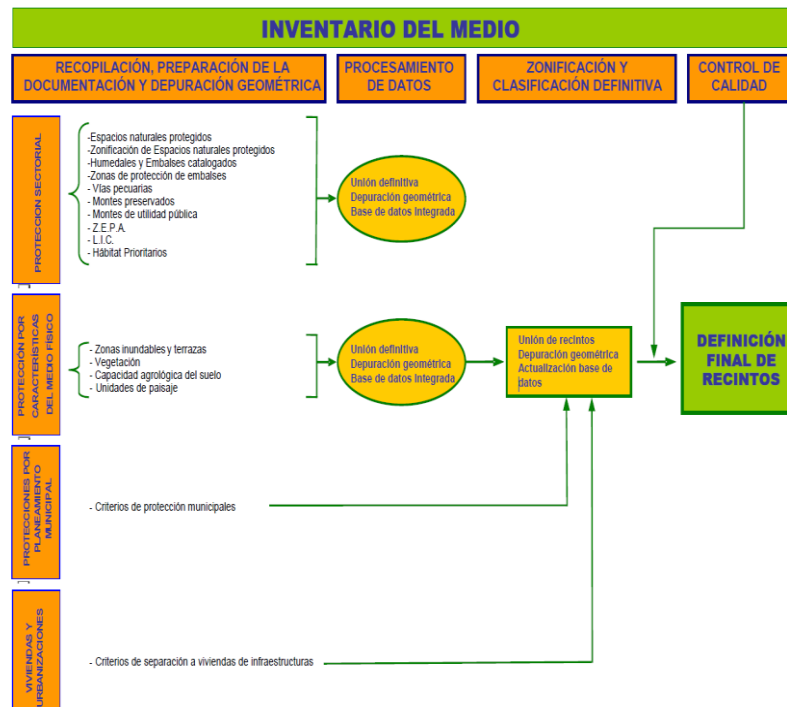


Figura 1. Ejemplo de la recopilación de información e inventario del medio de las distintas fases en el caso del SIG y estudio de corredores territoriales de infraestructuras.



Figura 2. Ejemplo de la recopilación de información e integración de datos en distintos formatos para generar una Base de datos única relativa al SIG de Planeamiento.

### 3.2 Procesamiento y depuración de los datos geométricos y alfanuméricos

Las depuraciones geométricas de los fenómenos geográficos en el caso de la información vectorial, son indispensables en los procesos intermedios de análisis geográfico y se recurre a herramientas básicas en ArcGIS, gvSIG, etc., que nos ayudan a la identificación de posibles errores encontrados en las geometrías, como por ejemplo errores topológicos (huecos y solapamientos entre polígonos, undershoot, overshoot, spikes o picos, etc.) (figura 3).

### 3.3 Automatización de tareas y flujos de procesos automáticos

La construcción y ejecución de flujos de trabajo automáticos o el empleo de herramientas de

modelización que permitan el procesamiento y análisis geográfico simultáneo de varias capas de información ya depuradas facilita en todos los trabajos una celeridad en la producción de resultados intermedios y mapas finales (figura 4).

### 3.4 Actualización, contraste y validación de resultados: trabajo de campo

En el caso de los estudios previos al mapa de capacidad agrológica, plan de vías ciclistas y corredores ecológicos ha sido necesario resolver conflictos originados por la superposición de las fuentes de información recurriendo a su contraste y evaluación, en la zona de conflicto, en campo que permitan establecer mejores criterios y resultados (figuras 5 y 6).

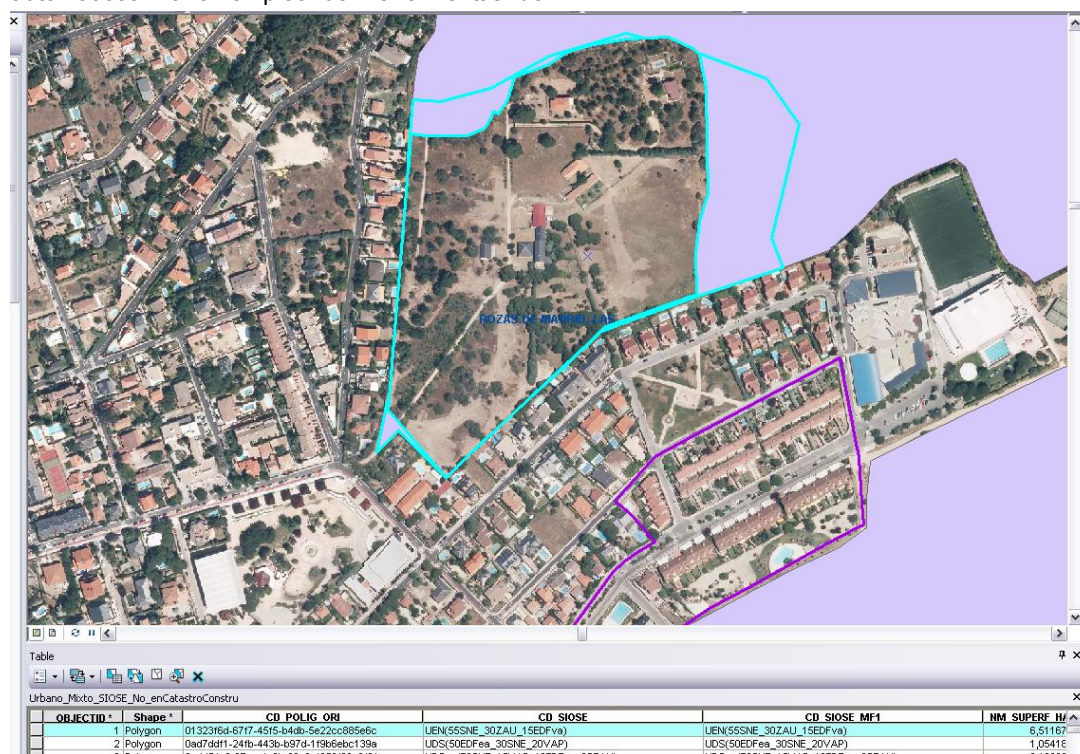
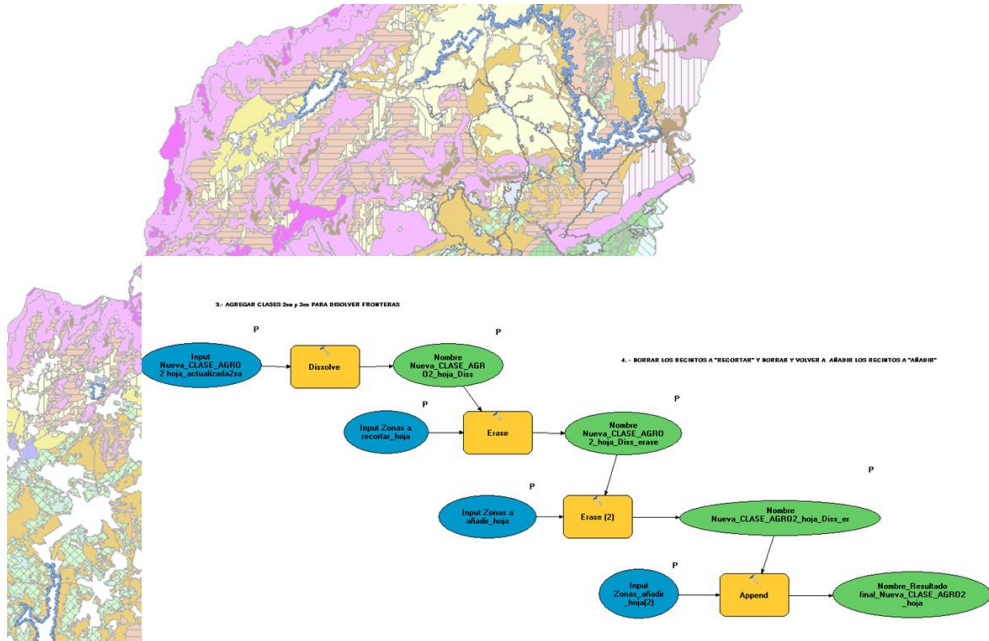
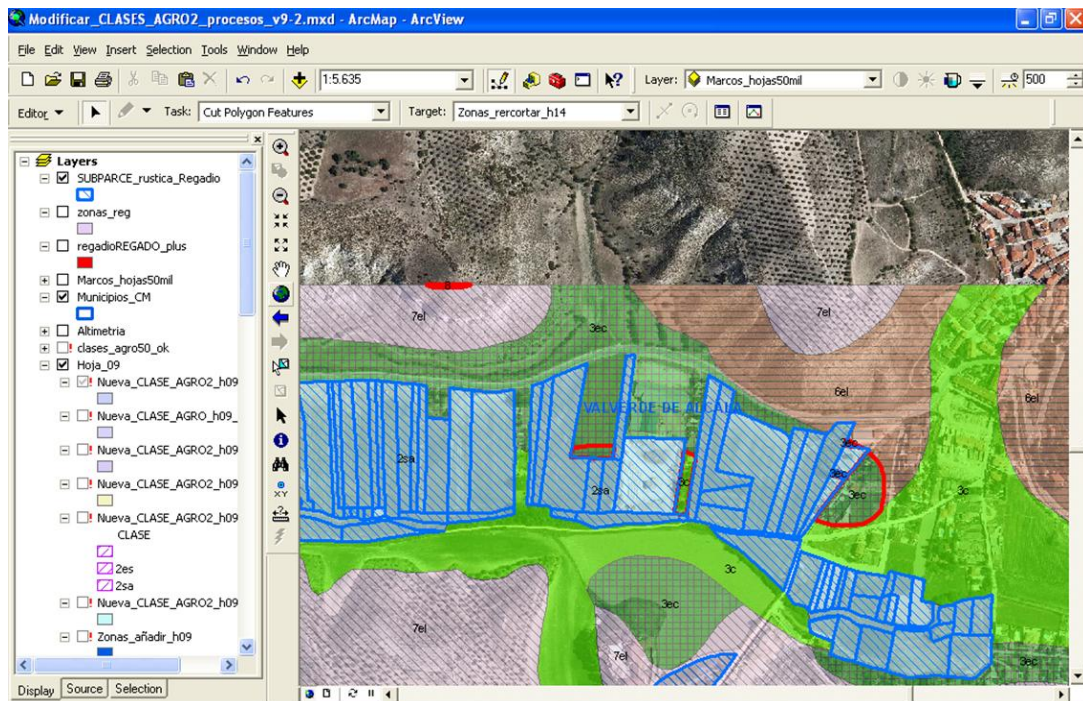


Figura 3. Ejemplo de depuración de los "recintos multiparte" y "spikes" o picos no deseados en las geometrías resultado de los análisis para el proceso de actualización del mapa de capacidad agrológica de las tierras de la Comunidad de Madrid.





*Figura 4. Ejemplo de implementación de modelos de flujos de procesos con ArcGIS (Model Builder) para la automatización de tareas.*



*Figura 5. Ejemplo de evaluación en campo de conflictos en distintas zonas de regadío, como resultados de la superposición de distintas fuentes externas (SIOSE, Catastro, tipificación de regadíos) en el SIG de capacidad agrológica de los suelos de la Comunidad de Madrid.*

RED BÁSICA DE VÍAS CICLISTAS		SUBTRAMOS		ITINERARIO 1 - TRAMO A	
Subtramo	01	02	03	04	05
Denominación	Nuevo del Rey	Calle de Monte nº 43 del C.U.P.	Calle de La Puente	Calle de La Puente	Calle de La Puente
Entre	entre las vías de San Juan (Rte 14) y calle de M-512	entre las vías de San Juan (Rte 14) y calle de M-512	entre la estación de autobuses de Chamartín y calle de la Puente	entre la estación de autobuses de Chamartín y calle de la Puente	entre la estación de autobuses de Chamartín y calle de la Puente
Longitud (m)	3.236	3.214	3.220	7.070	5.930
Contaminación acústica / atmosférica	alta	media	media	media	media
Entorno / Paisaje	camino entre pinos	camino entre campos de arroz	camino de asfalto en zona	camino entre fincas	camino entre fincas
Protección Térmica	media, con techos de mayor y menor protección	media	media	media	media
Desnivel	medio-alto	medio	medio	medio	medio
Cruces con el tráfico motorizado	Existe tráfico motorizado por las calles de la población. Al salir de ésta el camino por el que se circula posee escasa o nula circulación, hasta contactar con el cruce de la carretera M-512 y M-512.	Se discute por un camino con escasa circulación de vehículos. Tan sólo alguno de los flujos generados por las	Se discute por la M-512, de escasa tráfico en general. Al salir de ésta el camino por el que se circula posee escasa o nula circulación, hasta contactar con el cruce de la carretera M-512 y M-512.	Se discute por la M-512, de escasa tráfico en general. Al salir de ésta el camino por el que se circula posee escasa o nula circulación, hasta contactar con el cruce de la carretera M-512 y M-512.	Se discute por la M-512, de escasa tráfico en general. Al salir de ésta el camino por el que se circula posee escasa o nula circulación, hasta contactar con el cruce de la carretera M-512 y M-512.
Tipo de firme	asfalto	asfalto	asfalto	asfalto	asfalto
Iluminación	no	no	no	no	no
Potencialidad demanda	media	alta	media	media	media
Observaciones	Se discute por las calles de la población. Al salir de ésta el camino por el que se circula posee escasa o nula circulación, hasta contactar con el cruce de la carretera M-512 y M-512.	Se discute por un camino con escasa circulación de vehículos. Tan sólo alguno de los flujos generados por las	Se discute por la M-512, de escasa tráfico en general. Al salir de ésta el camino por el que se circula posee escasa o nula circulación, hasta contactar con el cruce de la carretera M-512 y M-512.	Se discute por la M-512, de escasa tráfico en general. Al salir de ésta el camino por el que se circula posee escasa o nula circulación, hasta contactar con el cruce de la carretera M-512 y M-512.	Se discute por la M-512, de escasa tráfico en general. Al salir de ésta el camino por el que se circula posee escasa o nula circulación, hasta contactar con el cruce de la carretera M-512 y M-512.

Figura 6. Ejemplo de validación sobre el terreno de las propuestas del Plan de vías ciclistas realizada, comprobando los recorridos planificados en la red básica (tracks en navegador GPS y bicicleta) y decidiendo su viabilidad en función de las posibles barreras y accesibilidad.

### 3.5 Generación de modelos de datos como resultado de integración de resultados

Es esencial diseñar un conjunto de reglas que nos permitan exportar y abstraer los distintos resultados obtenidos en la explotación de cada SIG a la realidad. Los modelos de datos implementados en cada proyecto SIG en particular debían ser lo suficientemente abiertos (mediante distintos tipos de datos de representación estándar de tipo vector, raster, CAD, dbf, etc.), así como configurables y escalables para poder exportarse en su conjunto a otros software de SIG empleados en otros organismos públicos o privados externos que empleen herramientas o software de SIG y CAD de carácter libre o privado parecidas a las utilizadas en la Subdirección de Planificación Regional.

De este modo, en el Plan de vías ciclistas de la Comunidad de Madrid se diseñaron tres posibles redes en formato "shapefile" que quedaban restringidas desde el punto de vista topológico (nodos compartidos, enlaces, etc.) en algunos puntos debido a la interposición de barreras medioambientales.

Otro ejemplo lo encontramos en el proyecto de corredores Ecológicos en el que se diseñó a través de un SIG raster un resultado final de corredores a través de la identificación de trayectos de menor coste de desplazamiento por distintos hábitats de la Comunidad de Madrid de las distintas especies animales (figura 7).

### 3.6 Fase final - visores web

En la consecución de las distintas fases de desarrollo de los distintos SIT se ha procurado tomar como referencia de partida la iniciativa INSPIRE, sobre todo desde el punto de vista de la armonización entre diversos conjuntos de datos empleados a diferentes escalas geográficas, evitando, en la medida de lo posible, la duplicación de esfuerzos en las fases de inventario y captura de la información y procurando un mantenimiento de la información espacial

Los principios básicos de la iniciativa INSPIRE en los que nos hemos basado para el desarrollo y actualización de estos Sistemas de Información territorial, y los visores web Temáticos que se vienen desarrollando, se basan especialmente en:

- Datos recogidos una sola vez y mantenidos en el nivel en que resulta más eficaz.
- Posibilidad de combinar la información geoespacial procedente de diversas fuentes y ponerla al alcance de los usuarios (técnicos cualificados, ciudadanos, etc.) y de las aplicaciones SIG.
- Posibilitar que la información recogida a un nivel sea compartida a todos los niveles, es decir, a nivel de detalle y a nivel general, para fines estratégicos.



- Existencia de una gestión municipal georreferenciada: empleo de instrumentos basados en visores cartográficos web (es el caso del visor de Planeamiento) que faciliten las tareas rutinarias en la información a los Ayuntamientos y que no requieran del conocimiento informático específico.
- Mayor transparencia a la gestión municipal desde la entidad autonómica.

En el caso del visor de planeamiento (figura 8), los ciudadanos podrán acceder, a través de un sencillo navegador web y visor cartográfico, a una guía urbana, ortofotos, puntos de interés municipal, planeamiento urbanístico, etc., fomentando la participación ciudadana y ofreciendo servicios de valor añadido.

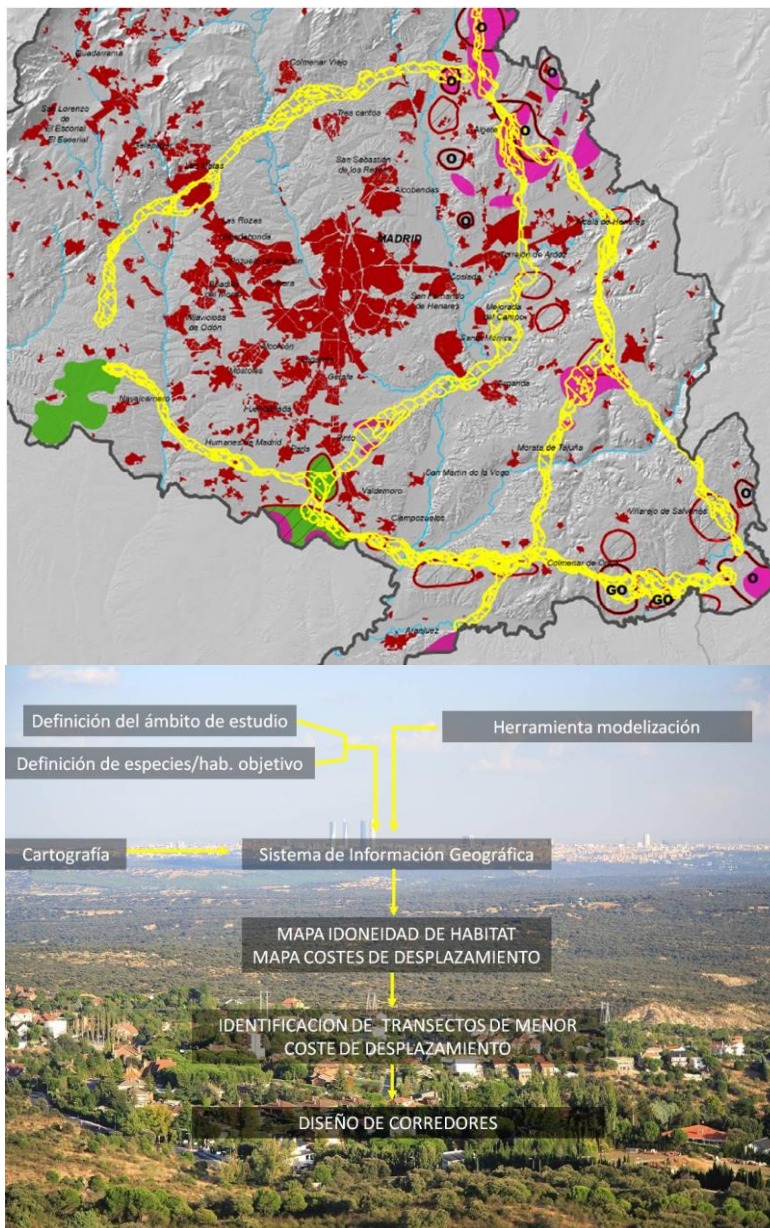


Figura 7. Ejemplo de obtención de un posible diseño de corredores ecológicos derivados del mapa de idoneidad de hábitats y mapas de costes de desplazamientos en modelo de datos implementado para el SIG de corredores ecológicos.

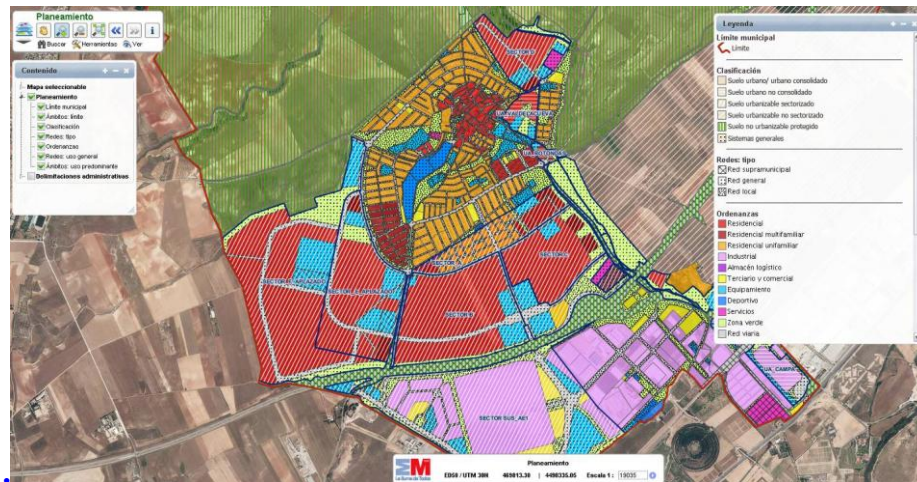


Figura 8. El ejemplo mostrado es el Visor web de Planeamiento que se encuentra actualmente en desarrollo y que pretende servir como plantilla y modelo de implementación del resto de visores temáticos que darán salida externa al resto de trabajos SIG enumerados anteriormente.

## 4 CONCLUSIONES

De acuerdo con los análisis del territorio y de las necesidades detectadas en función de la población -crecimiento vegetativo, inmigración y tamaño de hogar- deducimos las necesidades de vivienda para los próximos años. Para las actividades productivas se analizan las previsiones del PIB, deduciendo el empleo futuro y, en base a los estudios de suelo, se establecen las necesidades.

En función del fuerte desarrollo del mercado residencial de los últimos años se deduce que las actuaciones en el futuro en el mercado residencial deberían centrarse en la rehabilitación urbana. Asimismo, por la elevada capacidad de suelo para actividades productivas debe también apostarse por la rehabilitación y por un proceso de concentración, promoviendo la regeneración de aquellas localizaciones más valiosas.

La Comunidad de Madrid es una región madura y, por lo tanto, no son previsibles crecimientos como los vistos en la última década y, menos aún, procesos de ocupación difusa del territorio. De lo observado en otras capitales europeas se deduce que los esfuerzos deben centrarse en la mejora de la calidad urbana basada en la regeneración o rehabilitación del tejido existente, priorizando, en el desarrollo, aquellos ámbitos que cuenten con un cierto nivel de infraestructuras de transporte y que, por su localización, puedan crear sinergias positivas en el conjunto de la región. De este modo, ha sido indispensable el empleo de tecnología SIG tomando como referencia la directiva INSPIRE.

## BIBLIOGRAFÍA

- De Miguel, A. y Piattini, M. 1999. *Fundamentos y modelos de Bases de datos*, Ra-Ma, 550pp
- Gallardo, J., Saa, A., Hontoria, C., Almorox, J., Chavez, L., Mendoza, R. y Ortega, C. 2006. *Mapa Agrológico. Capacidad Agrológica de las tierras de la Comunidad de Madrid*, Comunidad de Madrid, 98pp.
- Martin, D. 1991. *Geographical Information Systems and their Socio-economic Applications*, Routledge, 182pp
- McMaster, R.B. y Shea, K.S. 1992. Generalization in digital cartography, *Association of American Geographers*, 67pp
- Moreno, A. 2008. *Sistemas y análisis de la información geográfica*, Ra-Ma, 940pp
- Neuman, M., Seltzer, E., von Petz, U., Salet, W., Woltjer, J., Nieto Díaz, M.A. y Bodenscharz, H. 2006. Experiencias innovadoras de planificación regional y urbana (I). *Revista del Departamento de Urbanística y Ordenación del Territorio*, Escuela Técnica Superior de Arquitectura, U.P.M., 139, 6-94
- OSGeo, 1997-2011, Libro SIG. Proyecto libre para la redacción de un texto libre y completo sobre fundamentos de Sistemas de Información Geográfica, así como disciplinas afines. ([http://wiki.osgeo.org/wiki/Libro\\_SIG](http://wiki.osgeo.org/wiki/Libro_SIG)) 877pp.



# Patrones de población y de polución atmosférica intraurbana: análisis desde la justicia ambiental basado en SIG

A. Moreno

Departamento de Geografía. Universidad Autónoma de Madrid.

antonio.moreno@uam.es

## RESUMEN

*La evaluación de situaciones o actuaciones desde el principio de justicia ambiental permite determinar qué grupos sociales, cómo, dónde, cuándo, cuánto, etc. reciben beneficios o perjuicios de carácter ambiental sin contrapartida alguna (externalidades espaciales). En esta contribución se aplica una metodología que combina sistemas de información geográfica, técnicas estadísticas y gráficas, para tal fin. Se presenta el caso de la ciudad de Madrid, donde se mide en qué grado ciertos grupos sociodemográficos sufren una exposición potencial a la polución atmosférica por dióxido de nitrógeno igual o distinta a la del conjunto de la población (norma de referencia). El análisis se basa en un test de bondad de ajuste ( $\chi^2$ ) y un diagrama o balanza de la justicia ambiental. Los resultados confirman la existencia en Madrid de algunos grupos ambientalmente favorecidos y de otros negativamente discriminados.*

## PALABRAS CLAVE

Polución, población, justicia ambiental, ciudad, sistemas de información geográfica.

## ABSTRACT

*The assessment of spatial situations or actions from the environmental justice principle entails to determine what social groups how, where, when and how much receive benefits or charges without any compensation, as spatial externalities. In this contribution a method combining GIS, statistical and graphical techniques, is applied to this end. The Madrid case study is presented, looking to ascertain if several groups suffer an environmental exposure to nitrogen dioxide different or equal than the observed for total population (taken as reference). The analysis is based on a goodness of fit test ( $\chi^2$ ) and the graph of environmental justice. The results confirm inequities among groups, some of them being environmentally benefited and some other punished.*

## KEY WORDS

Pollution, population, environmental justice, city, geographical information systems.

## 1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

La interacción entre población y medio ambiente, como frente de indagación permanente, ha sido examinada bajo perspectivas y objetivos muy diversos, siendo el principio de sostenibilidad uno de los dominantes tanto en las indagaciones científicas como en las preocupaciones políticas. Junto a éste, otro más reciente y muy prometedor, el de justicia ambiental, está inspirando la evaluación de situaciones o actuaciones que pueden generar inequidades (Bowen, 2002), las cuales, por involucrar a esos dos componentes, deberían

calificarse de socio-ambientales, aunque se ha popularizado la expresión más escueta de (in)justicia ambiental.

Dicho concepto, emergido hace ya algunos años a raíz de situaciones claramente lesivas para algunos grupos sociales, ha ido ganando presencia en el ámbito político-administrativo (Moreno, 2010), debido a que algún gobierno de países desarrollados (e. g. los Estados Unidos) exige evaluar sus políticas federales desde este punto de vista y en otros países (como en la Unión Europea) se está priorizando cada vez más su consideración. Así mismo, se aprecia un notable impulso en el ámbito académico, donde



en los últimos años cada vez más investigadores desarrollan propuestas teóricas (e. g. Schlosberg, 2004; Brulle y Pellow, 2006; Walker y Bulkeley, 2006; Boone, 2008; Elvers *et al.*, 2008; Blanchon *et al.*, 2009; Gottlieb, 2009; Wilson, 2009; Wakefield y Baxter, 2010; Arriaga y Pardo, 2011; Abara *et al.*, 2012), junto con crecientes trabajos metodológicos y empíricos. No obstante, la evaluación rigurosa de tales inequidades está aun metodológicamente en sus comienzos, en parte por problemas de datos apropiados y en parte por motivos técnicos.

En esta contribución se pretende exponer un procedimiento para aproximarse a la estimación de las inequidades ambientales que en el espacio intraurbano emergen como resultado de, por un lado, la desigual distribución espacial de los grupos de población (derivada de procesos de segregación socio-demográfica) y, por otro, de las diferencias que en la calidad del ambiente atmosférico dentro de la ciudad se generan a partir de los procesos de producción y consumo allí desplegados y que impactan sobre las condiciones del aire. En síntesis, se trata de abordar cómo las situaciones, estados o asociaciones espaciales entre ambos componentes pueden provocar inequidades, en el sentido de que ciertos grupos demográficos se vean especialmente penalizados o favorecidos por condiciones atmosférico-ambientales adversas (superiores niveles de polución atmosférica) o propicias en el interior de la ciudad. A tal fin, se aborda el examen conjunto de la distribución espacial de un indicador de polución (el dióxido de nitrógeno) y del patrón intraurbano de algunos grupos de población especialmente vulnerables. La intención es doble, pues aparte de diagnosticar un caso de estudio concreto, la ciudad de Madrid (España), se busca aquilatar y difundir una metodología eficaz para determinar inequidades ambientales, sustentada en información disponible en muchos países, que ha sido expuesta y aplicada por el autor (Moreno, 2007 y 2010).

## 2 ANTECEDENTES Y ESTADO DE LA CUESTIÓN

Las investigaciones sobre inequidades ambientales han considerado una diversidad de amenazas, peligros, polución, etc. a la hora de determinar su desigual reparto o "carga" entre grupos sociales. Se han estudiado a menudo externalidades provenientes de actividades humanas, tales como peligros o emisiones y ocasionalmente amenazas o rasgos físico-naturales (e. g. Vázquez y Salgado, 2009; Wilson *et al.*, 2010). En cuanto al componente humano, se han contemplado categorías de población distintas para determinar su desigual exposición

potencial o afección (e. g. en la salud o el malestar sentido), provocadas por agentes o emisiones ambientales. En el ámbito norteamericano, la sensibilidad a la discriminación asociada a la raza y etnia ha primado esos criterios de clasificación de la población, junto con el nivel de renta, estatus socioeconómico, vulnerabilidad o algún índice de privación social al analizar posibles injusticias socio-ambientales (véanse, entre otros muchos, Bullard (1983); Buzzelli y Jerrett (2004)). La cuestión más indagada suele ser examinar si los grupos más desfavorecidos o vulnerables socialmente también lo son ambientalmente, con ejemplos recientes como Evans y Kantrowitz (2002) y Maranville *et al.* (2009). En otros casos se han seguido distintos criterios (Brainard *et al.*, 2002 y 2003) sobre la exposición a gases atmosféricos y al ruido según raza / etnia, edad, estatus socioeconómico y privación.

Para el caso específico de la ciudad de Madrid, Moreno (2007) abordó el diagnóstico de la inequidad acústico ambiental respecto al nivel de renta per cápita de la población. Moreno y Cañada (2007) y Cañada *et al.* (2011) consideraron la exposición de distintos grupos de renta per cápita al dióxido de azufre y a las partículas en la atmósfera respectivamente.

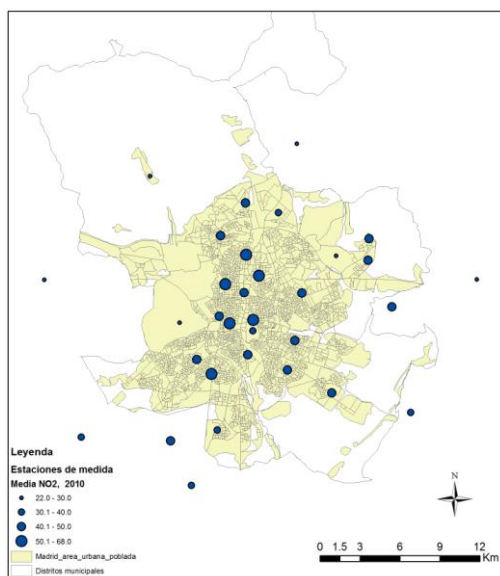
Dada la variedad de patrones sociodemográficos espaciales según lugares y escalas del territorio, no extraña que las inequidades ambientales hayan resultado también diversas.

## 3 MÉTODOS Y DATOS

El **ámbito de interés** se corresponde con el municipio de Madrid, con 3.273.049 habitantes (según el Padrón Municipal de Habitantes, PMH) en 2010. La existencia de extensas partes no urbanas o despobladas, junto al hecho de que la movilidad habitual de la población hace imposible disponer de un registro micro-geográfico de su exposición al ambiente atmosférico, suscitaron la necesidad de establecer un ámbito estricto sobre el que medir de forma más realista dicha exposición. La alternativa más frecuente, pese a las evidentes limitaciones, es referir la población a su domicilio habitual y considerar de manera simple que las condiciones ambientales del mismo le son de aplicación, pese a que la vida humana discurre por entornos (de trabajo, estudio, ocio, etc.) cuyo ambiente atmosférico es muy diferente del de su vivienda. Esta será sin duda una de las mejoras que en el futuro habrá de acometerse en este tipo de diagnósticos a escala urbana. Por otro lado, a partir de diversas fuentes (Corine Landcover 2006 e imágenes aéreas) se realizó una identificación laboriosa de zonas claramente no residenciales, que fueron



excluidas del área estricta de estudio. Para los datos demográficos se adoptó la unidad espacial más desagregada que en los Censos de Población de España se dispone: las secciones censales (pequeñas divisiones para gestión estadística que contienen habitualmente entre 1000-2000 habitantes). Estas operaciones se apoyaron en la tecnología SIG (ArcGIS). La figura 1 muestra el ámbito estricto de estudio, que se calificará como área urbana poblada (AUP).



*Figura 1. Zona de estudio (área urbana poblada) de Madrid, con las secciones censales y las estaciones de vigilancia de la calidad del aire usadas. El tamaño de los puntos de las estaciones está graduado según el valor medio registrado de NO<sub>2</sub> atmosférico en 2010.*

La determinación de qué **grupos sociodemográficos** examinar desde la óptica de las posibles inequidades ambientales constituye otro punto importante. Priorizando criterios de privación y vulnerabilidad, se eligieron algunos grupos concretos:

- Por edad, los niños (hasta 4 años) y los ancianos (80 años y más) resultan, por sus rasgos biológicos, más sensibles a las agresiones ambientales.
- En cuanto a nivel de instrucción, cabe presumir que las capas con menor nivel (no sabe leer ni escribir, sin estudios y enseñanza primaria incompleta) posean una menor conciencia, aptitud y competencia para la autoprotección frente al ambiente, a la par que suelen asociarse a menores rentas, mientras que las de alto nivel (diplomados, licenciados, ingenieros, arquitectos, doctorado o postgrado) fueron elegidas como

contraste; ambos grupos se circunscribieron al intervalo de adultos entre 30 y 59 años, por limitaciones en la fuente.

- El colectivo de inmigrantes extranjeros por razones económicas, que sobre todo se insertan en la base de la pirámide laboral, aunque dispar según la procedencia, cabe hipotetizar que sufra privaciones y sea menos consciente de los problemas de calidad ambiental. Se conformaron varios subgrupos según procedencia, dada la notoria tendencia a la coalescencia y segregación que exhibe en el interior de las ciudades: de América Central y del Sur, africanos (Magreb y África subsahariana), asiáticos (principalmente de China) y europeos no pertenecientes a la UE (Este de Europa).

Como fuente más actual se recurrió al PMH<sup>2</sup> (registro de publicación anual), con fecha de referencia de los datos del 1 de enero de 2011, excepto los de inmigrantes, que es del 1 de enero de 2010 por inexistencia de otros más recientes.

Metodológicamente los datos demográficos se han tratado en una primera fase con SIG y una variada gama de técnicas estadísticas (índices de desigualdad, segregación, concentración, centralidad y autocorrelación espacial) de cara a obtener una caracterización de las formas como se reparten tales grupos dentro del espacio intraurbano<sup>3</sup>.

En cuanto a la **calidad atmosférica ambiental** urbana se ha elegido el dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) por ser un gas contaminante que altera de manera importante el aire. Es un buen indicador de la contaminación debida al tráfico rodado, que lo origina en su mayoría, e interviene en diversas reacciones químicas atmosféricas dando lugar a la formación de ozono troposférico o de partículas en suspensión inferiores a 2,5 micras (PM<sub>2,5</sub>), las más dañinas para la salud. Al inhalarse afecta al tracto respiratorio, inhibiendo algunas funciones pulmonares y mermando la resistencia a infecciones. Las altas concentraciones afectan especialmente a niños y asmáticos, mientras que la exposición continuada a bajas concentraciones se asocia al incremento de enfermedades respiratorias crónicas y a la disminución de la capacidad pulmonar.

<sup>2</sup> Se agradece a la Dirección General de Estadística del Ayuntamiento de Madrid, su colaboración para facilitar los datos utilizados en este estudio.

<sup>3</sup> Este análisis ha sido llevado a cabo por Vidal y Palacios (2012), miembros del equipo de investigación, a quienes se agradece los datos aportados para este estudio.

Los datos usados corresponden al valor promedio observado de NO<sub>2</sub> durante el año 2010, calculado a partir de la información registrada en 24 estaciones de la Red Automática de Vigilancia de la Calidad Atmosférica del Ayto. de Madrid y otras 8 estaciones de la red de la Comunidad de Madrid, sitas en municipios del entorno próximo, para completar la información de partida (figura 1). Conviene recordar aquí que el nivel medio admisible por la Organización Mundial de la Salud (s.f.) se sitúa en 40 µg/m<sup>3</sup>.

A partir de la muestra espacial de 32 estaciones se realizó la caracterización completa del ámbito de interés (la AUP). Para ello se ensayó con SIG el empleo de los interpoladores: el Kriging ordinario y la media ponderada por el inverso de la distancia (IDW, *Inverse distance weighting*), reteniendo el segundo tras diversos ensayos, y generando una capa raster (grid) con las medias estimadas de NO<sub>2</sub> para el AUP con una resolución de 50 m<sup>4</sup>.

Las técnicas utilizadas para evaluar la **justicia ambiental**, es decir, en qué medida esos grupos de población estaban más o menos expuestos a cifras elevadas de NO<sub>2</sub>, han sido dos: la prueba  $\chi^2$  de una muestra, perteneciente al tipo de la bondad de ajuste (Siegel, 1970: 64-69; Ruiz-Maya *et al.*, 1995: 75-77), y el diagrama o balanza de justicia ambiental descrito en Moreno (2010). La primera de ellas es un conocido test de independencia mediante el cual se trata de comprobar la hipótesis nula, H<sub>0</sub>, de que la exposición de un grupo de población a los distintos niveles de NO<sub>2</sub> atmosférico es idéntica a la que tiene el conjunto de la población residente, o lo que es lo mismo que las dos distribuciones de frecuencias (la del grupo y la del total) por niveles de NO<sub>2</sub> son similares. La hipótesis alternativa, H<sub>1</sub>, supone lo contrario, es decir, que son diferentes, lo que implicaría que dicho grupo posee una exposición, bien menor, bien mayor que la de la población total. En tal caso, la interpretación de los resultados (diferencias entre las frecuencias y proporciones observadas y esperadas, bajo el supuesto de independencia) permitiría dictaminar acerca de la existencia de inequidad. La segunda técnica, el diagrama o balanza de la justicia ambiental exhibe visualmente en qué grado (porcentaje) la frecuencia relativa observada (población) del grupo en cada uno de los dos niveles de NO<sub>2</sub> coincide o se aleja de la norma de referencia (la población total), permitiendo así una apreciación clara y directa de las posibles desigualdades para cada grupo.

<sup>4</sup> Estos tratamientos fueron realizados por R. Cañada (2012), a quien se agradecen los datos facilitados.

A estos efectos se hubo de computar y confrontar las cifras de población (total y de los distintos grupos) para los dos intervalos de contaminación significativos (separados por el nivel crítico de 40 µg/m<sup>3</sup>). Para arribar a esas distribuciones de frecuencias se desarrolló un procedimiento con ArcGIS, completado con tratamientos estadísticos en NCSS (test de la  $\chi^2$ ). Finalmente se construyó el diagrama de la balanza de la justicia ambiental (con Excel).

## 4 ANÁLISIS DE RESULTADOS

Se presentarán en primer lugar y brevemente los patrones espaciales de las variables socio-demográficas y ambientales consideradas y, en segundo, la evaluación de las relaciones estadísticas entre ellas, susceptible de ser interpretada en términos de (in)justicias ambientales.

### 4.1 El patrón espacial de contaminación atmosférica por NO<sub>2</sub> en Madrid

Los valores estimados para 2010 de concentración de NO<sub>2</sub> en la atmósfera de la zona urbana poblada arrojaban un promedio de 44,18 µg/m<sup>3</sup>. La vista del mapa interpolado (figura 2) denota que la mayor parte del espacio está por encima del valor crítico de 40. Cifras superiores a 50 aparecían en la parte central y meridional, formando áreas de notable extensión. Por su parte, los niveles admisibles se caracterizaban por una localización eminentemente periférica, configurando áreas más o menos amplias. En el interior de la ciudad las manchas de calidad aceptable se vinculan a espacios verdes (Parque del Retiro en el centro o Parque de la Casa de Campo, al W). De este sucinto panorama se desprende que, en general, Madrid adolece aún de una calidad atmosférica inadecuada, por lo que a este contaminante se refiere, y que ello ha de afectar a una amplia mayoría de residentes y visitantes.

### 4.2 Los patrones espaciales de los grupos sociodemográficos en Madrid

La larga tradición de análisis sobre la forma como se distribuyen los efectivos de cada grupo en el interior de la ciudad ha desvelado patrones distintos y bien definidos. Para el caso que nos ocupa ello sucede también, tal como se ha puesto de manifiesto en un estudio sobre el tema en Madrid (Vidal y Palacios, 2012), en el que se han aplicado diversos índices de segregación caracterizando ese reparto espacial (tabla 1). En concreto, el criterio de grupos de edad arroja que los mayores de 80 años divergen más que los de 0-4 años en su distribución espacial, respecto a la del total de población. Los grupos de adultos (30-

59 años) de bajo y alto nivel de instrucción aparecen con una segregación aún más acusada (según el índice IS de Duncan y Duncan) y están más concentrados espacialmente (índices de Gini y delta de Duncan).

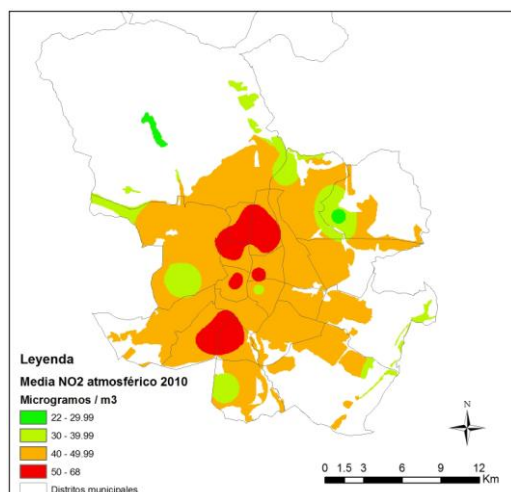
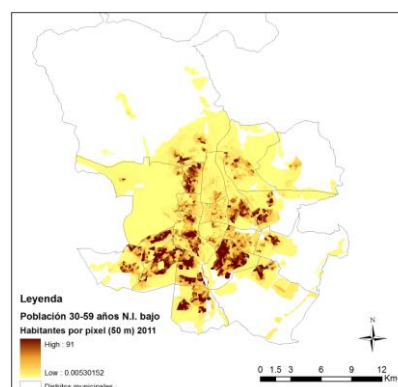
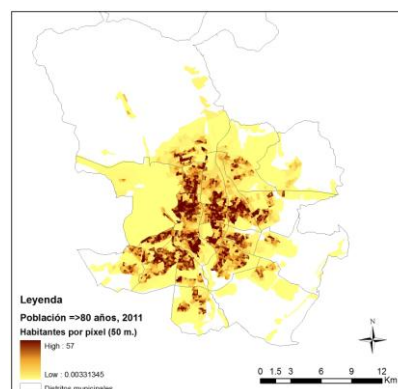
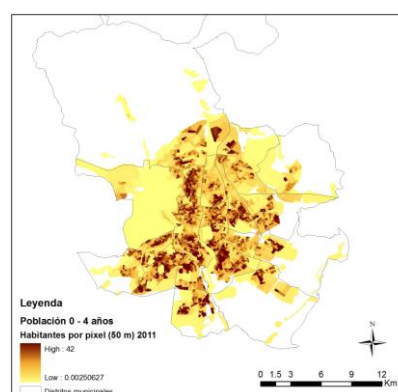
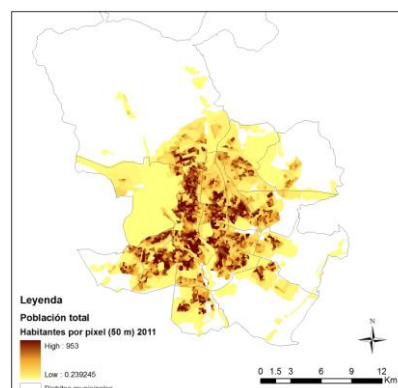


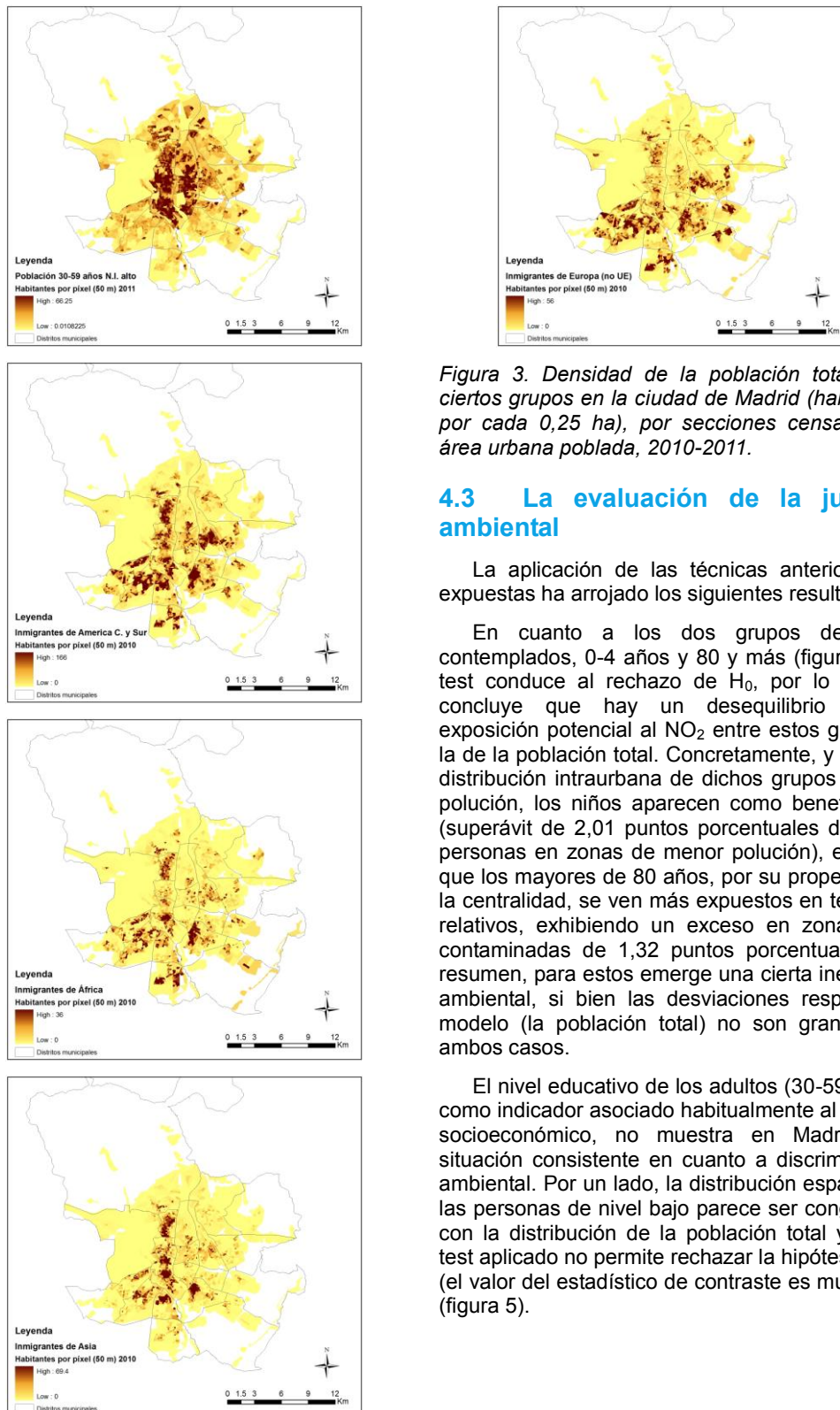
Figura 2. Concentración media de dióxido de nitrógeno (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en la atmósfera de Madrid 2010, interpolada con el método IDW.

Indicador	Índice de segregación (IS)	Índice de concentración de Gini	Índice de concentración Delta
Población de 0-4 años	0,169	0,242	0,477
Población de 80 años y más	0,221	0,318	0,607
Población entre 30-59 años con nivel instr. bajo	0,329	0,445	0,602
Población entre 30-59 años con nivel instr. alto	0,361	0,477	0,501
Inmigrantes de Europa (no UE)	0,338	0,436	0,619
Inmigrantes de África	0,430	0,587	0,647
Inmigrantes de América Central y Sur	0,302	0,407	0,630
Inmigrantes de Asia	0,435	0,597	0,680

Tabla 1. Índices de segregación y concentración de los grupos de población estudiados en Madrid.

En el caso de los inmigrantes, los asiáticos, seguidos de los africanos son los más segregados y concentrados; tras ellos, y en este orden, se sitúan los de América Central y Sur y los europeos. Por estas razones, cabe esperar diferencias en la exposición, y por tanto en la equidad ambiental, sobre todo para los primeros. En la figura 3 se muestran para Madrid las densidades de población total y de los grupos examinados, siendo patentes las discordancias espaciales existentes entre ellos.





*Figura 3. Densidad de la población total y de ciertos grupos en la ciudad de Madrid (habitantes por cada 0,25 ha), por secciones censales del área urbana poblada, 2010-2011.*

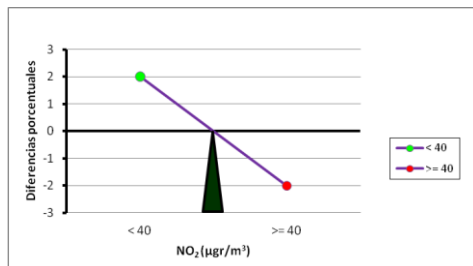
### 4.3 La evaluación de la justicia ambiental

La aplicación de las técnicas anteriormente expuestas ha arrojado los siguientes resultados.

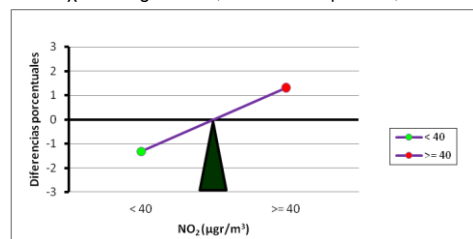
En cuanto a los dos grupos de edad contemplados, 0-4 años y 80 y más (figura 4), el test conduce al rechazo de  $H_0$ , por lo que se concluye que hay un desequilibrio en la exposición potencial al  $NO_2$  entre estos grupos y la de la población total. Concretamente, y dada la distribución intraurbana de dichos grupos y la de polución, los niños aparecen como beneficiados (superávit de 2,01 puntos porcentuales de estas personas en zonas de menor polución), en tanto que los mayores de 80 años, por su propensión a la centralidad, se ven más expuestos en términos relativos, exhibiendo un exceso en zonas más contaminadas de 1,32 puntos porcentuales. En resumen, para estos emerge una cierta inequidad ambiental, si bien las desviaciones respecto al modelo (la población total) no son grandes en ambos casos.

El nivel educativo de los adultos (30-59 años), como indicador asociado habitualmente al estatus socioeconómico, no muestra en Madrid una situación consistente en cuanto a discriminación ambiental. Por un lado, la distribución espacial de las personas de nivel bajo parece ser congruente con la distribución de la población total y así el test aplicado no permite rechazar la hipótesis nula (el valor del estadístico de contraste es muy bajo) (figura 5).



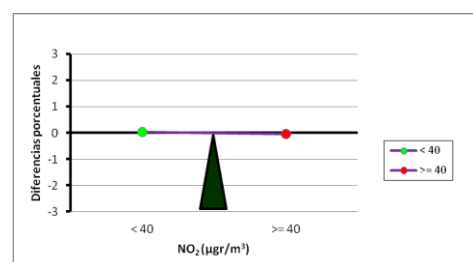


Población de 0-4 años.  
 $\chi^2$  con 1 g.l.: 1963,5 Nivel de prob.: 0,00

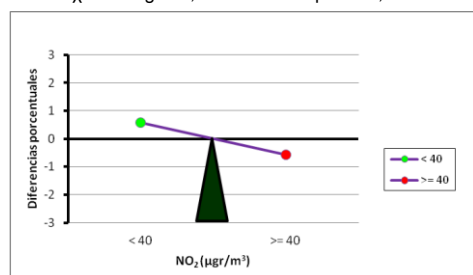


Población de 80 años y más.  
 $\chi^2$  con 1 g.l.: 1015,9 Nivel de prob.: 0,00

**Figura 4. Balanzas de la justicia ambiental para dos grupos de edad en Madrid, 2011.**



Población 30-59 años con nivel de instrucción bajo.  
 $\chi^2$  con 1 g.l.: 0,72 Nivel de prob.: 0,394



Población 30-59 años con nivel de instrucción alto.  
 $\chi^2$  con 1 g.l.: 478,6 Nivel de prob.: 0,00

**Figura 5. Balanzas de justicia ambiental, para adultos según niveles extremos de instrucción, Madrid, 2010.**

Por el contrario, y a modo de comparación, el grupo de adultos con nivel de estudios alto sí que resulta discordante respecto al conjunto de la ciudad ( $H_0$  se rechaza), y se ve algo sobrerrepresentado en las zonas con nivel de contaminación bajo. Ello le granjea una situación de beneficio ambiental, en términos comparativos, pero no excesivo, pues tanto el diagrama como el

valor del estadístico de contraste, muestran niveles medio-bajos en esa divergencia. Ello debe relacionarse con la propensión de una parte de la población de alto estatus a vivir en la periferia, donde este contaminante tiende a disminuir.

Los inmigrantes por causas económicas que llegaron a Madrid recientemente se han repartido dentro del tejido urbano según patrones diferentes, pero en cualquier caso mostrando desigualdades espaciales notorias. Tal hecho incide en su exposición a calidades ambientales diversas. El examen de los valores del estadístico de contraste y de los niveles de probabilidad asociados (figura 6) evidencia que, para los cuatro grupos,  $H_0$  debe ser rechazada, lo que equivale a decir que su grado de exposición a la contaminación por  $\text{NO}_2$  difiere significativamente respecto al conjunto de la población. Ahora bien, la situación entre ellos es dispar. Los de origen africano y europeo (no UE) presentan una condición mejor, puesto que están sobrerrepresentados en zonas de menor contaminación. Los primeros son los que exhiben una divergencia más aguda en comparación con el total de la población: casi 3 puntos porcentuales (véase su balanza de la justicia ambiental, figura 6). Los inmigrantes europeos también soportan una menor exposición a la alta contaminación, pero no tanto como los anteriores ( $\pm 0,97$ ).

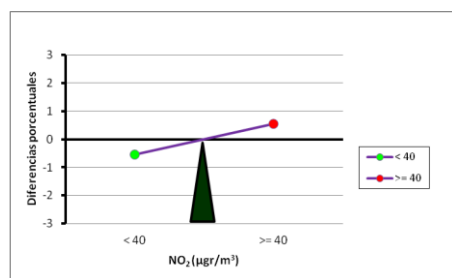
Por su parte, los inmigrantes provenientes de América Latina y Asia exhiben la situación contraria, al residir proporcionalmente más en zonas de alta contaminación. Ahora son los asiáticos quienes aparecen en peor lugar ( $\pm 1,25$  puntos porcentuales), en tanto que los latinoamericanos se desvían bastante menos de la norma general de la ciudad ( $\pm 0,55$ ).

## 5 DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

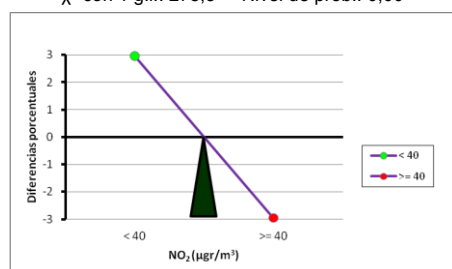
De los hallazgos empíricos obtenidos en este estudio se pueden colegir varios hechos:

- Dado que los niveles de contaminación exceden, en la mayor parte del espacio urbano madrileño, los límites de referencia aceptables aquí considerados, se reduce correlativamente la probabilidad de inequidades, pese a que algunos grupos socio-demográficos vulnerables muestran cierta propensión a la segregación espacial (central, interior o periférica) (Moreno y Vinuesa, 2012; Vidal y Palacios, 2012), con exposiciones ambientalmente singulares para cada uno de ellos

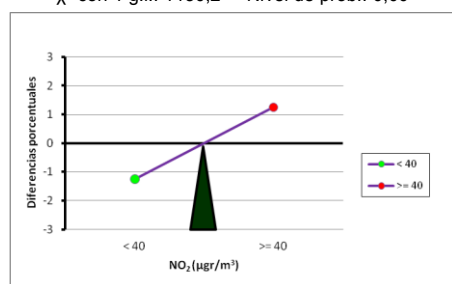




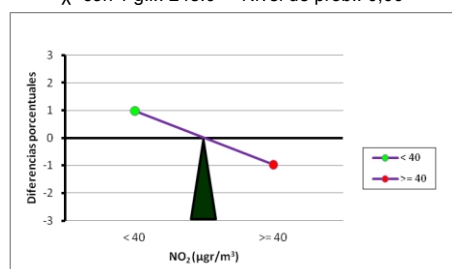
Población inmigrante de origen latinoamericano.  
 $\chi^2$  con 1 g.l.: 278,3 Nivel de prob.: 0,00



Población inmigrante de origen africano.  
 $\chi^2$  con 1 g.l.: 1130,2 Nivel de prob.: 0,00



Población inmigrante de origen asiático.  
 $\chi^2$  con 1 g.l.: 248,0 Nivel de prob.: 0,00



Población inmigrante de origen europeo (no UE).  
 $\chi^2$  con 1 g.l.: 274,3 Nivel de prob.: 0,00

**Figura 6. Balanzas de justicia ambiental, para los grupos de inmigrantes internacionales según ámbito de procedencia. Madrid, 2010.**

- En conjunto, se constata que todos los grupos sociodemográficos analíticamente establecidos aquí exhiben divergencias significativas en su exposición al ambiente contaminado por NO<sub>2</sub> en Madrid, con la excepción de los adultos de baja instrucción. Al compararlos con los hallazgos de otros autores, como los descritos en Moreno (2010), se aprecian diferencias, pues en bastantes de ellos la relación con la raza / etnia y con los

indicadores de renta / estatus socioeconómico era clara y negativa. La síntesis de hallazgos en doce estudios reportada por Mitchell y Dorling (2003) arroja un balance más dispar (a veces había relaciones directas, en otras inversas, y en otras no había relación). Brainard *et al.* (2002), por su parte, constataron coincidencia espacial entre los mayores niveles de ciertos contaminantes atmosféricos (uno de ellos el NO<sub>2</sub>) y la pobreza y las minorías étnicas, pero no así con la edad. Parece plausible pensar que esas asociaciones espaciales estén pre-condicionadas por las dinámicas de localización residencial de cada grupo en cada contexto urbano-nacional.

En cualquier caso, esa diversidad se manifiesta en sobre-exposiciones y sub-exposiciones a la atmósfera contaminada por NO<sub>2</sub> en los domicilios entre los distintos grupos, lo cual, junto con el valor del estadístico de contraste, permite sintetizar los resultados (tabla 2), apreciándose que cuatro grupos aparecen como favorecidos (en términos relativos se hallan expuestos en menor grado que la población total de referencia). Por el lado opuesto, los ancianos y los inmigrantes latinoamericanos y asiáticos se ven penalizados proporcionalmente. Así mismo se constata que la distribución intraurbana de las dos categorías de edad consideradas es la que arroja más desequilibrios, en el sentido de inequidades socio-ambientales. La tipología por origen de los inmigrantes es, por el contrario, la que parece ser menos discriminante, con la excepción del grupo de los africanos.

Intensidad estadística de la exposición potencial al NO <sub>2</sub> (según valor del estadístico de contraste $\chi^2$ )			
Tipo de discriminación	Medio (> 1000)	Medio bajo (400-1000)	Bajo (< 300)
Sub-exposición (favorecidos)	Población de 0-4 años. Inmigrantes africanos	Población 30-59 años con nivel de instrucción alto	Inmigrantes europeos
Sobre-exposición (perjudicados)	Población de 80 años y más		Inmigrantes de América Central y Sur. Inmigrantes asiáticos

**Tabla 2. Clasificación de los grupos sociodemográficos según el tipo de discriminación que les afecta y la intensidad de la exposición potencial a la polución de NO<sub>2</sub>.**

En resumen, se constata unas desigualdades socio-ambientales respecto a este

contaminante que implican una carga negativa superior para ciertos grupos de población (sufriendo, pues, injusticia ambiental), en tanto que otros se hallan en una situación más favorable. En todo caso, las magnitudes de tales discriminaciones no deberían calificarse de severas.

Desde el punto de vista metodológico cabe reafirmar que la conjunción de SIG y técnicas estadísticas ofrece un poderoso arsenal para abordar la medición de las inequidades ambientales, por cuanto más allá de las potencialidades de la visualización cartográfica, un gráfico de lectura fácil, como el diagrama de la justicia ambiental, y unos test estadísticos como el aquí usado, permiten dilucidar con notable claridad la hipótesis de existencia o no de discriminación. Merece reseñarse además que, frente a otros análisis previos, en éste se ha acometido la operación de estimar las cifras de población potencialmente expuesta, a partir de pequeñas unidades espaciales (como las secciones censales), buscando obtener resultados más exactos y así fundamentar más sólidamente las valoraciones. Con ello se espera facilitar la ejecución de estos análisis, dado que la publicación de estadísticas demográficas por unidades espaciales pequeñas constituye una práctica habitual en la mayoría de los países.

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se ha desarrollado dentro de un proyecto de cooperación entre España y América Latina, promovido por la Universidad Autónoma de Madrid y el Banco de Santander. Por su inestimable colaboración se desea mencionar y agradecer la labor de las Dras. Rosa Cañada y María Jesús Vidal, obteniendo datos y resultados en fases previas del proyecto. Adicionalmente al Ido. Pedro Martínez Suárez se reconoce el valioso trabajo de tratamiento de datos con programas informáticos y en el tratamiento de textos.

## BIBLIOGRAFÍA

- Abara, W., Wilson, S. M. y Burwell, K. 2012. Environmental justice and infectious disease: gaps, issues, and research needs. *Environmental Justice*, 5(1), pp. 8-20.
- Arriaga, A. y Pardo, M. 2011. Justicia ambiental. El estado de la cuestión. *Revista Internacional de Sociología (RIS)*, 69 (3), pp. 627-648.
- Blanchon, D., Moreau, S. y Veyret, Y. 2009. Comprendre et construire la justice environnementale. *Annales de Géographie*, 665-666, pp. 35-60.
- Boone, C. G. 2008. Environmental justice as process and new avenues for research. *Environmental Justice*, 1 (3), pp. 149-154.
- Bowen, W. 2002. An analytical review of environmental justice research: what do we really know? *Environmental Management*, 29, pp. 3-15.
- Brainard, J., Jones, A. P., Bateman, I. J., Lovett, A. A. y Fallon, P. J. 2002. Modelling environmental equity: access to air quality in Birmingham, England. *Environment and Planning A*, 34 (4), pp. 695-716.
- Brainard, J., Jones, A., Bateman, I. y Lovett, A. 2003. *Modelling environmental equity: exposure to environmental urban noise pollution in Birmingham, UK*. [En línea]. Norwich, Norfolk, UK: Environmental Decision Making Working Papers, EDM 03-04, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University of East Anglia. [http://www.uea.ac.uk/env/cserge/pub/wp/edm/edm\\_2003\\_04.pdf](http://www.uea.ac.uk/env/cserge/pub/wp/edm/edm_2003_04.pdf).
- Brulle, R. J. y Pellow, D. N. 2006. Environmental justice: human health and environmental inequalities. *Annual Review of Public Health*, 27, pp. 103-124.
- Bullard, R. D. 1983. Solid-waste sites and the black Houston community. *Sociological Inquiry*, 53, pp. 273-288.
- Buzzelli, M. y Jerrett, M. 2004. Racial gradients of ambient air pollution exposure in Hamilton, Canada. *Environment and Planning A*, 36, pp. 1855-1876.
- Cañada, R. 2012. Estimación y diagnóstico espacio-temporal de la contaminación por dióxido de nitrógeno en el municipio de Madrid (2001-2011). *Comunicación al XV Congreso Nacional Tecnologías de la Información Geográfica. Tecnologías de información geográfica en el contexto del cambio global*. Madrid, septiembre de 2012. 12 pp. (inédito).
- Cañada, R., Vidal, M. J. y Moreno, A. 2011. Interpolación espacial y visualización cartográfica para el análisis de la justicia ambiental: ensayo metodológico sobre la contaminación por partículas atmosféricas en Madrid. *GeoFocus (Artículos)*, 11, pp. 118-154. [http://geofocus.rediris.es/2011/Articulo6\\_2011.pdf](http://geofocus.rediris.es/2011/Articulo6_2011.pdf)
- Elvers, H. D., Gross, M. y Heinrichs, H. 2008. The diversity of environmental justice. Towards a European approach. *European Societies*, 10 (5), pp. 835-856.

- Evans, G. W. y Kantrowitz, E. 2002. Socioeconomic status and health: The potential role of environmental risk exposure. *Annual Review of Public Health*, 23, pp. 303-331.
- Gottlieb, R. 2009. Where we live, work, play and eat: Expanding the environmental justice agenda. *Environmental Justice*, 2 (1), pp. 7-8.
- Maranville, A. R., Ting, T-F. y Zhang, Y. 2009. An environmental justice analysis: superfund sites and surrounding communities in Illinois. *Environmental Justice*, 2 (2), pp. 49-56.
- Mitchell, G. y Dorling, D. 2003. "An environmental justice analysis of British air quality". *Environment and Planning A*, 35, pp. 909-929.
- Moreno, A. 2007. ¿Está equitativamente repartida la contaminación sonora urbana? Una evaluación desde el principio de justicia ambiental en la ciudad de Madrid. *Estudios Geográficos*, 263, pp. 595-626. <http://estudiosgeograficos.revistas.csic.es/index.php/estudiosgeograficos/article/view/70/67>
- Moreno, A. (2010): "Justicia ambiental. Del concepto a la aplicación en análisis de políticas y planificación territoriales". *Scripta Nova*, XIV, 316. 1 de marzo de 2010, 33 pp. <http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-316.html>
- Moreno, A. y Cañada Torrecilla, R. (2007): "Justicia ambiental y contaminación atmosférica por dióxido de azufre en Madrid: análisis espacio-temporal y valoración con sistemas de información geográfica", *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 44, pp. 301-324. <http://www.boletinage.com/44/14-moreno.pdf>
- Moreno, A. y Vinuesa, J. 2012. Desequilibrios y reequilibrios intraurbanos en Madrid. Diagnóstico con indicadores socio-demográficos, en Varela, B. y Vinuesa, J. (coord.): *Metrópolis. Dinámicas urbanas*. Luján, Universidad Nacional de Luján y Universidad Autónoma de Madrid, pp. 49-93. [http://www.uam.es/personal\\_pdi/filoyletras/juvian/documentos/Metropolis%20Dinamicas%20Urbanas.pdf](http://www.uam.es/personal_pdi/filoyletras/juvian/documentos/Metropolis%20Dinamicas%20Urbanas.pdf)
- Organización Mundial de la Salud (s.f.). *Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre. Actualización mundial 2005. Resumen de evaluación de los riesgos*. [http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO\\_SDE\\_PHE\\_OEH\\_06.02\\_spa.pdf](http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_spa.pdf)
- Ruiz-Maya, L., Martín, F. J., Montero, J. M. y Uriz, P. 1995. *Análisis estadístico de encuestas: datos cualitativos*. Madrid, AC.
- Schlosberg, D. 2004. Reconceiving environmental justice: global movements and political theories. *Environmental Politics*, 13, pp. 517-540.
- Sicotte, D. 2010. Don't waste us: environmental justice through community participation in urban planning. *Environmental Justice*, 3(1), pp. 7-11.
- Siegel, S. 1972. *Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta*. México, Trillas. 2ª ed.
- Vásquez, A. y Salgado, M. 2009. Desigualdades socioeconómicas y distribución inequitativa de los riesgos ambientales en las comunas de Peñalolén y San Pedro de la Paz. Una perspectiva de justicia ambiental. *Revista de Geografía Norte Grande*, 43, pp. 95-110.
- Vidal, M. J. y Palacios, A. 2012. Apuntes metodológicos para el estudio de las vulnerabilidades sociodemográficas intraurbanas. *Comunicación al XIII Congreso de la Población Española*. Santander, España. Septiembre 2012 (inédito).
- Wakefield, S. E. L. y Baxter, J. 2010. Linking health inequality and environmental justice: articulating a precautionary framework for research and action. *Environmental Justice*, 3 (3), pp. 95-102.
- Walker, G. y Bulkeley, H. 2006. Geographies of environmental justice. *Geoforum*, 37, pp. 655-659.
- Wilson, S. M. 2009. An ecologic framework to study and address environmental justice. *Environmental Justice*, 2 (1), pp. 15-23.
- Wilson, S. M., Richard, R., Joseph, L. y Williams, E. 2010. Climate change, environmental justice, and vulnerability: an exploratory spatial analysis. *Environmental Justice*, 3(1), pp. 13-19.

# Puesta en valor de espacios degradados mediante TIG: El corredor de la Ribera del Marco (Cáceres)

A. Nieto, A. Fernández y C. García

Universidad de Extremadura

ananiето@unex.es, afernandez@unex.es, celeste@unex.es

## RESUMEN

*Aprovechando la capacidad que nos otorgan las TIG integradas con nuevas plataformas de desarrollo tridimensional, este trabajo quiere incidir en la idoneidad de estas herramientas a la hora de recuperar y poner en valor espacios ambientalmente degradados, tomando como ejemplo el corredor ambiental de la Ribera del Marco (Cáceres), fomentando de este modo un mayor aprovechamiento con fines turísticos, salvaguardando sin embargo los usos históricos que conserva el corredor, como es el caso de la producción hortofrutícola mediante pequeñas huertas.*

*De este modo, se integrarán herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIG) con producción tridimensional del entorno de la Ribera del Marco (apoyada en plataformas de desarrollo 3D, como es el caso del software SketchUp), siendo el objetivo último la generación de paseos virtuales accesibles vía Internet o mediante videos promocionales. Esta integración permitirá optimizar la explotación eficiente del corredor ambiental, facilitando al turista información que llame su atención y favorezca el interés por visitar este, hasta el momento, desconocido recurso paisajístico y cultural. A su vez, la visualización 3D facilita la toma de decisiones a los entes implicados en la planificación urbana (ISAACS, 2011) y medioambiental. Entendemos que el llevar a cabo un aprovechamiento ordenado y sostenible de la Ribera del Marco, armonizando usos tradicionales y de servicios turísticos, beneficiará notablemente a la conservación del corredor ambiental, sirviendo de precedente para futuras actuaciones de recuperación del patrimonio cultural y natural a partir de herramientas basadas en nuevas tecnologías.*

## PALABRAS CLAVE

Recuperación ambiental, SIG, 3D, virtual.

## ABSTRACT

*Taking the advantages of TIG integrated with new three-dimensional development platforms, this work will influence the suitability of these tools in recovering and valuing environmentally degraded areas, taking as example the Rivera del Marco environmental corridor (Cáceres) thereby promoting a better use for tourism, safeguarding historical uses but preserving the corridor, such as fruit and vegetable production by small gardens.*

*Thus, Geographic Information Systems (GIS) will be integrated with three-dimensional production tools on the environment Ribera del Marco (supported in 3D development platforms, such*

*as SketchUp software), the ultimate goal being the creation of virtual tours accessible via Internet or promotional videos. This integration will optimize the efficient operation of the environmental corridor, providing the tourist information of interest to draw attention and promote the interest in visiting this, so far, unknown scenic and cultural resource. The 3D visualization facilitates decision-making bodies involved in urban planning (Isaacs, 2011) and the environment to understand that carrying out an orderly and sustainable Ribera del Marco, harmonizing traditional uses and tourist services greatly benefit the conservation of the environmental corridor, serving as a precedent for future actions for recovery of natural and cultural heritage from new technology-based tools.*

## KEY WORDS

Environmental restoration, GIS, 3D, virtual.

## 1 INTRODUCCIÓN

La propuesta que pretendemos desarrollar cuenta con la capacidad tecnológica que brinda el Proyecto TURISMAP otorgado por el Plan Nacional 2010 AVANZA-2 I+D+I, en el cual se encuentra inmerso actualmente el equipo de trabajo. Este proyecto pretende desarrollar un sistema de captación de escenarios 3D para su posterior implementación en Centros de Información Turística e Internet, sirviendo de escaparate para el potencial turista de multitud de recursos endógenos, presentados con gran realismo y posibilitando la interacción del usuario con el producto final. A su vez, el equipo de trabajo también se encuentra inmerso en el proyecto NATUREPLUS, financiado por el Plan Nacional 2011 Avanza-2 y que versa sobre la generación de video a partir de renderizados 2D y 3D de sucesos medioambientales para la difusión científica y en el convenio con el Ayuntamiento de Cáceres "Puesta en valor del corredor ambiental de la ribera del marco a partir de recreaciones virtuales 3d y cartografía temática con fines turísticos" financiado por el Espacio Económico Europeo (EEA Grants).

De este modo, el planteamiento que se ha estudiado para lograr una mayor potencialidad de uno de los ejes del desarrollo sostenible en nuestra región, el turismo, pasa por la utilización de un dispositivo de captación 3D elaborado en el marco del Proyecto TURISMAP, para capturar toda la amplitud del escenario que supone la Ribera del Marco en dos y tres dimensiones, apoyando la recreación mediante imagen digital geoposicionada, obteniendo un entorno virtual de gran realismo que pueda servir al ciudadano para tener un primer contacto con el mismo, y poder de este modo, despertar la sensación de calidad ambiental que pretende dar el corredor. Se han

definido rutas y paseos virtuales por la Ribera del Marco, para que el usuario pueda conocer este entorno o bien planificar una ruta antes de emprender su recorrido, indicando en ellas de una manera amigable, los puntos de interés turísticos así como los distintos espacios de ocio de esta zona.

Junto a esta recreación virtual, se quiere plasmar toda aquella información ambiental y paisajística relevante, en cartografía de calidad que pueda servir al ciudadano interesado o visitante de nuestra ciudad, para conocer en profundidad todos los aspectos que engloban el contexto ambiental que supone la Ribera del Marco y su entorno cercano. Del mismo modo los quiere facilitar herramientas para apoyar procesos de decisión, hasta ahora sujetos a percepciones de sujetos expertos o técnicos (Isaacs *et al.*, 2011).

La Finalidad del Proyecto sería articular estrategias concretas que multipliquen la base creativa empresarial con ideas provenientes del ámbito académico. Por ello, las potencialidades empresariales que presenta este trabajo son las siguientes:

- Tanto el escenario 3D online, como los videos virtuales realizados sobre el mismo con fines turísticos, recreativos y educativos, así como la cartografía temática, han sido publicados vía Internet para todo aquel interesado a través de un espacio web que sirve de referente para todas aquellas personas que quieran conocer de primera mano la Ribera del Marco.
- Por otro lado, la cartografía elaborada se plasmará a modo de carteles informativos a lo largo de la Ribera del Marco. También se ha introducido en un geoportal para la consulta de sus datos.



- Las actividades están dirigidas claramente hacia la potenciación y mejora de la percepción turística y espacial del ámbito de la Ribera mediante el uso de nuevas tecnologías aplicadas, de ahí su carácter innovador, aglutinando la operatividad que ofrecen las Nuevas Tecnologías de la Información Geográfica y lo ilustrativo que añade el empleo de Tecnologías de Diseño Gráfico 3D para el entretenimiento y la difusión de este espacio. Se pretende promocionar con estas herramientas la investigación espacial y la innovación en espacios ambiental y culturalmente degradados como hasta ahora había sido la Ribera del Marco.

En España existen proyectos de generación de escenario virtual similares al que se aborda en este estudio, como son los videos virtuales realizados con fines turísticos, recreativos y educativos, así como la cartografía temática, que se ha puesto a disposición del usuario mediante un espacio web. Nos referimos por ejemplo al Proyecto “TuRioja”, al “Atlas de Turismo Español”, a los escenarios tridimensionales de la ciudad de “Llanes” (Asturias), la puesta en marcha del patrimonio histórico de Ávila y con el prototipo ya desarrollado del Proyecto “Patrimonio Histórico-Cáceres”, donde el modelo se ha implementado en JAVA3D y se ha corregido y optimizado para conseguir el renderizado en tiempo real.

La visualización de información geoespacial, incluyendo los edificios, conforma un componente fundamental en el desarrollo de aplicaciones de realidad virtual (Byounghyun and Soonhung, 2006) como la que aquí se muestra. Las técnicas de modelado en 3D permiten la creación de ciudades virtuales enteras y su visualización en Internet, e incluso se ha dado un paso más allá con el desarrollo de este tipo de tecnologías aplicadas a las visitas on-line de los museos más relevantes, lo que se conocen como los “museos digitales”. Un ejemplo muy ilustrativo es el del museo de Louvre, otro más cercano es el Museo del Prado, en ambos se puede observar la estructura del edificio y las obras artísticas que se almacenan en él con una nitidez hasta hace un tiempo inimaginables.

Por todos estos motivos se ha determinado que uno de los objetivos primordiales a desarrollar en este trabajo recae en la integración del mundo geográfico con las tres dimensiones,

por ello se ha optado para la base del desarrollo 3D y la generación de vuelos y paseos virtuales como tema central herramientas ligadas a ambas subparcelas del conocimiento, pero que tengan capacidad de integración entre todas, creando un producto novedoso a partir de información conocida.

El área de estudio de nuestro proyecto se circunscribe al entorno de la formación Kárstica del Calerizo y a su manifestación en superficie más evidente: La Ribera del Marco, entendiendo tal espacio comprendido desde el nacimiento del arroyo que la genera y la salida por el extremo norte de la ciudad (supone un corredor de 9,5 kilómetros que atraviesa toda la ciudad de Cáceres). En su recorrido por el Calerizo, el arroyo afecta a todos los barrios del flanco Este de la ciudad. Se han delimitado 10 zonas que comprenden los siguientes barrios:

Zona 1: Barriadas de Aldea Moret, La Cañada y Río Tinto.

Zona 2: Casa Plata, Maltravieso, Las Trescientas y Llopis Iborra.

Zona 3: Charca Musia, Vistahermosa, Espíritu Santo, Huerta del Conde y San Francisco.

Zona 4: Ciudad Monumental y Santiago.

Zona 5: Zona Centro.

Zona 6: San Blas y San Justo.

Zona 7: San Marquino.

Zona 8: Las Candelas, Pinilla, Vegas del Mocho y Nueva Ciudad.

Zona 9: Campus Universitario.

Zona 10: Ribera del Marco.

Se puede observar la delimitación de las 10 zonas de actuación en la figura 1.

## 2 OBJETIVOS

Los objetivos de esta investigación son los siguientes:

1. Conocimiento del área de estudio denominada Ribera del Marco. Se creará una cartografía de calidad en formato geodatabase con la delimitación de la Ribera del Marco. Se crearán una serie de capas con las principales entidades geográficas de estas 10 zonas. Se

2. Creación de una Cartografía Turística con los principales recursos de la Ribera del Marco. Se introducirán todos los puntos de información turística, elementos históricos, culturales y naturales de interés (edificios históricos, zonas de huertas, restos arqueológicos,...). La finalidad de esta cartografía es dar a conocer al posible visitante la oferta de la Ribera del Marco para que sirva de referente en un conocimiento previo a la visita del entorno. Se conseguirá una mejora de la percepción turística y espacial del ámbito de la Ribera. Toda la información ambiental y cultural relevante se plasmará en una cartografía de calidad para que el ciudadano visitante o de la ciudad pueda conocer en profundidad todos los aspectos que engloban el contexto ambiental que supone la Ribera del Marco y su entorno.
3. Elaboración de un escenario tridimensional de la Ribera del Marco. Con las herramientas de diseño 3D SketchUp y el software de análisis de información geográfica ArcGis se recreará en tres dimensiones el espacio de la Ribera del Marco. Se obtendrá una imagen digital geoposicionada (ortofotografías aéreas y fotografías digitales de las zonas de estudio) y un entorno virtual de gran realismo que pueda servir al visitante para tener un primer contacto con el mismo y poder despertar de este modo la sensación de calidad ambiental y cultural que pretende dar el corredor. Se generarán paseos virtuales por la Ribera del Marco para que el usuario pueda interactuar con el entorno o conocer de antemano una ruta que tenga previsto realizar, indicando en ellas, los puntos de interés turísticos así como los distintos espacios de ocio y esparcimiento de esta zona.

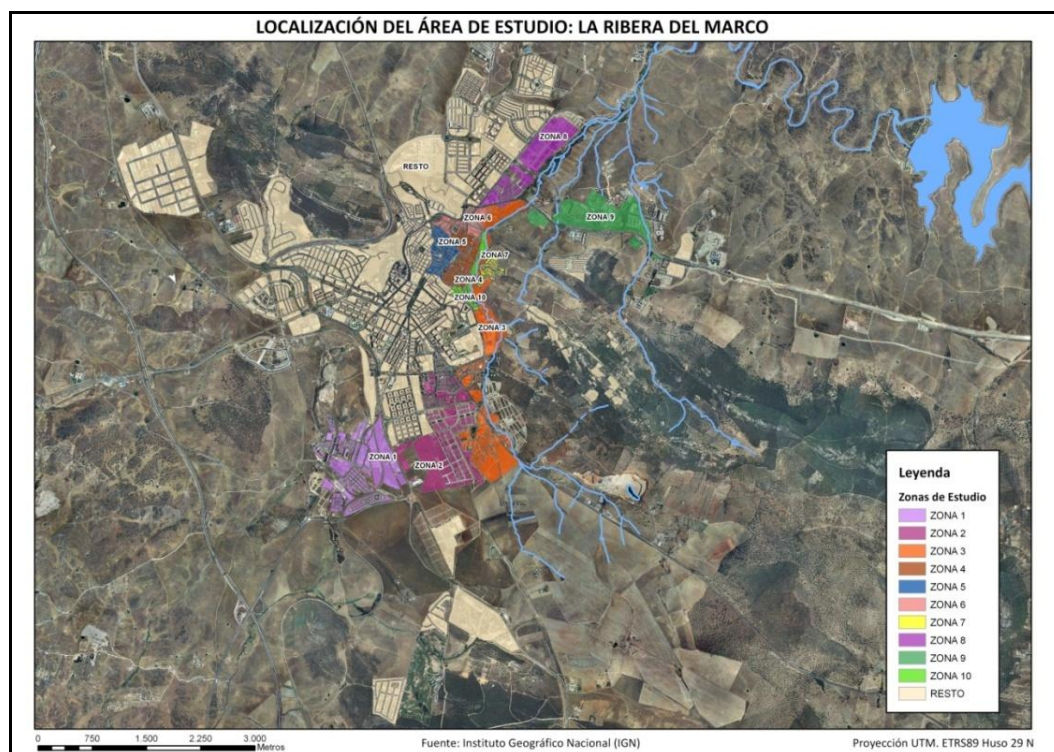


Figura 1. Zonificación del área de estudio. Ribera del Marco, Cáceres.

4. Diseño de un portal web donde se incluya la consultas de la cartografía socioeconómica, turística, los espacios tridimensionales y los vuelos recorridos

virtuales. Para esta tarea, se diseñará un visor cartográfico que pone a disposición todos los datos recogidos de las múltiples variables analizadas, tratadas y estandarizadas que aglutinan información de distintos aspectos que afectan al territorio, todo ello aplicado a nivel de distritos y secciones en las 10 zonas de la Ribera del Marco. Se introducirán variables medioambientales, demográficas, económicas y turísticas, ordenadas en una base de datos cartográfica y alfanumérica a escala local. El visor cartográfico ha sido alojado como servicio web, para que todo aquel que lo desee pueda consultar sus bases de datos. Este geportal contará con numerosas herramientas de navegación, visualizado y representación de la cartografía, así como la posibilidad de realizar consultas a las bases de datos mediante sentencias de tipo SQL.

### 3 METODOLOGÍA

Como hemos comentado en los objetivos de la investigación la metodología de este estudio plasmará su elaboración en 4 fases.

#### 3.1 Conocimiento del área de estudio denominada Ribera del Marco

En este apartado de la Investigación se ha creado una cartografía de detalle de la Ribera del Marco. Se han empleado las siguientes fuentes Cartográficas: Base Topográfica Nacional - BTN 1:25.000 Hoja 704 del Instituto Geográfico Nacional, el Mapa Topográfico Nacional a escala 1:10.000 Hoja 704 del Instituto Geográfico Nacional, la cartografía del Proyecto Cartociudad del Instituto Geográfico Nacional, la Cartografía de distritos y secciones del Instituto Geográfico Nacional, la cartografía del término municipal de Cáceres del 2008, facilitada por el Ayuntamiento de Cáceres, las ortofotografías aéreas del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) adquiridas a través de la plataforma web del CNIG y por último Modelos Digitales de Elevaciones a escala 1:5.000 y 1:25.000 en formato raster del Instituto Geográfico Nacional.

Se ha armonizado toda la información cartográfica en una geodatabase como puede observarse en la figura 2.

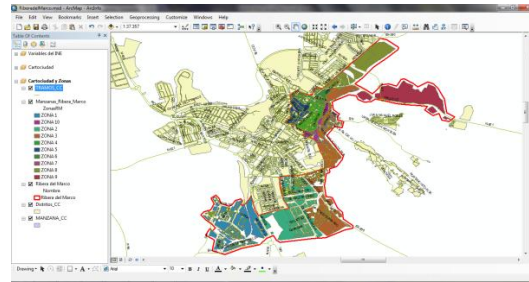


Figura 2. Estructura de la Geodatabase local creada

#### 3.2 Creación de una cartografía turística con los principales recursos turísticos de la Ribera del Marco

Se estableció una cartografía de recursos turísticos de la Ribera del Marco atendiendo a la catalogación de su oferta de alojamientos y servicios. Las variables introducidas fueron las siguientes: restaurantes, establecimientos hoteleros, casas rurales, banquetes y salones, apartamentos, campings, albergues,... Se añadieron los recursos históricos y patrimoniales de este entorno como puede observarse en la figura 3.

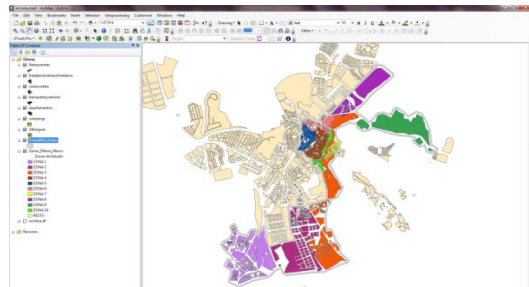


Figura 3. Adhesión de los recursos histórico-patrimoniales

#### 3.3 Creación de un escenario tridimensional de la Ribera del Marco

Uno de los objetivos que tiene este trabajo recae en la integración del mundo geográfico con las tres dimensiones y por ello se ha optado para la base del desarrollo 3D por la utilización de un software de modelado 3D con una interfaz y manejo muy intuitivos, que es SketchUp Pro, el cual nos permite emplear la extensa base de datos de imagen digital de Google Earth para digitalizar sobre estas los vectores que compongan nuestros modelos 3D.



Posteriormente, al estar todo el conjunto del modelo georreferenciado, podrá ser exportado a diversos formatos entendibles por multitud de software SIG (Sistemas de Información Geográfica), como es el caso de ArcGIS, así como en plataformas ligeras de visualización de datos geográficos como es Google Earth.

SketchUp Pro, nos facilitará la creación de modelos 3D, ya sea empezando desde cero o utilizando información existente. Nos va a permitir importar dibujos, planos de CAD, fotos, imágenes aéreas y otros datos. A su vez, podremos modelar objetos 3D ayudados de las herramientas de edición con las que cuenta este software de diseño (figura 4).

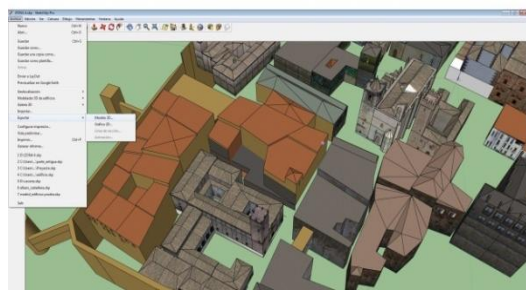


Figura 4. Entorno de trabajo de SketchUp

En SketchUp Pro podemos añadir atributos al modelo con componentes dinámicos. Nos permite exportar los modelos 3D en diversos formatos 2D y 3D para utilizarlos con otras aplicaciones, como es el caso de las ya nombradas aplicaciones SIG, que únicamente requerirán del modelo exportado en formato .dae (Collada) para ser representado y ubicado geográficamente.

A continuación se mostrarán algunos de los resultados de la digitalización de los edificios en SketchUp de las 10 Zonas de la Ribera del Marco (figuras 5 y 6).

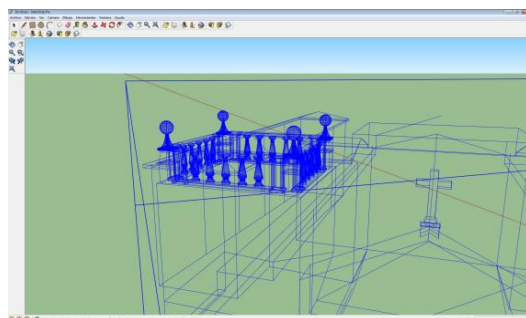


Figura 5. Ejemplo de edición con SketchUp, detalle Zona 8.

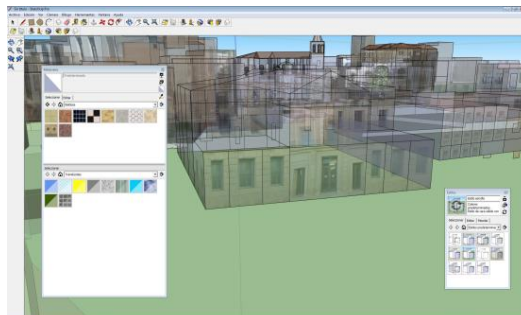


Figura 6. Ejemplo de edición con SketchUp, detalle Zona 4

El siguiente paso consistió en la migración a entorno SIG de modelos 3D realizados sobre SketchUp Pro. Procedimos a exportar nuestro modelo en formato Collada (.dae) el cual, tanto ArcScene como ArcGlobe son capaces de desplegar tridimensionalmente y reconocer su posición geográfica preestablecida en SketchUp. Se integró todo el modelo a través de una geodatabase como puede observarse en la figura 7.

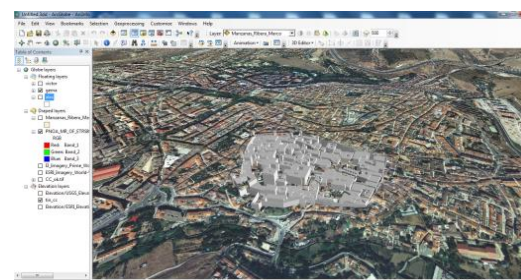


Figura 7. Integración de modelos collada en ArcScene

Uno de los inconvenientes de migrar modelos 3D a ArcGIS (o cualquier otro entorno SIG) es la dificultad de trabajar con ellos mediante consultas espaciales y funciones espaciales (Chang *et al.*, 2009).

Posteriormente se realizó la integración en Google Earth v6 para poder recrear estos vuelos virtuales y recreaciones en 3D en esta plataforma de Internet.

La manera de interactuar con Google Earth en el Proyecto Ribera del Marco 3D, radica en la perfecta integración de archivos en formato KML (Keyhole Markup Language, ideado por la misma empresa Keyhole para representar información geográfica en 3D mediante un lenguaje de marcado similar a XML). ArcGIS permite exportar un proyecto 3D en este formato KML, siendo

posteriormente llevado al entorno de visualizado de Google Earth. Podemos observar en la figura 8 la integración de los edificios en 3D en Google Earth.

Por último, se generaron paseos virtuales mediante la API de Google Earth. El complemento de Google Earth y su API de JavaScript nos permiten insertar Google Earth en nuestras páginas web. Se utiliza el API para crear sofisticadas aplicaciones de mapas tridimensionales mediante el trazado de marcadores y líneas, la colocación de imágenes en la superficie, la incorporación de modelos en 3D o la carga de archivos KML. Si se dispone de un sitio con la API de Google Maps se puede habilitar la función de 3D para nuestra página con tan sólo una línea de código. Una de las funcionalidades que nos ha resultado de mayor interés en la nueva API de Google Earth es la de poder reproducir recorridos o tours guardados en formato KML. Para este proyecto, se va a centrar el esfuerzo de programación en recrear la vista y movimientos en primera persona para que se pueda recorrer la Ribera del Marco apreciando su entorno natural, recursos culturales, paisajísticos, etc.



Figura 8. Entorno de Google Earth con modelo creado

### 3.4 Creación de un portal web con cartografía, espacios tridimensionales y vuelos virtuales

La última etapa de este proyecto consistió en integrar toda la información de las fases anteriores en un portal web.

#### 3.4.1 Portal web

Se ha diseñado un portal web con el objetivo de mostrar al usuario toda la información multimedia de la Ribera del Marco (figura 9). La estructura del portal web se diseñará bajo

Joomla, un sistema de gestión de contenidos que puede ser utilizado independientemente.

La estructura principal del portal consta en su parte superior de un menú principal con información sobre el proyecto realizado, una zona de contacto y un buscador para encontrar cualquier contenido del portal de manera rápida. A continuación en la página principal nos encontramos con un *slide* de imágenes seleccionadas de la Ribera del Marco, para que desde el primer momento el usuario conozca la belleza y singularidad de esta zona nada más acceder al portal (figura 10).

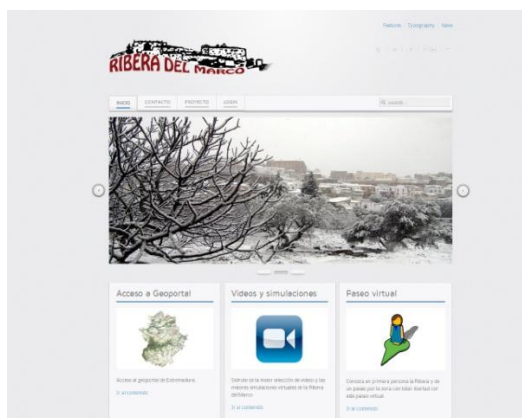


Figura 9. Página principal del portal desarrollado



Figura 10. Apariencia del slide fotográfico de la página inicial

Debajo de éste *slide* de imágenes encontraremos tres grandes botones que resumen el contenido principal del portal.

El primer botón enlaza al geoportal con la información cartográfica y alfanumérica.

El segundo botón es el que nos conduce a los videos y simulaciones de la zona. Estas simulaciones estarán realizadas con software de animación gráfica y geográfica como son ArcScene de Esri y Google Earth y cuyo objetivo principal es dar una visión de la zona y de sus edificios en tres dimensiones a escala real simulada.



El tercer botón que nos aparece en el portal nos conducirá a un paseo virtual por la Ribera del Marco. El usuario a través de su teclado podrá moverse en primera persona por toda la zona de la Ribera a su antojo, explorando los edificios más importantes y también podrá acceder mediante un click a información detallada de las zonas más importantes. Así este paseo virtual se convierte en una forma divertida de dar un paseo turístico por la Ribera del Marco sin salir de casa y únicamente necesitando la posesión de un ordenador, una *tablet* o un *smartphone*.

### 3.4.2 Desarrollo del Geoportal

Una vez estructurada toda la información cartográfica urbana, sociodemográfica, económica, medioambiental y turística por distritos y secciones censales, el siguiente paso ha sido elaborar un repositorio de datos con el fin de almacenar y organizar toda nuestra información, para la fase de publicación de los datos procesados. Este repositorio de datos se materializa en un geoportal alojado en la página web del Proyecto. Está desarrollado con software libre (MapServer, MapFish, Openlayers y Apache) y en él se visualizan y consultan todas las variables generadas del proyecto. Las bases de datos creadas se clasifican en dos tipos: alfanuméricas (que contendrán toda la información física, demográfica, socioeconómica, inversiones, etc, en base local) y cartográfica (que servirá para complementar a las anteriores, con variables territoriales como los recursos hidrográficos, urbanismo, vegetación, modelos digitales del terreno, etc.).

En el desarrollo del proyecto, uno de los objetivos primordiales es facilitar al usuario toda la información recopilada y elaborada disponible y de interés para todos aquellos profesionales, tanto a nivel institucional como personal, que la soliciten. Esta tarea se realiza con la creación de un visor cartográfico de acceso gratuito a través de Internet (figura 11). Como nuestro propósito es que la información llegue al mayor número de personas posibles, se decidió trabajar con plataformas de software *Free Open Source* para evitar que al usuario final le suponga coste alguno derivado del servicio. Además, el utilizar tecnología *Open Source* nos permitía trabajar con mayor libertad, puesto que, al estar disponible el código fuente del software,

se pueden hacer constantes modificaciones en dicho software para mejorar la experiencia del usuario.

Para el servidor cartográfico, entre la gran variedad existente (Degree, Geoserver, Mapserver,...) nos decantamos por la utilización de Mapserver, un servidor de información geográfica muy extendido y de sencilla integración en los equipos. Mapserver, desarrollado en 1990 por la Universidad de Minnesota, funciona bajo licencia *Open Source* y es un software multiplataforma. Mapserver se integra en MapFish, que es un Framework (desarrollado en Python) que une a través de su cliente JavaScript, las librerías ExtJS, OpenLayers, GeoExt, además de otros objetos propios, otorgando nuevas y variadas posibilidades de diseño, funcionalidad y acceso, mejorando la interfaz global y las herramientas que podrán interactuar con la información geográfica.

La elección del servidor geográfico, Mapserver, también nos solventó la elección del servidor Web, puesto que el mismo paquete de Mapserver incluye el servidor Apache Web Server, desarrollado dentro del proyecto HTTP Server de la Apache Software Foundation. Este servidor Web también pertenece a la familia de software libre que funciona como servidor HTTP (HyperText Transfer Protocol) multiplataforma (Unix, Windows y Macintosh y otras). Además, Apache, como ya se ha comentado, es un software *Open Source*, con lo que su código está a disposición para todo aquél que desee realizar modificaciones. A día de hoy, Apache sigue siendo el servidor más utilizado (64,20 %) entre los sitios en Internet más visitados (según datos de Netcraft para Mayo de 2012 dados por millón de websites).

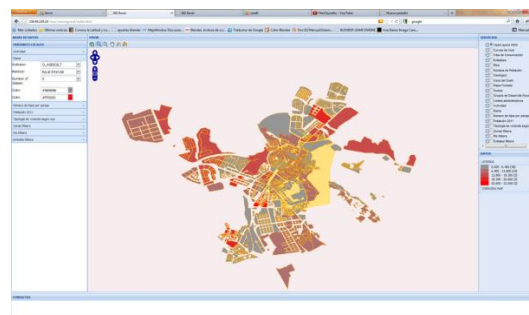


Figura 11. Interfaz principal del geoportal desarrollado

El visor está desarrollado a partir de código HTML (lenguaje de marcado de hipertexto empleado para la creación de páginas web) y JavaScript (lenguaje de script basado en prototipos creado en 1995 por Netscape Communications y que se integra en navegadores web permitiendo la elaboración de interfaces más vistosas y con más funcionalidades que el HTML, utilizando para ello una sintaxis similar a JAVA). Además se incluye parte del código escrito en PHP, lenguaje de programación interpretado, creado en 1994, y utilizado para la generación de páginas web dinámicas y hojas de estilo CSS (Cascading Style Sheets).

Tras la correcta instalación y prueba del software elegido, se procede a la creación de los directorios que albergarán nuestra información. En nuestro caso, el directorio que alberga toda la información geográfica se encuentra dentro de la carpeta de instalación de Mapserver. La estructura principal de configuración y diseño del servicio se resume en la correcta edición y montaje de dos clases de archivo fundamentales para el funcionamiento: el mapfile (o archivo de configuración de Mapserver) y documentos html (el de inicio y el que muestra el visor cartográfico en sí mismo, donde se podrá desplegar la interfaz del CGI de Mapserver, así como desplegar la cartografía y visualizar las consultas a través del web).

El geoportal permite, para todo aquel que lo desee, mostrar una gran cantidad de información disponible, accediendo a ella de forma sencilla y gratuita a través de un visor montado exclusivamente con tecnología de software libre. La interfaz del visor muestra una serie de elementos y funciones fáciles de utilizar con las que se va a interactuar con la cartografía y bases de datos. A continuación se exponen los componentes que conforman la vista inicial del visor: área de Visor (para mostrar la cartografía y las variables consultadas), Barra de herramientas (con funciones de zoom, medidor de distancias, imprimir resultado, etc.), mapa de referencia (para mostrar los límites del mapa que se está consultando), servicios (en su mayoría WMS, provenientes de diversas fuentes, nacionales e internacionales), bases de datos (para llevar a cabo el proceso de consultas a las bases de datos alfanuméricas -población, actividad, rama de ocupación, tipología de vivienda-, así como

proceder a configurar su representación en coropletas sobre el mapa), consultas (muestra la información asociada a cada vector representado sobre el mapa resultante de la consulta alfanumérica mediante una función mouseover), leyenda (para indicar la simbología aplicada al mapa de coropletas) y coordenadas (coordenadas geográficas en las que se encuentra situado el puntero).

### 3.4.3 Paseos Virtuales

Para poder realizar el paseo virtual se ha programado una aplicación basada en la API que ofrece Google Earth utilizando para ello programación en JavaScript, html y css, y creando el escenario sobre el mundo de Google Earth, utilizando cartografía propia y modelos propios tridimensionales diseñados anteriormente con software de modelación en 3d como SketchUp. Muestras de estos paseos virtuales pueden observarse en las figuras 12 y 13.



Figura 12. Captura de vista panorámica sobre paseo virtual



Figura 13. Vista a pie de calle del centro histórico de Cáceres

## 4 CONCLUSIONES

Con el fin de que el usuario pueda conocer este entorno o bien planificar una ruta antes de hacerla se han generado vuelos y paseos virtuales tridimensionales de la Ribera del Marco, para lograrlo se han empleado unas herramientas propias del modelado 3D, como SketchUp y otras

propias del análisis geográfico como el software ArcGis. La herramienta SketchUp Pro se ha utilizado para modelar cada edificio y elemento urbano de interés dentro de las zonas de estudio. De tal forma que nos ha permitido elaborar una cartografía turística de calidad de la Ribera del Marco, donde se han introducido todos los puntos de información turística, elementos históricos, culturales y naturales de interés (edificios históricos, zonas de huertas, restos arqueológicos, etc). Todos estos modelos 3D generados con SketchUp fueron guardados y posteriormente exportados en formato Collada (.dae).

Para el levantamiento del terreno y creación de videos se ha empleado el paquete de software ArcGis 10, y más concretamente los productos incluidos dentro de este: ArcScene y ArcGlobe. Éstos nos han permitido importar modelos 3D desde SketchUp guardados en formato Collada, manteniendo el geoposicionamiento dado a través de SketchUp (mediante llamada a la API de Google Earth), así como las texturas, además estos productos han sido capaces de desplegar los ficheros tridimensionalmente. Una vez hemos obtenido nuestro escenario virtual de la ciudad de Cáceres, hemos podido empezar a navegar sobre ella y hacer un vuelo virtual predefinido. Otra de las muchas aplicaciones que ofrecen ArcGlobe o ArcScene, es la de generar vuelos virtuales y exportarlos en un formato contenedor de video conocido, como es .avi para que se puedan visualizar en cualquier reproductor de video. Asimismo ArcGIS permite exportar un proyecto 3D en formato KML, siendo posteriormente llevado al entorno de visualizado de Google Earth.

Para incluir la cartografía en tres dimensiones que se ha desarrollado previamente con SketchUp se ha utilizado la API de Google Earth. El complemento de Google Earth y su API de JavaScript te permiten insertar Google Earth, un auténtico globo terráqueo digital en 3D, en tus páginas web. Por medio de técnicas de digitalización y ortorrectificación se levantó un modelo en 3D a partir de fotografías digitales tomadas desde distintos ángulos, funcionalidad para lo cual se está desarrollando esta tecnología. La manera de interactuar con Google Earth en el Proyecto Ribera del Marco 3D, radica en la perfecta integración de archivos en formato

KML que contienen el núcleo del trabajo 3D desarrollado por el equipo de trabajo.

Otra de las cuestiones tratadas hasta el momento ha sido obtener una cartografía urbana de calidad con el fin de crear un repositorio cartográfico de la Ribera del Marco. Se ha acudido al Instituto Geográfico Nacional (IGN), que ha elaborado el Proyecto Cartociudad donde, a partir de las manzanas utilizadas como unidad mínima cartografiada en formato vectorial, se han asignado una a una dentro de su correspondiente zona delimitada del ámbito de estudio de la Ribera del Marco. Asimismo se ha recabado información al Centro Nacional de Información Geográfica para descargar las ortofotografías del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) de Máxima Resolución perteneciente a los límites de la hoja MTN50 de Cáceres, con unas resoluciones espaciales de 0,25 x 0,25 metros y 0,1 x 0,1 metros.

Por lo tanto, estas fuentes de información cartográfica pueden dotar de contenidos valederos y perfectamente representables sobre escenarios diseñados en tres dimensiones, facilitando a su vez la asignación geográfica de otras variables sociales y económicas que sean de interés para el ciudadano y entes implicados en la Administración y gestión urbana. Prueba de ello ha sido la correcta integración entre cartografía urbana a nivel de distrito y sección censal con información estadística demográfica y socioeconómica proveniente de una fuente de datos oficial como es el Instituto Nacional de Estadística.

El resultado obtenido ha sido una cartografía temática con un elevado grado de detalle. Para la información demográfica se ha utilizado como principal fuente de información el Padrón Municipal, el cual ofrece una información de población a un nivel de secciones censales desde el año 2004 hasta el año de elaboración del último Padrón, el 2011.

Para profundizar y ofrecer una información socioeconómica de los residentes de las 10 zonas de la Ribera del Marco se ha procedido a revisar el último Censo de Población, donde gracias a la aplicación de generación de tablas nos ha permitido extraer la información a nivel de secciones censales. La información socioeconómica que se ha tratado ha sido principalmente la rama de actividades de los

residentes, la estructura del hogar y las principales características de las viviendas de las zonas de la Ribera. Toda esta información demográfica y socio-económica se ha integrado a la cartografía vectorial de las manzanas de las 10 zonas y posteriormente se ha volcado al SIG generado como repositorio de la toda la cartografía de detalle de la Ribera del Marco.

Esto podrá facilitar la labor en sucesivos estudios y actuaciones municipales sobre la zona objeto de estudio.

La difusión de todos los resultados es de vital importancia para que los objetivos del trabajo sean logrados. Para ello se ha contado con una gran ventaja de antemano, empleando toda una batería de software de libre distribución y modificación, facilitando una implementación adecuada a nuestros requerimientos con un bajo coste derivado del mantenimiento del espacio web, escaparate de difusión para este trabajo, sirviendo este para otras personas interesadas en el estudio de las variables y entorno creados, contribuyendo de esta manera al mayor desarrollo de la sociedad de la libre información.

Por lo tanto, habrán sido dos los principales objetivos alcanzados, por un lado el de acercar al ciudadano de una manera sencilla y entretenida el admirable valor natural, cultural y patrimonial que conserva la Ribera del Marco cacereña (ya sea con fines turístico-promocionales o de concienciación ciudadana) y por otro lado, se han establecido las bases de trabajo necesarias para un desarrollo más sostenible, organizado y coherente de la Ribera y entorno cercano.

Se ha demostrado que herramientas y métodos habitualmente empleados para el diseño y modelado 3D de entornos de animación (videojuegos, películas, ingeniería civil,...) han podido ser adaptados para la representación geográfica tridimensional de un escenario real, en concreto aplicado sobre la Ribera del Marco, en la ciudad de Cáceres. Es por ello que se siguen investigando nuevas sinergias entre tecnología y ciencia geográfica, para que de estas surjan nuevas formas de crear innovación, lo que deriva en un mayor dinamismo y desarrollo económico y social.

## BIBLIOGRAFÍA

Byounghyun, Y. y Soonhung, H. 2006. Representation of Urban Buildings Using Modified Relief Mapping. *Journal of Computational Science & Technology*, 204-208.

Chang, H.; Gao, J. y Pan, P. 2009. Experiment and Research of Google SketchUp Combine with ArcGIS in the Three-Dimensional Urban Geographic Information System. *World Congress on Software Engineering - Volume 2*, 309-312.

Hazzard, E. 2011. *OpenLayers 2.10 Beginner's Guide*. Packt Publishing.

Isaacs, J. P.; Falconer, R. E.; Gilmour, D. J. y Blackwood, D. J. 2011. Enhancing urban sustainability using 3D visualisation, *Urban Design and Planning*, 164, 163-173.

Oros Cabello, J. 2011. *Guía práctica de xhtml, javascript y CSS*. RA-MA.

### Recursos Web:

- Infraestructura de Datos Espaciales de España: <http://www.idee.es/>
- Instituto Geográfico Nacional: <http://www.ign.es/>
- Centro Nacional de Información Geográfica: <http://www.cnig.es/>
- Dirección General del Catastro: <http://www.catastro.meh.es/>
- Instituto Nacional de Estadística: <http://www.ine.es/>
- Centro de Descargas del CNIG: <http://centrodedescargas.cnig.es/>
- INSPIRE (Infrastructure Spatial Information in Europe): <http://inspire.jrc.ec.europa.eu/>
- Web Oficial de Joomla: <http://www.joomla.org>
- Documentación sobre Openlayers: <http://trac.osgeo.org/openlayers/wiki/Documentation>
- API de Google Earth: <https://developers.google.com/earth/?hl=es>





# Análisis de redes y sensibilidad a la unidad mínima de información poblacional: Sanlúcar de Barrameda (Cádiz)

J. Ojeda J. Márquez y J.I. Álvarez

Departamento de Geografía Física y AGR. Universidad de Sevilla.

zujar@us.es; jmarper@us.es; jalvarez2@us.es

## RESUMEN

*Los procesos de geocodificación de las direcciones postales y, por tanto, de los datos asociados a ellas (la población en este caso) permiten disponer de información poblacional desagregada espacialmente al máximo nivel, tomando como fuente de datos el Padrón municipal o registros equivalentes. Sin embargo, debido al carácter secreto de los datos estadísticos, su grado de desagregación debe evitar que éste sea vulnerado, y para ello deben emplearse unidades mínimas de información que lo garanticen.*

*Desde una óptica espacial, la unidad mínima buscada debería oscilar entre aquella que ya está publicada (las secciones censales) y la de máxima resolución espacial sin vulnerar el secreto estadístico (los portales asociados a la dirección postal); entre ambos límites se encuentran, básicamente, los edificios, manzanas y parcelas, aunque también es posible la creación de nuevas unidades geométricas como serían la agrupación de portales cercanos en un mismo polígono (representado por su centroide), así como la caracterización de unidades elementales de igual tamaño y forma (celdillas) que permita su tratamiento, análisis y representación cartográfica en el formato ráster.*

*En este trabajo, el objetivo esencial reside en evaluar la sensibilidad que muestran los resultados finales de la aplicación de un análisis de redes a la utilización de distintas unidades mínimas espaciales de información de la población residente, de modo que pueda evaluarse cual sería la unidad más adecuada para el análisis espacial de la información poblacional en función de diferentes objetivos. Para ello se ha utilizado como zona de estudio el municipio de Sanlúcar de Barrameda, como fuentes de datos de población el Registro Longitudinal de la Población de Andalucía para 2011 y el Callejero Digital de Andalucía para la construcción de la red topológica.*

## PALABRAS CLAVE

Unidad mínima poblacional, análisis de redes, geocodificación, SIG.

## ABSTRACT

*Geocoding processes of postal addresses and, therefore, their linked data (e.g. population) allows the usage of spatially disaggregated population data at maximum level, using the "Padrón Municipal" or equivalent data sources as inputs. However, the level of data-disaggregation should not violate statistical confidentiality; hence a minimum spatially population units must be used preserving the statistical confidentiality.*

*From a spatial point of view, the smallest data-unit should range between published data ("secciones censales") and highest spatial possible resolution (postal addresses), which ensures the so-said statistical confidentiality; between both limits of buildings, blocks and lots are placed. Nevertheless*

*new geometric units can also exist, as group the geocoded postal addresses in the same polygon (represented by its centroid), as well as basic elements of same size and shape (cells) which allow its treatment, analysis and mapping in raster format.*

*The main objective of this contribution is to evaluate the sensitivity of network analysis to the use of different minimum spatial information units, so that, the best unit for spatial analysis of population can be evaluated according to various goals. Sanlúcar de Barrameda municipality has been chosen as study area. The "Registro Longitudinal de la Población de Andalucía (2011)" is used as population source and the "Callejero Digital de Andalucía" have been selected to build up the topologic network.*

## KEY WORDS

Minimum population unit, network analysis, geocoding.

## 1 INTRODUCCIÓN Y AREA DE ESTUDIO

Los procesos de geocodificación de las direcciones postales y, por tanto, de los datos asociados a ellas (la población en este caso) permiten disponer de información poblacional desagregada espacialmente al máximo nivel tomando como fuente de datos mas actualizados el Padrón Municipal o registros similares. Desde este punto de vista, el diseño de una red topológica de calles y carreteras precisa y completa, que tenga consistencia geométrica y topológica con los datos georreferenciados, permitiría modelizar la óptima ubicación de servicios públicos (educación o salud) y constituiría un eficiente instrumento de análisis para el diseño, planificación y gestión de los mismos.

Dado, sin embargo, el carácter secreto de los datos estadísticos a determinadas escalas, su grado de desagregación debe evitar que éste sea vulnerado, y para ello deben emplearse unidades mínimas de información que, aún dando la posibilidad de espacializar detalladamente las características poblacionales, eviten que el secreto estadístico se vulnere. En este sentido, la determinación de la unidad mínima de información espacial es clave, y centra el contenido de este trabajo donde se proponen diferentes opciones metodológicas para superar el nivel desagregación actualmente disponible en la información demográfica que difícilmente supera el nivel de sección censal.

Desde una óptica espacial, la unidad mínima buscada debería oscilar entre aquella que ya está publicada (las secciones censales) y la de máxima resolución espacial sin vulnerar el secreto estadístico (los portales asociados a la dirección postal); entre ambos límites se encuentran, básicamente, los edificios, manzanas y parcelas, aunque también es posible la creación de nuevas unidades geométricas como serían la agrupación de portales cercanos en un mismo polígono (representado por su centroide), así

como la caracterización de unidades elementales de igual tamaño y forma (celdillas) de resolución espacial acorde con el propósito buscado que permita su tratamiento, análisis y representación cartográfica en el formato ráster.

En este trabajo, el objetivo esencial reside en evaluar la sensibilidad que muestran los resultados finales de la aplicación de diferentes algoritmos de análisis de redes, a la utilización de distintas unidades mínimas espaciales de información de la población residente, de modo que pueda evaluarse los errores derivados del proceso de simplificación espacial de la información poblacional. Para ello, se ha utilizado como zona de estudio el municipio de Sanlúcar de Barrameda, como fuentes de datos el Registro Longitudinal de la Población de Andalucía para 2011 y como base para la red topológica el Callejero Digital de Andalucía.

## 2 OBJETIVOS

El objetivo básico de este trabajo, a diferencia de otros centrados en la desagregación espacial de la población (Moreno, 1991, Suárez *et al.*, 2008, Santos *et al.*, 2011) consiste en comparar distintos modos de agregar espacialmente la información poblacional del municipio de Sanlúcar de Barrameda con el objetivo de no vulnerar el secreto estadístico y posteriormente evaluar la sensibilidad de estas agregaciones al análisis de redes orientado a la asignación de la demanda poblacional a determinados servicios generales básicos, a través de la red vial.

Para ello se cuenta con los datos del Registro Longitudinal de la Población de 2011 de Andalucía cedida por el IECA que, tras un proceso de geocodificación, han sido asociados a entidades puntuales (números de portal). Dado que cuando a un portal se asocian los datos de una única persona, la utilización de los datos geocodificados vulneraría el secreto estadístico, el objetivo específico inicial es lograr aprovechar al máximo el producto de la geocodificación sin que ello suponga la vulneración de tal secreto.

Con este objetivo se han diseñado distintos modos de agrupación de los portales (a entidades poligonales y a una estructura ráster).

Posteriormente, tras la realización de los pertinentes análisis de redes, se intenta evaluar la sensibilidad (errores espaciales y de asignación de demanda) de estas agregaciones espaciales en función de los resultados de los procesos de asignación de población a centros servidores de servicios generalistas de salud. Asimismo, como un objetivo complementario, se busca comparar los mismos con los derivados de utilizar la información poblacional mas desagregada espacialmente disponible públicamente en la actualidad, es decir, las secciones censales.

### 3 DATOS Y METODOLOGÍA

El proceso metodológico consta de una serie de fases, entre las que es importante definir dos elementos:

- la elección del método de análisis.
- los datos a emplear.

#### 3.1 Elección del método

El método de análisis supone el empleo del programa *ArcGis Desktop*, cuya versión 10 incluye, dentro de la extensión destinada al análisis de redes (*Network Analyst*), un módulo que permite la generación de estudios sobre localización óptima de servicios y asignación de la demanda a esos servicios: "*Location-Allocation*". Entre los distintos tipos de problemas que este módulo resuelve, se encuentra uno relacionado con la asignación de la demanda a servicios públicos: "*Minimize Impedance*". Este algoritmo se suele emplear para asignar la demanda a esa tipología de servicios (educación u hospitales) que, una vez ubicados espacialmente requieren que la demanda les sea asignada del modo más eficiente: cada punto de demanda es asignado al servicio más cercano, de modo que la suma de la impedancias es mínima, e incluso puede no ser seleccionado alguno de estos servicios si su utilización conlleva un mayor valor de impedancia. Si no se establece un tiempo máximo de desplazamiento, toda la demanda es satisfecha, y se considera un método de distribución equitativo para la demanda.

Un segundo método de análisis de redes, denominado "*Service Area*", permitirá generar polígonos que muestren el área de influencia de cada servicio utilizando la estructura topológica de la red, de modo que delimitando las zonas de influencia de cada hospital pueda observarse en qué zona se ubica cada unidad mínima de información de la información poblacional siendo

especialmente útil para la planificación y gestión administrativa de estos servicios públicos (por ejemplo, la planificación de servicios sanitarios).

Los resultados de la asignación de demanda a cada "área de servicio" serán exclusivamente utilizados como estimadores de la sensibilidad de los procesos de agregación espacial a diferencia de otros estudios centrados en la localización óptima de servicios (Densham y Rushton, 1992, Bosque *et al.*, 2000, Moreno y Buzai, 2008, Fuenzalida y Moreno, 2010).

#### 3.2 Datos

El método elegido exige la disponibilidad de tres categorías de datos georreferenciados en un mismo Sistema de Referencia de Coordenadas (en nuestro caso ED50\_UTM29N). Los tipos de datos son los siguientes:

- Los destinados a generar la red de transporte (A).
- Aquellos que serán considerados como servicios (B).
- Los que constituyen el objeto principal de este artículo: los puntos de demanda (C).

A) Los datos con los que será construida la estructura de red topológica sobre la que realizar los análisis proceden del Callejero Digital de Andalucía (figura 1). Las características de la RED TOPOLOGICA son muy simples y solo permitirá un modo de desplazamiento (a pie) por lo que sería de tipo de análisis unimodal, y tendrá como único atributo de coste (impedancia) la longitud del desplazamiento. Este hecho es el que condiciona que, debido a la ubicación geográfica del municipio elegido, el sistema de referencia elegido sea ED50\_UTM29N y no ED50\_UTM30N que es en el que se encontraban los datos originales.

B) Los datos a emplear como fuente de información para los servicios (OFERTA) se han extraído de la cartografía vectorial 1:10.000 (ubicación de 7 centros de salud) derivada del Mapa Topográfico de Andalucía (MTA10) (figura 1). Dado que los datos geocodificados tan solo informan acerca del número de habitantes total asociado a cada portal, interesa que el tipo de servicio elegido pueda ser empleado indistintamente por todo tipo de personas y, en ese sentido, los centros de salud presentan las características idóneas para la asignación de la demanda. Dado el objetivo del análisis (estimación de la sensibilidad de los procesos de agregación poblacional) a todos los centros se les ha asignado el mismo peso gravitacional.

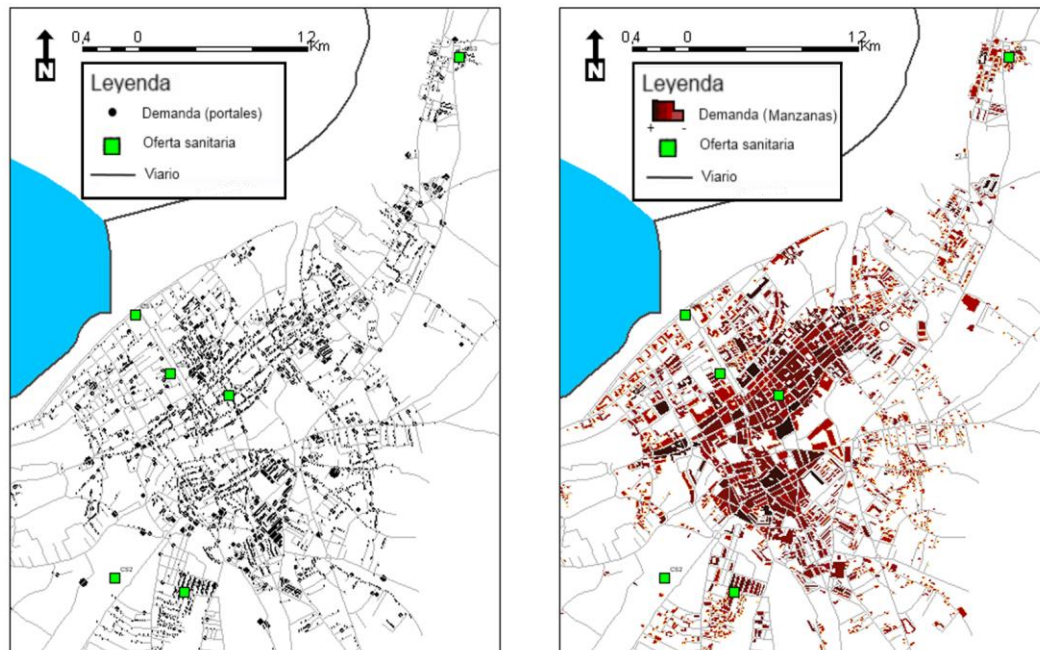


Figura 1. Sanlúcar de Barrameda. Izquierda: Callejero Digital de Andalucía y representación proporcional de los portales con la población final asignada por la geocodificación. Derecha: representación de la capa “edificios” extraídos del MTA10.

C) Por último, resta generar los datos que contendrán la información acerca de la DEMANDA que será asignada a los servicios sanitarios, y que deben ser de tipo puntual; en este trabajo se han empleado cuatro tipos básicos:

**Tipo 1.** Los datos originales obtenidos a partir de los **portales** procedentes de la geocodificación del Registro Longitudinal de la Población de Andalucía, cedidos por el IECA donde se asocia a cada portal el número total de habitantes (los datos referidos al proceso de geocodificación empleado pueden consultarse en otra comunicación a este Congreso (Díaz *et al.*: “Espacialización de datos poblacionales a escala de detalle”).

Con los datos originales, que reflejan la máxima desagregación espacial posible se realiza un primer análisis. Posteriormente estos datos deben ser reestructurados para evitar la vulneración del secreto estadístico. Esto ha sido llevado a cabo de dos formas diferentes:

1a. La primera consiste en emplear tan solo aquellos portales cuya población sea superior a 1 habitante. Todos los portales con 1 solo habitante serán asociados al más próximo cuyo valor poblacional sea superior a 1. Como consecuencia, no serán considerados una parte de los portales iniciales (los que correspondían a 1 solo habitante), aunque sí será tenida en cuenta su población.

1b. La segunda posibilidad es algo más compleja que la anterior, pero tiene la ventaja de que aumenta el número de portales al no desechar todos aquellos correspondientes a un solo individuo; la idea es asociar a cada portal caracterizado por 1 habitante el identificador del portal más cercano, tanto si tiene varios habitantes como si tiene solo uno: en el caso de que dos portales con un solo habitante sean los más próximos el uno del otro, uno de los dos permanecería como portal en la selección final.

La metodología requiere, a partir de la unión por proximidad, seleccionar los registros cuya población es igual a 1, y generar con ellos una tabla resumen; esta tabla es unida de nuevo a la original, de modo que sean caracterizados los registros por la población del punto más próximo; finalmente, son eliminados todos aquellos registros cuya población es igual a 1 y no poseen ningún vecino más próximo con valor 1, y uno de cada pareja de vecinos cuando se hacen referencia mutua.

**Tipo 2.** Los datos procedentes de los portales geocodificados se agregan espacialmente a **elementos poligonales**. En este caso se han utilizado los polígonos extraídos de la capa “edificios” del MTA10, debido a su consistencia geométrica con la red topológica utilizada (en un futuro se utilizaran las parcelas y subparcelas del Catastro, pero debido a algunos errores de consistencia geométrica y topológica se ha pospuesto su utilización para futuros



análisis). La amplia distribución espacial de estos elementos poligonales los hace muy adecuados para representar los valores poblacionales asociados a los portales geocodificados y evitar, en parte, la vulneración del secreto estadístico. La asociación de los valores poblacionales de los portales geocodificados a los elementos poligonales requiere un proceso que consta de 4 fases: i) caracterización de cada portal por el identificador del elemento más cercano poligonal, ii) creación de una tabla resumen, que contenga la suma de los valores de cada registro en función del identificador del elemento, iii) unión de los valores poblacionales obtenidos en cada elemento, a los elementos de la capa poligonal, y iv) creación de centroides que representen el total de los valores poblacionales del elemento poligonal.

Dado que puede ser vulnerado el secreto estadístico en aquellos casos en que un polígono corresponda a un solo habitante, la solución pasa por agregar este valor a aquellos polígonos más próximos que posean un valor poblacional superior a 1.

**Tipo 3.** Los datos procedentes de los portales geocodificados, asociados al punto central de **celdillas ráster** (figura 2). Mediante la generación de una estructura ráster donde las celdillas pasan a contener el valor poblacional de la suma de los portales ubicados dentro de su resolución espacial, es posible obtener una distribución espacial de la población. Inicialmente, mediante un análisis iterativo (*Modelbuilder*) se busca la resolución espacial que evite que en una celdilla coincida un solo punto geocodificado que tenga un valor igual a 1. Posteriormente, la conversión de ráster a vector devolverá los datos poblacionales al formato puntual para el análisis de redes. Realizado el proceso, se comprueba que el tamaño mínimo de celdilla necesario para que el valor mínimo poblacional sea 2, es bastante alto (450 m), debido a la existencia de algunos portales alejados del resto, y ocupados por un solo habitante. Se han utilizado igualmente los resultados de celdillas de 100 y 250 m. de resolución espacial. En estos casos, cuando una celdilla arroja un valor poblacional de 1 la celdilla pasa a 0 y el valor se asocia a la celdilla más próxima con valor superior a 1.

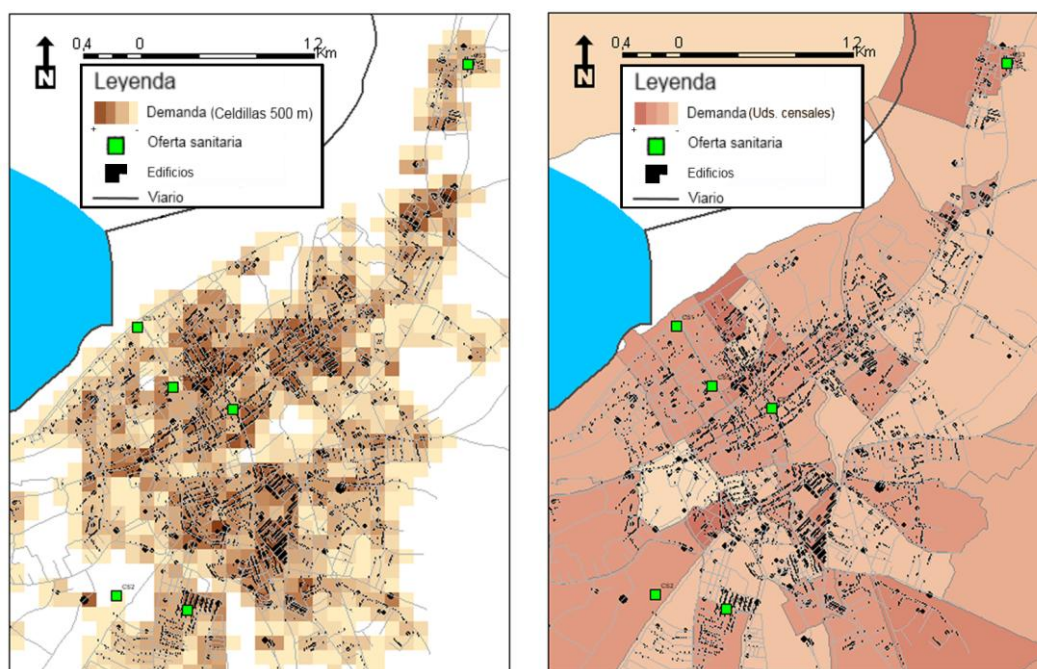


Figura 2. Sanlúcar de Barrameda. Izquierda: representación proporcional de los portales y agregación a celdillas ráster de 500m. Derecha: representación proporcional de los portales y agregación a las unidades censales.

**Tipo 4.** Por último, como análisis de contraste se utilizan los datos globales pertenecientes a las **Secciones Censales** (polígonos), tanto asociados en su totalidad a sus centroides como distribuidos proporcionalmente solo entre los portales existentes donde el proceso de geocodificación asignaba elementos

poblacionales (se mantiene solo la ubicación espacial). La asignación de los valores censales a los centroides es un método rápido de caracterizar la distribución poblacional de las secciones censales, aunque su escaso número dificulta la obtención de resultados adecuados.



La asignación de los datos promediados a cada portal geocodificado positivamente incluido en cada polígono censal permite trabajar con datos mejor distribuidos y mucho mejor localizados. El procedimiento de asignación requiere la caracterización de cada polígono por el número de portales positivos que contiene, la división del valor poblacional por este número, y la posterior asignación del valor resultante a cada portal. La distribución por diferentes métodos de la información poblacional asociada a las secciones censales se ha abordado por diferentes publicaciones (Tobler, 1979; Santos y García, 2003; Suárez *et al.*, 2008; Santos *et al.*, 2011).

4 RESULTADOS

4.1 Resultados del análisis con datos originales de los portales procedentes de la geocodificación

La incorporación de los datos de DEMANDA vinculados a los datos originales asociados a cada portal procedente de la geocodificación ofrece los siguientes resultados en relación a la asignación de población a cada centro de salud (figura 3):

(A) Con todos los portales geocodificados con población adscrita. Es el considerado el

óptimo al tener la máxima desagregación espacial, aunque viola el secreto estadístico al existir al menos 522 portales que solo registran un habitante. Sin embargo, constituyen la referencia cuantitativa para evaluar la sensibilidad del resto de los métodos de agregación espacial de la población. La corrección realizada en las opciones B y C presentan resultados excelentes y muy poca sensibilidad cuantitativa y espacial al proceso de agregación.

(B) Con todos los portales geocodificados con población adscrita, corrigiendo el secreto estadístico con la opción 1a.

(C) Con todos los portales geocodificados con población adscrita, corrigiendo el secreto estadístico con la opción 1b.

4.2 Resultados del análisis con los datos originales agregados a los polígonos de los edificios

Con esta opción de agregación se viola el secreto estadístico en 71 edificios a los que se asigna un solo habitante. La figura 4 proporciona los resultados originales y los corregidos ambos con porcentajes de variación muy aceptables.

(A) Todos los centroides de edificios, con al menos 1 habitante. (B) Solo centroides de edificios con más de 1 habitante.

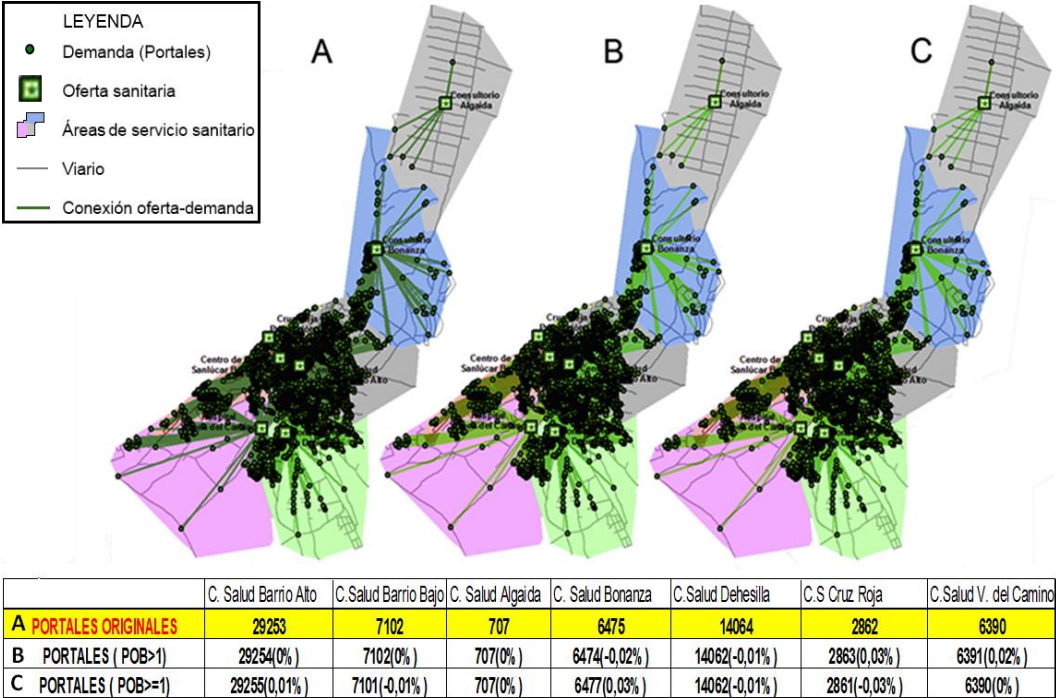


Figura 3. Población adscrita a cada área de servicio según el método de agregación utilizado y porcentaje de variación. A: Población de los portales originales; B: Población con portales y corrección 1a.; C: Población con portales y corrección 1b.

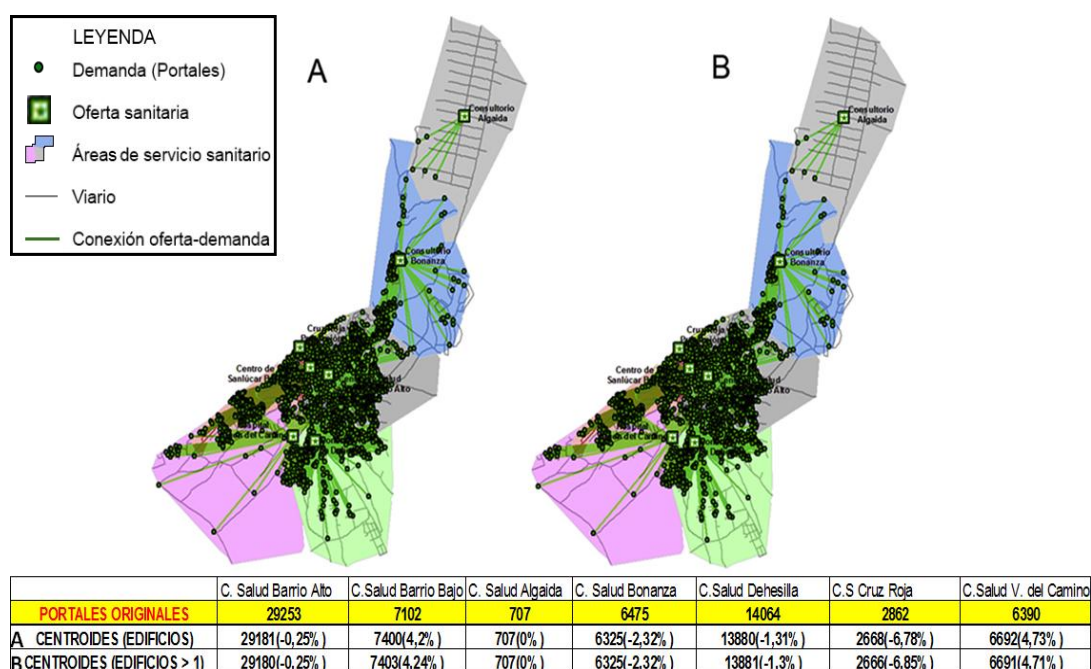


Figura 4. Población adscrita a cada área de servicio y porcentaje de variación según el método de agregación utilizado (edificios). A: Población asignada a centroides de los edificios; B: Población asignada a centroides de los edificios con más de 1 hab.

### 4.3 Resultados del análisis con datos originales agregados a celdillas ráster

El proceso de búsqueda (*modelbuilder*) de la resolución espacial que evita el secreto estadístico (450m) presenta resultados (figura 5) con infravaloraciones de la demanda superiores al 10% y sobrevaloraciones que superan el 30%. Cuando se aumenta la resolución espacial a 250 encontramos solo 3 celdillas que violan el secreto estadístico que, tras el proceso de agregación presentan resultados aceptables (figura 6) con solo alguna sobrevaloración superior al 20%, por otra parte asociada a uno de los centros con menos demanda. Finalmente, con una resolución espacial de 100m (figura 7) aumentan el número de celdillas que violan el secreto a 9 pero, tras el proceso de agregación, se consiguen resultados muy aceptables, con algunos porcentajes de variación significativos pero siempre por debajo del 10%.

### 4.4 Análisis con los datos de las secciones censales

La utilización de la población asociada a las secciones censales (las únicas actualmente accesibles) presenta resultados muy pobres por diferentes razones (localización geométrica de los centroides, adecuada cobertura espacial de la red, etc.) dando lugar a importantes valores del porcentaje de variación respecto a la demanda asignada. Con los centroides de las secciones censales (4 de ellos no son cogidos por la red) los resultados se recogen en la figura 8 (A). Esta es la razón por la que se han propuesto diferentes formas de desagregación espacial sobre este tipo de estructura espacial de la población (Santos *et al.*, 2003). Una propuesta alternativa en el caso de disponer de un callejero con portales es utilizar estos para la desagregación en el interior de la sección. Como puede observarse en la figura 8 (B) su utilización reduce sustancialmente los porcentajes de variación que, aunque presentan algunos valores altos de infravaloración, estos se asocian a los centros con menor demanda por lo que su impacto en valores absolutos decrece.

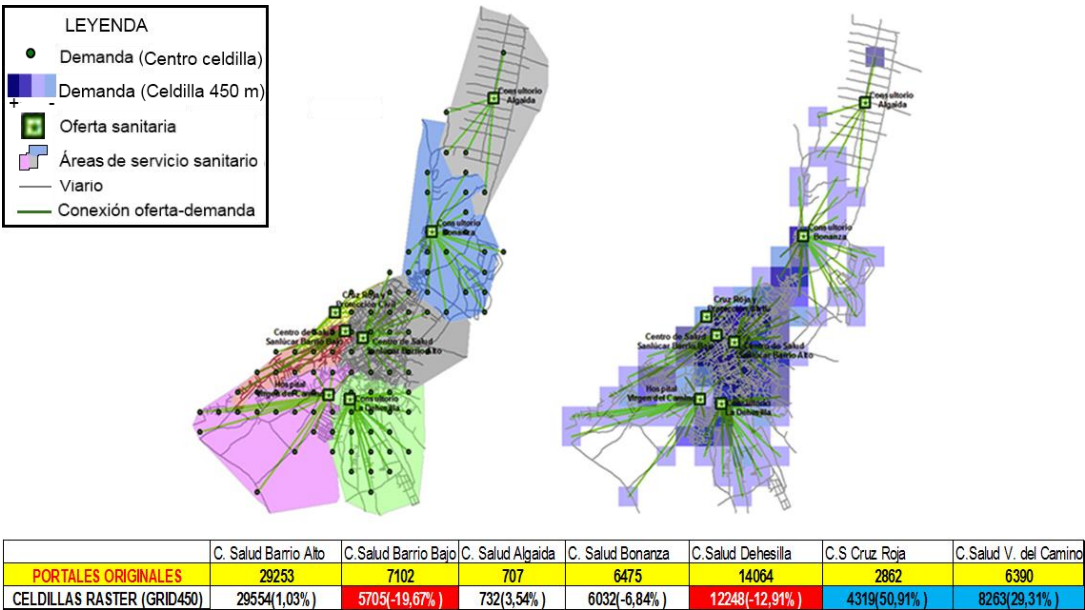


Figura 5. Población adscrita a cada área de servicio tras la agregación de población a celdillas de 450 m (el color rojo indica infravaloraciones de demanda superiores al 10% y el azul sobrevaloraciones).

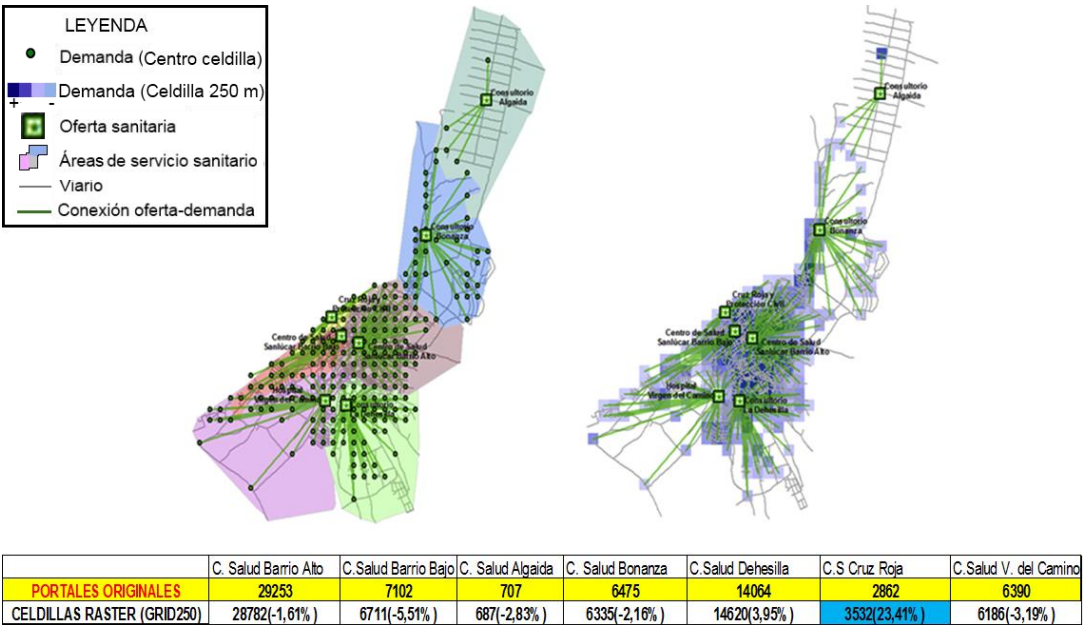


Figura 6. Población adscrita a cada área de servicio tras la agregación de población a celdillas de 250 m y porcentaje de variación (el color rojo indica infravaloraciones de demanda superiores al 10% y el azul sobrevaloraciones).



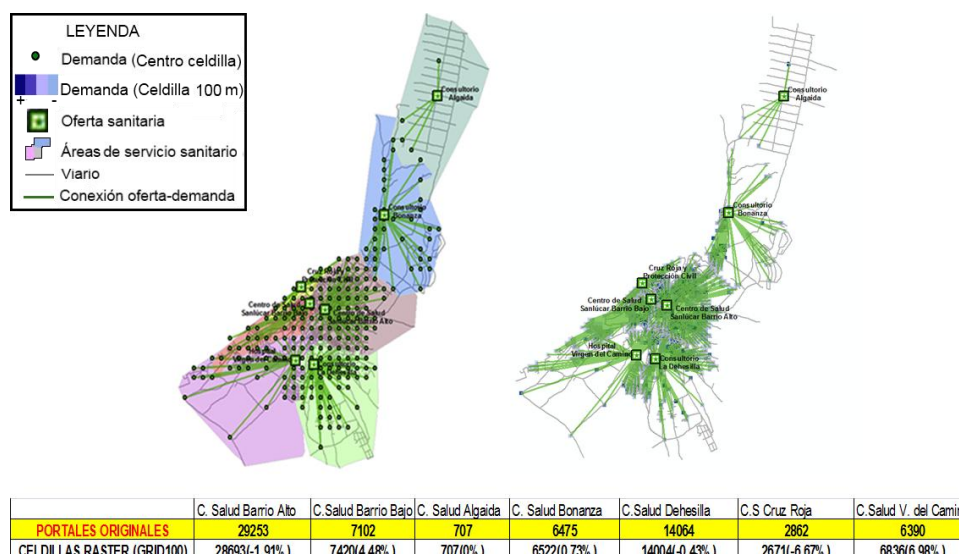


Figura 7. Población adscrita a cada área de servicio tras la agregación de población a celdillas de 100 m.

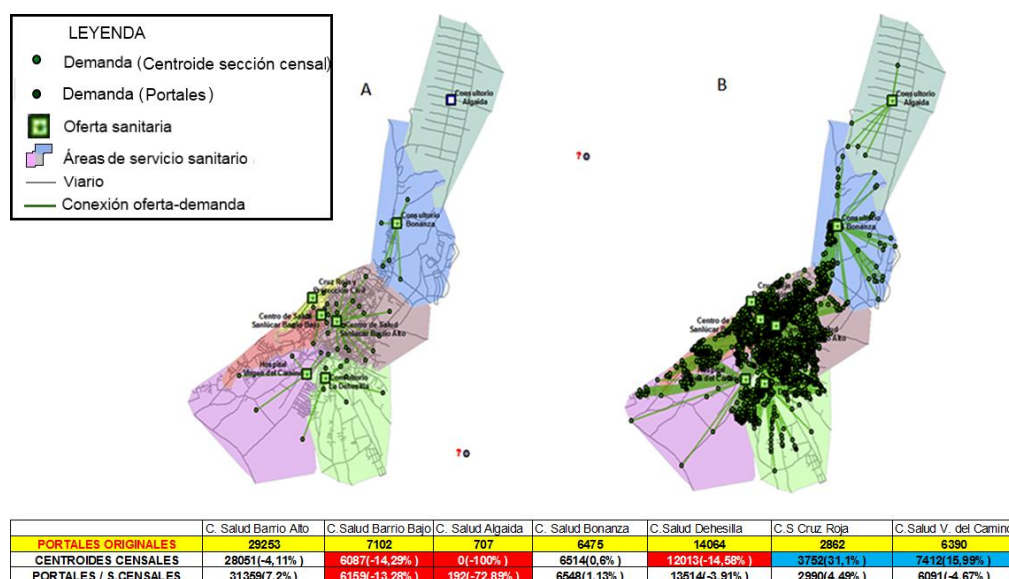


Figura 8. Población adscrita a cada área de servicio y porcentaje de variación tras la agregación de población a centroides de secciones censales (A) y la asignación de datos promediados a cada portal (B). (el color rojo indica infravaloraciones de demanda superiores al 10% y el azul sobrevaloraciones).

#### 4.5 Análisis sintético de los resultados

Los resultados reflejan que la información poblacional asociada a portales no altera prácticamente la asignación poblacional al aplicar las correcciones del secreto estadístico en las dos opciones propuestas. Los resultados del uso de los edificios poligonales son también bastante aceptables al igual que en las agregaciones ráster (excepto, en el caso de Sanlúcar, con

celdillas de 450m. que no implican ninguna corrección a posteriori para eliminar el secreto estadístico). Obviamente, su calidad aumenta al incrementarse su resolución espacial, exigiendo en este caso correcciones posteriores. A diferencia de las propuestas anteriores el uso de secciones censales introduce grandes alteraciones en los resultados, aún cuando, si se dispone de la geometría de los portales geocodificados, solo su desagregación

promediando el valor poblacional de la sección incrementa sensiblemente su calidad.

## 5 CONCLUSIONES

Las diferentes opciones de agregación propuestas proporcionan diferentes formas de difusión de información poblacional con una desagregación espacial muy superior a la actualmente disponible (secciones censales) garantizándose el secreto estadístico.

El proceso de asignación de población a centros de salud utilizando las capacidades del análisis de redes (asignación de población a centros y geometría de su "área de servicio") ha proporcionado las variables (demanda asignada y área de servicio) para la estimación de la sensibilidad de cada método de agregación propuesto. La tabla 1 recoge los resultados finales en relación a la población asignada a cada centro con los diferentes métodos de agregación

propuestos. Como conclusión final podríamos afirmar que la disponibilidad de información poblacional georreferenciada a nivel del portal, junto a información de espacios construidos a escalas de detalle (edificios) consistentes geométrica y topológicamente, posibilita la utilización de diferentes métodos de agregación de esta detallada información poblacional que, a su vez, permitiría su difusión por la administración sin vulnerar el secreto estadístico. Si el segundo tipo de información no está disponible siempre es posible la utilización de celdillas ráster de diferente resolución que, además, aportarían una cobertura adicional al secreto estadístico al difuminar la variable posicional del dato. La difusión de esta información proporcionaría a los investigadores y planificadores una variable espacializada del máximo interés tanto para la gestión y planificación de servicios públicos como para numerosas actividades económicas.

	C. Salud Barrio Alto	C. Salud Barrio Bajo	C. Salud Alqaida	C. Salud Bonanza	C. Salud Dehesilla	C. S. Cruz Roja	C. Salud V. del Camino
<b>PORTALES ORIGINALES</b>	<b>29253</b>	<b>7102</b>	<b>707</b>	<b>6475</b>	<b>14064</b>	<b>2862</b>	<b>6390</b>
PORTALES (POB>1)	29254(0%)	7102(0%)	707(0%)	6474(-0.02%)	14062(-0.01%)	2863(0.03%)	6391(0.02%)
PORTALES (POB=1)	29255(0.01%)	7101(-0.01%)	707(0%)	6477(0.03%)	14062(-0.01%)	2861(-0.03%)	6390(0%)
CENTROIDES (EDIFICIOS)	29181(-0.26%)	7400(4.2%)	707(0%)	6328(-2.32%)	13880(-1.31%)	2868(-6.78%)	6992(4.73%)
CENTROIDES (EDIFICIOS > 1)	29180(-0.26%)	7403(4.24%)	707(0%)	6328(-2.32%)	13881(-1.3%)	2868(-6.85%)	6991(4.71%)
CELDILLAS RÁSTER (GRID400)	29554(1.03%)	5705(-19.67%)	732(3.64%)	6032(-6.84%)	12248(-12.91%)	4319(50.91%)	8263(29.31%)
CELDILLAS RÁSTER (GRID200)	28782(-1.61%)	6711(-5.51%)	687(-2.83%)	6335(-2.16%)	14620(3.95%)	3532(23.41%)	6186(-3.19%)
CELDILLAS RÁSTER (GRID100)	28693(-1.91%)	7420(4.48%)	707(0%)	6522(0.73%)	14004(-0.43%)	2671(-6.67%)	6836(6.98%)
CENTROIDES CENSALES	28051(-4.11%)	6087(-14.29%)	0(-100%)	6514(0.6%)	12013(-14.58%)	3752(31.1%)	7412(15.99%)
PORTALES / S.CENSALES	31359(7.2%)	6159(-13.28%)	192(-72.89%)	6548(1.13%)	13514(-3.91%)	2990(4.49%)	6091(-4.67%)

Tabla 1. Resumen de la población adscrita a cada área de servicio según el método de agregación.

## AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se ha desarrollado dentro del proyecto de excelencia de la Junta de Andalucía (RNM-6207) y del correspondiente al Plan Nacional (CSO2010-15807) :

"Espacialización y difusión web de variables demográficas, turísticas y ambientales para la evaluación de la vulnerabilidad asociada a la erosión de playas en la costa andaluza (incidencia de la potencial subida del nivel del mar asociada al cambio climático)".

Los autores agradecen al Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía la colaboración prestada.

## BIBLIOGRAFIA

Bosque, J., Gómez, M., Moreno, A. y Dal Pozzo, F. 2000. Hacia un sistema de ayuda la decisión espacial para la localización de equipamientos, Estudios geográficos, vol. 61, nº 241, pp. 567-598.

Densham, P.J. y Rusthon, G. 1992. Strategies for Solving Large Location-Allocation Problems by Heuristic Methods, Environment and Planning A, 24, pp. 289-304.

Fuenzalida, M. y Moreno, A. 2010. Diseño con SIG de la localización óptima de centros de atención primaria de salud, discriminando según estatus socioeconómico, en Tecnologías de la Información Geográfica: La Información Geográfica al servicio de los ciudadanos. Editado por Ojeda, J., Pita, M.F. y Vallejo, I., Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla. Sevilla, pp. 453-465.

Moreno, A. 1991. Modelización cartográfica de densidades mediante estimadores Kernel, Treballs de la Societat Catalana de Geografia, 6, 30, pp. 155-170.

Moreno, A. y Buzai, G.D. (Coord.) 2008. Análisis y planificación de servicios colectivos con sistemas de información geográfica, Madrid, Universidad Autónoma de Madrid y Universidad Nacional de Luján, 1ª edición, 158 p.

Santos, J. M. y García, F. J. 2003. El método dasimétrico-picnofiláctico: un procedimiento para la desagregación de datos censales, IX Conferencia Iberoamericana de SIG, Universidad de Extremadura, CD-ROM, pp. 1-16.



- Santos, J. M., Azcárate, M. V., Cocero, D., García, F. J. y Muguruza, C. 2011. Los procedimientos de desagregación espacial de la población y su aplicación al análisis del modelo de la ciudad dispersa. El caso de las aglomeraciones urbanas de Madrid y Granada, *GeoFocus*, nº 11, pp. 91-117.
- Suárez, R., Santos, D. R. y Dorta, P. 2008. Generación de un modelo superficial de la población de Gran Canaria, en *Tecnologías de la información geográfica para el desarrollo territorial*. Editado por Hernández, L. y Parreño, J. M. Servicio de Publicaciones y Difusión Científica de la ULPGC. Las Palmas de Gran Canaria, pp. 183-193.
- Tobler, W. R. 1979. Smooth pycnophylactic interpolation for geographical regions, *Journal of the American Statistical Association*, 74, pp. 519-530.



# Modelado de la variación espacial de los factores explicativos de la causalidad humana en incendios forestales mediante Regresión Logística Ponderada Geográficamente

M. Rodríguez y J. de la Riva

Grupo GEOFOREST. Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Zaragoza.

rmarcos@unizar.es

## RESUMEN

*Este trabajo tiene como objetivo el análisis de la variación espacial de los factores explicativos de la causalidad humana en los incendios forestales en la España continental, utilizando técnicas de Regresión Logística dentro del contexto de los modelos de Regresión Ponderada Geográficamente. Para ello se ha realizado el análisis estadístico y la modelización espacial en entorno SIG, tanto de la ocurrencia histórica como de los principales factores explicativos. Los resultados indican que los valores más elevados de probabilidad de ocurrencia ligados a causalidad humana se asocian a zonas de interfase cultivo-forestal, especialmente en el sector noroeste y en los bordes de las zonas montañosas, y a zonas de interfase urbano-forestal, de gran importancia en la zona centro y el litoral mediterráneo. Estas dos variables son las de mayor carga explicativa en el modelo atendiendo a valores de *t* de Student, siendo significativas al 95%, llegando en algunas zonas a más del 99%. La cartografía evidencia además el carácter explicativo de algunas variables de implantación lineal como tendidos eléctricos, líneas de ferrocarril o pistas forestales. El grado de ajuste del modelo, calculado mediante  $R^2$  local de la muestra de calibración, se sitúa en un valor promedio de 0,7. El porcentaje de acierto en la clasificación de la ocurrencia es de 87% y 76%, con un acuerdo de 0,73 y 0,52 según la Kappa de Cohen, para los periodos 1988-2007 y 2008-2011 respectivamente.*

## PALABRAS CLAVE

Riesgo de incendio, causalidad humana, incendios forestales, GWR, modelado SIG.

## ABSTRACT

*This work aimed to analyze the spatial variation in the explanatory factors of human-caused wildfires in the continental Spain using Logistic Regression techniques within the framework of Geographically Weighted Regression models. To this end, statistical analysis and spatial modeling in GIS environment of the historical occurrence and the main explanatory factors was carried out. Results suggest that high fire risk rates are related to Wildland-Agricultural interface, especially in the northwest and along the edges of the mountainous areas, and to Wildland-Urban interface, mainly in the central Spain and the Mediterranean coast. These two variables are the most explanatory burden on the model response to Student's *t* values, being significant at  $p < 0.05$ , reaching in some areas over  $p < 0.01$ . The mapping also evidences the importance of the explanatory variables with linear deployment as power lines, railroads or trails. The degree of fit, calculated using local  $R^2$  with the calibration sample, is at an average value of 0.7. The percentage of accurate classification of occurrence is 87% and 76%, with an*

agreement of 0.73 and 0.52 by Cohen's kappa for the validation periods 1988-2007 and 2008-2011 respectively.

## KEY WORDS

Fire risk, human causality, forest fires, GWR, GIS modeling.

## 1 INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales juegan un papel crítico en la transformación del paisaje, la sucesión de la vegetación, la degradación del suelo y la calidad del aire. Aunque el fuego ha sido utilizado históricamente como una herramienta para la gestión del uso del suelo y muchos ecosistemas están bien adaptados a los ciclos de incendios, los cambios recientes en cuanto al clima y los factores sociales relacionados con el fuego pueden transformar los regímenes tradicionales de incendio, incrementando sus efectos negativos. En este sentido, el papel del cambio climático en el aumento de la frecuencia de los incendios y la intensidad del fuego se ha documentado en varios ecosistemas (Kasischke y Turetsky, 2006; Westerling *et al.*, 2006). Las actuales proyecciones climáticas apuntan hacia peores condiciones en las próximas décadas para la mayoría de las regiones tropicales y boreales (Flannigan *et al.*, 2005). Además de los efectos globales, los incendios tienen efectos locales también importantes, comúnmente asociados a frecuencia e intensidad del fuego, lo que implica degradación y erosión del suelo, pérdida de vidas y biodiversidad y daños en propiedades e infraestructuras (Omi, 2005).

Por otro lado, la dinámica de los regímenes de incendios en el sur de Europa se relaciona principalmente con factores humanos. De hecho, la causalidad humana es responsable de más del 95% de los incendios que tienen lugar en esta región (San-Miguel y Camiá, 2009), si bien existen variaciones espaciales en su contribución al total de la ocurrencia. En este contexto, las mejoras e innovaciones en la estimación del riesgo de incendio son de vital importancia para reducir los impactos negativos, por cuanto además de facilitar la prevención ayudan a dirigir actuaciones tendentes a disminuir la gravedad o intensidad de la quema a través de la gestión del combustible, u orientar los tratamientos post-incendio. Además, la determinación de los factores causales facilita la proyección a escenarios de riesgo futuro en condiciones climáticas de cambio. A pesar de la importancia de los aspectos humanos en la ocurrencia, poco trabajo se ha dedicado a este tema, tal vez debido a la complejidad de predecir el comportamiento humano, tanto en el espacio como en el tiempo.

Por otra parte, el ajuste de modelos estadísticos de estimación del riesgo, previamente abordados para diferentes regiones dentro de la Península Ibérica (Chuvieco *et al.*, 2010), ha puesto en evidencia que los factores explicativos también varían espacialmente en su significación y contribución. Como consecuencia, la utilización de métodos globales de regresión para territorios extensos y variados, como el ahora analizado, resulta inadecuada al aplicar coeficientes constantes. Para superar esta limitación, en el presente trabajo se han utilizado técnicas de regresión ponderada geográficamente (GWR, *Geographically Weighted Regression*) (Fotheringham *et al.*, 2002), que permiten incorporar en los modelos la variación espacial de la carga explicativa de las variables predictivas. Se pueden encontrar ejemplos de uso de GWR aplicada a diversos campos de estudio en Li *et al.* (2010), Lu *et al.* (2011), Tu (2011), Cardozo *et al.* (2012) o Su *et al.* (2012), y aplicada concretamente a la ocurrencia de incendios forestales en Koutsias *et al.* (2005) y Martínez y Koutsias (2011).

En este contexto se ha aplicado la Regresión Logística (LR, *Logistic Regression*) binaria, comúnmente utilizada para la explicación probabilística de la ocurrencia de causa humana (Martínez *et al.*, 2004; Vasconcelos *et al.*, 2001; Vega-García *et al.*, 1995; Chuvieco *et al.*, 2010). El ajuste del modelo GWLR (*Geographically Weighted Logistic Regression*) ha requerido el análisis estadístico y espacialización tanto de la ocurrencia histórica 1988-2007 como de una amplia cantidad de variables explicativas, seleccionadas a partir de la experiencia previa en modelos regionales y nacionales (Vilar *et al.*, 2008; Martínez *et al.*, 2009; Chuvieco *et al.*, 2010). Dicho ajuste se ha llevado a cabo utilizando una muestra aleatoria del 60%, reservando el 40% restante para el proceso de validación. Asimismo, se ha utilizado una segunda muestra de validación confeccionada a partir de la ocurrencia registrada durante el periodo 2008-2011. El objetivo de este trabajo es, por tanto, la modelización y análisis de la variación en el territorio de los factores antrópicos ligados a la ocurrencia de incendios forestales mediante el uso de técnicas GWLR. Este trabajo se ha desarrollado en el marco del proyecto FIREGLOBE ([www.fireglobe.es](http://www.fireglobe.es), Chuvieco *et al.*, 2011).

En los siguientes apartados se detalla el método seguido para la modelización de la variación espacial de los factores explicativos. A continuación se presentan los principales resultados obtenidos. Seguidamente se muestra el grado de ajuste del modelo así como los resultados del proceso de validación. Finalmente se presenta por una parte la comparación de los resultados obtenidos con algunos estudios previos así como las principales conclusiones y el trabajo futuro a desarrollar.

## 2 METODOLOGÍA

La metodología para el modelado de la causalidad humana en incendios forestales se basa en el uso de técnicas de GWLR. Al igual que los modelos de Regresión Logística Global (GLR, *Global Logistic Regression*), los modelos GWLR son de naturaleza estadística y permiten conocer la relación entre una variable dependiente cualitativa, dicotómica en nuestro caso, y una o más variables explicativas independientes, o covariables, ya sean cualitativas o cuantitativas. Por lo tanto, para su desarrollo se requiere por una parte una variable dependiente binaria, en este caso la alta/baja ocurrencia de incendios, y por otra una serie de variables explicativas que se enumerarán más adelante. En la figura 1 se muestra un esquema del flujo de trabajo seguido para la modelización de la causalidad humana.

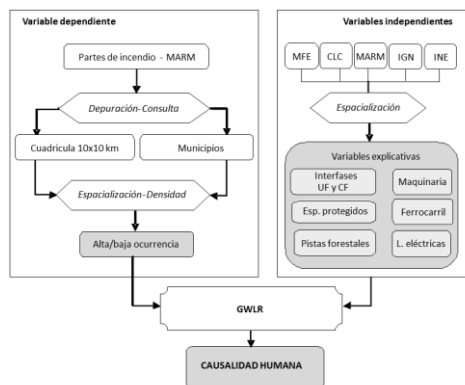


Figura 1. Flujo de trabajo para el modelado de la causalidad humana en incendios forestales.

### 2.1 Variable dependiente

La variable dependiente binaria –alta/baja ocurrencia de incendios– está construida a partir de la base de datos de incendios en España en el periodo 1988-2007 (MARM), utilizando para su espacialización la retícula de 10x10 km utilizada por los servicios de extinción para la localización parcial de los fuegos y la cartografía digital de municipios en España. De este modo, tras la depuración de la base de datos, se han

seleccionado y espacializado los incendios de causa humana de más de 1 ha a través de la asignación aleatoria de cada uno de ellos a su respectiva combinación de cuadrícula /municipio, acotado además a la zona forestal (de la Riva *et al.*, 2004; Amatulli *et al.*, 2007). Esto permite el cálculo de mapas de densidad de incendios con resolución de 1x1 km. Estos valores de densidad se han dicotomizado en alta (1) y baja ocurrencia (0) mediante la separación de la muestra en terciles, considerando alta ocurrencia el tercer tercil (muestra por encima del percentil 66 –1,83 incendios/km<sup>2</sup>–) y baja ocurrencia el primer tercil (muestra por debajo del percentil 33 –1,00 incendio/km<sup>2</sup>–), descartándose del análisis el segundo tercil.

### 2.2 Variables independientes

Como ya se ha dicho anteriormente, las variables explicativas han sido seleccionadas a partir de la experiencia previa en modelos regionales y nacionales (Vilar *et al.*, 2008; Martínez *et al.*, 2009; Chuvieco *et al.*, 2010). Las variables explicativas consideradas son:

- Interfases. Superficie ocupada por el *buffer* de 200 metros desde la línea de contacto hacia la zona forestal:
  - Interfase urbano-forestal (ICF), derivada del Mapa Forestal de España 1:200000 (MFE200).
  - Interfase cultivo-forestal (IUF), obtenida del MFE200.
  - Interfase pasto-forestal (IPF), derivada del MFE200.
- Montes de Utilidad Pública. Delimitación de la superficie ocupada por montes incluidos en el catálogo de Utilidad Pública.
- Espacios protegidos. Delimitación de la superficie ocupada por espacios naturales protegidos (ENP) y Red Natura 2000.
- Variación en el potencial demográfico 1991-2006 (Calvo y Pueyo, 2008).
- Cambios en la ocupación del suelo. Pérdida o ganancia de superficie ocupada por suelo forestal.
- Líneas eléctricas. Superficie ocupada por el *buffer* de 50 metros a cada lado de la red de transporte de alta, media y baja tensión, obtenida de la Base Cartográfica Numérica 1:200000 (BCN200).
- Líneas de ferrocarril. Superficie ocupada por el *buffer* de 200 metros a cada lado de la red de ferrocarril (excluyendo la red de alta velocidad), obtenida de la BCN200.



- Pistas forestales. Superficie ocupada por el buffer de 200 metros a cada lado de la red de pistas forestales, obtenida de la BCN200.
- Tasa de paro. Obtenida, por municipios para 2007, del Censo de Población y Viviendas 2001 (resultados actualizados para 2007) del Instituto Nacional de Estadística (INE).
- Porcentaje de jefes de explotación mayores de 55 años. Obtenido a nivel municipal del Censo Agrario de 1999 del INE.
- Ganado no estabulado. Número de cabezas de bovino a nivel municipal, obtenido del Censo Agrario de 1999 del INE.
- Ocupados en el sector primario. Obtenido por municipios del Censo Agrario de 1999 del INE.
- Densidad de maquinaria agrícola. Calculada como el cociente entre el total de maquinaria agrícola disponible (obtenido del Censo Agrario de 1999 del INE) y la superficie municipal.

Todas estas variables han sido espacializadas con una resolución de celda de 1x1 km, al igual que la variable dependiente (figura 2). Para asegurar la consistencia de los resultados se ha llevado a cabo el análisis de colinealidad de las variables explicativas.

Para determinar las variables que finalmente serían incluidas en el modelo, se ha ajustado un modelo GWLR incluyendo la totalidad de las variables consideradas, descartando del modelo final las que, o bien no han resultado significativas según el valor de *t* de Student ( $p < 0,05$ ), o el sentido explicativo obtenido según el modelo no era coherente con lo que cabría esperar en función de la experiencia previa y la opinión de expertos. Las variables utilizadas para el ajuste del modelo definitivo son: Interfase Cultivo-Forestal, Interfase Urbano-Forestal, Espacios Naturales Protegidos, Líneas Eléctricas, Pistas Forestales, Líneas de Ferrocarril y Densidad de Maquinaria Agrícola.

## 2.3 GWLR

Las técnicas GWR extienden el uso tradicional de los modelos de regresión globales permitiendo el cálculo de parámetros de regresión locales. Tomando como punto de partida la ecuación típica de la regresión logística:

$$y_i = \frac{e^{(\beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \dots + \beta_k x_{ki})}}{1 + e^{(\beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \dots + \beta_k x_{ki})}} \quad (1)$$

la expresión matemática de su versión geográficamente ponderada es:

$$y_i = \frac{e^{(\beta_0(u_i, v_i) + \beta_1(u_i, v_i) x_{i1} + \dots + \beta_k(u_i, v_i) x_{ki})}}{1 + e^{(\beta_0(u_i, v_i) + \beta_1(u_i, v_i) x_{i1} + \dots + \beta_k(u_i, v_i) x_{ki})}} \quad (2)$$

siendo  $(u_i, v_i)$  las coordenadas de localización en el espacio del punto *i*.

De acuerdo con esto, la utilización de modelos GWLR permite obtener coeficientes de regresión cuyo valor varía espacialmente, obteniendo así un conjunto de coeficientes distinto para cada una de las localizaciones que conforman la muestra de análisis. Para ello, se ajusta un modelo de regresión para cada punto, considerando en el proceso la influencia de sus vecinos más próximos, a los que se les asigna un peso inversamente proporcional al cuadrado de la distancia (Fotheringham *et al.*, 2002). El umbral de distancia se puede establecer –optimizar– mediante la minimización del cuadrado de los residuales (*Cross-Validation*, Cleveland, 1979) o mediante la minimización del *Akaike Information Criterion* (adaptado a GWR según Hurvich *et al.*, 1998).

Además de los coeficientes de regresión, el modelo GWLR permite calcular una serie de parámetros estadísticos útiles como el valor de la *t* de Student de cada una de las variables explicativas (utilizado para determinar su nivel de significancia) y el valor del  $R^2$  local (es decir, el valor del  $R^2$  del modelo resultante en el punto al que se refiere el valor y sus vecinos), entre otros.

No obstante, la GWLR no permite la estimación de los coeficientes de regresión en localizaciones en las que no se tiene observación. Con el fin de superar esta limitación y poder aplicar el modelo a la totalidad de la superficie del área de estudio, los coeficientes de regresión han sido interpolados utilizando métodos locales conservando así los valores originales de las localizaciones con observación y, por lo tanto, la consistencia interna del modelo.

En este trabajo el ajuste del modelo GWLR se ha llevado a cabo utilizando una muestra aleatoria del 60% de la muestra total, reservando el 40% restante para el proceso de validación. La calibración del modelo se ha llevado a cabo utilizando *Adaptive Kernel* para la selección del número de vecinos, optimizado mediante *Cross-Validation*. El número de vecinos considerados es de 914.

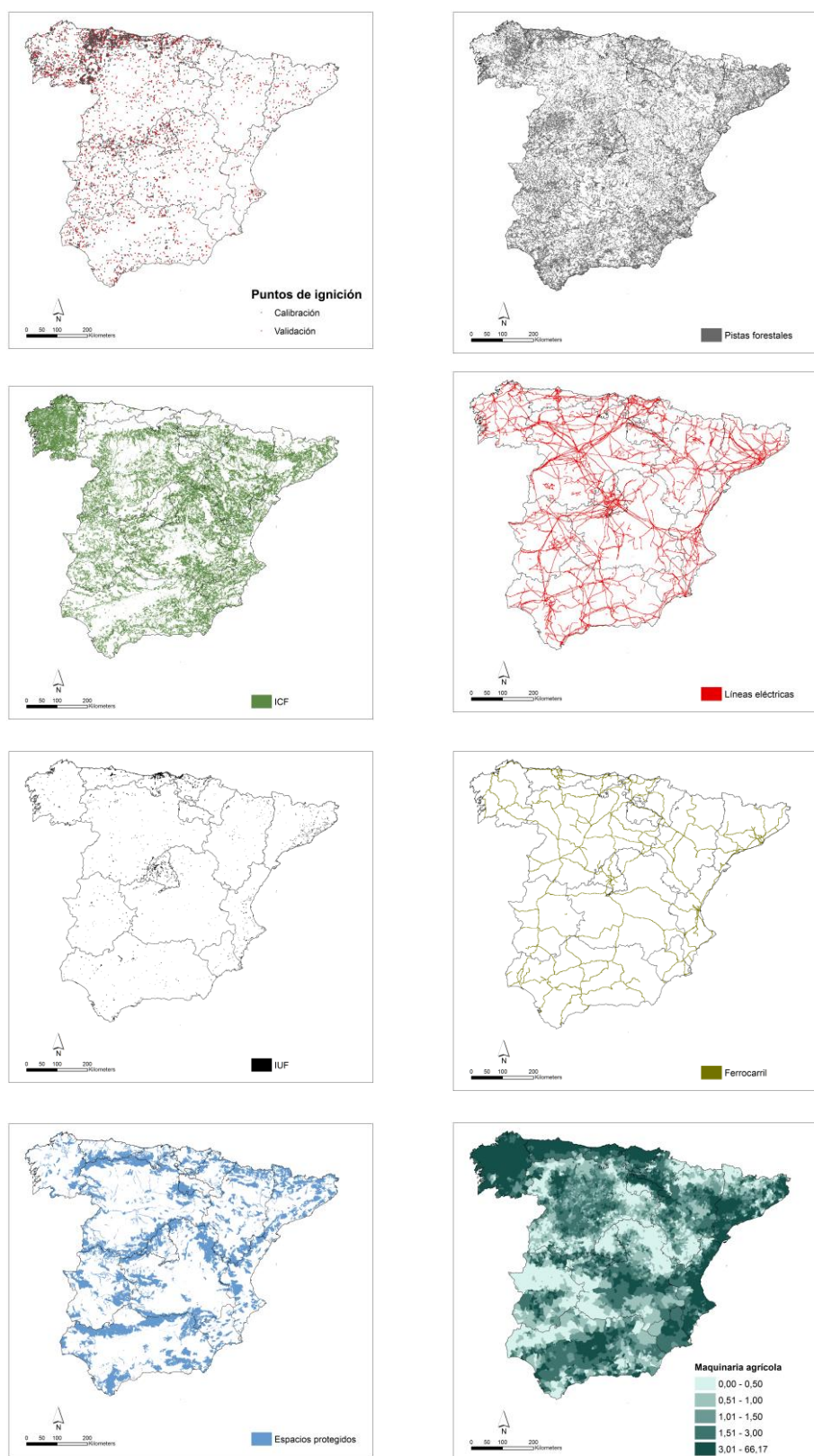


Figura 2. Variables consideradas en el modelo GWLR.

## 2.4 Ajuste y validación

El proceso de validación se ha llevado a cabo utilizando los valores de  $R^2$  local obtenidos durante la calibración del modelo y que permiten realizar una primera valoración del grado de ajuste del modelo. Por otra parte, se ha llevado a cabo la clasificación del porcentaje de acierto y el cálculo del grado de acuerdo según el valor de la *Kappa de Cohen*. Para ello se ha utilizado, por una parte, el 40% reservado de la muestra 1988-2007 y, por otra, una segunda muestra de validación construida a partir de los incendios registrados durante el periodo 2008-2011. Estos últimos se han espacializado siguiendo el mismo proceso y los mismos umbrales para su clasificación en alta y baja ocurrencia que los aplicados para el periodo 1988-2007. La motivación para utilizar dos muestras de validación tomando sendos periodos es la de testar en la medida de lo posible el carácter prospectivo del método propuesto a través de la clasificación de la ocurrencia en un periodo distinto (2008-2011) al utilizado para la calibración del modelo (1988-2007).

## 3 RESULTADOS

Los principales resultados obtenidos en la modelización de la causalidad humana en incendios forestales son: los coeficientes de regresión de las variables explicativas, la variación espacial en la significación de dichas variables y la probabilidad de ocurrencia de incendio relacionada con la causalidad humana.

En la figura 3 se presenta la cartografía de los coeficientes de regresión interpolados asociados a las variables predictivas. Como se puede observar, los valores de estos coeficientes varían espacialmente como resultado del ajuste mediante GWLR. En este punto, debe resaltarse que estos valores no están directamente relacionados con un mayor o menor peso en el modelo, sino con las unidades de medida de las variables predictivas. Para conocer el grado de participación de las variables en la modelización deben tomarse como referencia los umbrales de significación, cartografiados en la figura 4. Dichos umbrales, además de guardar relación con el grado de participación de las distintas variables en el modelo, también aportan información acerca del sentido explicativo que juega cada una de ellas. De este modo, a mayor umbral de significación y, por tanto, mayor valor de la *t de Student* (con independencia de su signo), mayor es el peso de la variable en el modelo. Por otro lado, valores positivos en el umbral de significación conllevan una relación directa entre la variable explicativa en cuestión y la causalidad humana o, lo que es lo mismo, cuanto mayor es el valor de la variable predictiva mayor es la

probabilidad de ocurrencia, y viceversa. En el caso contrario, es decir, valores de *t de Student* por debajo de 0, encontramos una relación inversa entre los valores de las variables explicativas y la ocurrencia, siendo menor la probabilidad de ocurrencia cuanto mayor es el valor de la variable. Para una correcta interpretación de estos resultados es importante resaltar en este punto el hecho de que la cartografía de umbrales de significación representa en cada uno de los puntos un valor obtenido del modelo calibrado localmente con una muestra compuesta por el punto en cuestión y los 914 vecinos más próximos, y no únicamente el valor obtenido en el punto representado.

Un análisis más detallado de la cartografía de umbrales de significación permite observar que la mayor carga explicativa recae sobre la variable ICF. Contrariamente a lo que sucede con el resto de variables, que no superan el umbral de  $p < 0,25$  en algunos puntos del territorio, la ICF aparece como significativa con  $p < 0,05$  en prácticamente la totalidad de las localizaciones. A esto hay que sumarle el hecho de que el sentido explicativo de la ICF en la causalidad humana es siempre positivo. Reseñable es también la contribución a la explicación de la causalidad de la IUF, que juega un papel importante en las localizaciones situadas en el triángulo imaginario formado por la zona central de la península (Comunidad de Madrid) y la costa mediterránea (especialmente el tramo Valencia-Barcelona). A continuación, ordenadas según su umbral de significación máximo aparecen las variables correspondientes a infraestructuras de implantación lineal: líneas de ferrocarril, tendidos eléctricos y pistas forestales. Las líneas de ferrocarril, al igual que la ICF, presentan un sentido explicativo positivo en todas sus localizaciones. En el caso de los tendidos eléctricos y las pistas forestales, si bien la mayor parte de sus localizaciones significativas con  $p < 0,25$  tienen sentido explicativo positivo, existen algunos puntos con sentido negativo, si bien su umbral de significación es bastante bajo ( $p < 0,25$ ). Lo mismo sucede en el caso de la densidad de maquinaria agrícola, cuyo sentido explicativo se esperaría positivo en todas las localizaciones de la muestra, y aparece con signo negativo en la zona correspondiente a la Cornisa Cantábrica y Galicia. No obstante, este hecho puede ser debido en parte a que esta variable es de tipo estadístico y su valor se asigna a todas la superficie municipal, lo que ligado a la alta ocurrencia registrada en esas zonas puede llevar a esta situación. Por último, la variable espacios protegidos interviene en el modelo como agente disuasorio o atenuante de la causalidad humana en la mayor parte del territorio, apareciendo con sentido positivo tan solo en algunas localizaciones del noroeste peninsular.

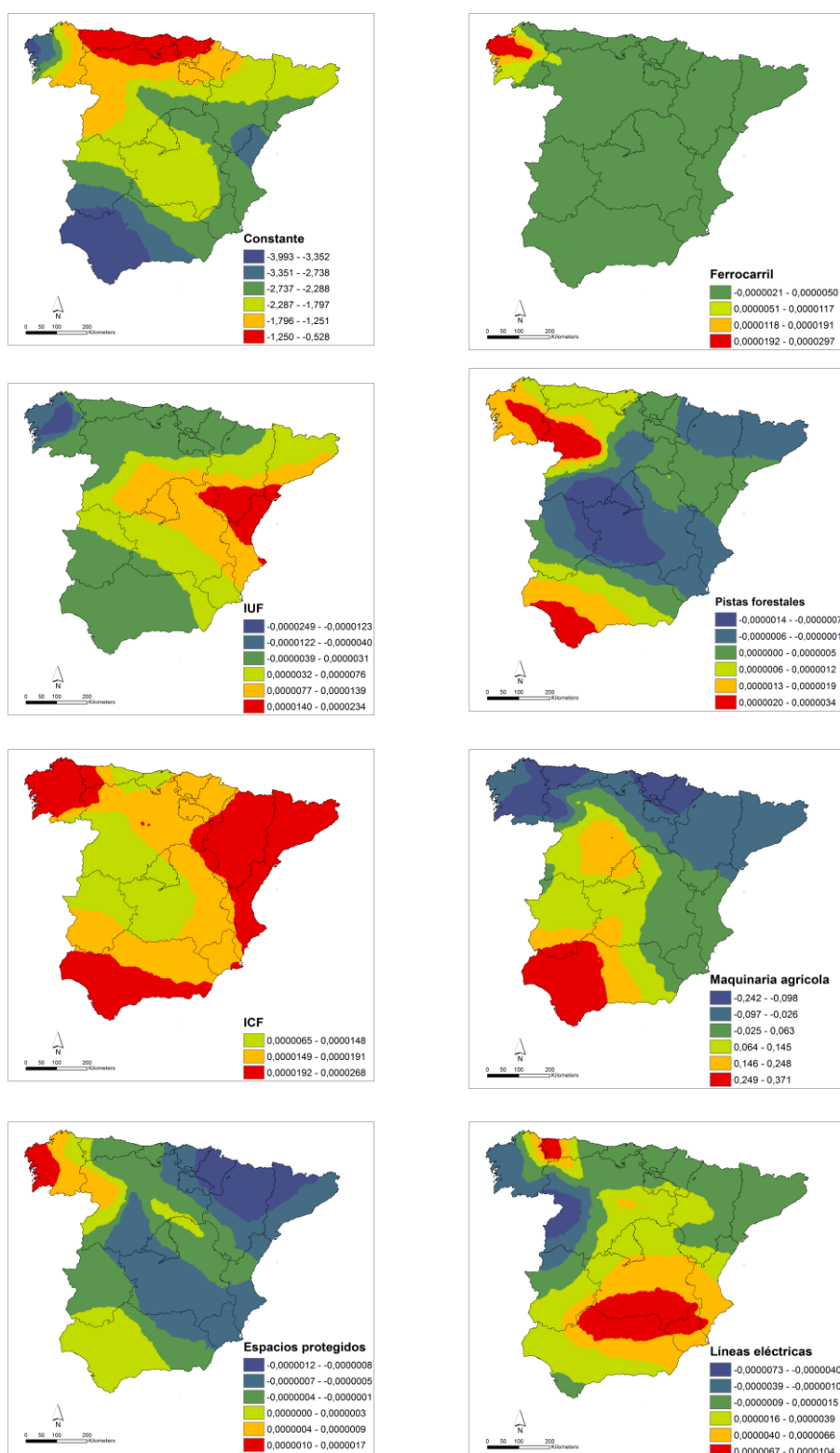


Figura 3. Coeficientes de regresión de las variables explicativas en el modelo GWLR.



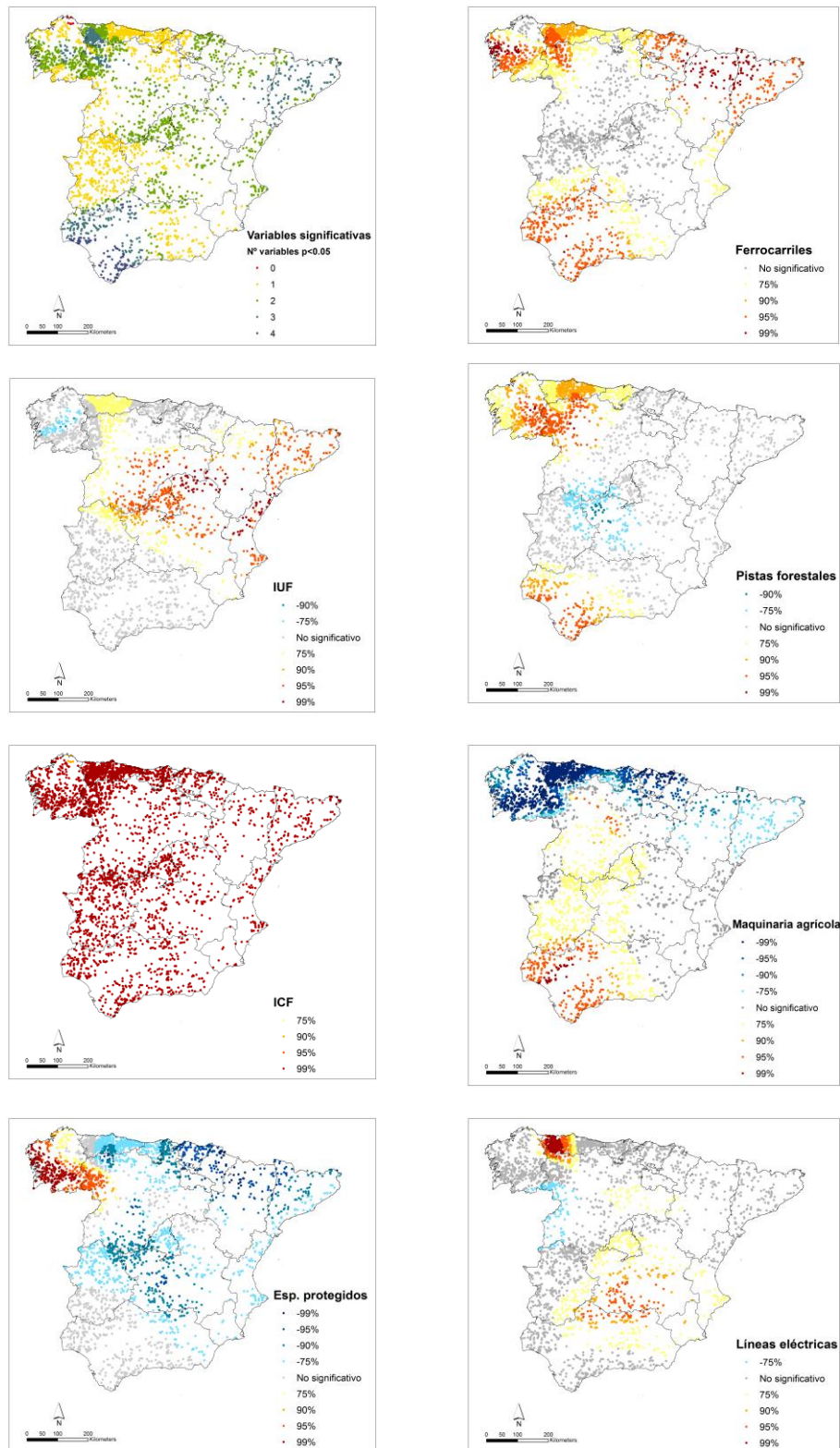


Figura 4. Umbrales de significación de las variables explicativas según la  $t$  de Student en el modelo GWLR.



Además de los umbrales de significación, en la figura 4 se presenta también la cartografía del número de variables significativas con  $p < 0,05$ . Como se puede apreciar, siempre existe al menos una variable significativa en dicho umbral, siendo lo más habitual encontrar 2 o más variables.

Finalmente se presenta la cartografía de probabilidad de ocurrencia ligada a causalidad humana (figura 5). Atendiendo a dicha figura, los valores más elevados de probabilidad de ocurrencia se asocian a zonas de ICF, especialmente en el sector noroeste y en los bordes de las zonas montañosas, y a zonas de IUF, de gran importancia en la zona centro y el litoral mediterráneo. Estas dos variables, como ya se ha visto anteriormente, son las de mayor carga explicativa en el modelo atendiendo a valores de  $t$  de Student, siendo significativas a más del 95%, llegando en algunas zonas a más del 99%. La cartografía evidencia asimismo el carácter explicativo de algunas variables de implantación lineal como tendidos eléctricos, líneas de ferrocarril o pistas forestales.

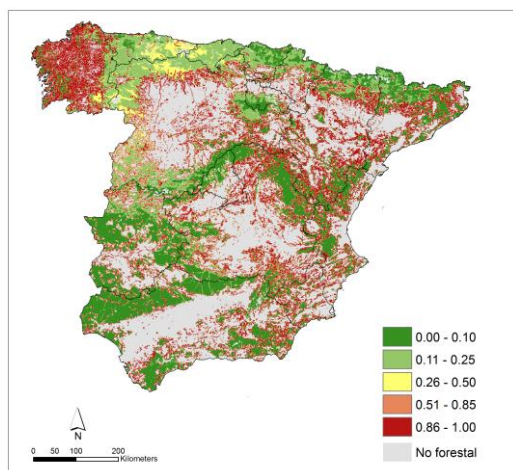


Figura 5. Probabilidad de ocurrencia de incendios forestales ligada a causalidad humana.

#### 4 AJUSTE Y VALIDACIÓN DEL MODELO

A continuación se presentan los resultados obtenidos durante el proceso de validación. El  $R^2$  local promedio obtenido de la muestra de calibración arroja un valor de 0,7, y un rango entre 0,19 y 0,85. Como se puede apreciar en la figura 6, los valores mínimos de  $R^2$  se localizan en la Cornisa Cantábrica, principalmente en el Principado de Asturias. La presencia de valores tan bajos en esta zona se debe principalmente a que las variables ICF e IUF prácticamente no tienen representación espacial. Para tratar de corregir estos valores se han considerado diversas variables predictivas capaces de explicar

la ocurrencia en esta área, concretamente se han ajustado varios modelos incluyendo las variables ganado no estabulado y la IPF. En el caso del ganado no estabulado, su contribución en los modelos ha resultado no significativa por lo que finalmente resultó descartada. En el caso de la IPF, pese a sí resultar significativa, su sentido explicativo según el valor de la  $t$  de Student era negativo, hecho que fue considerado incoherente y llevó a descartar también esta variable.

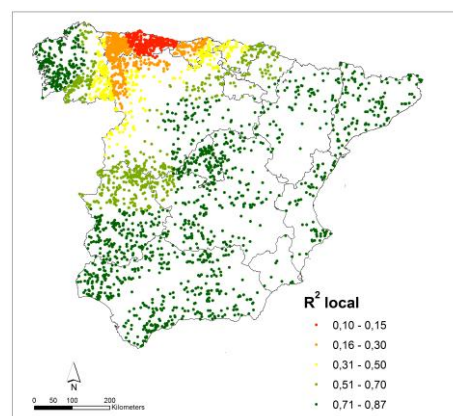


Figura 6.  $R^2$  local.

En cuanto al porcentaje de acierto, en la tabla 1 se presenta su clasificación para los dos periodos de validación considerados. En el caso del periodo 1988-2007 el porcentaje de acierto global es de 87%, con un valor de  $Kappa$  de 0,73. A su vez, el acierto global obtenido utilizando la muestra 2008-2011 se sitúa en un 76%, con un valor de  $Kappa$  de 0,72. El menor porcentaje de acierto en la segunda muestra de validación se debe a que la predicción del modelo subestima la ocurrencia real del periodo, debido posiblemente a que el menor periodo de toma de datos distorsiona la clasificación de la densidad de ocurrencia como alta o baja al existir un número menor de registros.

1988-2007		% Predicho	
% Observado	Alta	Baja	% Marginal
Alta	31,4	11,5	42,9
Baja	1,5	55,5	57,1
% Marginal	33,0	67,0	100,0
2008-2011		% Predicho	
% Observado	Alta	Baja	% Marginal
Alta	27,7	22,7	50,4
Baja	1,4	48,2	49,6
% Marginal	29,2	70,8	100,0

Tabla 1. Clasificación del porcentaje de acierto. Arriba, periodo 1988-2007. Abajo, periodo 2008-2011.

## 5 COMPARACIÓN CON OTROS ESTUDIOS

En esta sección se presenta la comparación de los resultados obtenidos en el presente trabajo con los estudios realizados por Martínez *et al.* (2004) y Chuvieco *et al.* (2010).

En Martínez *et al.* (2004) se lleva a cabo la modelización de la probabilidad de ocurrencia de incendio por causa humana en todo el territorio español (excepto la Comunidad Foral de Navarra) a escala municipal utilizando técnicas de regresión logística binaria en el periodo 1988-2000. Las variables explicativas obtenidas como significativas en este trabajo son: densidad de maquinaria agrícola, densidad de parcelas agrícolas, densidad de entidades singulares de población, densidad de ganado en régimen extensivo y tasa de paro. El porcentaje global de acierto en la clasificación de la ocurrencia de incendio es de 85,9%.

En Chuvieco *et al.* (2010) se presenta un modelo de estimación del riesgo de incendio mediante la integración de distintas variables entre las que se encuentra la probabilidad de ocurrencia de incendio ligada a factores humanos en el periodo 1990-2004, utilizando técnicas de regresión logística. Dicha estimación se sirve, como unidad espacial de referencia, de una cuadrícula de 1x1 km<sup>2</sup>. A diferencia de nuestro trabajo y del desarrollado por Martínez *et al.* (2004) el área de estudio se restringe a cuatro espacios considerados como representativos de la realidad de los incendios forestales en ambientes mediterráneos en España (Comunidad de Madrid, Comunidad Valenciana, provincia de Huelva y Aragón). Las variables socio-económicas obtenidas en las diferentes regiones de estudio consideradas así como el porcentaje de acierto en cada una de ellas son:

- Comunidad de Madrid: interfase urbano-forestal, espacios protegidos y tasa de paro. Porcentaje de acierto 70,6%.
- Comunidad Valenciana: tasa de variación de la población y potencial demográfico. Porcentaje de acierto 68,4 %.
- Provincia de Huelva: potencial demográfico, tasa de variación de la población agraria y buffer entorno a pistas forestales. Porcentaje de acierto 84,4 %.
- Aragón: interfase cultivo-forestal, cambio de uso del suelo, repoblaciones y buffer entorno a las líneas eléctricas. Porcentaje de acierto 86,8 %.

La metodología empleada en Chuvieco *et al.* (2010) es similar a la utilizada en este trabajo, exceptuando el uso de técnicas globales de

regresión. En consecuencia, los resultados obtenidos son también similares en lo que refiere a las variables explicativas obtenidas en ambos modelos (IUF, ICF, espacios protegidos, líneas eléctricas y pistas forestales), si bien el porcentaje de acierto obtenido en este trabajo es superior, debido fundamentalmente a la utilización de GWLR. Por otra parte, a pesar de que Martínez *et al.* (2004) operan con una escala municipal, existen también ciertas semejanzas entre los resultados de estos autores y los nuestros, como es el caso de la presencia de variables de naturaleza estadística como la densidad de maquinaria agrícola. No obstante, aunque los porcentajes de acierto en la clasificación de la ocurrencia obtenidos en Martínez *et al.* (2004) y en este trabajo son prácticamente equivalentes, consideramos que nuestro resultado puede considerarse una mejora comparativa, en tanto en cuanto provee una mejor representación espacial de la probabilidad de ocurrencia.

## 6 CONCLUSIONES Y TRABAJO FUTURO

La utilización de técnicas GWR aplicadas a modelos LR ha permitido corroborar la elevada variación espacial existente en los factores explicativos asociados a la causalidad humana en incendios forestales. Asimismo, la validación de los resultados permite confirmar que tanto el método utilizado como los productos obtenidos son suficientemente consistentes, si bien el modelo todavía es mejorable en algunos aspectos ya que en algunas zonas –Asturias especialmente– se producen ciertos desajustes, debiéndose introducir aún alguna variable independiente que explique en mejor modo la ocurrencia, especialmente en relación con los incendios de pasto-matorral de febrero-marzo.

Como trabajo futuro se prevé la exploración tanto de nuevas variables predictivas como de nuevos métodos de espacialización de las mismas (distancia hasta la interfase, cartografía de densidad...). Se desarrollarán además nuevos modelos temporalmente dinámicos a escala estacional, con el propósito de averiguar si existen diferencias significativas en los factores explicativos ligados a la ocurrencia en diferentes periodos del año, o incluso de mayor detalle.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Plan Nacional de I+D promovido por el Ministerio de Ciencia e Innovación: Beca FPI referencia BES-2009-023728. La investigación se ha realizado en el marco del proyecto FIREGLOBE: Análisis de escenarios de riesgo a escala nacional y global CGL2008-01083/CLI.

## BIBLIOGRAFÍA

- Amatulli, G., Pérez-Cabello, F. y de la Riva, J., 2007. Mapping lightning/human-caused fires occurrence under ignition point location uncertainty. *Ecological Modelling*, 200, 321-333.
- Calvo, J.L. y Pueyo, A. 2008 (Dir.). Atlas Nacional de España: Demografía. Madrid. Centro Nacional de Información Geográfica, 388 págs.
- Cardozo, O.D., García-Palomares, J.C. y Gutiérrez, J. 2012. Application of geographically weighted regression to the direct forecasting of transit ridership at station-level. *Applied Geography*, 34, 548-558.
- Chuvieco, E., Aguado, I., Yebra, M., Nieto, H., Salas, J., Martín, M<sup>a</sup>P., Vilar, L., Martínez, J., Martín, S., Ibarra, P., de la Riva, J., Baeza, M.J., Rodríguez, F., Molina, J.R., Herrera, M.A. y Zamora, R. 2010. Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies. *Ecological Modelling*, 221, 46-58
- Chuvieco, E., Aguado, I., Jurdao, S., Pettinari, M.L., Salas, J., de la Riva, J., Ibarra, P., Rodríguez, M., Echeverría, M., Azqueta, D., Román, M.V., Bastarrika, A., Martínez, S., Recondo, C., Zapico, E., Martínez-Vega, F.J., Martín, S. 2011. Integrating geospatial information into fire risk assessment. En *Advances in Remote Sensing and GIS applications in Forest Fire Management From local to global assessments*, editado por J. San-Miguel Ayanz, I. Gitas, A. Camia y S. Oliveira, JRC66634 Scientific and Technical Reports, Publications Office of the European Union, Luxemburgo, pp. 173-177.
- Cleveland, W.S. 1979. Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. *Journal of the American Statistical Association*, 83, 596-610.
- de la Riva, J., Pérez-Cabello, F., Lana-Renault, N. y Koutsias, N., (2004). Mapping wildfire occurrence at regional scale. *Remote Sensing of Environment*, 92, 288-294.
- Flannigan, M.D., Logan, K.A., Amiro, B.D., Skinner, W.R., y Stocks, B.J. (2005). Future area burned in Canada. *Climatic Change*, 72, 1-16.
- Fotheringham, A.S., Brunson, C., y Charlton, M.E. 2002. *Geographically Weighted Regression: The Analysis of Spatially Varying Relationships*, Chichester: Wiley
- Hurvich, C. M., Simonoff, J. S. y Tsai, C.-L. 1998. Smoothing parameter selection in nonparametric regression using an improved Akaike information criterion. *Journal of the Royal Statistical Society, Series B (Statistical Methodology)*, 60, 271-293.
- Kasischke, E.S. y Turetsky, M.R. 2006. Recent changes in the fire regime across the North American boreal region - Spatial and temporal patterns of burning across Canada and Alaska. *Geophysical Research Letters*, 33, 1-5
- Koutsias, N., Martínez, J., Chuvieco, E. y Allgöwer, B. 2005. Modelling Wildland Fire Occurrence in Southern Europe by Geographically Weighted Regression Approach. En *5th International Workshop on Remote Sensing and GIS Applications to Forest Fire Management: Fire Effects Assessment*, editado por J. de la Riva, F. Pérez-Cabello, F. y E. Chuvieco, E., Universidad de Zaragoza-EARSeL, Zaragoza, pp. 57-60.
- Li, Sh., Zhao, Zh., Miaomiao, X. y Wang, Y. 2010. Investigating spatial non-stationary and scale-dependent relationships between urban surface temperature and environmental factors using geographically weighted regression. *Environmental Modelling & Software*, 25-12, 1789-1800.
- Lu, B., Charlton, M. y Fotheringham, A.S. 2011. Geographically Weighted Regression Using a Non-Euclidean Distance Metric with a Study on London House Price Data, *Procedia Environmental Sciences*, 7, 92-97.
- Martínez, J., Chuvieco, E., y Martín, M.P. 2004. Estimating human risk factors in wildland fires in Spain using logistic regression. En, *II International Symposium on Fire Economics, Planning and Policy: A Global Vision*, Univ. of Cordoba, Córdoba CD-Rom.
- Martínez-Fernández, J. y Koutsias, N. 2011. Modelling fire occurrence factors in Spain. National trends and local variations. En *Advances in Remote Sensing and GIS applications in Forest Fire Management From local to global assessments*, editado por J. San-Miguel Ayanz, I. Gitas, A. Camia y S. Oliveira, JRC66634 Scientific and Technical Reports, Publications Office of the European Union, Luxemburgo, pp. 203-208.
- Martínez, J., Vega-García, C. y Chuvieco, E. 2009. Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain. *Journal of Environmental Management*, 90: 1241-1252.

- Omi, P.N. (2005). *Forest fires: a reference handbook*. ABC-CLIO, Santa Barbara, California.
- San-Miguel Ayanz, J. y Camia, A. 2009. Forest fires at a glance: facts, figures and trends in the EU. En *Living with wildfires: what science can tell us. A contribution to the Science-Policy dialogue*, editado por Y. Birot, European Forest Institute, Discussion paper 15, pp. 11-18.
- Su, Sh., Xiao, R. y Zhang, Y. 2012. Multi-scale analysis of spatially varying relationships between agricultural landscape patterns and urbanization using geographically weighted regression. *Applied Geography*, 32-2, 360-375.
- Tu, J. 2011. Spatially varying relationships between land use and water quality across an urbanization gradient explored by geographically weighted regression. *Applied Geography*, 31-1, 376-392.
- Vasconcelos, M.J.P., Silva, S., Tomé, M., Alvim, M. y Pereira, J.M.C. 2001. Spatial prediction of fire ignition probabilities: comparing logistic regression and neural networks. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 67, 73-83.
- Vega-García, C., Woodard, T., Adamowicz, y Lee, B. 1995. A logit model for predicting the daily occurrence of human caused forest fires. *International Journal of Wildland Fire*, 5, 101-111.
- Vilar, L., Martín-Isabel, M.P. y Martínez-Vega, F.J. 2008. Empleo de técnicas de regresión logística para la obtención de modelos de riesgo humano de incendio forestal a escala regional. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 47, 5-29.
- Westerling, A.L., Hidalgo, H.G., Cayan, D.R. y Swetnam, T.W. 2006. Warming and earlier spring increase western US forest wildfire activity. *Science*, 313, 940-943.

# Valoración cartográfica de la proximidad a los equipamientos y servicios en escenarios de crisis: el caso de la ciudad Zaragoza

C. Salinas, A. Arranz, C. López, A. Pueyo, J. Solanas y M. Zúñiga

Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Zaragoza.

[ailec\\_graus@hotmail.com](mailto:ailec_graus@hotmail.com), [apueyo@unizar.es](mailto:apueyo@unizar.es), [mz@unizar.es](mailto:mz@unizar.es)

## RESUMEN

*La crisis del modelo económico está llevando a las grandes ciudades españolas a replantearse sus modelos de gestión, crecimiento demográfico y económico. La expansión urbana no responde a las perspectivas de sostenibilidad, y está generando problemas en la accesibilidad a los servicios y equipamientos, fundamentalmente en los nuevos barrios periféricos.*

*Este trabajo presenta resultados cartográficos que valoran la proximidad a los equipamientos básicos en la ciudad de Zaragoza, y propone algunas reflexiones sobre la necesidad de minimizar los desplazamientos intraurbanos e intrametropolitanos.*

*El uso de las herramientas cartográficas mediante sistemas de información geográfica ayudan a calcular y visualizar el indicador de proximidad con el objetivo de mejorar la gestión, la atención y la asistencia al ciudadano dentro de los escenarios de crisis financieras, garantizando la sostenibilidad, la racionalización y la equidad territorial.*

## PALABRAS CLAVE

Cartografía temática, ciudad, accesibilidad, equipamientos, crisis financiera.

## ABSTRACT

*The crisis of the economic model is leading the large Spanish cities to rethink their management models, population and economic growth. Urban expansion does not respond to the perspectives of sustainability, and is creating problems in the accessibility to the services and facilities, mainly in the new surrounding suburbs.*

*This paper presents cartographic results who value the proximity to the basic facilities in the city of Zaragoza, and proposes some reflections on the need to minimize the intra-urban and intra-metropolitan displacements.*

*The use of mapping tools using Geographical Information Systems helps to calculate and display the indicator of proximity with the aim to improve the management, care and assistance to citizens within the scenarios of financial crisis, ensuring sustainability, rationalization and territorial equity.*



## KEY WORDS

Thematic cartography, city, accessibility, facilities, financial crisis.

## 1 NUEVOS PRINCIPIOS URBANOS EN EL CONTEXTO DE LA GRAN RECESIÓN

La actual gran recesión socioeconómica ha puesto en entredicho gran parte de los modelos y políticas urbanas neoliberales de los últimos treinta años. Es un periodo de reflexión, debate y búsqueda de nuevos paradigmas con propuestas diferentes al de la ciudad neoliberal (Fitoussi *et al.*, 2004), recuperando el modelo mediterráneo de urbanismo compacto, con cierta densidad (Brugel, 2006; Delbaere, 2010; Halbert, 2010), mezcla de usos y grupos sociales, y mínimo desplazamiento (Friedmann, 2011).

En este contexto de incertidumbre, que se va a prorrogar durante toda esta década, las grandes urbes españolas están replanteando sus políticas territoriales, sus modelos de gestión y la continuidad de sus grandes proyectos. Es el caso de la ciudad de Zaragoza, que desde el plan estratégico está considerando cuál ha sido su trayectoria urbana, cuáles son sus puntos fuertes y limitaciones, cómo ha de reorientar su proyecto de ciudad, y en qué medida los nuevos modelos de planificación física y estratégica tienen que reflexionar, bajo una propuesta de geometría variable, paradigmas urbanos y sus relaciones con su entorno metropolitano que valoren la proximidad como eje esencial entre los ciudadanos y las actividades y servicios (Ebrópolis, 2012).

Para Zaragoza, teniendo en cuenta este cambio de paradigma, algunos de los principios territoriales que marcarán las futuras propuestas en su desarrollo urbano serían (Muso 2008; Kriken y Enquist, 2010; Calvo *et al.*, 2012):

- El mantenimiento de la densidad y compacidad, con diversidad morfológica y variedad tipológica, que garanticen la proximidad de la ciudadanía a los equipamientos y actividades, la viabilidad de los servicios, las redes, y en especial el transporte público.

- La renovación y reconstrucción del espacio urbano minimizando la inseguridad y marginalidad.
- La sostenibilidad, como compromiso ético con el medio ambiente, regenerando el territorio por medio de corredores verdes y sistemas de espacios abiertos, disminuyendo los desplazamientos intraurbanos e intrametropolitanos, pero garantizando una buena accesibilidad.
- Un modelo de gestión contenido en el gasto, en el que se impulsen propuestas creativas *soft* o de bajo coste y que impliquen responsablemente a la ciudadanía.

En este momento de cambios de paradigmas y de nuevos principios territoriales, es obligado que Zaragoza retome el modelo de una ciudad de alta calidad en la vida local para hacerla fuerte en el contexto global, en la que se favorezca el acceso a los equipamientos públicos de calidad, donde se minimicen los desplazamientos urbanos y se apueste por el transporte colectivo o los modelos de desplazamiento blando -bicicleta o a pie- (Pozueta *et al.*, 2010).

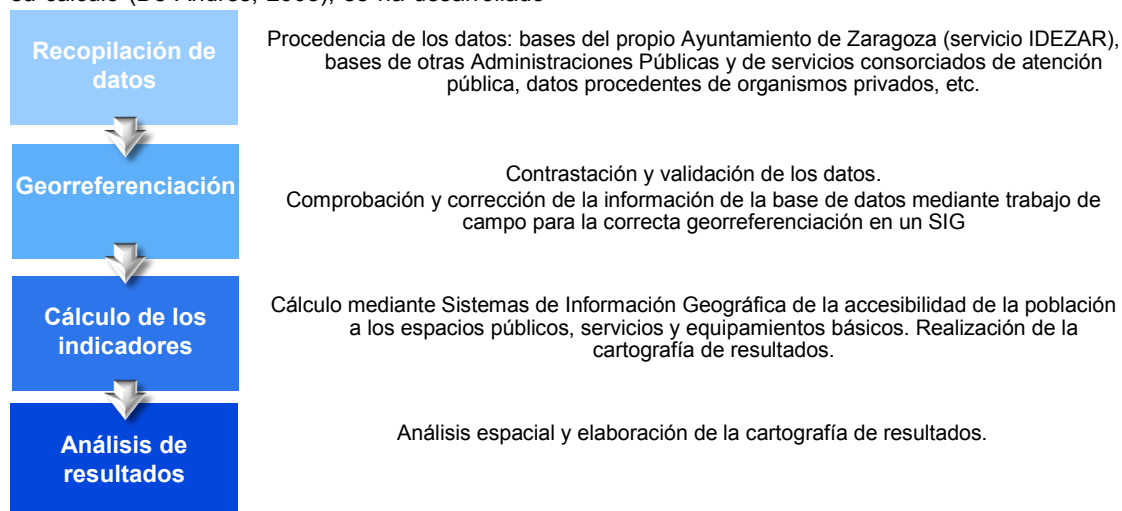
## 2 MÉTODO DE TRABAJO PARA LA VALORACIÓN DE LA PROXIMIDAD DE LA POBLACIÓN A LOS ESPACIOS PÚBLICOS, LOS SERVICIOS Y LOS EQUIPAMIENTOS

No obstante estos principios de proximidad y accesibilidad que se preconizan como nuevos paradigmas urbanos no son algo nuevo. Ya en 1994 la carta de Aalborg, o carta de las "Ciudades Europeas hacia la sostenibilidad", señala la necesidad de potenciar la proximidad de los ciudadanos a los espacios públicos, los servicios y los equipamientos como principios básicos para la sostenibilidad territorial y la mejora de la calidad de vida (VVAA, 1994). Así, desde finales del siglo pasado se desarrollan en Europa las denominadas agendas locales, que tiene sus principios en el Programa 21, adoptado por las Naciones Unidas en la conferencia de Río

de Janeiro de 1992, y que tratan de asegurar que *"el desarrollo satisfaga las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de satisfacer sus necesidades"*.

Esto no es nuevo, en los estudios de geografía la localización y los patrones espaciales, que configuran la relación entre equipamiento y población, son los principios básicos que han dado origen a multitud de propuestas y métodos de trabajo (Hägerstrand, 1967; Isard *et al.*, 1971; Dicken y Lloyd, 1990; Moreno y Escolano, 1992; Hanink, 1997; Mérenne-Shoumaker, 2008). Bajo estos presupuestos el Grupo de Estudios en Ordenación del Territorio (GEOT) de la Universidad de Zaragoza lleva más de una década colaborando con el Ayuntamiento de Zaragoza para valorar la accesibilidad de los ciudadanos a los espacios públicos, los equipamientos y los servicios básicos locales. Aunque existen variaciones metodológicas para su cálculo (De Andrés, 2008), se ha desarrollado

un método de trabajo que valore las relaciones de proximidad de la manera más eficiente teniendo en cuenta muchas veces los problemas limitantes que supone una carencia de información que va a condicionar el modelo de análisis (Solanas, 2009). El método de trabajo propuesto por este grupo de investigación para la ciudad de Zaragoza tuvo que partir de la propuesta de análisis espacial que se planteaba la carta de Aalborg, o carta de las "Ciudades Europeas hacia la sostenibilidad para valorar la proximidad a los equipamientos. Estas limitaciones iniciales obligaron a que gran parte del estudio se basará en la proximidad a los equipamientos, para que los resultados fuesen comparables con otras ciudades. No obstante, y siguiendo los presupuestos clásicos de análisis de proximidad mediante herramientas cartográficas y SIG (figura 1), se tuvieron en consideración diferentes precisiones para las variables y modelos de cálculo, de forma que los resultados fuesen lo más precisos posibles:



**Figura 1. Propuesta metodológica para la valoración de la proximidad de la población a los espacios públicos, los servicios y los equipamientos.**

- El área de estudio. Aunque se ha trabajado todo el municipio, los problemas en la desagregación de la información demográfica en los espacios diseminados sugiere que el método de trabajo se aplique a los espacios urbanos consolidados. Fundamentalmente, porque las unidades de información sobre la población no presentan los errores de georreferenciación y codificación del diseminado. Por ello, se ha recomendado como unidad de trabajo el espacio urbano de la ciudad de Zaragoza comprendido entre los espacios de ronda, así como los cascos urbanos de los barrios rurales. Esto supone que se esté considerando a más del noventa y cinco por ciento de la población del municipio de la capital aragonesa.
- El tratamiento y gestión de la información. El éxito de este método radica en la obtención de información viable y precisa

de los espacios públicos, los equipamientos y la población. En ambos casos el tratamiento de georreferenciación ha sido distinto:

- Los espacios públicos, servicios y equipamientos. Aunque, en la mayoría de los casos, se pudieran considerar como elementos superficiales, se ha referenciado según su dirección postal el portal o entrada como puntos, con el

objetivo de limitar la accesibilidad a los equipamientos. Cuando no se dispone de elementos puntuales para el acceso, como en el caso de las zonas verdes, los espacios de relación y algunos equipamientos deportivos, se adopta el criterio de registrarlos como polígonos, ya que se considera que el acceso se puede realizar desde cualquier punto del



Figura 2. Selección de los equipamientos y servicios para evaluar la proximidad a la población.

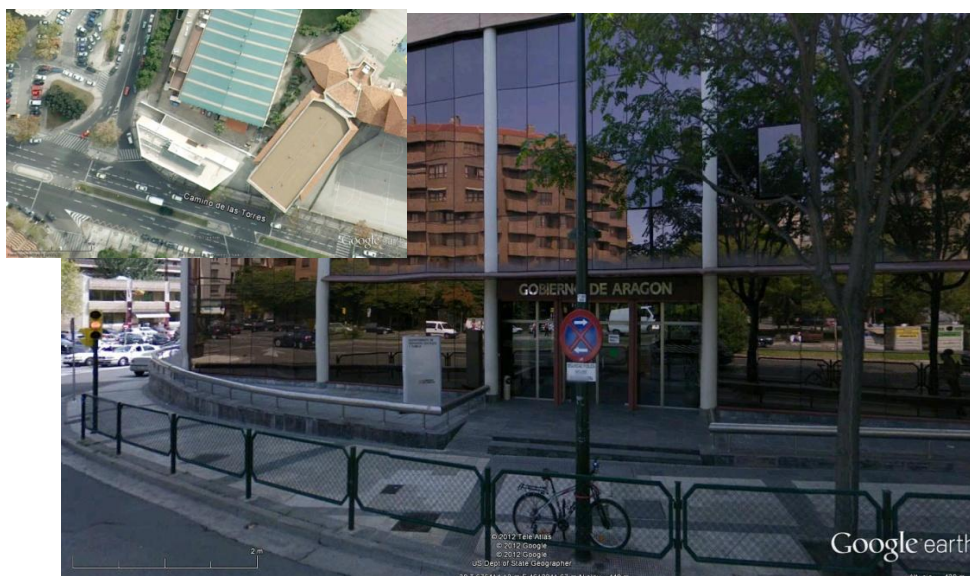


Figura 3. Muestra del servicio Google Street View como herramienta de apoyo para la localización de un equipamiento del Gobierno de Aragón.

perímetro del espacio o equipamiento. Se han valorado aquellos que se pueden considerar estructurantes, y que aseguran la calidad de vida del ciudadano (vid. Figura 2). Como bases de información se han utilizado los procedentes del ayuntamiento de Zaragoza, otras administraciones públicas como el Gobierno de Aragón, ministerios, organismos privados, iniciativa privada, etc. En algunos equipamientos y servicios privados (comercio de proximidad, equipamientos deportivos, residencias de la tercera edad, etc.), debido a las limitaciones temporales y presupuestarias, la validación de localizaciones dudosas se cotejaron con servicios de consulta web como las páginas amarillas de telefónica o herramientas como Google Street View. (figura 3. Muestra del servicio Google Street View como herramienta de apoyo para la localización de un equipamiento del Gobierno de Aragón).

- Población residente. La disponibilidad actualizada, desagregada y correctamente georreferenciada de la información demográfica ha constituido uno de los mayores contratiempos. Se podrían diferenciar cuatro posibles escalas territoriales de la información procedente del padrón de la ciudad de Zaragoza: portal o edificio, manzana, sección y distrito censal. La escala más idónea como unidad de referencia espacial para este tipo de trabajo sería la utilización del portal o edificio, pero existen importantes restricciones en el acceso a la información debido cuestiones legales sobre su uso fuera de los servicios municipales. La necesidad de garantizar y proteger, en lo que concierne al tratamiento de los datos personales, las libertades públicas y los derechos fundamentales de las personas físicas propugnó la Ley Orgánica 15/1999 de Protección de Datos de Carácter Personal, (LOPD), que restringe el acceso a información susceptible de localizar e identificar a un ciudadano. Además no hay que olvidar los problemas en la gestión y tratamiento de esta información para
- enlazar los resultados estadísticos con la base urbanística. Por ello, como escala idónea en las ciudades españolas, altamente compactas, y con características ortogonales (Gutiérrez *et al.*, 2011) se han referenciado los efectivos demográficos a la manzana urbana. La manzana mantiene el grado de eficiencia entre la relación de la oferta (espacios, equipamientos y servicios) y la demanda (población), con un error irrelevante en los análisis de accesibilidad, aunque ha supuesto un importante trabajo para cotejar y relacionar los datos estadísticos del padrón con las manzanas urbanísticas. Por otra parte, no se ha considerado la sección o el distrito censal porque se desvirtúan las relaciones entre la población y los equipamientos. Especialmente en el distrito censal, ya que se trata de una unidad espacial más imprecisa cuando se quiere analizar la proximidad de la población a los equipamientos que tienen una localización exacta. Esto en algunos estudios ha supuesto resultados muy generales que no ayudan a precisar las variaciones y necesidades de las tipologías urbanas.
- Las distancias de desplazamiento son variables dependiendo de las características de las ciudades, aunque la propia Unión Europea define la distancia de trescientos metros como la más adecuada para la valoración de la accesibilidad en el indicador A4 de la Agenda XXI (Solanas, 2009, Gutiérrez *et al.*, 2011). En esta investigación se han considerado distintos rangos de distancias:
    - Ciento cincuenta metros (150 m), que se considera la distancia más inmediata, aunque habría que distinguir entre los servicios y equipamientos de uso diario a los de uso más ocasional. Las características de ciudad compacta, y las últimas propuestas en el análisis de la proximidad y de los servicios en espacios urbanos cada vez más envejecidos propician el uso de esta distancia para los equipamientos, servicios y espacios de relación para la



población más vulnerable y con menor capacidad de desplazamientos -niños y grandes ancianos-.

- Trescientos metros (300 m), es el estándar que se marca para la mayoría de las ciudades que se encuentran trabajado en la Agenda 21, y se corresponde con un desplazamiento entre los 5-7 minutos. Sin embargo, en otros estudios de la órbita anglosajona (Gutiérrez *et al.*, 2011) se están considerando los cuatrocientos metros (400 m) como la distancia óptima.
- Quinientos metros (500 m): otro de los estándares de centros de investigación como el Italian Istituto Nazionale di Statistica o The European Environment Agency, que usan el criterio de quince minutos paseando. Esta estimación podría ser reducida en 6-8 minutos desechando la opción de "paseo", con velocidades estimadas de 4.5-5 kilómetros hora (Gutiérrez *et al.*, 2011).
- Setecientos cincuenta metros o mil metros (750 m-1000 m): distancias para el acceso a pie en equipamientos de uso esporádico y alta especialización (centros hospitalarios, equipamientos culturales de escala regional, equipamientos deportivos de competición, etc.). Aunque algunos autores plantean la mayor disponibilidad de la población de los barrios periféricos a desplazamientos de más de 10 minutos andando a todo tipo de equipamientos (Gutiérrez, 2011).
- Valoración y cálculo de la población con accesibilidad a los espacios públicos, los servicios y los equipamientos. Para ello se realiza el cómputo mediante áreas generadas por buffers en distancias euclidianas desde los equipamientos o servicios a las manzanas con población. Inicialmente se pensó en desarrollar una red topológica que crease desplazamientos mediante itinerarios, pero presentaba serias dificultades cuando se estaba trabajando con manzanas y no por portales, aumentando de forma importante los errores de accesibilidad. Además, en el caso de una ciudad compacta como Zaragoza la diferencia entre ambos métodos es

mínimo, si se asumen que parte de las pérdidas de valoración por la distancia, se ganan con las de proximidad euclidiana. Para el cálculo de la población afectada por las distancias estimadas del buffer, se consideraba que la población goza de accesibilidad si los centroides de una manzana demográfica se encontraban dentro de los buffers generados por distancias euclidianas. Esto es una restricción con respecto a otros métodos de trabajo que tienen en cuenta la intersección de un espacio, sobrevalorando los niveles de accesibilidad.

### 3 REPRESENTACIÓN DE LOS RESULTADOS

Se ha utilizado la cartografía como herramienta para presentación y comunicación de la información. Para ello, se ha tenido en cuenta una correcta representación de las variables geográficas a partir de las variables visuales correspondientes, aspecto del que se encarga la semiología y el diseño cartográfico en el ámbito geográfico, y con una amplia trayectoria por parte de este grupo de investigación (Zúñiga, 2009). La presentación de los resultados ha supuesto la combinación de hasta tres de las seis variables visuales que posee el lenguaje cartográfico (tamaño, tono y valor) por lo que es importante saber cuál es la manera más adecuada de representarlos (Zúñiga, 2009). Para ello se ha tenido en cuenta un entorno de trabajo que tuviese en consideración la maximización de la visualización de la información, y no se circunscribiese exclusivamente a la selección de variables visuales como las coropletas, aunque primando el principio de sencillez y claridad (Zúñiga, 2009; Postigo, 2012). Muchos mapas terminan atiborrados de información porque el cartógrafo intentó presentar demasiadas cosas en un espacio pequeño.

Así se han abordado distintos modelos de representación cartográfica para ayudar a valorar la proximidad de cada uno de los espacios y equipamientos analizados, de manera que se pueda cotejar y valorar la accesibilidad de cada uno de ellos. Por ejemplo, si se comparan los resultados de dos equipamientos públicos como son los centros de salud y los centros cívicos (figuras 4 y 5), se observan que la accesibilidad a



cada uno de los equipamientos es diferente. En el primer caso, hay una mayor equidistribución, lo que supone que a menos de quinientos metros se localiza más del 70% de la población de la ciudad, por lo que en términos de accesibilidad se están cumpliendo los presupuestos de accesibilidad y sostenibilidad que se preconizan desde las instituciones europeas. No obstante se observa que la localización de los mismos depende, en gran medida de la disponibilidad de espacio público, por lo que su ubicación en la zona centro tiende a ser más deficiente por la inexistencia de espacio ya en la década de los ochenta cuando comienzan las políticas bienestar social en nuestro país. Esto ha limitado a su instalación en los bordes de la ciudad consolidada. Por otra parte, los barrios nuevos del sur, por su nueva creación, no tienen la densidad de equipamientos como los barrios periféricos de los años sesenta que, actualmente se encuentran más céntricos y mejor dotados, y tendrán en el futuro problemas de saturación y acceso si no se abordan nuevos centros sanitarios.

Diferente es la distribución de los centros cívicos, que se localizan en los barrios más populares, aprovechando antiguos equipamientos, permutas de terreno por operaciones urbanísticas o el traslado de antiguos cuarteles militares. Esto supone un menor porcentaje de accesibilidad por parte de la población, cuando es un equipamiento de proximidad y que tiene en consideración la población joven y anciana. Así a menos de quinientos metros se localiza menos del 45% de los residentes de la ciudad (frente al 71.55% de los centros de salud), favoreciendo a los barrios tradicionales y sus orlas circundantes en detrimento de la ciudad histórica. Se podría argumentar que la población del centro se encuentra sin cobertura de este tipo de equipamiento, pero también es dónde se está localizando el equipamiento cultural público y privado de mayor importancia (teatros, museos, bibliotecas, salas de exposiciones, etc.). Además, la condición socioeconómica de la población es mucho más elevada que algunos de los espacios de los centros cívicos, por lo que la demanda de este tipo de equipamientos es menor.

## 4 CONCLUSIONES

La valoración de la accesibilidad es de interés para ayudar a conocer y mejorar la distribución espacial de los servicios, valorar demográficamente las zonas deficientes dentro del entramado urbano, con una mayor precisión que en otros modelos de análisis más tradicionales. Al evaluar la proximidad a los espacios de cultura, de compra, de ocio, de encuentro, las soluciones de transporte y conectividad, etc. en relación con las características de la población, se pueden obtener importantes avances que pueden ayudar a mejorar las sinergias y complementariedades de la ciudad.

Además, con estas herramientas, introduciendo nuevos parámetros (uso de los equipamientos, modos de vida, etc.) se podrían valorar con precisión la sostenibilidad, la complejidad de las actividades, sus compatibilidades, o las relaciones residencia-trabajo-compra-descanso-encuentro, teniendo en cuenta el nuevo uso flexible, virtual y real de la ciudad (Calvo *et al.*, 2012).

No obstante para la viabilidad de este método de trabajo se hace obligada la actualización periódica de la información, pues es una excelente forma de medir la calidad de vida de las ciudades. Además, el uso de las herramientas cartográficas y de los SIG, ofrecen posibilidades de simulación que ayudan a que la ciudad de este siglo responda a las necesidades presentes y futuras en un escenario de restricción económica.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores de esta comunicación quieren agradecer a la Asociación para el Desarrollo Estratégico de Zaragoza y su entorno, EBROPOLIS por la realización de este trabajo dentro de los proyectos de investigación CSO2010-16389 del Programa nacional de I+D+I y del convenio entre EBROPOLIS y la Universidad de Zaragoza para la realización de actividades de investigación.

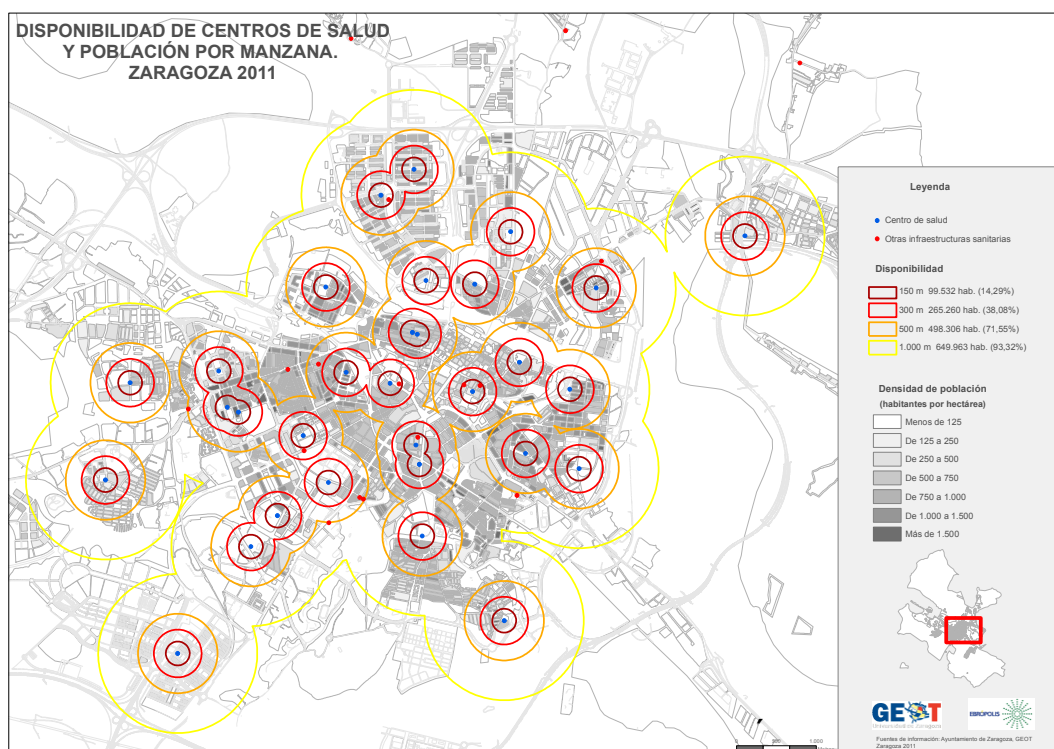


Figura 4 Disponibilidad de centros de salud y población por manzana. Zaragoza 2011.

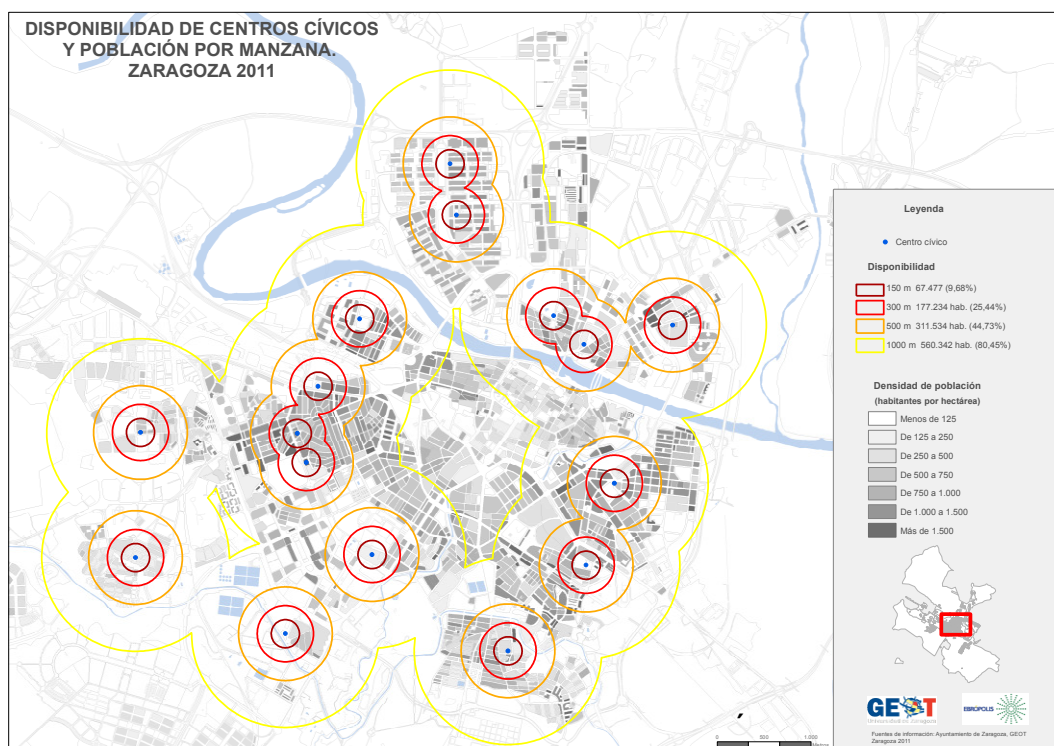


Figura 5. Disponibilidad de centros cívicos y población por manzana. Zaragoza 2011.

## BIBLIOGRAFÍA

- Burgel, G. 2006. *La revanche des villes*. Paris, Hachette. 239 pp.
- Calvo, J.L.; Pueyo, A. y Zúñiga, M. 2012. "La ciudad de Zaragoza en un escenario de crisis: diagnóstico y propuestas territoriales para nuevos paradigmas urbanos". *Geographicalia*, nº 59-60.
- De Andrés, F. 2008. *La evaluación de la gestión de un centro deportivo*. Madrid, Consejo Superior de Deportes y Comisión de Deportes de la Federación Española de Municipios y Provincias. 280 pp.
- Delbaere, D. 2010. *La fabrique de l'espace public*. Ellipses, Paris. 187 pp.
- Dicken, P. y Lloyd, P.E. 1990. *Location in space. Theoretical Perspectives in Economic Geography*. New York, Harper Collins Publisher.
- Ebrópolis 2011. *Marco Estratégico Zaragoza 2020*. Zaragoza, Ebrópolis. 66 pp.
- Fitoussi, J.P., Laurent, E. y Maurice, J. 2004. *Ségrégation urbaine et intégration sociale*. Paris, La Documentation Française. Conseil d'Analyse Économique. 327 pp.
- Friedmann, J. 2011. "Barrio por barrio: reclamando nuestras ciudades". *Urban*, 1, 13-19.
- Gutiérrez et al. 2011 "Accesibilidad peatonal a los servicios: umbrales de distancia, funciones de distance-decay y modelos directos de estimación de demanda". XIII Conferencia Iberoamericana de Sistemas de Información Geográfica. Toluca, Universidad Autónoma del Estado de México.
- Hägerstrand, T. 1967. *Innovation diffusion as a spatial process*. Chicago, University of Chicago Press.
- Halbert, L. 2010. *L'avantage métropolitain*. Paris. PUF, coll. La ville en débat. 143 pp
- Hanink, D.M. 1997. *Principles and Applications of Economic Geography*, John Wiley & Sons, New York.
- Isard, W., Bramhall, D., Carrothers, G.A.P., Cumberland, J.H., and Socholer, E.W. 1971. *Métodos de análisis regional: una introducción a la ciencia regional*. Barcelona, Ariel. 815 pp.
- Kriken, J.L. y Enquist, Ph. 2010. *City Building: Nine Planning Principles for the Twenty-First Century*. New York, Princeton Architectural Press. 260 pp.
- Mérenne-Schoumaker, B. 1996. *La localisation des services*, Nathan Université, Paris.
- Moreno, A. y Escolano, S. 1992. *Los servicios y el territorio, Colección Espacios y Sociedades*. Madrid, Síntesis. 189 pp.
- Muso, P. 2008. *Territoires et cyberspace en 2030*. Paris, La Documentation Française, Coll. Travaux. 148 pp.
- Postigo, R. 2012. *Metodologías y procedimientos para la elaboración del atlas demográfico de Zaragoza*. Memoria del Máster Universitario en Tecnologías de la información geográfica para la ordenación del territorio: sistemas de información geográfica y teledetección. Zaragoza, Universidad de Zaragoza. 120 pp.
- Pozueta, J. et al. 2010. *La ciudad paseable*. Madrid, CEDEX. 430 pp.
- Solanas, J. 2009. *Aplicación del Indicador A-4 de la Carta de Aalborg en la ciudad de Zaragoza. Disponibilidad de las áreas verdes públicas y los servicios locales como indicadores Europeos de sostenibilidad urbana*. Memoria grado. Zaragoza, Universidad de Zaragoza. 70 pp.
- VVAA 1994. *Carta de las Ciudades Europeas hacia Sostenibilidad (La Carta de Aalborg)*. Aalborg, Conferencia Europea sobre Ciudades Sostenibles. 8 pp.
- Zúñiga, M. 2009. Propuesta cartográfica para la representación y análisis de la variable población mediante Sistemas de Información Geográfica: el caso español. Zaragoza, Universidad de Zaragoza. 626 pp.



# Metodologías para la medida de la dispersión urbana, en un entorno SIG. Aplicación al estudio de la Comunidad de Madrid

J.M. Santos-Preciado, M.V. Azcárate, D. Cocero y C. Muguruza

Departamento de Geografía. Universidad Nacional de Educación a Distancia (UNED).

[jsantos@geo.uned.es](mailto:jsantos@geo.uned.es), [mazcarate@geo.uned.es](mailto:mazcarate@geo.uned.es), [dcocero@geo.uned.es](mailto:dcocero@geo.uned.es), [mmuguruza@geo.uned.es](mailto:mmuguruza@geo.uned.es)

## RESUMEN

*El fenómeno de la dispersión urbana se caracteriza por el predominio de densidades poblacionales bajas y por la presencia, en la periferia de la ciudad, de construcciones de muy diverso tipo, tales como viviendas unifamiliares, industrias, universidades, oficinas o centros comerciales, fuertemente vinculadas a infraestructuras viales adecuadas, separadas por amplios espacios libres o carentes de edificaciones, en una estructura urbana altamente fragmentada e inconexa.*

*La comunicación que presentamos tiene como objetivo fundamental presentar, de forma sintética, diversas metodologías de medida de los principales rasgos de este modelo de ciudad disperso (baja densidad, fragmentación, centralidad periférica y diversidad), a partir de imágenes digitales de los usos del suelo, utilizando dicha información georreferenciada en un entorno SIG. El trabajo se completa con algunos ejemplos de los resultados logrados, tras la aplicación de estos procedimientos metodológicos a la medición de la dispersión del tejido residencial de la Comunidad de Madrid, empleando, fundamentalmente, las imágenes Corine Land Cover, correspondientes a los años 1990, 2000 y 2006.*

## PALABRAS CLAVE

Dispersión urbana, sistemas de información geográfica, patrón de crecimiento urbano, ecología del paisaje.

## ABSTRACT

*The phenomenon of urban sprawl is characterized by the predominance of low population densities and by the presence, in the outskirts of the city, of buildings of a very varied type, such as houses, factories, offices, universities or shopping centers, strongly linked to adequate road infrastructures, separated by considerable free spaces or lacking buildings, in a highly fragmented and disjointed urban structure.*

*The fundamental aim of the paper that we submit is to present, in a synthetic manner, different methodologies in step with the principal characteristics of this model of a scattered city (low density, lack of spatial adjacency, peripheral centrality, and diversity), starting from digital images of the uses of land, using this information referenced in a GIS. (Geographical Information Systems) environment. The work is completed with some examples of results achieved, through the application of these methodological procedures, in measurement of the residential fabric of the Community of Madrid, employing, mainly, the images of the Corine Land Cover, relating to the years 1990, 2000 and 2006.*

## KEY WORDS

Urban sprawl, geographical information systems, pattern of urban growth, ecology of the landscape.



## 1 INTRODUCCIÓN

Durante los últimos años, el modelo territorial urbano español ha experimentado una clara evolución, desde un modelo territorial urbano de áreas más compactas, de centros definidos y de carácter autónomo, a un modelo de articulación espacial cada vez más fragmentado y desconectado, como consecuencia de los recientes procesos de innovación tecnológica, la universalización del acceso del automóvil y el abaratamiento del coste del transporte. Entre las características más visibles de este modelo, definido como disperso, habría que destacar la proliferación de un tejido residencial extensivo de viviendas unifamiliares y la localización periférica del comercio y las oficinas, antes centralizados en la ciudad. Esta localización descentralizada del terciario en las nuevas periferias de la ciudad se apoya en los centros suburbanos, cuya génesis tuvo lugar en nuestro país durante la conformación del modelo metropolitano, en los años sesenta y setenta del pasado siglo. En el momento presente, dichos centros actúan a modo de áreas de atracción de equipamientos y servicios, con potencialidades evidentes para articular el territorio. Finalmente, deberíamos destacar que la nueva realidad de estas periferias urbanas emergentes no habría sido posible sin el desarrollo de un sistema de transportes reticular, que permite la interrelación de zonas cada vez más separadas entre sí, así como por la utilización masiva del automóvil privado por la población residente en la ciudad. Como síntesis del proceso de dispersión creciente de las actividades en el territorio, se estaría originando una ocupación extensiva del suelo, que dilapida los recursos, naturales y económicos, más allá de las necesidades propias al crecimiento de su población residente. Así, mientras que la población apenas ha incrementado sus efectivos demográficos, estaríamos asistiendo a un incremento espectacular del consumo de suelo, lo que constituye, sin duda, una de las manifestaciones más claras del fenómeno del "*sprawl*".

La cuestión de la dispersión urbana y su posible medición en términos cuantitativos constituye hoy un tema de investigación de primera magnitud, alrededor del cual se ha ido concentrando el interés disciplinar y académico de los investigadores. La investigación afronta el tema de las urbanizaciones dispersas de ámbito metropolitano, pretendiendo dar respuesta a diversas cuestiones clave, tales como: ¿cuál es el concepto de dispersión de los asentamientos urbanos?, ¿cómo se traduce ésta en términos de

organización territorial?, ¿existen unos patrones de crecimiento que reflejan la forma en que han venido construyéndose las nuevas periferias de los ámbitos metropolitanos? Dentro de este marco de referencia, pretendemos, en la presente comunicación, exponer diversas propuestas metodológicas, destinadas a la medición de alguno de los rasgos que caracterizan al tejido residencial del modelo urbano disperso, con la intención de poder contrastar la evolución en el tiempo de un área urbana concreta o la comparación de diversas aglomeraciones urbanas en el mismo momento. Entre las metodologías existentes, vamos a referirnos a cuatro en concreto: la caracterización del crecimiento urbano de acuerdo a patrones del modelo disperso, previamente definidos; la medición del gradiente de densidad de la ocupación del suelo con la distancia al centro urbano; la medición del cambio de usos del suelo; y, finalmente la medición de la estructura del suelo ocupado, mediante índices.

Los procedimientos metodológicos que vamos a exponer aconsejan la utilización de las nuevas Tecnologías de la Información Geográfica (TIG), como forma de automatizar y gestionar, de manera eficaz, la información georreferenciada. Estos sistemas disponen de funciones propias para el manejo de datos espaciales, tales como almacenamiento, visualización, consultas, análisis de datos y modelización. En este sentido, los Sistemas de Información Geográfica (SIG) constituyen el núcleo fundamental de la Geoinformática y se apoyan en diferentes programas computacionales o software a fin de lograr la integración más eficaz para el tratamiento automatizado de los datos geográficos (Buzai, 1999). Dentro de ellos, nos hemos apoyado en los SIG ráster, como herramienta de manipulación de la información, ya que al gestionar la misma en este formato específico, constituido por celdas regulares de pequeño tamaño, posibilitan el empleo de la retícula cuadrada como unidad de almacenamiento de la información, lo que permite la disponibilidad de un gran número de unidades espaciales de pequeño tamaño, a modo de un gran número de puntos de información. Además, seleccionando un nivel de resolución adecuado, un píxel de tamaño reducido, como unidad espacial de información, muestra una gran flexibilidad en la medición de las propiedades del espacio urbano, al hacer posible la reconstrucción singular de dicho espacio, respecto a la realidad, con mayor margen de maniobra y fiabilidad.

## 2 CARACTERIZACIÓN DEL PATRÓN DE CRECIMIENTO DE LA CIUDAD, DE ACUERDO AL MODELO URBANO DISPERSO

Según el planteamiento teórico de diversos autores, la progresión de la ciudad, según el modelo urbano disperso, habría tenido lugar de acuerdo a tres patrones básicos: crecimiento urbano compacto y continuo (*cluster growth*); crecimiento lineal (normalmente a lo largo de una arteria de tráfico) (*linear growth*) y crecimiento en manchas urbanas discontinuas y separadas entre sí (*leapfrog growth*) (Harvey y Clark, 1971) (figura 1).

Esta perspectiva procedimental permite diseñar una metodología de tipificación del nuevo tejido urbano, fruto del crecimiento de la ciudad, de acuerdo a estos patrones de referencia (o similares), con la idea de posibilitar la medición del grado o nivel de acercamiento o alejamiento de una realidad urbana concreta al modelo disperso. En este sentido, el primer paso que habría que dar sería el de analizar el desarrollo urbano acontecido, definiendo los píxeles en donde habrían habido cambios (fundamentalmente de suelo no urbano a suelo urbano residencial, en nuestro caso), tratando así de asimilar estas zonas de crecimiento a algún patrón que facilite la adscripción al modelo descrito.

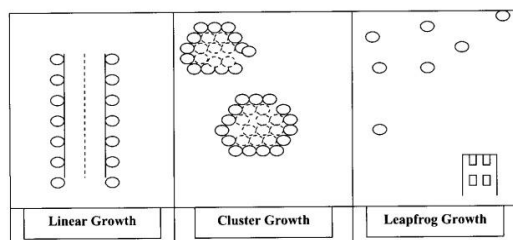


Figura 1. Principales patrones del crecimiento urbano disperso (Harvey y Clark, 1971).

Esta forma de actuar nos permitiría definir una serie de tipos o patrones, tratando de confrontar el nuevo crecimiento urbano residencial respecto a las unidades estructurales ya existentes. Para ello, se debería aplicar una metodología de medición que comprobara las características de las nuevas zonas urbanas destinadas a vivienda respecto a la contigüidad a otros píxeles presentes, la densidad de ocupación del suelo y la distancia a los centros urbanos existentes. Así, podríamos definir:

- El *desarrollo urbano compacto en el entorno del núcleo urbano fundamental o los núcleos urbanos secundarios*, integrado por las celdas cercanas a estos

núcleos, que se añadirían por contigüidad.

- El *desarrollo urbano lineal*, caracterizado por el nuevo crecimiento del suelo destinado a la vivienda, cuyo porcentaje en la proximidad de las vías básicas de tráfico superara un determinado umbral previamente fijado.
- El *desarrollo urbano disperso*, representado por las zonas de baja densidad de ocupación del suelo residencial, mayor distancia a los núcleos urbanos consolidados y cuyo porcentaje en la proximidad de otros píxeles ya existentes no superara un determinado umbral previamente fijado.

En nuestro caso, hemos aplicado esta metodología al desarrollo residencial de la aglomeración urbana de Madrid, identificando las zonas o grupos de píxeles contiguos en diferentes periodos de crecimiento (1981-1991, 1991-2001 y 2001-2006), a partir de la información relativa a la Comunidad de Madrid del CORINE Land Cover, nivel 51, relativa a los años 1990 y 2000, y del nivel 3, correspondiente al 2006, además de completar la información anterior con la correspondiente a la digitalización automática de un mapa de usos del suelo del año 1978, realizado por COPLACO (Comisión de Planeamiento y Coordinación del Área Metropolitana de Madrid). Así mismo, como información demográfica digital, que tuviera correspondencia con los usos del suelo, hemos utilizado la de los censos de población de 1981 (distritos urbanos); 1991 y 2006 (secciones urbanas) y 2001 (sectores urbanos), que hemos desagregado a nivel de píxel, mediante una metodología específica elaborada con esta finalidad (Santos Preciado *et al.*, 2011).

La metodología ha consistido, básicamente, en clasificar estas zonas de crecimiento urbano de acuerdo a alguno de los rasgos que definen el crecimiento urbano disperso. Para ello, hemos seleccionado determinados atributos, relacionados con la densidad demográfica residencial, la ruptura de la contigüidad y la distancia respecto al centro urbano, como exponentes, ampliamente citados, del crecimiento disperso y de la fragmentación del espacio urbano. Para su cálculo se generaron, mediante un SIG ráster, sucesivas capas binarias de información, correspondientes a las zonas urbanas (áreas contiguas de píxeles) en los tres periodos de crecimiento considerados, de acuerdo a las siguientes categorías:

- a) *Densidad*: se obtuvo mediante reclasificación de la capa de densidad media (habitantes/Ha), en cada periodo, diferenciando

las zonas de alta densidad, si superaban los 30 habitantes por Ha, y de baja densidad, si no alcanzaba dicha cifra.

b) *Contigüidad*: se establecieron áreas de 100 metros alrededor del espacio residencial en el momento inicial de cada intervalo de crecimiento (1981, 1991 y 2001), precisando qué zonas del nuevo espacio construido interseccionaban con dichas áreas, clasificándolas en contiguas y no contiguas.

c) *Distancia*: se estableció un buffer de distancia a los centros de los núcleos antiguos de los municipios, lo que nos permitió identificar como zonas cercanas las que estuvieran a menos de 3.000 metros y como zonas alejadas las que se encontraran a más de 3.000 metros de cada centro urbano.

Las zonas de crecimiento se clasificaron, siguiendo los atributos descritos, con objeto de diferenciar tipologías de desarrollo urbano, en sintonía con el modelo urbano disperso. Para ello, se realizó un cruce de categorías, que permitió definir cada zona (mancha urbana) según el tipo de desarrollo urbano (figura 2).

DENSIDAD	DISTANCIA	CONTIGÜIDAD	TIPO
Baja	Lejos	SI	1.DISPERSO
Baja	Lejos	NO	2.DISPERSO NO CONTIGUO
Baja	Cerca	SI	3.BAJA DENSIDAD CERCANO CONTIGUO
Baja	Cerca	NO	4.BAJA DENSIDAD CERCANO NO CONTIGUO
Alta	Lejos	SI	5.COMPACTO DENSO LEJANO
Alta	Lejos	NO	6.ALTA DENSIDAD LEJANO AL CENTRO
Alta	Cerca	SI	7.COMPACTO DENSO CERCANO
Alta	Cerca	NO	8.ALTA DENSIDAD CERCANO AL CENTRO

Figura 2. Principales categorías del crecimiento urbano disperso.

A modo de ejemplo de los resultados obtenidos, mostramos el diferente comportamiento de las zonas sur y oeste de la Comunidad de Madrid respecto al modelo urbano disperso, durante el periodo 1991-2001, donde puede observarse el profundo contraste existente entre ambas áreas (figura 3).

### 3 MEDICIÓN DEL GRADIENTE DE DENSIDAD DE LA OCUPACIÓN DEL SUELO CON LA DISTANCIA AL CENTRO URBANO

La densidad de población es una de las medidas más comúnmente utilizadas como atributo del crecimiento urbano disperso. Uno de los rasgos que definen este tipo de crecimiento es la baja densidad de las nuevas áreas construidas. La densidad de población por hectárea se utiliza, habitualmente, para cuantificar la intensidad de ocupación del suelo. Resulta evidente que la baja concentración de efectivos demográficos en un amplio espacio

residencial implica una ocupación más dispersa del territorio. La mayoría de trabajos consultados asocian este tipo de crecimiento urbano a la aparición de áreas periféricas residenciales poco densas, con un importante peso de la vivienda unifamiliar.

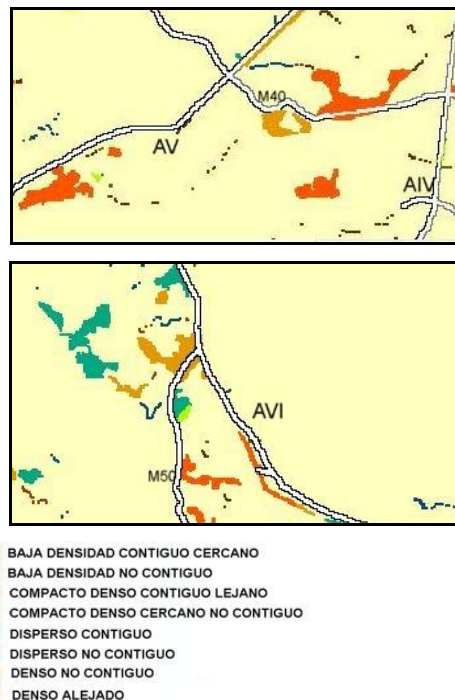


Figura 3. Comparación de los patrones de crecimiento del sur y oeste de la Comunidad de Madrid, durante el periodo 1991-2001.

Desde el punto de vista de la Geografía Urbana, el referente clásico para el estudio de las variaciones espaciales intraurbanas de densidad de población es el conjunto de trabajos desarrollados por Colin Clark en los años cincuenta del pasado siglo. Clark (1950) sugirió, con notable lucidez, que la densidad de población urbana declinaba exponencialmente conforme se incrementaba la distancia respecto al centro de la ciudad. La llamada "Ley de la Variación Espacial de Densidades Urbanas" ha estimulado, desde entonces, numerosos análisis empíricos y múltiples elaboraciones teóricas y metodológicas.

Este modelo de dispersión urbano puede aplicarse a las ciudades actuales, que han experimentado, recientemente, una acentuada fase de expansión urbana. El crecimiento urbano consecuente se ha caracterizado por una disminución de la concentración de la población en el área urbana central y la difusión de la misma hacia la periferia. Es, por ello, que parece apropiado aplicar el modelo de la disminución del gradiente poblacional, con objeto de medir la

estructura urbana de una ciudad y su variación a través del tiempo. A causa de la importancia de tales gradientes, en todas las escalas geográficas, se ha intentado definir la forma de esta relación, mediante numerosas formalizaciones matemáticas, aunque normalmente se asume que la densidad de población (o su logaritmo) sigue una función potencial con la distancia.

De esta manera, tal como puede observarse en la figura 4, se podría comparar, para dos o más momentos distintos en el tiempo, la variación de la densidad de población de acuerdo a la distancia al centro urbano principal de la ciudad.

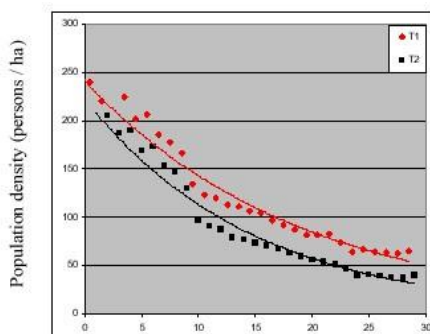


Figura 4. Gradiente de la densidad de la población de acuerdo a la distancia al centro urbano.

La aplicación del modelo del gradiente de densidad al estudio comparativo de una ciudad respecto al modelo urbano disperso puede ser realizada, igualmente, para poner de manifiesto otras regularidades espaciales respecto a otros elementos estructurantes de la ciudad. La discusión actual se centra en conocer si las áreas metropolitanas en crecimiento mantienen los clásicos modelos monocéntricos o tienden a modelos híbridos o absolutamente policéntricos. En este sentido, se ha mencionado que en las ciudades pequeñas el modelo monocéntrico puede constituir una buena aproximación, pero el modelo teórico de referencia actualmente ha pasado a ser el policéntrico, más aún cuando se ha asociado a la dispersión del crecimiento urbano. En consecuencia, esta metodología podría aplicarse, igualmente, al desarrollo urbano respecto a los centros secundarios metropolitanos existentes en la ciudad, con objeto de comprobar, además de la estructura general de la ciudad, la estructura del desarrollo urbano parcial en cada uno de los municipios más importantes de la región urbana, y, más allá, a la comprobación de la densidad poblacional respecto a otros elementos que estructuran el territorio, como las carreteras, los nodos

principales de la red viaria o los principales servicios ubicados en la ciudad.

La aplicación de la metodología propuesta al análisis del desarrollo urbano de la aglomeración madrileña, permite mostrar algunas de las regularidades observadas. Así, en el caso de Madrid, durante las últimas décadas, la aparición de ciertos rasgos, tendentes a la dispersión, puede comprobarse con facilidad si comparamos la evolución de la superficie de suelo residencial ocupado. En cuanto al porcentaje de crecimiento de la superficie residencial, se constata, a partir de los años noventa del siglo pasado, un aumento progresivo y más uniforme a lo largo de todo el territorio, que refleja un proceso incesante y continuo de expansión urbana en el espacio. Este crecimiento de la superficie residencial en el territorio madrileño ha estado, pues, marcado por un movimiento de difusión en ondas, que reduce de forma constante las cifras de Madrid capital y desplaza las mayores tasas de crecimiento a coronas cada vez más alejadas del centro de la ciudad. La mejora de las infraestructuras de transporte y una mayor permisividad urbanizadora de las Directrices de Ordenación Territorial dieron lugar a una rápida expansión de la superficie residencial en coronas que superan ampliamente los municipios más cercanos a la ciudad de Madrid, entre los años 1981 y 2006. Proporcionalmente, a medida que ha pasado el tiempo, el incremento de suelo residencial ocupado ha crecido más a mayor distancia del centro de la metrópoli (figura 5).

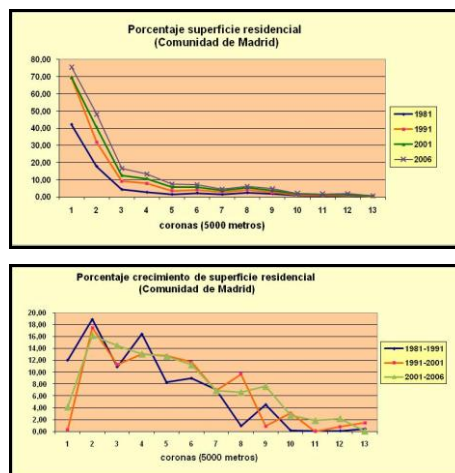


Figura 5. Evolución de la superficie de suelo residencial en la aglomeración urbana de Madrid.

## 4 MEDICIÓN DEL CAMBIO DE LOS USOS DEL SUELO

El territorio de las grandes áreas metropolitanas occidentales está sufriendo una modificación notable de la ocupación del suelo,



debido a que la expansión urbana es uno de los hechos que ha influido de manera más decisiva en los cambios de usos del suelo registrados en las últimas décadas en todo el mundo y, por ende, en las aglomeraciones urbanas españolas (Barredo *et al.*, 2003; OSE, 2006). La descripción detallada de este proceso es un paso esencial para su entendimiento y explicación, en base a muy diversos tipos de factores (Plata *et al.*, 2009) y a su control mediante alguna forma de ordenación del territorio (Gómez y Barredo, 2005).

En general, el estudio de la dinámica de cambio de los usos del suelo se basa en el análisis del cruce de categorías de dos imágenes temporales diferentes. Si las dos imágenes disponen de idénticas categorías, es posible obtener una matriz de transición que reúna en las filas a las categorías de la primera fecha y en las columnas a las de la segunda fecha, indicando el contenido de cada celda la superficie de los cambios o de la estabilidad detectada. Las casillas de la diagonal principal muestran la estabilidad de las situaciones entre las dos fechas o estados; es decir, el no cambio. Las casillas fuera de la diagonal muestran el cambio espacial ocurrido entre los dos estados, justamente el aspecto que se desea medir. Todos estos datos permiten estimar la persistencia, el cambio neto, las pérdidas, las ganancias, el intercambio en cada categoría y el cambio total.

		Tiempo 2					
Tiempo 1	1	2	3	4	5	6	7
1		Clase 1	Clase 2	.....	Clase n	Suma T <sub>1</sub>	Pérdidas
2	Clase 1	$P_{11}$	$P_{12}$	.....	$P_{1n}$	$P_{1n}$	$P_{1n} - P_{11}$
3	Clase 2	$P_{21}$	$P_{22}$	.....	$P_{2n}$	$P_{2n}$	$P_{2n} - P_{21}$
4	.....	.....	.....	.....	.....	.....	.....
5	Clase n	$P_{n1}$	$P_{n2}$	.....	$P_{nn}$	$P_{nn}$	$P_{nn} - P_{n1}$
6	Suma T <sub>2</sub>	$P_{.1}$	$P_{.2}$	.....	$P_{.n}$	$P$	.....
7	Ganancias	$P_{.1} - P_{11}$	$P_{.2} - P_{12}$	.....	$P_{.n} - P_{1n}$	$P_{.n} - P_{1n}$	$P_{.n} - P_{1n}$

Figura 6. Matriz de tabulación cruzada para dos mapas de distinta fecha (Pontius *et al.*, 2004).

Para cada categoría sería posible, por tanto, identificar la magnitud de las pérdidas (y su transformación en nuevos usos del suelo) y ganancias (a partir de otros usos del suelo primitivos) (figura 7).

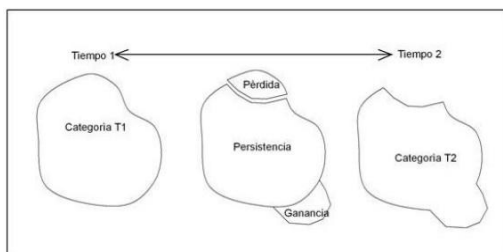


Figura 7. Transformación de una categoría de uso del suelo entre dos momentos diferentes en el tiempo (Plata *et al.*, 2009).

Aplicando esta metodología al espacio urbano de la Comunidad de Madrid, la matriz de la tabla 1 contiene los cambios acontecidos en los usos del suelo residencial entre los años 1990 y 2000, medidos en hectáreas.

	Tejido urbano continuo	Estructura urbana laxa	Urbanizaciones exentas y/o ajardinadas	Otros usos	Total 1990	Pérdidas
Tejido urbano continuo	10.913,50	113,75	19,25	688,75	11.735,25	821,75
Estructura urbana laxa	944,75	9.868,75	75,25	406,00	11.294,75	1.426,00
Urbanizaciones exentas y/o ajardinadas	0	0	20.278,50	148,00	20.426,50	148,00
Otros usos	395,75	7.062,25	13.219,00	73.7419,25	75.8096,25	20.677,00
Total 2000	12.254,00	17.044,75	33.592,00	73.8662,00	801.552,75	23.072,75
Ganancias	1.340,50	7.176,00	13.313,50	1.242,75	23.072,75	

Tabla 1. Matriz de cambios en los usos del suelo residenciales de la CAM entre los años 1990 y 2000 (medidos en Has.).

Analizando a costa de qué otros usos se habían producido las ganancias más importantes, comprobamos que el tejido urbano continuo creció, fundamentalmente, a base de terrenos de estructura urbana laxa; mientras que las urbanizaciones exentas y/o ajardinadas y la estructura urbana laxa lo hicieron gracias al terreno procedente de "otros usos", datos que se adaptan perfectamente a la lógica del crecimiento residencial. Por otro lado, un análisis más pormenorizado de los cambios experimentados en términos de cambios netos, cambios totales e intercambios (tabla 1), indica que las urbanizaciones exentas y/o ajardinadas y la estructura urbana laxa registraron el mayor volumen de cambios netos y totales, fundamentalmente debido a que dichos cambios se habían experimentado en un solo sentido (ganancias en ambos casos). Así mismo, fue la estructura urbana laxa del uso de suelo residencial la que registró un intercambio mayor. Por todo ello, los datos parecen confirmar que el crecimiento del suelo residencial, entre los años 1990 y 2000, se produjo según el modelo de ciudad dispersa.

## 5 MEDICIÓN DE LA ESTRUCTURA DEL SUELO OCUPADO MEDIANTE ÍNDICES

Finalmente, vamos a exponer, como procedimiento metodológico alternativo, el uso de las métricas de la ecología del paisaje, surgidas para valorar las características espaciales y territoriales de los procesos ecológicos, en relación con conceptos como la fragmentación, la diversidad, la dominancia, la forma, el aislamiento, la compacidad o la elongación. Muchos de estos conceptos tienen un interés en el tratamiento y estudio de los fenómenos de expansión urbana y metropolitana, y podrían aplicarse al conocimiento de los procesos de crecimiento urbano, empleando las estadísticas



de ocupación del suelo para monitorizar y valorar los cambios metropolitanos.

En esta área del conocimiento científico, el elemento clave para interpretar el paisaje es el concepto de mosaico, dentro del cual se pueden diferenciar tres grandes tipos de elementos: los fragmentos (teselas o manchas), los corredores y la matriz. Los fragmentos son las diferentes unidades morfológicas a distinguir en el territorio; los corredores son las conexiones existentes entre unas manchas y otras; y, finalmente, la matriz es la suma de fragmentos y corredores. Tomando como base este modelo de tesela-corredor-matriz (Forman, 1995), la ecología del paisaje ha centrado su atención en el estudio de los diferentes tipos de teselas que componen un paisaje, sus tamaños y formas, la presencia de corredores y su conectividad, la distribución espacial de dichos corredores y teselas, etc. Muchas de estas características espaciales de forma, tamaño o distribución, pueden ser cuantificadas mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica (Bosque y García, 2000) y de un conjunto de métricas o índices de la ecología del paisaje (Aguilera, 2010).

Una descripción de las métricas seleccionadas, de acuerdo con McGarigal *et al.* (2002), sería la siguiente:

1. *Número de manchas*: el número de teselas es la métrica más sencilla que puede dar una idea de la medida en que un uso se encuentra dividido o fragmentado. Únicamente, consiste en identificar el número de manchas o fragmentos individuales existentes del uso urbano identificado. Por tanto, puede orientar acerca de la fragmentación que el uso residencial presenta en cada uno de los años analizados.

2. *Densidad de Manchas*: equivale al número de manchas de ese uso, dividido por el área total de la zona de estudio. Tiene la misma utilidad básica que el número de manchas, pero al expresar el número de manchas por unidad de área facilita las comparaciones entre zonas de tamaño diferente.

3. *Tamaño medio de las manchas*: el tamaño medio de la mancha o tesela para un determinado uso del suelo muestra la superficie media de las manchas individuales de un uso determinado. Junto con el primero de los índices, aporta información acerca de la fragmentación del uso en cuestión.

4. *Compacidad media de las manchas*: esta métrica aporta una idea de la compacidad de los diferentes fragmentos o, en sentido inverso, de su elongación. Es la media para todas las manchas de un mismo uso del valor del parámetro denominado radio de giro. Este

parámetro se calcula para cada fragmento, como la distancia de cada píxel al centroide de dicho fragmento. Cuanto más cercanos a la forma del círculo son estos fragmentos, menores serán los valores y mayor será su compacidad.

5. *Índice de Forma medio*: el índice de forma de las manchas es una métrica que aporta información sobre la complejidad geométrica de los fragmentos. Mide la relación entre el perímetro de un fragmento y el perímetro que tendría el fragmento más simple de la misma área, de tal forma que mayores valores de este índice muestran un incremento de la complejidad de sus formas.

6. *Distancia media al vecino más próximo*: es la media para cada uso de la distancia a la tesela más próxima del mismo uso, aportando información acerca del grado de aislamiento de los distintos fragmentos. Una disminución de sus valores puede suponer la aparición de nuevos fragmentos en el caso de usos que se encuentran muy aislados, mientras que, por el contrario, su incremento puede suponer la agregación de múltiples fragmentos que se encontraban muy cercanos.

Seleccionadas las métricas, las características espaciales medidas por ellas pueden ponerse en relación con las características de los patrones de crecimiento urbano (Aguilera, 2010). De esta forma, la variación conjunta de los valores de las diferentes métricas podrá ser interpretada como una tendencia hacia uno u otro patrón de crecimiento urbano en las zonas estudiadas.

En el caso que nos ocupa, la exposición de los valores de algunas de las métricas citadas, aplicadas al uso del suelo residencial, puede servir de referencia comparativa a la evolución de un espacio urbano concreto hacia el modelo disperso o compacto. Así, podemos observar los resultados alcanzados por alguno de los índices reseñados en el territorio de la Comunidad de Madrid entre 1990 y 2006. El “tamaño medio de las manchas” nos muestra que se produjo un incremento de la fragmentación del uso de suelo residencial en el periodo 1990-2000, al pasar de un valor de superficie media de las teselas de 100,75 en el año 1990 a 97,36 en el año 2000. Este descenso muestra unas teselas de menor tamaño en el año 2000. El incremento en el número de manchas en el periodo 1990-2000, junto con una disminución del valor del tamaño medio de las manchas, en este mismo periodo, confirma el incremento de la fragmentación. El importante aumento del tamaño medio de las manchas en el año 2006 (con un valor de 215,09) es indicativo del incremento relativo de la compacidad en el segundo periodo estudiado. El aumento del valor en el periodo 2000-2006

revela unas teselas de mayor tamaño, lo que unido a una disminución del número de manchas se interpreta como un incremento de la agregación.

En cuanto a los resultados conseguidos mediante la métrica “compacidad media de los fragmentos”, podemos comentar que el descenso en el valor en el periodo 1990-2000 discurre paralelo a una mayor compacidad de los diferentes fragmentos de uso residencial (el valor del índice pasa de 328,85 a 319,45), para aumentar entre los años 2000 y 2006, al presentar un valor de 481,70 en este último año (figura 8). El incremento del valor en este periodo muestra una mayor elongación de los fragmentos, propio de una menor compacidad.

Por consiguiente, los datos obtenidos mediante los índices “tamaño medio de las manchas” y “compacidad media de las manchas” parecen confirmar la idea de que entre los años 1990 y 2000 se produjo un patrón de crecimiento más cercano al modelo de ciudad dispersa, mientras que entre los años 2000 y 2006 este patrón de crecimiento de las ciudades derivó hacia una mayor significación de los desarrollos contiguos y compactos.

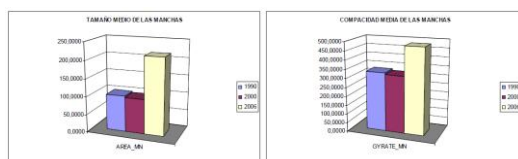


Figura 8. Resultados obtenidos a partir de los índices “tamaño medio de las manchas” y “compacidad media de las manchas”, en la Comunidad de Madrid.

## 6 CONCLUSIONES

Las metodologías seleccionadas, relativas a la medición del gradiente de densidad de la ocupación del suelo con la distancia al centro urbano; elaboración de un patrón espacial de la ciudad dispersa; medición del cambio de usos del suelo; y empleo de índices en la medición de la estructura del suelo ocupado, pensamos que resultan suficientemente operativas, en el intento de obtener, al respecto, conclusiones pertinentes sobre el grado de acercamiento de una ciudad al modelo urbano disperso. Su aplicación al espacio urbano de la aglomeración madrileña nos ha permitido avalar la hipótesis de la existencia de una incipiente transformación de los patrones de crecimiento urbano de nuestras metrópolis, desde un modelo urbano denso y compacto, en forma de “mancha de aceite”, a otro más complejo, caracterizado por una multiplicidad de desarrollos urbanísticos menos densos y de mayor discontinuidad, aunque con una cierta

recuperación más reciente. En líneas generales, el nuevo crecimiento del suelo destinado a la vivienda, que ha tenido lugar entre 1981 y 2006, ha seguido determinadas pautas, destacando, entre ellas, que el incremento de suelo residencial ocupado ha crecido más, con el paso del tiempo, a mayor distancia del centro del área metropolitana. Este nuevo modelo de expansión urbana ha estado marcado, en cierta manera, por una serie de rasgos que han modelado su estructura urbana, como el policentrismo, la cercanía a la red de vías de comunicación por carretera, la fragmentación territorial y el contraste de densidades.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aguilera, F. 2010. Aplicación de métricas de ecología del paisaje para el análisis de patrones de ocupación urbana en el Área Metropolitana de Granada. *Anales de Geografía*, 30 (2), 9-29.
- Bosque, J. y García, R.C. 2000. El uso de los sistemas de información geográfica en la planificación territorial. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 20, 49-67.
- Buzai, G. 1999. *Geografía Global. El paradigma geotecnológico y el espacio interdisciplinario en la interpretación del mundo del siglo XXI*. Buenos Aires, Lugar Editorial, 221 pp.
- Clark, C. 1950. Urban Population Densities. *Journal of the Royal Statistics Society, Serie A*, 144, parte 4, 490-496.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology Of Landscapes And Regions*. Cambridge University Press, Cambridge, 632 pp.
- Gómez, M. y Barredo, J.I. 2005. *Sistemas de Información Geografía y Evaluación Multicriterio aplicados al ordenamiento del territorio*. Ed. Ra-Ma. Madrid, 279 pp.
- Harvey, R.O. y Clark, W. 1971. *The Nature and Economics of Urban Sprawl*, en *Internal Structure of City* (Ed.: L.S. Bourne). Oxford University Press, New York.
- McGarigal K. y Marks, B.J. 1995. *Fragstats. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 122 pp. en <http://www.umass.edu/landeco/pubs/mcgarigal.marks.1995.pdf>.
- OSE. 2006. *Sostenibilidad en España 2006*. Universidad de Alcalá.
- Plata, W., Gómez, M. y Bosque, J. 2008. Cambios de usos del suelo y expansión

- urbana en la Comunidad de Madrid, *Scripta Nova*, vol. XIII, nº 293.
- Pontius, R.G., Shusas, E. y McEachern, M. 2004. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, nº 101, pp. 251-268.
- Santos Preciado, J.M., Azcárate Luxán, M.V., Cocero Matesanz, D., García Lázaro, F.J. y Muguruza Cañas, C. 2011. Los procedimientos de desagregación espacial de la población y su aplicación al análisis del modelo de la ciudad dispersa. El caso de las aglomeraciones urbanas de Madrid y Granada, *GeoFocus*, nº 11, pp. 91-117.



# El desarrollo de una base de datos espacial sobre el proceso de urbanización en el litoral de Andalucía: indicadores del colapso inmobiliario (2004-2007-2009)

A. Villar y J. Ojeda

Dpto. Geografía Física y AGR. Universidad de Sevilla.

arsenio@us.es, zujar@us.es

## RESUMEN

*El desarrollo y mantenimiento de una base de datos geográfica de suelos urbanos-alterados del litoral de Andalucía es un trabajo que se lleva desarrollando desde hace más de 10 años en el seno del Grupo de Investigación de Ordenación del Litoral y Tecnologías de Información Territorial, en el contexto del desarrollo del Subsistema del Litoral y del Medio Marino para la Consejería de Medio Ambiente. Esta geodatabase de suelos urbanos-alterados conforma un ingente volumen de información jerarquizada en el modelo de datos -en función a una clasificación propia de usos urbanos- y georreferenciada para los siguientes años de referencia: 1956, 1978, 1985, 1998, 2001, 2004, 2007 y 2009. Gracias al carácter diacrónico derivado de la periódica actualización de esta base de datos, la presente comunicación pretende explotar analíticamente esta BBDD para corroborar el efecto de la crisis económica en el colapso del sector de la construcción, comparando la evolución del proceso de urbanización en el periodo 2007-2009 con la etapa de bonanza económica precedente. El análisis espacial de los datos a través de las capacidades analíticas de las TIG permite cuantificar y espacializar los principales resultados, que se centran en la evolución del proceso urbanizador a distintas escalas y en el grado de paralización de las áreas en construcción, esto es, paisajes inacabados que preveían albergar grandes complejos inmobiliarios al amparo de un crecimiento económico sostenido.*

## PALABRAS CLAVE

Proceso de urbanización, colapso inmobiliario, áreas en construcción, SIG-Geodatabase, litoral de Andalucía (España).

## ABSTRACT

*The Geographic Database (GDB) of urban-altered lands of the Coast of Andalusia is a project which has been developing for over last 10 years within the Research Group of Coastal Management and Territorial Information Technologies, in the context of the Subsystem of the Coast and Marine Environment for the Regional-Andalusian Ministry of Environment. This GDB forms a noteworthy amount of georeferenced information in a hierarchical data model, according to own classification of urban covers, for the following reference years: 1956, 1978, 1985, 1998, 2001, 2004, 2007 and 2009. Thanks to the diachronic nature of this database, this contribution is intended to confirm the economic crisis and the collapse of the building sector, comparing the evolution of urbanization in the period 2007-2009 to the period preceding the crisis (2004-2007). The spatial analysis thanks to the analytical capabilities of GIS allows quantifying and mapping the main results, focusing on the fall of the urbanization process at different scales, and, secondly, the persistence of unfinished construction areas.*



## KEY WORDS

*Development-urbanization process, real estate collapse, construction areas, GIS-Geodatabase, coast of Andalusia (Spain).*

## 1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El proceso territorial más importante experimentado en España desde finales del siglo pasado ha sido el espectacular crecimiento de la urbanización, que ha dado lugar a la generalización de expresiones como “tsunami urbanístico” (García, 2005) o “boom inmobiliario español” (García-Montalvo, 2009); seguido de la práctica paralización de la actividad a partir de la eclosión de la crisis en 2007-2008.

El presente trabajo pretende corroborar la crisis económica y el colapso del sector de la construcción en el litoral de Andalucía, comparando la evolución del proceso de urbanización en el periodo 2007-2009 con la etapa de bonanza económica precedente (2004-2007). Al margen de lógicas diferencias inter e intrarregionales, se considera que este ámbito de estudio es representativo para ilustrar la situación en el conjunto de España. A partir de este gran objetivo general se desglosan otros más concretos. Antes de especificar estos objetivos conviene diferenciar entre los dos conceptos clave de este trabajo: crecimiento e intensificación del suelo urbano-alterado. Ambos aluden al proceso de urbanización, es decir, a la evolución que registra el suelo rústico al transformarse en suelo urbano (Zoido *et al.*, 2000). Lo que los diferencia es la etapa del proceso: adición de nuevos suelos (crecimiento), y construcción-consolidación de los mismos (intensificación).

El primer objetivo específico consiste en cuantificar el crecimiento de la trama urbana (colonización de áreas naturales, forestales o agrícolas por parte de superficies artificiales) entre 2004 y 2009, verificando el notable descenso en el lapso 2007-2009.

El segundo objetivo consiste en complementar el resultado anterior a partir de la velocidad en la intensificación de la trama urbana (consolidación de las áreas en construcción). Este trabajo se centra precisamente en aquellas áreas en construcción que no han evolucionado hacia áreas urbanas consolidadas sino que, al contrario, han quedado paralizadas.

Según datos de Villar (2011), los paisajes inacabados representaban en 2007 el tercer tipo urbano más común en el litoral andaluz, reflejo inequívoco del cenit de la actividad constructiva en España. Gracias a la nueva ortofotografía de 2009, se trata de verificar el colapso del sector

inmobiliario, cuantificando y localizando desde las pequeñas parcelas inconclusas hasta los faraónicos complejos inmobiliarios inacabados y desolados, “paisajes fantasmas” que retratan de alguna manera aquella falsa sensación de riqueza.

## 2 ÁMBITO DE ESTUDIO, FUENTES Y METODOLOGÍA

### 2.1 Ámbito de estudio

El ámbito de estudio es el litoral de Andalucía (figura 1). Se ha impuesto un límite preciso de cinco kilómetros desde la línea de costa (línea extraída del Sistema de Información Geográfica del Litoral de Andalucía). Esta extensión se justifica al considerar que, como promedio, 5 kilómetros hacia el traspaís es suficiente para explicar el proceso de urbanización vinculado al litoral (vivienda vacacional, turismo, ocio) en Andalucía. La única excepción es la Costa del Sol Occidental, donde estos suelos urbanos sí han colonizado las sierras litorales más allá de los primeros 5 kilómetros.

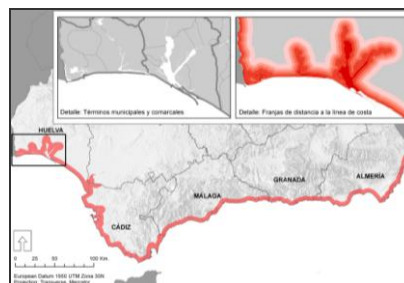


Figura 1. Ámbito de estudio y diversas entidades espaciales para la elaboración de indicadores. *Elaboración propia.*

A partir de este ámbito regional, el diseño conceptual de la base de datos y el procedimiento analítico desarrollado permite extraer indicadores a diversas escalas o referencias espaciales intrarregionales (provincias, comarcas, municipios, distancia a la línea de costa), lo que permite especializar el fenómeno a lo largo del litoral andaluz (epígrafe 3).

### 2.2 Fuentes

La fuente de información esencial de esta investigación es el conjunto de ortofotografías de Andalucía, que cuenta ya con 8 series correspondientes a sus distintas fechas de referencia:

- Ortofotografía Rigurosa Color de una base de datos geográfica (PostGis/geodatabase), cuyo modelo de datos jerárquico facilita su exploración y análisis a varios niveles de detalle (figura 2). En síntesis, la secuencia metodológica consiste en diseñar un modelo de datos, levantar la información sobre las coberturas urbanas del suelo en el litoral de Andalucía, integrarlas en la base de datos geográfica, extraer indicadores asociados a diferentes entidades (municipios, bandas, etc.) y, finalmente, un proceso de simplificación topológica y asignación de simbología para generar servicios interoperables WMS (MapServer). A continuación se exponen las 3 etapas esenciales del trabajo: el diseño conceptual de la geodatabase, el levantamiento de la información y, finalmente, la difusión web mediante servicios interoperables.
- Ortofotografía Digital en Color de Andalucía, año 2007;
- Ortofotografía Digital en color de Andalucía, año 2004;
- Ortofotografía Digital Pancromática de Andalucía, año 2001;
- Ortofotografía Digital en Color de Andalucía, año 1998;
- Ortofotografía Digital Histórica Pancromática de Andalucía, año 1984-85;
- Ortofotografía Digital Histórica Pancromática de Andalucía 1977-83 a partir del vuelo interministerial "del IRYDA" (En este vuelo a escala nacional las fotografías de Andalucía se tomaron básicamente entre 1997 y 1978);
- Ortofotografía del vuelo americano de 1956-1957.

Las características generales de esta fuente de información son básicamente: el carácter digital de los datos, que admite un tratamiento directo de la información sin necesidad de escaneado o correcciones métricas; la cobertura total y sin discontinuidades del territorio en todas las fechas de referencia, que permite cualquier comparación entre distintos segmentos del litoral a través del tiempo; la elevada resolución espacial de todas las colecciones de ortofotografías (píxeles de 1 o 0,5 metros), que asegura el rigor y la homogeneidad en el levantamiento de la información; y, finalmente, la periodicidad de los datos, que se ajusta a la velocidad del fenómeno estudiado, especialmente en los años del "tsunami inmobiliario" (García, 2005).

La base de datos geográfica sobre el proceso de urbanización en el litoral de Andalucía se actualiza cada vez que se edita y se publica un nuevo volumen de información, de tal forma que permite hacer estudios diacrónicos con lapsos más extensos (p.e. 1956-1978-1998-2009) o más reducidos. En función de los objetivos, el presente trabajo se ha centrado en un análisis reciente de corto plazo, comparando esencialmente las fechas de 2004, 2007 y 2009.

## 2.3 Método

La metodología de trabajo consiste básicamente en la transformación de un dato bruto ráster (la fotografía aérea) en información vectorial fotointerpretada y su incorporación en

### 2.3.1 El diseño conceptual de la base de datos

La primera fase del método consiste en diseñar la base de datos espacial. Supone un momento clave para ordenar la información y aligerar el proceso posterior de levantamiento y consultas a la geodatabase (figura 3). Junto a este ejercicio resulta clave el planteamiento de una clasificación-leyenda jerárquica de los usos y cubiertas urbanas que permita extraer indicadores a distintos niveles (B en la figura), desde los grandes grupos de usos (áreas residenciales, áreas productivas, infraestructuras y equipamientos, áreas vacantes o en construcción y espacios libres o de ocio) hasta tipos más específicos dentro de estos grupos generales. Además, la existencia de categorías correspondientes con las distintas etapas del proceso constructivo permite hacer análisis diacrónicos que no sólo contabilicen nuevas áreas urbanizadas sino la consolidación de las áreas en construcción.

En la capa vectorial de suelos urbanos (A) cada polígono contiene un código que informa del tipo urbano existente en cada año de referencia. Por otra parte, la clasificación jerárquica de usos-cubiertas urbanas se desglosa en 4 tablas o niveles jerárquicos (B). El establecimiento de relaciones entre ambos permite la extracción de índices a escala regional en función del nivel jerárquico de la leyenda.

En tercer lugar resulta necesaria un tercer conjunto de información vectorial de entidades espaciales, que sirvan para agregar el proceso de urbanización a entidades representativas y establecer comparaciones intrarregionales (C): municipios, comarcas, provincias y distancia a la línea de costa. Finalmente (D), gracias a

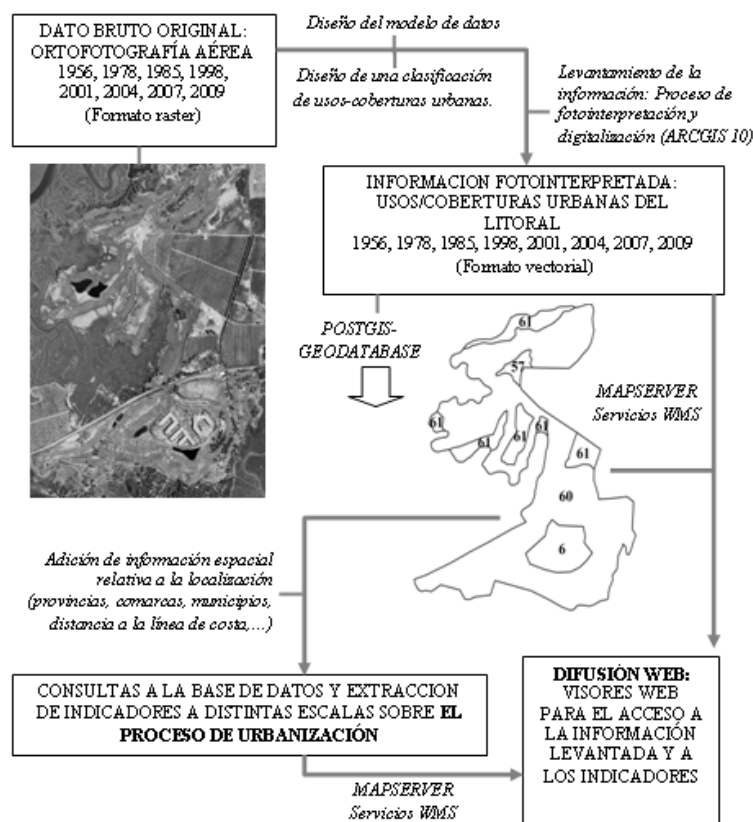


Figura 2. Esquema sintético de la metodología. Fuente: Elaboración propia.

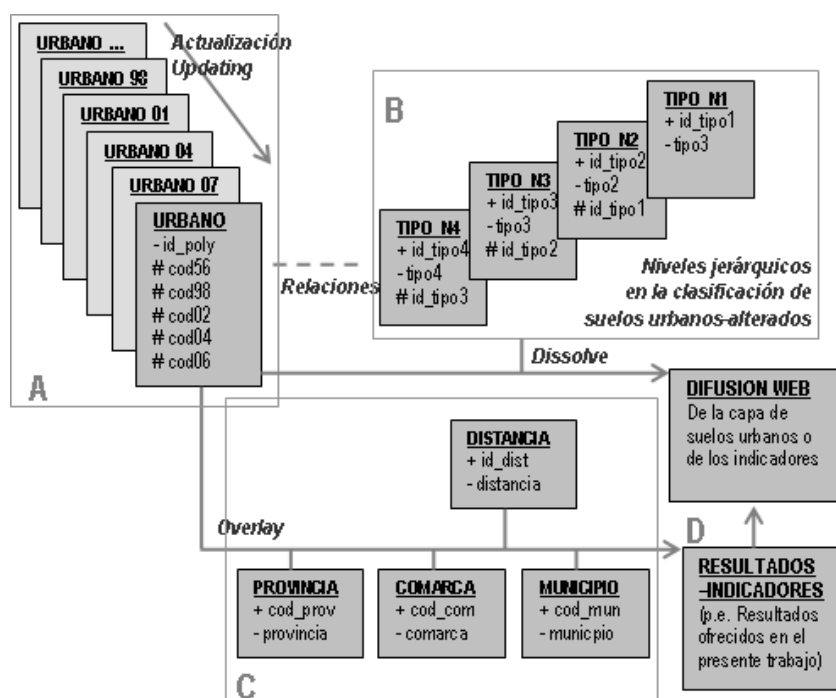


Figura 3. Diseño teórico de la base de datos geográfica. Fuente: Elaboración propia.

los diferentes gestores de bases de datos o *geodatabase* espaciales es posible extraer y representar indicadores en base a estas entidades espaciales.

### 2.3.2 El levantamiento de la información: criterios

Los siguientes parámetros metodológicos han dominado el proceso de levantamiento de la información (para información más detallada ver Ojeda y Villar, 2007):

a) Criterio morfológico. En la clasificación de usos urbanos y en el ejercicio de fotointerpretación se prioriza la morfología sobre el uso para diferenciar entre los suelos urbanos (*land-cover* respecto a *land-use*). De esta forma, el proceso de fotointerpretación descansa fundamentalmente en variables visuales y métricas (superficies, colores, texturas, formas, etc.) directamente extraíbles del producto fotográfico y, en cierta forma, lo diferencia de otras propuestas de leyendas para usos urbanos donde se mezclan a la par los aspectos morfológicos con los de la actividad económica.

b) Fotointérprete único. El ejercicio de fotointerpretación lo realiza un único fotointérprete para todo el ámbito de estudio y para todos los años de referencia. Este hecho redundará en una mayor homogeneidad de la información generada.

c) Escala de los datos. La escala de captura de los datos es homogénea y se establece en 1:5.000. Es lo suficientemente detallada para el estudio del fenómeno a escala regional, es acorde con la resolución espacial de las fuentes de información y permite discriminar entre las categorías definidas en la clasificación. Como contraste, debe recordarse que la escala de otros proyectos de usos u ocupación del suelo: Corine Land Cover (1:100.000), Mapa de Usos y Coberturas del Suelo en Andalucía y Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España (1:25.000).

d) Unidad mínima. En relación con el punto anterior se estableció una unidad mínima de digitalización. Pueden existir determinadas parcelas localizadas dentro o fuera del entramado urbano que, por su reducido tamaño, complejizan y ralentizan el proceso de fotointerpretación. Por ello se estableció una dimensión mínima de 1 hectárea: aquellos usos que no sobrepasen esta superficie no serán considerados (p.e. una pista de tenis inmersa en áreas residenciales no sería discriminada, sino que sería incluida en el uso mayor que la envuelve).

e) Integridad topológica. La mayor parte de la consistencia topológica de la información se

garantiza desde el mismo proceso de fotointerpretación: Cada vez que se publica una nueva serie de ortofotos no se vuelve a digitalizar todo el suelo urbano litoral, sino que se aprovecha y actualiza la capa del año de referencia anterior. No se modifican los límites de los polígonos pre-existentes: se dividen, se agregan nuevos o se les cambia el código de uso, pero en ningún momento se manipulan los arcos anteriores.

f) Actualización de la base de datos. La actualización consiste en la incorporación de una nueva fecha de referencia en la capa vectorial de trabajo, gracias a la publicación de una nueva serie de ortofotografías aéreas. Para garantizar la consistencia topológica de la información este procedimiento consiste en:

- Adición de polígonos: Suelos que eran agrícolas o naturales en la fecha previa y que en la nueva fecha han sido colonizados por el proceso de urbanización (crecimiento de la trama urbana).
- Edición gráfica de los existentes: Consiste en dividir un polígono existente al observar que parte del mismo ha cambiado de uso entre las dos fechas.
- Edición tipológica de los existentes: No se realiza ninguna edición gráfica, sino que se modifica su código temático o tipo urbano, por haber cambiado de uso en ese lapso. Los cambios de uso entre tipologías urbanas suelen estar vinculados a procesos de intensificación, esto es, un aumento de densidad edificatoria ligado al proceso de construcción y urbanización (p.e., el paso de un área vacante en 2001, a una zona en construcción en 2004, a zona ya consolidada como urbana en 2007).

### 2.3.3 Los procesos de actualización, mantenimiento de la BBDD espacial y la difusión mediante servicios interoperables OGC

Aunque para la pura realización del análisis espacial con SIG y la espacialización de los resultados hubiera sido suficiente trabajar con ficheros (*shapes* por fechas), el hecho de que los resultados de esta comunicación se inserten en un proyecto a largo plazo que necesita ir actualizándose cada vez que estén disponibles nuevas colecciones de ortofotografías, nos ha llevado al diseño de una base de datos espacial como estructura de almacenamiento y gestión de los datos (*PostGis*). De este hecho es importante señalar los siguientes aspectos metodológicos

que repercuten en las diferentes posibilidades de explotación posterior de la misma.

En primer lugar ha sido necesario un diseño riguroso de la base de datos que permita atomizar al máximo la información y garantizar su consistencia topológica con el adecuado diseño del “modelo conceptual” de la misma pensando en futuras aplicaciones. Para ello, del modelo de datos conceptual se deriva una geodatabase Esri de trabajo (orientada a la digitalización y actualización) con los dominios que garanticen la coherencia con el modelo de datos. Esta geodatabase que se utiliza en la digitalización se migra posteriormente a PostGis integrando en el proceso de migración un control topológico y el proceso de atomización de los datos de acuerdo con el modelo conceptual.

Por otra parte, de la base de datos PostGis posteriormente se generan todos los productos necesarios para:

- Futuras actualizaciones: se genera una nueva geodatabase de trabajo con los datos de la última fecha digitalizada ya normalizada y con el control de topología superado;
- Se establecen las sentencias SQL para extraer los indicadores;
- Se genera una nueva geodatabase orientada al diseño de servicios WMS con las características geométricas adecuadas (realización de dissolves para la simplificación de la geometría), las tablas de atributos necesarias y la simbología de cada una de las capas deseadas;
- Con esta geodatabase se produce el correspondiente servicio interoperable WMS con MapServer para la difusión.

### 3 RESULTADOS

En este trabajo se presentan 2 indicadores básicos para medir el cenit del proceso de urbanización en 2007 y su posterior caída hasta 2009. El primero es el crecimiento de la trama de suelo urbano-alterado, es decir, aquellos suelos naturales, forestales o agrícolas que han sido colonizados por el proceso urbanizador entre las fechas de referencia.

Sin embargo, el estudio del proceso urbanizador es insuficiente si no se tienen en cuenta la velocidad en la consolidación de esas superficies colonizadas al medio natural o agrícola, es decir la consolidación de las áreas en construcción (llámese intensificación). Gracias a la incorporación al modelo de datos de distintas categorías para los suelos en construcción es posible realizar este tipo de análisis (figura 4).

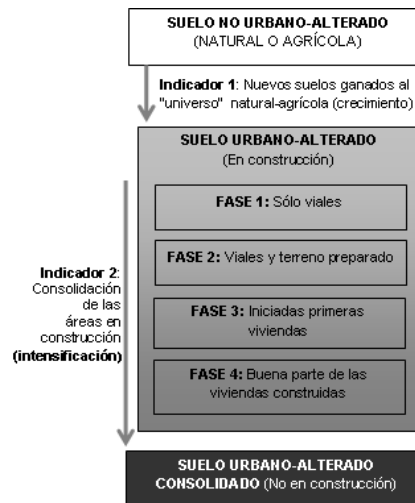


Figura 4. Esquema sobre el crecimiento y la consolidación-intensificación de las áreas urbanas-alteradas. Fuente: Elaboración propia.

#### 3.1 Indicador 1: Crecimiento del suelo urbano-alterado

Los resultados totales regionales son reveladores (figura 5): El proceso de urbanización en el litoral andaluz registra en el periodo 2007-2009 una caída sin parangón en época reciente. En cifras absolutas se han colonizado 555 hectáreas. En términos relativos supone un incremento del 0,72%, mientras que en lapsos anteriores se registraban aumentos entre el 7 y el 9 por ciento.

Los ritmos anuales arrojan más luz si cabe en este asunto. Mientras que el periodo 2004-2007 se urbanizaban 2076 hectáreas nuevas al año (casi 2 hectáreas al día), en el periodo 2007-2009 este ritmo cae a 277 hectáreas.



Periodos	Incremento Absoluto (ha)	Incremento Relativo (%)	Ritmo anual (ha)	Suelo urbano /alterado (ha)					Lapsos, ritmo anual (%)
1998-2001	4468	7,38	1489,3	2004	2007	2009	2004- 2007	2007- 2009	
2001-2004	5403	8,32	1801,0	Almería	9083,3	10228,9	10328,3	381,9	49,7
2004-2007	6230	8,85	2076,7	Cádiz	25076,4	26592,4	26700,0	505,3	53,8
2007-2009	555	0,72	277,5	Granada	2079,1	2343,9	2361,6	88,3	8,8
				Huelva	9192,4	9932,5	10054,2	246,7	60,9
				Málaga	24913,8	27477,3	27686,7	854,5	104,7
				Total	70345,2	76575,0	77130,8	2076,6	277,9

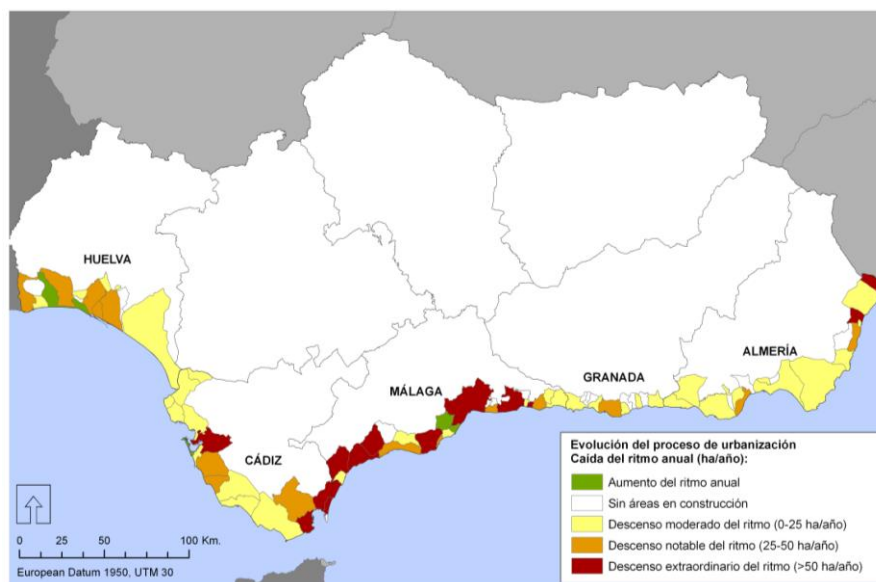
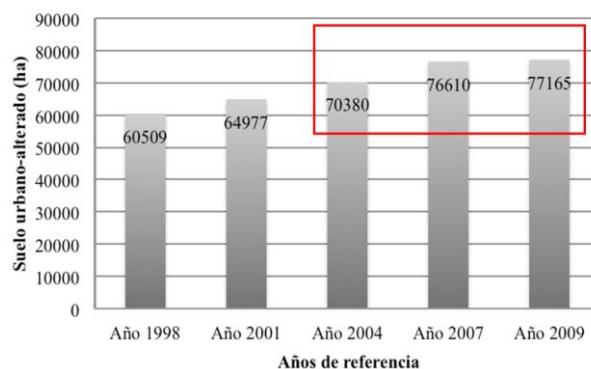


Figura 5. Evolución regional y provincial del proceso de urbanización. Elaboración propia.

El diseño de la base de datos permite localizar y espacializar el proceso de urbanización a lo largo de la costa andaluza, detectando a escala provincial y municipal dónde se han producido las caídas más significativas a partir de 2007. Todas las provincias muestran un descenso generalizado en los ritmos de urbanización, aunque con algunas diferencias (figura 5).

La provincia de Málaga, por ejemplo, registra en ambos periodos los crecimientos absolutos más altos, pasando sin embargo de 2.563 nuevas hectáreas urbanizadas en 2004-2007 a tan sólo 209 en el lapso 2007-2009. Si se observan los ritmos anuales se observa una caída significativa (de 854,5 a 104,7 ha/año). Debido a su histórico sistema de poblamiento (en torno a las dos bahías), la provincia de Cádiz registraba las mayores cifras en ocupación de la franja costera hasta 2007, momento en el que es superada por Málaga. En el periodo de estudio el proceso urbanizador registra un descenso más acusado que el de Málaga, pasando de 505,3 a 53,8 ha/año.

En la provincia de Almería el proceso de urbanización ha pasado de cifrarse en 1.145 hectáreas a 100 hectáreas entre los 2 subperiodos de referencia en términos absolutos. En lo tocante al ratio anual, se trata de una caída de las 381,9 a las 49,7 ha/año. Huelva presenta la caída más moderada. El fenómeno crecía en 2004-2007 a razón de 246,7 ha anuales, mientras que en 2007-2009 este ratio desciende a 60,9 ha/año. En Granada se produce un descenso de 88,3 ha/año a 8,8 ha/año entre los 2 lapsos. Aunque se trata de un descenso considerable, detrás de estas cifras se encuentra un segmento litoral donde este fenómeno es emergente y no alcanza las cifras absolutas del resto de provincias andaluzas.

El diseño de la base de datos permite conocer el comportamiento del proceso de urbanización más allá de los patrones provinciales, por ejemplo, mediante las tendencias a nivel municipal. Los ritmos anuales de urbanización entre 2004 y 2007 alcanzaban en algunos municipios cifras muy elevadas. De hecho, el ritmo de urbanización en cifras absolutas del conjunto de la provincia de Málaga en el lapso 2007-2009 (104 ha/año) es menor al registrado por algunos municipios en el periodo precedente: Estepona (150 ha/año), San Roque (127 ha/año), Benahavís (122 ha/año), el municipio de Málaga (111 ha/año) y Mijas (106 ha/año).

A partir de 2007 la amplia mayoría de los municipios que comprenden el ámbito de estudio (77 de un total de 82) presentan el patrón detectado a escala regional y provincial: Una

caída notoria del ritmo urbanizador. Muchos de ellos, además, poseen incrementos nulos de nuevo suelo urbano-alterado en el periodo 2007-2009. Por los elevados ratios iniciales llaman la atención los siguientes: San Roque, Vera, Algeciras, La Línea, Roquetas de Mar o Rincón de la Victoria.

De hecho, aquellos municipios con ritmos extraordinarios en el periodo 2004-2007 poseen incrementos nulos, ínfimos o moderados en el último periodo: San Roque (0 ha/año), Estepona (0,2 ha/año), Benahavís (0,8 ha/año), Málaga (37 ha/año) y Mijas (10,6 ha/año).

Sólo 5 términos registran un patrón inverso, esto es, presentan un incremento del ratio urbanizador "post-colapso", si bien se trata de diferencias poco reseñables (exceptuando el caso de Lepe).

### 3.2 Indicador 2: El proceso de intensificación

El colapso inmobiliario no sólo se refleja en la colonización de nuevos suelos urbanos, sino en la paralización de aquellos suelos que fueron incorporados al proceso y persisten como áreas en construcción. El análisis de este fenómeno es posible gracias a la definición de tipos secuenciales en la clasificación de cubiertas del suelo (ver método).

En 2007 existían 10.808 hectáreas de áreas en construcción, un 14% de todo el suelo urbano-alterado del litoral de Andalucía. Este dato informa del cenit del sector inmobiliario y de la construcción. Sin embargo, las consultas a la base de datos demuestran que la amplia mayoría, concretamente un 83,9%, de aquellas áreas se encuentran en el mismo estado en 2009, es decir, se tratan de áreas totalmente paralizadas. Esta cifra es reveladora y, por su parte, advierte del desplome del sector. La mayoría de ellas se encuentran en Málaga (4032 ha) y en Cádiz (2213 ha), y en menor medida en Almería (1491 ha) y Huelva (1196 ha).

Una lectura a nivel municipal ofrece situaciones interesantes (figura 6). De los 65 municipios que presentaban algún área en construcción en 2007, la gran mayoría presentan situaciones de paralización de la actividad constructiva.

Los municipios con mayores superficies en construcción en 2007 se corresponden, en gran parte con la Costa del Sol (por este orden, Marbella, Estepona, Málaga, San Roque, Mijas, Casares, Benahavís); a los que siguen Aljaraque (Huelva), Ayamonte (Huelva) y Vélez-Málaga. Estos términos, cuantitativamente significativos para explicar la situación general, registran en el

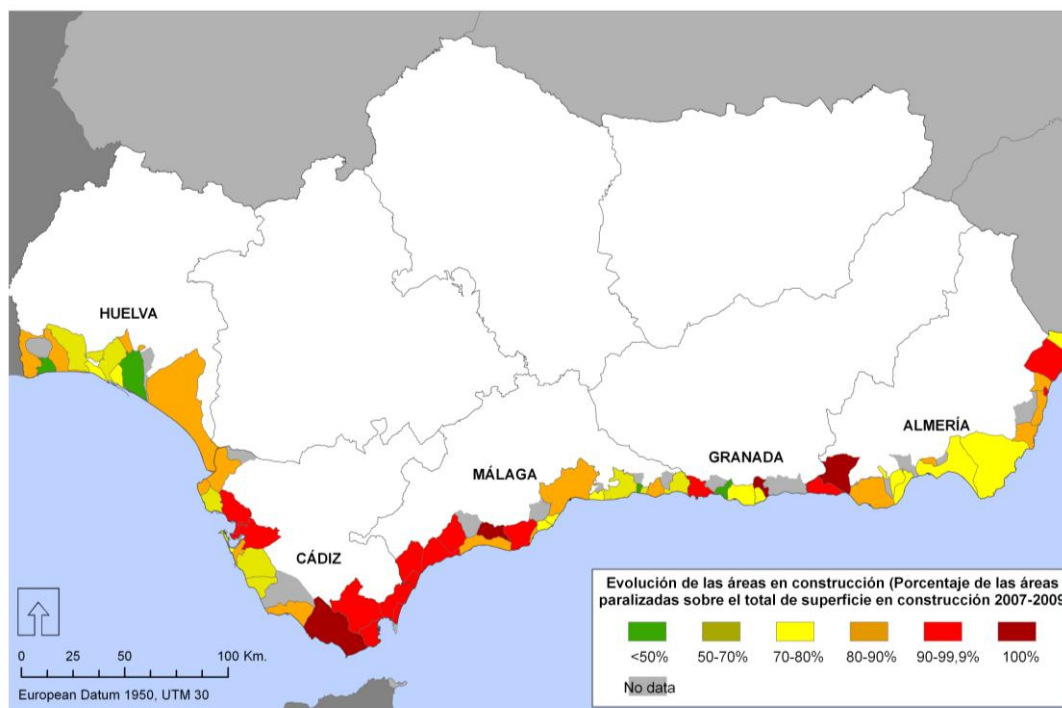


Figura 6. Evolución de las áreas en construcción (Indicador 2): Porcentaje de paralización 2007-2009. Elaboración propia.

periodo 2007-2009 unas paralizaciones que rondan el 90% de las áreas en construcción.

Pocos son los municipios donde se consolidan más áreas de las que se abandonan y, en esos contados casos, las diferencias son mínimas y poco representativas a escala regional.

## 4 CONCLUSIONES

Del estudio realizado pueden extraerse una serie de conclusiones, algunas de tipo metodológico y otras relacionadas con el comportamiento del fenómeno tratado.

### 4.1 Conclusiones relacionadas con la metodología

La ortofotografía aérea, como principal fuente de información en el análisis empírico del proceso de urbanización, ha mostrado ser muy válida para alcanzar el objetivo propuesto. La periodicidad de las series - cada 2 ó 3 años - permite ajustarse al notable ritmo de urbanización alcanzado en la costa andaluza hasta 2007, así como evaluar su caída desde entonces. Gracias a esta cadencia, para analizar con mayor detalle el proceso, no sólo se ha tenido en cuenta el crecimiento de la superficie urbana-alterada (indicador 1) sino la velocidad en la construcción de los mismos (indicador 2). Para este último resulta esencial definir diversas etapas en el proceso constructivo en la clasificación de tipos urbanos.

La ágil explotación de esta fuente de información ha sido posible gracias a la utilización de los Sistemas de Información Geográfica y, especialmente, a la creación, el uso y la explotación de una base de datos geográfica. Estos medios han permitido la digitalización de los datos y la estructuración de los mismos ajustándose a un modelo de datos jerarquizado que incorpora diferentes categorías en el proceso de construcción, así como la posterior extracción de indicadores y su representación cartográfica.

Finalmente, los servicios interoperables han hecho posible la difusión pública de la información. Este aspecto es esencial, ya que permite que cualquier agente público o privado con diverso poder de decisión, así como la sociedad en general, pueda visualizar el proceso de urbanización en la costa andaluza y comparar la evolución entre sus provincias, municipios, etc.

### 4.2 Conclusiones derivadas del estudio del fenómeno

Por otra parte, el fenómeno tratado en esta comunicación, esto es, el colapso del sector de la construcción a partir de 2007, arroja una serie de conclusiones.

El proceso de urbanización en el litoral andaluz registra en el periodo 2007-2009 una caída sin precedentes en las últimas décadas. En cifras absolutas se han colonizado 555 hectáreas,

un incremento del 0,72%. Los lapsos anteriores registraban aumentos entre el 7 y el 9 por ciento. De un ritmo de 2076 ha/año (2004-2007) se pasa a 277 ha/año. El colapso es generalizable a todas las provincias y municipios costeros, aunque con intensidad variable. Los segmentos de mayor dinamismo urbanizador hasta 2007, registran, obviamente, las mayores caídas (Málaga, Huelva, Levante Almeriense).

El colapso inmobiliario no sólo se refleja en la colonización de nuevos suelos urbanos, sino en la paralización de aquellos suelos que fueron incorporados al proceso y persisten como áreas en construcción. Para comprender mejor las dimensiones del fenómeno estas superficies suponían en 2007 el 14% de todo el suelo urbano-alterado del litoral andaluz, síntoma de la dinámica pro-urbanizadora. El 84% de estas áreas se paralizan en el periodo 2007-2009.

El presente trabajo muestra, en base a los indicadores especializados utilizados, el ingente volumen de suelo por consolidar urbanísticamente en la costa andaluza. Por lo que se observa en las fotografías aéreas de 2007 y 2009 la mayoría de las áreas en construcción parecen tener un futuro residencial. Si a esto se le une el parque inmobiliario consolidado reciente sin vender, se invita a pensar en las dimensiones del ajuste inmobiliario que se ha de producir en los próximos años. García Montalvo (2009) considera que el ajuste del mercado inmobiliario español se está produciendo en las cantidades y no en los precios: Según las estadísticas oficiales, los precios han caído desde su máximo

tan sólo un 9% (30% en Estados Unidos) mientras que la cantidad de viviendas iniciadas se ha desplomado, tal y como se confirma en el presente estudio o en otros informes (Según el Ministerio de Fomento (2011) las viviendas libres iniciadas en 2010 no llegan al 10% de las cifras alcanzadas en 2006).

Según el presente estudio el año 2007 es un punto de inflexión entre la intensificación del fenómeno y su posterior hundimiento. Otra serie de estadísticas y estudios confirman este hecho a nivel nacional y regional: la evolución del Valor Añadido Bruto del sector; de su aportación al PIB (Del 6,9% en 1995 al 11% en 2007, Departamento de Investigación y Estrategia de Mercados, 2009), el empleo registrado en la actividad (cifra record de 2,7 millones de empleados en 2007, INE, 2012); y el parque de viviendas (544 viviendas por cada 1000 habitantes, Dool y Hafner, 2010).

La presente comunicación resulta comparable con datos derivados de otros estudios e informes así como con reflexiones más profundas acerca de las causas, el alcance y las consecuencias del boom inmobiliario (Naredo, 2006; Rodríguez, 2007; Artigues y Rullán, 2007; Ocaña, 2009; Fernández y Cruz, 2011). Los dos indicadores estudiados, la colonización de nuevas áreas urbanas y la consolidación de las áreas en construcción, unido a un representativo ámbito de estudio (el litoral de Andalucía), contribuyen a reflejar estadística y espacialmente el fin de la burbuja inmobiliaria y el desplome del sector de la construcción en España.



Figura 7. Ámbito de Casares Golf y Finca Cortesín (Municipio de Casares) en 2004, 2007, 2009; uno de los ámbitos con mayor dinamismo urbanizador reciente en el litoral andaluz. Fuente: Infraestructura de Datos Espaciales de Andalucía, Junta de Andalucía.



## AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se ha desarrollado dentro de los siguientes proyectos: el correspondiente al Plan Nacional (CSO2010-15807) "Espacialización y Difusión Web de Variables Demográficas, Turísticas y Ambientales para la Evaluación de la Vulnerabilidad Asociada a la Erosión de Playas en la Costa Andaluza"; y el proyecto de excelencia de la Junta de Andalucía (RNM-6207) "Espacialización y Difusión Web de Datos de Urbanización, y Fitodiversidad para el Análisis de Vulnerabilidad ante los Procesos de Inundación Asociados a la Subida del Nivel del Mar en la Costa Andaluza".

## BIBLIOGRAFÍA

- Artigues, A. y Rullán O. 2008. Nuevo modelo de producción residencial y territorio urbano disperso (Mallorca, 1998-2006), Scripta Nova, 245 (10). Disponible en <http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-24510.htm>
- Departamento de Investigación y Estrategia de Mercados. 2009. El sector de la Construcción: Radiografía del sector y de los mercados de Edificación, Fira de Barcelona.
- Fernández, A. y Cruz, E. 2011. Territorio y actividad constructora: del «tsunami» a la crisis. Factores explicativos y propuesta de indicadores a escala municipal en Andalucía, Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, 56, 79-110.
- García, J. 2005. Por una liberalización del paradigma urbanístico español (III): El tsunami urbanístico que arrasará el territorio, Ciudad y Territorio: Estudios territoriales, 144, 273-288.
- García, J. 2009. El ajuste inmobiliario en España. Diario El País Negocios, 29/11/2009.
- Disponible en [http://elpais.com/diario/2009/11/29/negocio/1259504068\\_850215.html](http://elpais.com/diario/2009/11/29/negocio/1259504068_850215.html)
- Instituto Nacional de Estadística. 2012. Encuesta de Población Activa. Disponible en <http://www.ine.es/>
- Ministerio de Fomento de España. 2011. Informe sobre el stock de vivienda nueva 2010, Dirección General de Programación Económica y Subdirección General de Estadísticas y Estudios.
- Naredo, J. 2006. Mitos inmobiliarios de nuestro tiempo, El Ecologista, 46.
- Observatorio de la Sostenibilidad en España. 2011. Sostenibilidad en España 2010. Available at: <http://www.sostenibilidad-es.org/es/informes/>
- Ocaña, C. 2009. Urbanización y vivienda, negocio financiero y conflicto social, En Territorios, sociedades y políticas, editado por Universidad Pablo de Olavide y Asociación de Geógrafos Españoles, 349-368.
- Ojeda, J. y Villar, A. 2007. Evolución del suelo urbano/alterado en el litoral de Andalucía (España) 1998-2002, Geofocus Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica, 7, 73-99.
- Rodríguez, J. 2007. Urbanismo, vivienda y economía en España, Revista ACE, 3, 83-88.
- Villar, A. 2012. Territorio, turismo y paisaje: El proceso de urbanización en el litoral de Andalucía. El papel de los campos de golf, Sevilla, Junta de Andalucía, 581 pp.
- Zoido, F., De La Vega, S., Morales, G., Lois R. y Mas, R. 2000. Diccionario de Geografía Urbana, Urbanismo y Ordenación del Territorio. Barcelona, Ariel, 407 pp.





# La información disponible a través de las Infraestructuras de Datos Espaciales para la delimitación de los paisajes adehesados

M.L. de Lázaro<sup>1</sup> y M.J. González<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Universidad Complutense de Madrid.

<sup>2</sup> Universidad de León.

mllazaro@ghis.ucm.es, mjgong@unileon.es

## RESUMEN

*El objetivo del trabajo es buscar los datos territoriales disponibles en las Infraestructuras de Datos Espaciales de España (Proyecto INSPIRE) que puedan resultar de utilidad para realizar una aproximación a la delimitación de los paisajes adehesados. Para ello será necesario localizar los respectivos enlaces y realizar las descargas directas de los datos desde los portales existentes en la IDEE. Estos datos los trabajaremos a través de un Sistema de Información Geográfica (SIG), como ArcGIS 10 que necesita ser instalado en el propio ordenador para poder trabajar en modo local con ficheros vectoriales y ráster. El estándar de interoperabilidad Open GeoSpatial Consortium OGC que nos permite ver la información sin bajarla al propio ordenador a través de un SIG, facilita el que podamos ir seleccionando aquella que vamos a analizar.*

*Somos conscientes de la dificultad de aproximarnos a la realidad de la dehesa desde un punto de vista estrictamente cuantitativo, por la importante riqueza cultural que entraña. Seleccionaremos la información disponible en la IDEE para dos áreas territoriales concretas, una al pie del Sistema Central, en torno a la Sierra de Hoyo de Manzanares (provincia de Madrid) y otra en torno a la Sierra Morena Oriental (provincia de Jaén). Con ello se pretende contribuir al debate científico del rol de la IDE y de la información que contienen en las dificultades de delimitación de los paisajes adehesados.*

## PALABRAS CLAVE

Dehesa, Infraestructuras de Datos Espaciales (IDE), Sistemas de Información Geográfica (SIG), Tecnologías de la Información Geográfica (TIG), Open GeoSpatial Consortium OGC.

## ABSTRACT

*The aim of the paper is to analyse the available data of the Spatial Data Infrastructure (INSPIRE Project) in order to delimit the dehesa ecosystem as a land use. We will obtain data from download centers from SDI portals. We will use the data in a Geographic Information System (GIS), as ArcGIS 10 which needs to be installed on the computer itself and allows shapefiles and rasterfiles to be added. The interoperability standard Open GeoSpatial Consortium OGC also allows us to see the shapes through our computer with a GIS in order to select the necessary one.*

*We have seen that it is difficult to fulfil the dehesa reality only with a quantitative approach, because its cultural characteristics are very important. We will see the available information on the SDI on the Hoyo de Manzanares area in Madrid province, and on the Oriental Sierra Morena in the Jaen province (Andalusia autonomous community). This way, we contribute to the scientific debate on the rol of the SDI and the information it contains in the difficulties of how it is possible to delimit the dehesa landscape.*

## KEY WORDS

Dehesa (savanna), Spatial Data Infrastructure (SDI), Geographic Information Systems (GIS), Geographic Information Technologies (GIT), Open GeoSpatial Consortium OGC.

## 1 INTRODUCCIÓN

Las Infraestructuras de Datos Espaciales o IDE son aplicaciones informáticas en forma de portal con enlaces, nodos y servicios a una amplia información geográfica. Cada vez se buscan mas fórmulas de interoperabilidad o intercambio para los datos geográficos, estableciendo modelos, protocolos e interfaces que lo posibiliten. Esto ha exigido una estandarización de formatos que se desarrollan bajo la normativa del Open Geospatial Consortium (OGC). Así, bajo estos estándares, las IDE ofrecen un catálogo de datos cada vez mejor organizado y más amplio (Capdevila, 2004; Granell *et al.*, 2009; Groot y McLaughlin, 2000).

El acceso a los datos que impulsan las IDE se realiza a través de tres opciones principales que nos llevan a enlaces:

a) a otros portales o geoportales, que permiten la descarga directa de esos datos a nuestro ordenador.

b) a visores que permiten visualizar esos datos sobre un mapa, ortoimagen, imagen satélite, etc.

c) a servidores con servicios de interoperabilidad que permiten la descarga de datos a través de otro software, como por ejemplo, un sistema de información geográfica. Este acceso a los datos se realiza a través de servicios de interoperabilidad, entre los que podemos señalar el citado OGC que ofrece servicios como los que permiten visualizar los datos en nuestro ordenador con otros datos propios (Web Map Service, WMS), los que permiten bajar los datos vectoriales (Web Feature Service, WFS) y los datos raster (Web Coverage Service, WCS) y trabajar con ellos. También existen catálogos de datos (Web Catalogue Service, CSW)...

Todas estas posibilidades de manejo de datos sin precedentes exigen contar con una información adicional sobre los mismos, que es lo que se conoce como metadatos.

Todo esto se enmarca en las políticas comunitarias de liberalización de datos públicos ("Open Data") y de reutilización de esos datos, cuya legislación vigente en España se recoge en el Real Decreto 1495/2011.

Las IDE están abiertas a cualquier iniciativa sobre el territorio al que se refieren y cualquier entidad pública o privada puede solicitar el

volcado de sus contenidos en ellas. Cada día mejora el acceso y uso de la geoinformación que, de este modo, amplía sus contenidos y funcionalidad, por lo que podemos afirmar que estamos ante una revolución en el acceso a la información geográfica.

Sin embargo, este creciente acceso a datos territoriales que nos permiten las IDE tiene una asignatura pendiente, que es realizar una reflexión sobre la calidad de los datos y sus posibilidades de mejora.

Existen IDE en muchos países. La Infraestructura de Datos Espaciales de España (IDEE), gestionada e impulsada por el Instituto Geográfico Nacional (IGN), tiene enlace a las IDE de otros países, comunidades autónomas, ayuntamientos y organismos oficiales. La mayoría de las IDE regionales o locales en España disponen de un visor, permiten algunas descargas directas y los servicios OGC que ofrecen son, al menos, los ya citados de visualización de datos (WMS). Estos últimos tienen además una pasarela a Google Earth y sería deseable que también la tuvieran a la versión más reciente de Iberpix.

En el presente trabajo nos centraremos en la geoinformación disponible a través de las IDE que resulte de interés para la delimitación de los paisajes adhesados. Para ello comenzaremos definiendo paisaje adhesado y las distintas variables y/o criterios que pueden ayudar a su delimitación; seguiremos con una valoración de las capas de información geográfica existentes en las IDE que contienen alguna de las variables señaladas; después aplicaremos la información obtenida a dos áreas concretas (Sierra de Hoyo de Manzanares, provincia de Madrid y Sierra Morena Oriental, provincia de Jaén) de forma que queden patentes las limitaciones encontradas en el empleo de la información disponible para la delimitación de los paisajes adhesados.

## 2 LOS PAISAJES ADEHESADOS Y SU DELIMITACIÓN

La delimitación del paisaje es un hecho de difícil realización, ya que los límites no siempre son nítidos, y si además ese paisaje tiene un gran peso cultural (Lázaro y González, 2012) y un gran patrimonio inmaterial, como es el caso de la dehesa, las dificultades añadidas pueden trascender la extensión de estas líneas. Sin embargo, es necesario delimitar los paisajes

adehesados para poder realizar un cálculo del territorio que comprenden.

La mayoría de las dehesas en España proceden de acotados ganaderos del común, de manos muertas o de familias endeudadas. Son pastos con un arbolado disperso, conocido popularmente como monte hueco. Su aprovechamiento tradicional principal es la ganadería extensiva aprovechando los citados pastos, los frutos de los árboles y los ramones. También se aprovecha para usos forestales, cinegéticos o agrícolas, aunque en este último caso suelen ser cultivos forrajeros para reforzar la producción de pastos que los suelos pobres ubicados en montañas medias no ofrecen.

Estas y otras características de las dehesas, con el paso del tiempo y el desarrollo tecnológico, se han ido cuantificando cada vez más, de forma que las definiciones de dehesa en la normativa actual, en la mayor parte de los casos, será estrictamente cuantitativa y responderá fundamentalmente al tamaño de la finca o a la densidad del arbolado existente en ella.

El tamaño de la finca se utiliza en la definición de las dehesas extremeñas (Ley 1/1986, de 2 de mayo, sobre la Dehesa en Extremadura) y en la de los montados portugueses (Decreto Lei no 11/97 de 14 de Janeiro). Esto se contradice con el hecho de que este dato no se deriva de ninguna de las fuentes de información disponibles en la actualidad. Podemos recordar que para el censo agrario, la unidad mínima es la explotación agropecuaria y para el catastro, la parcela catastral, que no siempre coincide con la propiedad, ya que la normativa actual fragmenta las fincas en distintas parcelas catastrales, aun cuando la propiedad sea de una única persona física o jurídica. Una explotación puede comprender varias fincas, y una sola finca puede contener diversas explotaciones. El sistema de información geográfica dedicado a la Política Agraria Comunitaria (SIGPAC) fragmenta todavía más las parcelas catastrales en función de los usos del suelo. El registro de la propiedad tampoco permite la identificación de las fincas en el espacio, ya que no cuenta con la cartografía de las propiedades registradas. La fotointerpretación o la teledetección, a pesar de sus mejoras tecnológicas, no permiten ver los cerrados, aunque incluso si se pudieran visualizar, tampoco serían decisivos, ya que el manejo de una ganadería extensiva, que es la propia de los sistemas adehesados, generalmente exige disponer de más de un cerrado. Por todo ello, esta definición basada en el tamaño de las fincas no la consideramos viable.

Otro criterio ampliamente extendido para definir una dehesa ha sido la densidad del arbolado, es decir, la cubierta arbórea. En él se excluyen los pastos o prados sin arbolado y las áreas con más de un 50% de matorral, si bien en algunos casos se admite hasta el 75% de matorral. Así, la Política Agraria Comunitaria (PAC) considera a la dehesa como un sistema de explotación ganadera y/o cinegética de carácter multifuncional en el que al menos el 50% de la superficie está ocupada por pastizal con arbolado adulto disperso productor de bellotas y con una fracción de cabida cubierta (Fcc) comprendida entre el 5% y el 60%. Este porcentaje se lleva hasta el 75% en el caso de la legislación andaluza (Ley 7/2010, de 14 de julio, para la Dehesa en Andalucía y retomado en el Decreto 70/2012, de 20 de marzo, por el que se regula el Censo de Dehesas de Andalucía). Este criterio es el que parece que se está utilizando en la elaboración de la cartografía actual del Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE), lo que se puede traducir en una oscilación de unos 5 a 75 pies de árbol adulto por hectárea aproximadamente. La legislación portuguesa cifra el montado en una presencia continua de 10 árboles/ha (Decreto Lei no 11/97 de 14 de Janeiro). Todos estos porcentajes tienen el inconveniente de que dependen de la extensión de la superficie territorial considerada, y establecer una unidad mínima exigiría un estudio más profundo. Además, la vegetación con el paso del tiempo cambia, por lo que un matorral denso con un arbolado disperso, con el paso de los años, puede llegar a convertirse en un bosquecillo. Se da la paradoja de que muchas de esas "islas" de pasto sin arbolado o de matorral muy denso, que empiezan a cuestionarse algunos estudiosos si pueden ser consideradas dehesas, son parte de un territorio más amplio y pueden ser necesarias para la supervivencia de ciertas especies que enriquecen la biodiversidad de este ecosistema, ya que determinadas especies necesitan un cierto espesor en el matorral.

Otros criterios que pueden definir una dehesa son algunos elementos culturales que perviven todavía en el paisaje, como pueden ser los chozos, majadas, esquiladeros... y que a pesar de su desuso, se han conservado por la reutilización aplicada, por ejemplo al utilizar sus restos como puestos de caza. Existe también un gran patrimonio inmaterial asociado a la dehesa, que escapa a la finalidad de estas páginas.

Una conjunción de criterios cuantitativos y cualitativos que afectan tanto al patrimonio natural como al sociocultural se ha tomado en cuenta al presentar el primer paisaje de dehesa a la UNESCO para ser declarado Patrimonio de la Humanidad. La candidatura extremeña, calificada

en la categoría de Paisaje Cultural como paisaje silvopastoril de "Plasencia-Monfragüe-Trujillo: paisaje mediterráneo" resulta así una iniciativa pionera.

Este hecho explica que el paisaje adherado no sólo es el medio material, sino la acción antrópica que en él se ha desarrollado durante siglos y cuyos valores, cultura y organización económica han dado lugar a lo que hoy conocemos como dehesa.

Todas estas consideraciones condicionan la utilidad de una delimitación realizada únicamente con las tecnologías de la información geográfica y sin tener en cuenta a las gentes que viven, trabajan y/o gestionan estos paisajes desde hace varias generaciones. Resulta así imprescindible relacionar el territorio trabajado e interpretado por los medios tecnológicos disponibles con el territorio vivido. El aprovechamiento tradicional de la dehesa es un conglomerado de aprovechamientos ya estudiados en trabajos anteriores (Lázaro y Vera, 2009) destacando como principales los relacionados con la ganadería extensiva y la actividad cinegética. Así, podemos obtener datos complementarios de primera mano que se pueden integrar a un SIG a partir de la información sobre los cotos de caza y sus correspondientes planes técnicos, y aquella proporcionada por las oficinas que dan soporte a la ganadería, como por ejemplo las Oficinas Comarcales Agrarias. En algunas CCAA existe además un sistema de información geográfica sobre ganadería (sistema SIGGAN en Andalucía) que registra el lugar en el que se ubica el ganado. Por tanto, se hace necesaria una mayor interrelación entre el territorio y las Técnicas de Información Geográfica (TIG) y un trabajo de campo respetuoso con la actividad cotidiana del duro trabajo en la dehesa. Todo ello puede aportar elementos complementarios a la hora de aplicar las múltiples y variadas normativas que afectan a los paisajes adherados. Quizás el impulso a la existencia de los Planes de Gestión Integral (PGI) para la dehesa, que en parte son herederos de los actuales Planes de Ordenación del Monte (POM), resulte el mejor testimonio de que la dehesa puede ser un ecosistema de gran dinamismo si no se le ahoga.

A pesar de todas las dificultades apuntadas, existen algunos intentos por delimitar los paisajes adherados, entre los que podemos destacar el realizado para Extremadura (Morillo y Espejo, 2008) en el que se conjugan el SIGPAC, el Plan Forestal Extremeño, el CORINE, y la teledetección. Sus propios autores afirman que el grado de coincidencia entre las distintas fuentes utilizadas y el mapa resultante supone un 87,8% de dehesa en las 42 parcelas piloto utilizadas. El Proyecto Montado/Dehesa II

SP4.E127/03 del programa INTERREG III-A, titulado "Desarrollo de un Sistema de Información para la Gestión Ambiental y Económica del Ecosistema Dehesa/Montado en Extremadura y Alentejo" elaboró otro mapa de ocupación de los espacios adherados en Extremadura utilizando técnicas de teledetección con imágenes Landsat ETM+ de 2003. En este mapa se han considerado como espacios adherados aquellos que tienen una presencia continua de al menos 10 árboles/ha; no sólo en los que la especie arbórea principal es encina o alcornoque, sino también aquellos con rebollos, quejigos y otras especies que, aunque no funcionen como unidades técnicas de explotación denominadas "dehesas", sí se pueden y deben considerar como espacios adherados desde el punto de vista fisonómico. La evolución de este grupo de trabajo ha derivado en una aplicación informática en forma de visor denominado "Sistema de Apoyo a la Decisión de la Dehesa Extremeña", disponible en <http://www.riteca.eu/maps/sad>.

Por otro lado, algunos investigadores sobre el montano portugués, que también emplean técnicas de teledetección, aceptan la dificultad de encontrar unos límites nítidos en este paisaje y toman este hecho como punto de partida en sus trabajos (van Doorn y Pinto-Correia, 2007; Pinto-Correia *et al.*, 2011).

Una vez vistas las premisas de las que partimos, vamos a ir analizando la geoinformación disponible en las IDE para el estudio y aproximación a la delimitación de los paisajes adherados.

### 3 LA INFORMACIÓN / ENLACES QUE OFRECEN LAS IDE PARA DELIMITAR ESTOS PAISAJES

Las IDE nos ofrecen distintas posibilidades de obtener datos de gran utilidad para el trabajo sobre el territorio, permitiéndonos aproximarnos a aquél antes de la realización efectiva del trabajo de campo (González, 2011). Como hemos señalado anteriormente, las tres formas principales de ofrecernos estos datos son los visores, que como su nombre indica, no permiten manipulación fuera de la aplicación informática que los sustenta; las descargas directas, que permiten bajar capas concretas a nuestra terminal; y la conexión a los servicios OGC, opción explicada ya en anteriores trabajos (González y Lázaro, 2011), que nos permite no sólo visualizar una gran amplitud de datos, sino que algunos servicios nos permiten también bajar esos datos a nuestra propia terminal, sin ocupar excesivos recursos de nuestro ordenador. Estas dos últimas, descargas directas y servicios OGC



son las que vamos a utilizar con ArcGIS 10 para llevar a cabo este trabajo.

La IDEE aglutina la información de todos los centros de descargas e IDE de organismos oficiales españoles. Podemos señalar como enlaces principales en la IDEE para el tema que nos ocupa, el del centro de descargas del Instituto Geográfico Nacional (IGN) y el de la Oficina Virtual del Catastro (OVC), ambos pioneros en España en ofertar su propia información. También utilizaremos la IDE del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y sus posibilidades de descarga de datos libres.

El centro de descargas del IGN <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>, ofrece:

a) las capas vectoriales en shapefile de la cobertura del suelo del Corine Land Cover (CLC) años publicados en 1990, 2000 y 2006, así como los cambios entre las de 1990 y 2000 y desde el 2000 al 2006.

b) las capas vectoriales del Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE, 2005), si bien la última versión de 2009 no está todavía disponible.

c) en formato ráster las imágenes del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA).

Todos estos datos, a su vez, están disponibles en el citado visor Iberpix y también se puede acceder a ellos a través de su propio servicio OGC (al menos WMS).

La OVC tiene un visor con la información pública del catastro que se puede descargar también de: <https://www.sedecatastro.gob.es/OVCFrames.aspx?TIPO=TIT&a=masiv>, mediante firma digital. Resulta valiosa la información del catastro de rústica. La información se descarga por municipios.

El Banco de Datos de la Naturaleza (BDN) (<http://www.magrama.gob.es/es/cartografia-y-sig/temas/banco-datos-naturaleza-bdn/>), ha sido recientemente regulado por el Real Decreto 556/2011, de 20 de abril, para el desarrollo del Inventario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad (BOE nº 112 de 11 de mayo de 2011), lo que amplía su funcionalidad y nos ofrece información sobre la Red Natura 2000, sobre los lugares de importancia comunitaria (LIC) y sobre las zonas de especial protección para las aves (ZEPAS). También nos ofrece el Mapa Forestal de España (MFE) a escala 1:200.000 y la Directiva Hábitat (datos 1997) entre otra información.

El Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, donde se ubica el BDN cuenta, además, con varios visores, entre ellos el del SIGPAC nacional, que sólo permite visualizar la información sin posibilidad de descargarla. Ofrece también servicios OGC como el WMS con las formaciones arboladas [http://www.magrama.gob.es/es/cartografia-y-sig/servicios/ide/directorio\\_datos\\_servicios/biodiversidad/wms\\_bdn\\_mfe\\_indice.aspx](http://www.magrama.gob.es/es/cartografia-y-sig/servicios/ide/directorio_datos_servicios/biodiversidad/wms_bdn_mfe_indice.aspx) o el servicio WFS que permite bajar al disco local la información del Atlas virtual de Avifauna Terrestre <http://avesbiodiv.org/cgi-bin/AtlasAves?>

A continuación, vamos a analizar y a cartografiar la información relacionada con la cobertura/usuarios del suelo que aporta cada una de las IDE de los organismos citados. Para valorar su utilidad en la delimitación del paisaje adeshado ha sido necesario también el trabajo de campo.

### 3.1 Cobertura del suelo Corine Land Cover (CLC)

Esta información está disponible en formato vectorial en el citado centro de descargas del IGN, y también en la UE, en formato vectorial y ráster.

Tras un exhaustivo estudio de la misma cotejándola con la realidad, se han considerado relacionadas con las formaciones adeshadas las leyendas correspondientes a los siguientes ítems de la clasificación del CLC en tres niveles:

- 244, Sistemas agroforestales (pastizal, prados o praderas con arbolado adeshado, cultivos agrícolas con arbolado adeshado).
- 311, Bosques de frondosas (perennifolias, caducifolias marcescentes...)
- 321, Pastizales naturales (pastizal supraforestal mediterráneo, y otros pastizales mediterráneos...)
- 323, Matorrales esclerófilos (tipo mediterráneo de densidad variable).
- 324, Matorral boscoso de transición (frondosas...)

Se podría considerar también el código 313, que es el que incluye el bosque mixto, siempre y cuando se pudieran deslindar las coníferas y el bosque esclerófilo mediterráneo. Resultan datos muy generales, aunque interesantes, especialmente las capas que muestran los cambios.

La evolución mostrada a partir de estos datos generalmente responde a una pérdida de terreno adeshado, bosque o matorral, en favor de terreno agrícola, es decir, se roturan nuevas

tierras. La mayoría de los cambios que se han observado, especialmente en las áreas cercanas a las grandes ciudades, suponen un crecimiento de una tipología de construcción no ligada a los usos agropecuarios del territorio, como sería una lógica evolución de la técnica aplicada a los paisajes adherados. Se trata de un crecimiento de los núcleos urbanos como consecuencia del incremento de la población o de la mejora del nivel de vida de los últimos años, lo que conlleva un crecimiento de la residencia secundaria.

Distintos autores han observado que la dificultad en la utilización del Corine estriba en que algunas de las categorías son muy similares espectralmente hablando, lo que supone que puede haber un mayor riesgo de errores (Chuvieco, 2008). Otros autores utilizaron las imágenes del PNOA para comprobar los cambios de usos de 1990 a 2000, y han detectado posibles errores en la veracidad de los datos (Catalá *et al.*, 2008).

Con todo esto, y a pesar de las dificultades apuntadas, podemos concluir que la información derivada del CLC resulta de utilidad para una primera aproximación general a los paisajes de dehesa, que quedan ampliamente representados en las dos áreas de estudio consideradas (figuras 1 y 2).

### 3.2 Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE)

Además del IGN, es posible acceder a la información SIOSE a través de otras IDE, como por ejemplo, la de la Junta de Andalucía, disponible dentro de la Red de Información Ambiental de Andalucía ([http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/mapwms/REDIAM\\_distrib\\_formaciones\\_adhesa\\_das\\_SIOSEA\\_2005?](http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/mapwms/REDIAM_distrib_formaciones_adhesa_das_SIOSEA_2005?)) a través del servicio WMS.

La capa disponible en las IDE es la de 2005, aunque se pretende una actualización bianual y se está preparando información de 2009. Las formaciones adheradas aparecen en la IDE de Andalucía clasificadas en cuatro grupos: formaciones adheradas de quercíneas con herbáceas, formaciones adheradas de otras especies con herbáceas, formaciones adheradas de quercíneas con herbáceas y matorral y formaciones adheradas de otras especies con herbáceas y matorral. A cada uno de ellos se le adjudica un porcentaje de cobertura arbórea y arbustiva, que va desde el 5 al 75 % en la arbórea, y hasta un 50% en la arbustiva o de matorral. Este hecho se contradice con la realidad territorial, ya que hemos comprobado que hay áreas cartografiadas en SIOSE con el 65% de matorral que cuentan con

un encinar intercalado, robusto y en pleno crecimiento. Además, la legislación vigente (PAC, sucesivas leyes de dehesa...) marca hasta un 75% de matorral para que un territorio sea considerado dehesa.



Figura 1. Área de estudio: Sierra de Manzanares (Madrid). Fuente: Elaboración propia con ArcGIS a partir de los datos de la IDEE.

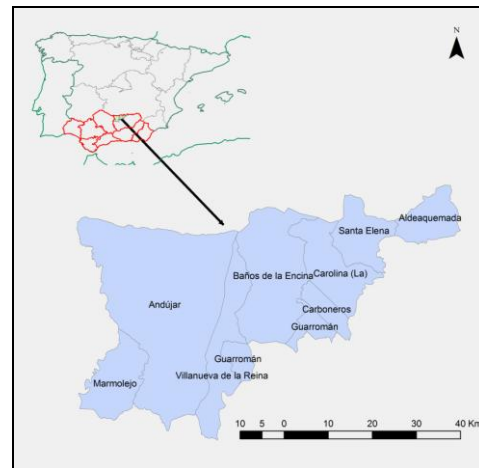


Figura 2. Área de estudio: Sierra Morena (Jaén). Fuente: Elaboración propia con ArcGIS a partir de los datos de la IDEE.

El resultado de la información SIOSE es que el espacio queda fragmentado en diversos usos. Lo que SIOSE considera dehesa (DHS), resulta un espacio muy restrictivo (figuras 3 y 4). La realidad territorial de la superficie que se ha considerado tradicionalmente como dehesa no coincide con estos escasos polígonos que SIOSE etiqueta como dehesa, lo que supone una ruptura en la continuidad territorial de los paisajes adherados. No se logra una

equivalencia ni con el 50% de lo que visualmente y tradicionalmente se consideran como tales, no sólo por sus características culturales, sino también por su aprovechamiento extensivo (por ejemplo, el de la montanera). Esto se debe a la propia definición que emplea para las formaciones adehesadas. Sin embargo, se aporta una rica información en los polígonos que establece para considerar otras zonas adehesadas que han aprovechado algunos estudios (Molero, 2012). SIOSE sigue resultando la fuente, con diferencia, que menos espacio adehesado considera.

Quizás la retroalimentación recibida, gracias a la información facilitada en las IDE, sirva para depurar estos datos en las sucesivas actualizaciones cuando además se compruebe en el trabajo de campo cómo la superficie territorial de las áreas de dehesa, según estos criterios, son muy inferiores a la realidad.

### 3.3 Cultivos y aprovechamientos (catastro de rústica)

Existen capas en la OVC que muestran los cultivos y/o los aprovechamientos, conocidas como subparcelas de cultivo. Éstas, unidas a las bases de datos del propio catastro de rústica, ofrecen datos del aprovechamiento mayoritario de las mismas. El seleccionar los usos tradicionalmente unidos a la dehesa (monte bajo, algunos cultivos y usos forestales...) puede ofrecernos otra perspectiva de la dehesa. El hecho de que la finalidad del catastro sea fiscal impide que emplee sus recursos en la depuración de la calidad de los datos ajenos a esa finalidad. Por tanto, los usos del suelo pueden tener interés sólo si marcan diferencias en las valoraciones del suelo con finalidad fiscal. Además, el volcado de los "catastrones" u hojas que contenían los mapas catastrales a una cartografía digital continua en Internet, le han hecho heredar vicios que son difíciles de quitar y que se han "resuelto" unilateralmente con los polígonos 9000. Esto fragmenta la parcela que, en teoría, debería reflejar una propiedad o finca, e impide conocer, por ejemplo, el tamaño de las fincas, dificultando así una mayor aproximación a la realidad territorial y a su integración con el registro de la propiedad.

### 3.4 Hábitat

La Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestres engloba a las dehesas en una rúbrica específica: 6.3.10 etiquetada como dehesas perennifolias de *quercus spp.* (todas las especies *quercus*), dentro de los bosques esclerófilos de pastoreo y de las formaciones herbosas

naturales y seminaturales (prados), que es la rúbrica 6. Lo que se conoce para la zona de Jaén, según la clasificación de Rivas Martínez (1964), como dehesas de *Paeonio coriaceae-Quercetum rotundifoliae* y en la posterior clasificación (1987) del mismo autor serán las dehesas de *Pyro bourgaeanae-Quercetum rotundifoliae*. En la clasificación de Rivas Goday (1959) se califican como dehesas de *Sanguisorbo-Quercetum suberis*. Mientras que la formación adehesada de la Sierra de Hoyo de Manzanares y su entorno comprendería la asociación definida por Rivas Martínez (1964) de dehesas de *Junipero oxycedri-Quercetum rotundifoliae*. Si bien, hay que hacer notar que Rivas Martínez tiene una detallada cartografía escala 1:400.000 utilizada en la aplicación a España de la citada directiva en la que se trabaja la vegetación potencial (1987) y no la real.

Así, la capa proporcionada por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente correspondiente a Hábitat, da como resultado que la superficie de dehesa queda muy restringida, a niveles casi como los de SIOSE, lo que consideramos que no se adecua a la realidad territorial.

### 3.5 Datos Red Natura 2000 y espacios nacionales protegidos

El investigar la protección con la que cuentan estos paisajes resulta de indudable interés, ya que siendo aparentemente un dato colateral a la delimitación de estos paisajes, puede ayudar a su conservación. Aunque la mayoría del paisaje de dehesa cuenta con alguna figura de protección comunitaria, como la Red Natura 2000: LIC y ZEPA (Diagnóstico de las Dehesas Ibéricas Mediterráneas, 2008), hay áreas en las que esto no es así, estando exentas de protección o con otras figuras igualmente válidas, como por ejemplo las relativas a los espacios naturales protegidos, como son, para las áreas estudiadas, el Parque Natural de la Sierra de Andújar y los Parques Regionales de la Cuenca Alta del Manzanares, de la Sierra de Gredos y de La Pedriza. Esto supone que casi la totalidad del ecosistema de dehesa queda protegido, bien por una figura de protección nacional, o bien por alguna del ámbito de la Europa comunitaria. En el caso de Sierra Morena, serán las sierras adehesadas más meridionales las que no tienen protección (una parte de los municipios de Marmolejo, Guarromán, Carboneros y La Carolina), como lógicamente tampoco la tienen las campiñas de olivares. En el caso de la Sierra de Hoyo de Manzanares y su entorno son los municipios de Becerril de la Sierra, El Boalo y Moralarzal los en torno a sus núcleos urbanos y a la expansión de la residencia secundaria

cercana a éstos carecen de una figura de protección ambiental definida.

### 3.6 Sistema de Información Geográfica de la Política Agraria Comunitaria (SIGPAC)

La información de las ayudas de la PAC canalizada a través de SIGPAC, pueden completar las fuentes anteriores. En el caso andaluz, existe una capa específica de dehesa considerada a partir del cruce de los espacios de montanera, cinegéticos... Además, el SIGPAC distingue entre pastizal (superficie en la que el arbolado y matorral ocupa menos del 40%), pasto arbustivo (superficie cubierta por monte bajo con más del 40% de matorral) y pasto arbolado (la cubierta arbolada ocupa más del 40%). Se admiten otros usos dentro de los paisajes adherados, como el forestal y la tierra arable. Sin embargo, ni el SIGPAC nacional ni el de la Comunidad Autónoma de Madrid incluyen una capa específica de dehesa ni tampoco de montanera, aunque esto último se comprende, ya que como veremos en la tabla 1, el ganado porcino no está presente al contrario de lo que sucede en Andalucía, que cuenta con un clima más benigno.

### 3.7 El Mapa Forestal Español

Es una herramienta que aporta una rica información, aunque el estudio del territorio adherado exige una escala de mayor detalle (1:25.000 o mejor, 1:10.000) y sin duda, podrá ser en un futuro una herramienta de interés. Hoy sólo disponemos de datos provisionales 1:25.000 para la provincia de Madrid, y en Andalucía no se ha empezado a trabajar el MFE a esta escala.

## 4 CONSIDERACIONES FINALES SOBRE LA GEOINFORMACIÓN EMPLEADA

### 4.1 Áreas estudiadas

Se han visualizado las capas citadas en dos áreas concretas, una en torno a la Sierra de Hoyo de Manzanares (Madrid) y otra en Sierra Morena (Jaén). En ambos casos la adecuación de los municipios elegidos queda ratificada por la existencia de especies ganaderas propias de las superficies adheradas, según el último censo ganadero INE (2009), como se puede ver en los cuadros elaborados al efecto (tablas 1 y 2).

Todos los municipios madrileños cuentan con especies ganaderas propias de superficies adheradas, salvo de porcino, de la que sólo existe una explotación con 25 cerdos en Becerril de la Sierra, según datos del INE (2009), por lo

que no se ha incluido en el cuadro correspondiente (tabla 1).

Todos los municipios de Sierra Morena elegidos cuentan con especies ganaderas (tabla 2) propias de los paisajes de dehesa destacando, como principales diferencias con el área de la provincia de Madrid, las explotaciones de porcino (muchas de ellas de cerdo ibérico) y las explotaciones apícolas, que están concentradas prácticamente todas en Andújar (casi 2000 colmenas). No en vano esta Sierra es la primera zona apícola de España junto con la Alcarria.

Municipios de Madrid	Bovinos		Ovinos		Caprinos		Equinos	
	Nº de explotaciones	Nº de cabezas	Nº de explotaciones	Nº de cabezas	Nº de explotaciones	Nº de cabezas	Nº de explotaciones	Nº de cabezas
Becerril de la Sierra	11	580	2	800	3	400	3	11
Boalo, El	30	1438	2	76			5	31
Hoyo de Manzanares	10	298	4	225	3	429	3	11
Manzanares el Real	18	2322	3	112			6	17
Moralzarzal	19	2314	2	65			9	50
Total	88	6952	13	1278	6	829	26	120

Tabla 1. Número de Explotaciones y número de cabezas según especie de ganado. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del Censo Agrario de 2009, INE.

Municipios de Jaén	Bovinos		Ovinos		Caprinos		Equinos		Porcinos	
	Nº de explotaciones	Nº de cabezas	Nº de explotaciones	Nº de cabezas	Nº de explotaciones	Nº de cabezas	Nº de explotaciones	Nº de cabezas	Nº de explotaciones	Nº de cabezas
Aldequemada			8	3003	1	11	5	28	2	638
Andújar	15	2619	33	8135	18	1159	80	592	10	5266
Baños de la Encina	23	6149	5	1558	5	100	22	155	1	18
Carboneros	9	1133	8	3491	1	19	3	10		
Carolina, La	16	2048	28	7700	8	467	15	90	1	3090
Guarromán	4	1239	8	3314	4	207	9	96	2	2105
Marmolejo	7	932	13	1049	3	14	26	182	2	2879
Santa Elena	11	1377	8	1741	3	137	7	32	1	2
Vva. de la Reina	7	2594	2	606	1	2	10	103	2	3011
Total	92	18091	113	30597	44	2116	177	1288	21	17009

Tabla 2. Número de Explotaciones y número de cabezas según especie de ganado. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del Censo Agrario de 2009, INE.

Con estos datos, en el caso de Madrid hemos considerado los municipios de su área NO, que pertenecen simultáneamente a la comarca ganadera de Colmenar Viejo y a la comarca agrícola de Guadarrama. Se han tomado así cinco municipios: Becerril de la Sierra, El Boalo, Hoyo de Manzanares, Manzanares el Real, Moralzarzal (figura 1).

En el caso de Sierra Morena se han tomado todos los municipios de la comarca de Sierra



Morena Oriental que son Aldeaquemada, Andújar, Baños de la Encina, Carboneros, La Carolina, Guarromán, Marmolejo, Santa Elena y Villanueva de la Reina (figura 2).

## 4.2 La dehesa según la información de las IDE en las dos áreas de estudio

Todo ello nos lleva a concluir que ninguna de las capas se adecua al 100 % de la superficie adehesada real (figuras 3 y 4), si bien el SIGPAC de 2012 de Andalucía tiene una gran aproximación a la realidad.

Esto nos lleva a buscar alguna forma alternativa de obtener la superficie adehesada, como podría ser una metodología inversa a la empleada hasta ahora, eliminando las superficies que claramente no son dehesa como las construcciones no ligadas al aprovechamiento de la dehesa, infraestructuras (pantanos, carreteras, afloramientos de la roca madre...), medio natural independiente de la dehesa (bosques de coníferas, grandes ríos...), jardines, etc. para terminar adecuando la superficie resultante a la imagen del PNOA y contrastar los resultados obtenidos con el trabajo de campo. Éste nos permitirá también observar el incremento de las enfermedades del arbolado y su necesario cuidado o el abandono de una explotación, si el encinar no está podado.

El extremo contrario lo tendríamos en las cargas ganaderas excesivas, cuyo ramoneo hace retroceder el bosque.

Los vestigios de la desaparecida trashumancia (esquiladeros, chozos derruidos...) son elementos que nos muestran el vigor actual y pasado de este paisaje.

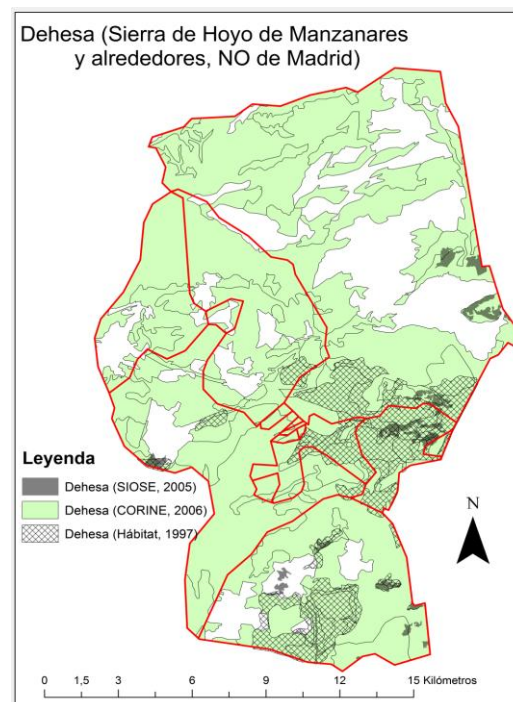
La limitación de tiempo y espacio no nos ha permitido profundizar más en la información espacial existente en las IDE para el estudio de la delimitación de los espacios adehesados, si bien se pretende continuar esta línea de investigación enriqueciendo las fuentes disponibles en las IDE con aspectos culturales, de sostenibilidad y de gestión y manejo del territorio que sus usuarios realizan.

El adecuar la geoinformación disponible a la realidad espacial de la dehesa es un reto a acometer en el que, sin duda, tiene un gran papel el trabajo realizado en las IDE.

## 5 CONCLUSIONES

La accesibilidad a la gran cantidad de información y la interoperabilidad que las IDE posibilitan hoy, años atrás no nos hubieran permitido un estudio con tanta riqueza de datos en una misma cartografía. Este hecho además

facilita el trabajo de campo necesario para contrastar y actualizar los datos logrando así una interesante retroalimentación potenciada por el hecho de que la tecnología actual permite una recogida de datos más eficiente.

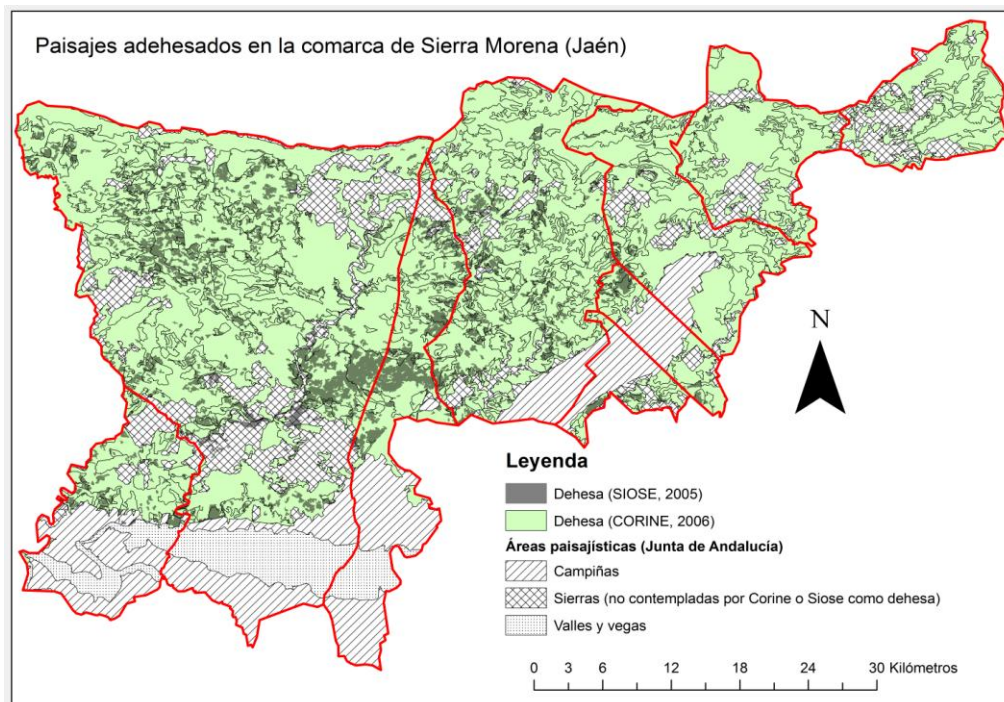


*Figura 3. Superficie de dehesa Sierra Hoyo de Manzanares y alrededores. Fuente: elaboración propia a partir de la información disponible en las IDE.*

Esto no evita la necesidad de establecer criterios objetivos para definir la dehesa, sino que puede ayudar a que éstos se adecuen mejor a la realidad, tanto en relación al número de árboles por hectárea, como a la cubierta. Sin olvidar, como venimos señalando a lo largo del trabajo, la ubicación espacial de la dehesa, en la que deben estar también presentes otros criterios no sólo en relación con el patrimonio material existente en el territorio, sino también en relación con el uso del suelo como criterio funcional (ganadería, actividad cinegética...).

Es necesario a la hora de delimitar el paisaje adehesado hablar de sus usos principales: la existencia de ganadería extensiva en el mismo y su necesaria vocación cinegética, forestal y medioambiental como sumidero de CO<sub>2</sub> y como territorio que favorece la conservación de la biodiversidad. La gran diversificación de usos y aprovechamientos de las dehesas es lo que en definitiva hace sostenible este paisaje favoreciendo su conservación, y también es lo que en parte dificulta su delimitación.





**Figura 4.** Superficie de la comarca de Sierra Morena (Jaén). Fuente: elaboración propia a partir de la información disponible en las IDE.

El retroceso demostrado de la dehesa en España, como hemos visto a través de la información del CLC, refleja la competencia por el territorio, que en términos de rentabilidad puede llamar a que el paisaje adeshado vaya desapareciendo, lo que se inicia comenzando por un abandono paulatino de sus usos. Su viabilidad económica en un momento en el que todos los productos de la dehesa tienen sus precios en declive, está en entredicho, si bien la crisis actual ha dado lugar a que esto sea un hecho generalizado para toda la producción en España. En este sentido, el desarrollo local se podría impulsar a partir de una producción agropecuaria de calidad.

El avance tecnológico, que facilita la interoperabilidad y el acceso a una mayor cantidad de datos públicos debería, además, potenciar la mejora constante de la calidad de esos datos, y más cuando la legislación actual promueve su difusión, usabilidad y reutilización.

## BIBLIOGRAFÍA

Capdevila, J. 2004. Infraestructura de datos espaciales (IDE). Definición y desarrollo actual en España. *Geo Crítica / Scripta Nova*. Revista electrónica de geografía y ciencias sociales. Barcelona: Universidad de Barcelona, 1 de agosto de 2004, vol. VIII, núm. 170-61. <<http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-170-61.htm>>

Catalá, R; Bosque, J. y Plata, W. 2008. Análisis de posibles errores en la base de datos Corine Land Cover (1990-2000) en la Comunidad de Madrid. Madrid: *Estudios Geográficos*, 264: 81-104.

Chuvieco, E. 2008. *Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el Espacio*. 3ª edición actualizada. Barcelona: Ariel.

Granell, C., Gould, M., Manso, M.A., Bernabé, M.A. 2009 "Spatial Data Infrastructures" En *Handbook of Research on Geoinformatics. Information Science Reference. Encyclopedia of Geoinformatics*. H.Karimi & Rita de Cassia Veiga Marriott (ed). Hershey (PE) USA.

Groot, R. y McLaughlin, J (eds.). 2000. *Geospatial Data Infrastructure: Concepts, Cases, and Good Practice*. New York: Oxford University Press.

González, M. J. 2011. El pensamiento estratégico como motor de la gestión de cambio en el territorio. Murcia: *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 55: 211-230.

González, M. J. y Lázaro, M. L., 2011. La geoinformación y su importancia para las tecnologías de la información geográfica. *Ar@cne*. Revista electrónica de recursos en Internet sobre Geografía y Ciencias Sociales. [En línea. Acceso libre]. Barcelona:

- Universidad de Barcelona, nº 148, 1 de junio de 2011.  
 <<http://www.ub.es/geocrit/aracne/aracne-148.htm>>. [Último acceso 31 julio 2011].
- Lázaro, M.L. y Vera, A.L. 2009. La gestión sostenible del paisaje de dehesa en la Sierra Morena andaluza en *Geografía, Territorio y Paisaje: el estado de la cuestión*. XXI Congreso de Geógrafos Españoles. Universidad Castilla-La Mancha-AGE, pp. 1147-1160.
- Lázaro, M.L. y González, M. J. 2012. El incierto futuro del paisaje de dehesa y su gestión integral sostenible. Contribución a la *Aportación española al XXXII Congreso de la Unión Geográfica Internacional*. Colonia, agosto 2012. Molero, J.L. 2012. El retroceso de la dehesa en los municipios de Torreldones y Hoyo de Manzanares. TFM dirigido por M.L. de Lázaro. Morillo, J. y Espejo, A. M. 2008. Determinación de la superficie ocupada por las áreas adehesadas en Extremadura.
- Van Doorn A.M., Pinto-Correia T. 2007. Differences in land cover interpretation in landscapes rich in cover gradients: reflections based on the montado of South Portugal. *Agroforestry Systems* 70:169–183.
- Pinto-Correia, T.; Barroso, F.; Surová, D. y Menezes, H. 2011. The fuzziness of Montado landscapes: progress in assessing user preferences through photo-based surveys. *Agroforestry Systems* 82:209–224.
- Rivas-Martínez, S. 1964. Esquema de la vegetación potencial y su correspondencia con los suelos en la España peninsular. Madrid: *Anales del Instituto Botánico Cavanilles*, 22: 343-405.
- Rivas Martínez, S. 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España 1: 400.000. ICONA. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- VVAA. 2008. Diagnóstico de las Dehesas Ibéricas Mediterráneas. Tragsatec. MAPA. p. 60.



# Estimación de precipitación combinada radar-pluviómetros y publicación mediante servicios OGC

M. Erena<sup>1</sup>, J.A. López<sup>1</sup>, P. García<sup>1</sup>, M. Caro<sup>1</sup>, F. Belda<sup>2</sup>, J.E. Palenzuela<sup>2</sup>, F. Toledano<sup>3</sup>, P. Torralba<sup>3</sup>, G. González-Barbera<sup>4</sup> y J. García-Pintado<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario (IMIDA).

<sup>2</sup> Agencia Estatal de Meteorología (AEMET).

<sup>3</sup> SAIH-Confederación Hidrográfica del Segura (CHS).

<sup>4</sup> Centro de Edafología y Biología aplicada del Segura (CEBAS-CSIC).

manuel.arena@carm.es

## RESUMEN

Dentro del proyecto REDSIM (REmote-sensing based DSS for Sustainable Drought Adapted Irrigation Management), financiado por la D.G. de Medio Ambiente de la UE para el desarrollo, en España, de dos zonas piloto (Cuenca Hidrográfica del Segura y el Alto Guadiana) de actividades de seguimiento y lucha contra la desertificación y sequía, se ha desarrollado un sistema de información, denominado REDSIM-IS, que integra datos de radar meteorológico y de redes automáticas de pluviómetros para la estimación operativa de la intensidad de precipitación.

Este geoportal REDSIM-IS integra la información agroclimática procedente de tres redes de medida (SIAM-IMIDA, AEMET y SAIH-CHS), con el Radar meteorológico de banda C de la Sierra de la Pila de la AEMET. El producto de precipitación combinada se denomina Estimaciones de Precipitación Multisensor. Para ello, se ha desarrollado un sistema de procesamiento automático que cubre la Cuenca Hidrográfica del Segura y el Alto Guadiana. Dicho sistema permite el seguimiento de la intensidad de precipitación con resolución horaria en las áreas piloto. Para el desarrollo de este componente se ha automatizado la recogida de datos pluviométricos horarios de las tres redes. Tras esto, el control de calidad y procesamiento de precipitación multisensor se realiza en el supercomputador Ben Arabí para disminuir los tiempos de computación. Finalmente, los resultados se publican en un geoportal mediante estándares OGC. Estos nuevos servicios se basan en la integración de diferentes tecnologías TIG, la teledetección y la toma de datos climáticos a tiempo real. Este sistema permite que todos los usuarios/gestores del agua puedan disponer de información en estas zonas piloto, actualizada diariamente. Este módulo REDSIM-IS es la base para la estimación de mapas de lluvias de alta resolución espacial y temporal, mediante la calibración de datos de reflectividad del radar meteorológico con datos de pluviómetros registrados por tres redes de sensores, según un algoritmo operativo desarrollado a partir del concepto de descomposición del sesgo, descrito por García-Pintado (2009).

## PALABRAS CLAVE

OGC, SIG, teledetección, estaciones agroclimáticas, radar meteorológico, INSPIRE.

## ABSTRACT

Within the project REDSIM (REmote-sensing based DSS for Sustainable Drought Adapted Irrigation Management) funded by DG Environment of the EU for development in Spain of two pilot areas (Segura Basin and Upper Guadiana) for monitoring and combating desertification and drought, it has

*developed an information system called REDSIM-IS that integrates weather radar data and rain gauge networks for automatic operational estimate of the intensity of precipitation. This geoportal REDSIM-IS integrates information from three agro-climatic measurement networks: SIAM-IMIDA, AEMET and SAIH-CHS, with the C-band weather radar in the Sierra de la Pila of AEMET, and has developed an automatic processing system that covers the basin of the Segura and Upper Guadiana. This system allows monitoring the intensity of precipitation with hourly resolution in the pilot areas. For the development of this component rainfall data collection of the three networks has been automated. After this, the quality control and processing multisensor precipitation is performed in the supercomputer Ben Arabi to reduce computation times. Finally, the results are published in a geoportal using OGC standards. These new services are based on the integration of different technologies TIG, remote sensing and climate data collection in real time. This system allows all users/water managers may have information in these pilot areas updated daily. This module REDSIM-IS is the basis for estimating rainfall maps of high spatial and temporal data through the calibration of weather radar reflectivity of rain gauges with data recorded by the three networks of sensors, operating according to an algorithm developed from the concept of decomposition of the bias described by (García-Pintado J. 2009).*

## KEY WORDS

OGC, GIS, remote sensing, weather station, weather Radar, INSPIRE.

## 1 INTRODUCCIÓN

La estimación cuantitativa en tiempo real de la precipitación en una determinada área (QPE) es de gran importancia para el manejo de los ríos y para el seguimiento de fenómenos meteorológicos adversos, así como para otras muchas aplicaciones. Cuando ambos, radar meteorológico y una red de pluviómetros telemetrizada y automática están disponibles, una combinación de los dos tipos de observación proporciona una mejor estimación que la alcanzable por cualquiera de los dos tipos de sensores por sí solos. Las estimaciones basadas en radar pueden tener sesgos superiores a 50 % y la densidad estándar de las redes de pluviómetros en Europa y las regiones mediterráneas no es suficiente para asegurar la detección de las células convectivas en los eventos de tormenta, lo que puede conducir a sesgos elevados en las QPE.

En virtud de este conocimiento, el uso conjunto (multisensor) de radar con los datos de pluviómetros para la estimación de la precipitación (MPE) está operativo en los Centros de Pronóstico de Crecidas en EE.UU. desde hace más de 10 años. Sin embargo, habitualmente las MPE no se obtienen, todavía, de forma operativa en Europa. Con el módulo REDSIM-IS se ha integrado la estimación MPE con información de las redes de diferentes administraciones nacionales y regionales. Además de esta integración, también se han desarrollado los estándares recomendados por la directiva INSPIRE para la difusión de esa información, con el objetivo de darle un valor añadido en las zonas piloto que abarcaban el proyecto. La UE ya tiene iniciativas muy avanzadas en la implementación de la directiva, sobre todo, en la temática de usos del suelo

(JRC, 2011), y también se empiezan a desarrollar servicios interoperables de observación meteorológica como los del proyecto RAYMAN (Gutiérrez *et al.*, 2010).

El valor añadido de la combinación de datos de radar meteorológico con datos de redes de pluviómetros automáticos ha llevado al desarrollo de sistemas de pronóstico de intensidad de lluvia como el método aplicado en este trabajo, basado en el concepto de descomposición del sesgo en el radar descrito por García-Pintado *et al.* (2009), adaptado para ser aplicado de modo operativo.

## 2 MATERIAL Y MÉTODOS

### 2.1 Fuentes de datos

#### 2.1.1 Datos de radar meteorológico

La ventaja más importante del uso del radar para medir la precipitación es que éste proporciona una amplia cobertura con alta resolución espacial y temporal. De hecho, el radar puede proveer una estimación de la precipitación con intervalos de tiempo tan pequeños como 5 minutos y resoluciones espaciales inferiores a 2 km<sup>2</sup> (Fattorelli *et al.*, 1999).

El sistema radar para la estimación de intensidad de lluvias se basa en un transmisor que produce radiación electromagnética de una potencia conocida a una frecuencia dada. La radiación es emitida a lo largo de un haz radial angosto desde la antena del radar, que recibe también la parte del haz de retorno (señal de retorno) dispersado por las partículas de lluvia. Un receptor detecta la señal de retorno, la amplifica y convierte la señal recibida en una señal de baja frecuencia que refleja las propiedades de la interacción onda electromagnética-precipitación. La potencia de



retorno producida por un objetivo volumétricamente desagregado, como son las partículas de lluvia en el aire puede representarse como (Skolnik, 2009):

$$P_r = \frac{P_t G^2 \lambda^2}{4\pi^3 r^4} \sum_{i=1}^n \sigma_i \quad (1)$$

Donde,  $P_t$  es la potencia emitida por el radar,  $P_r$  es la potencia media de una serie de impulsos reflejados que llegan al receptor del radar,  $\lambda$  es la longitud de onda,  $G$  es una característica de la antena (llamada ganancia de la antena),  $r$  es el rango del objetivo y  $\sigma_i$  es la sección transversal de la dispersión de retorno de una partícula simple, siendo la suma de todas las  $n$  partículas dispersadas por unidad de volumen.

El método más común para determinar la intensidad de lluvia por medio del radar es el de usar relaciones empíricas que relacionen la reflectividad registrada por el radar con la precipitación medida a nivel del suelo (relación Z-R). Estas relaciones dependen, sin embargo, de la distribución estadística del tamaño de gota en el momento de la medición; en particular el error puede ser mayor si el volumen a investigar es grande o si el tiempo sobre el cual el dato es promediado es pequeño. Específicamente, la relación más usada para la distribución del tamaño de gotas de lluvia es la de Marshall y Palmer (1948) quienes descubrieron que una función exponencial se ajusta razonablemente bien a ella:

$$Z = 200 \cdot R^{1.6} \quad (2)$$

Esta es la denominada relación de Marshall-Palmer, donde  $Z$  (reflectividad del radar) se expresa en  $\text{mm}^6\text{m}^{-3}$  y  $R$  (precipitación) en  $\text{mm h}^{-1}$ .

En la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (CARM) se dispone de un radar meteorológico de banda C de la AEMET, situado en La sierra de la Pila (figura 1). Con los datos de reflectividad radar, la AEMET genera un producto radar denominado SRI (surface rainfall intensity) con resolución  $1 \times 1 \text{ km}$ . Este producto se usa como base para el producto de precipitación combinada radar-pluviómetros implementado. El producto SRI ya incorpora la eliminación de ecos falsos por cambios de fase (agua-granizo/nieve) por un procedimiento de evaluación del perfil vertical de la reflectividad.

## 2.2 Datos de redes pluviométricas

La lluvia es una de las variables meteorológicas con mayor variabilidad espaciotemporal. Incluso la medición de lluvias en un punto por un sólo pluviómetro es una actividad que presenta un amplio número de fuentes de incertidumbre. Las redes tradicionales de pluviómetros, incluso con altas densidades espaciales, pueden proveer información muy limitada de la intensidad del campo de lluvia y de su cobertura espacial. Además en el caso de redes automatizadas generalmente sólo una pequeña proporción de la red está conectada en tiempo real. Como consecuencia, una gran parte de los datos son recibidos después de que el evento de lluvia ha pasado.



Figura 1. Radar AEMET de la Sierra de la Pila

Lebel *et al.* (1987) demostraron que, en el caso de una cuenca de  $600 \text{ Km}^2$  con una densidad de aproximadamente un pluviómetro cada  $20$  a  $25 \text{ Km}^2$ , la varianza de la precipitación media areal a escala horaria es del orden del  $10$  a  $15\%$ ; sin embargo, al utilizar solo los pluviómetros automáticos la densidad se reduce a un pluviómetro por cada  $60 \text{ Km}^2$  y la varianza aumenta al  $30$  ó  $40\%$ , es decir el error de medición de la precipitación puede ser fácilmente del  $50\%$  dependiendo de la densidad de sensores. La consideración anterior, implica que, en el caso de tormentas de tipo convectivo, las redes pluviométricas tradicionales no son suficientes para garantizar su seguimiento. Estas dificultades son todavía más importantes en áreas montañosas debido a la elevada variabilidad de la precipitación y al limitado número de lugares que pueden usarse para la localización y mantenimiento de los pluviómetros.

En la Cuenca del Segura se dispone de  $66$  pluviómetros del SAIH,  $46$  estaciones completas del IMIDA y  $42$  estaciones automáticas de las AEMET (figura 2). Los datos de estas tres redes se han integrado en una base de datos única (Oracle® 11g).

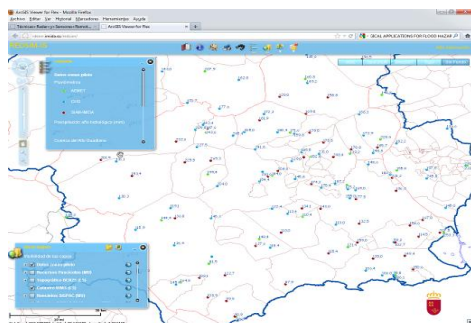


Figura 2. Esquema de las redes de datos

## 2.3 Algoritmo de procesado de los datos

### 2.3.1 Control de calidad dinámico

Previo a la aplicación del algoritmo de estimas de precipitación, un proceso de control de calidad (QC) en tiempo real, basado en chequeos cruzados radar-pluviómetros, se encarga de asegurar que la calidad de los datos de las estaciones pluviométricas convencionales es adecuada. El control de calidad implementa de modo automatizado una serie de reglas de eliminación o corte sobre umbral de datos, en función de relaciones estadísticas evaluadas en ventana móvil espacial para análisis de valores espúreos y ventana móvil temporal de 10 días para análisis de correlaciones cruzadas.

### 2.3.2 Estimaciones de precipitación multisensor

La figura 3 muestra un diagrama de flujo general del algoritmo de procesado multisensor de precipitación (MPE).

El algoritmo ha sufrido una serie de modificaciones en su implementación con respecto al algoritmo CMA-OAS (Concurrent Multiplicative-Additive Objective Analysis Scheme) de partida, propuesto y descrito por García-Pintado *et al.* (2009). Básicamente, se conserva la idea original de la descomposición del sesgo radar en dos campos de sesgo (Multiplicativo y Aditivo), pero se modifica el procedimiento de estima de los campos de sesgo. La descripción detallada del algoritmo va más allá del ámbito de esta publicación. Aquí se resume el proceso general.

El proceso calcula primero un conjunto de radios de influencia espacial relativos de los pares de observación radar/pluviómetro en función de la densidad local de estaciones. Estos radios se consideran como constantes para un algoritmo de estimación de descomposición del sesgo local en un término aditivo y uno multiplicativo, basado en regresiones locales ponderadas sometidas a restricciones de

descomposición para obtención de estimas locales no sesgadas.

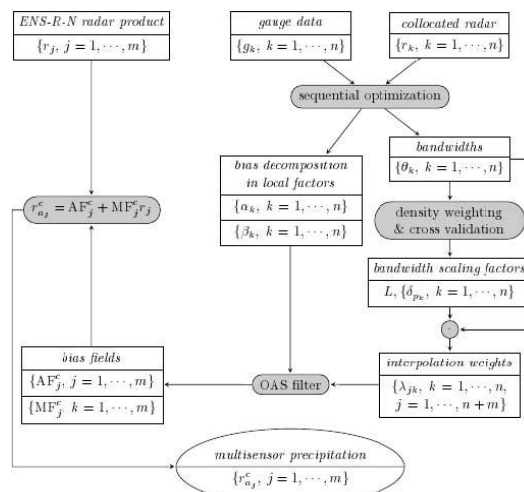


Figura 3. Diagrama de flujo del proceso MPE (García Pintado *et al.*, 2009).

Una vez se realiza la descomposición local del sesgo en cada emplazamiento pluviómetro/radar individual, los radios se recalculan por un parámetro de escalado de radios basado en validación cruzada. Nótese que este procedimiento evita la estima simultánea de radios de influencia (ancho de banda del Kernel) junto con la descomposición del sesgo. Finalmente, un proceso de regionalización (tapering) se utiliza para estimar dos campos de sesgo independientes (multiplicativo y aditivo [MF, AF]), que son combinados para la obtención del producto MPE final (figura 4). La validación cruzada se usa también para la estima del error (desviación estándar) en el producto final.

La ejecución del procedimiento de estimación multisensor, se traduce en una malla espacial, actualizada cada hora, con la topología heredada del producto radar SR1H (surface rainfall intensity con resolución 1 x 1 km). Las técnicas de SIG subsiguientes se aplicaron con el fin de proporcionar estimaciones, integradas a escala de explotación. Se hace notar que el procedimiento de optimización secuencial original utiliza una búsqueda global para optimizar los parámetros del proceso. De este modo, la computación de altas prestaciones se puede utilizar para acelerar el proceso de convergencia. Las pruebas de rendimiento iniciales que se llevaron a cabo para evaluar la conveniencia de utilizar supercomputación, frente a estaciones de trabajo convencionales, recomendaron el uso del supercomputador Ben Arabí. Sin embargo, las modificaciones en la implementación final mejoran notablemente la eficiencia del proceso y hacen que el proceso pueda ser migrado a una

estación de trabajo de capacidad computacional estándar.

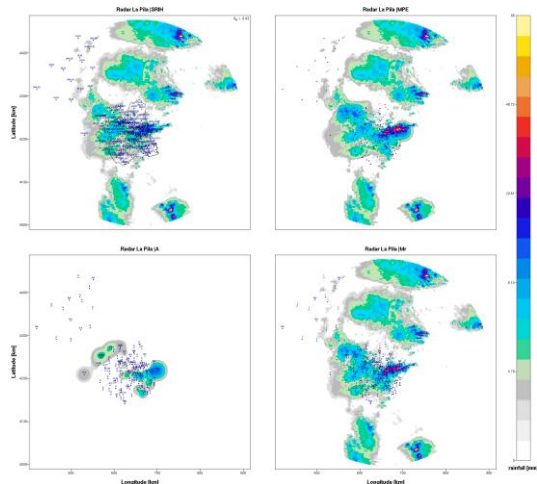


Figura 4. Ejemplo de producto MPE del día 21/11/2011- hora 04 UTC

El cálculo directo de la desviación estándar, resultado de la validación cruzada es, asimismo, un proceso que requiere alta capacidad computacional, ya que requiere el cálculo de tantos mapas como estaciones disponibles cada hora de proceso. El proceso operativo implementado, alternativamente, obtiene las estimas sólo en los emplazamientos donde se encuentran disponibles pares de datos pluviómetro/radar. Esto genera un set disperso de datos de desviación estándar. Luego, estos son interpolados mediante Kriging Ordinario para obtener la estima distribuida de incertidumbre.

## 2.4 Arquitectura del sistema

Esta actividad se ha centrado en las cuestiones operativas que participan en los protocolos de comunicación, formatos de datos, tareas de sincronización y gestión de bases de datos involucrados en la asimilación de los datos de precipitación de todas las fuentes de datos en tiempo real (figura 5). El objetivo aquí ha sido la identificación y resolución de todos los problemas operativos surgidos para la incorporación de las diferentes fuentes de datos de precipitación, de modo que todos los datos de precipitación están accesibles en tiempo real, y en un formato adecuado, como entrada al sistema de procesamiento de QPE en el servidor del IMIDA. Los datos de los radares meteorológicos de base son el producto digital SRIH de AEMET. Este producto es una cuadrícula cartesiana de estimaciones de la reflectividad a nivel de suelo de resolución 1 x 1 km. Los datos se proporcionan a través de un servidor de McIDAS de AEMET cada 20 minutos. Por otro lado, tres fuentes de datos pluviométricos se incorporarán

en el análisis: a) la red gestionada por el Servicio de Información agroclimática de Murcia (SIAM en el IMIDA), b) una red integrada en el Sistema Automatizado de Información Hidrológica (SAIH), que es operado por la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS), y c) la red gestionada por la AEMET (figura 6). La cobertura espacial es altamente variable en el dominio espacial de aplicación, lo que se presenta como una complejidad a la hora de la implementación de algoritmos de estimación multisensor. El tiempo de integración del producto MPE es de 1 hora, que ha sido indicado como el tiempo de integración más adecuado en estudios previos.

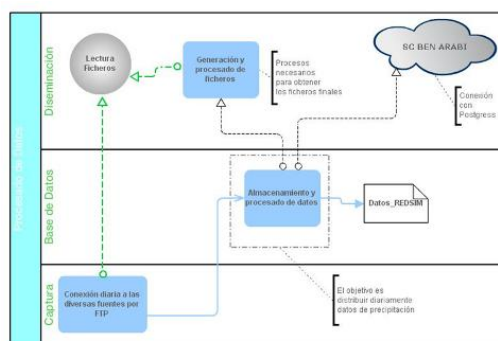


Figura 5. Diagrama de flujo general de información

## 2.5 Equipamiento empleado

A continuación, se detallan algunas de las herramientas utilizadas en el proyecto:

### Hardware:

- Conexión al centro de supercomputación de la Fundación Parque Científico de Murcia-sistema supercomputador Ben Arabí, que está basado en una arquitectura de multiproceso simétrico pura, sin nodos fuertemente acoplados, con una potencia máxima de cálculo total de 10,611 TFlops. El nodo central es un HP Integrity Superdome SX2000 con 128 núcleos del procesador y 1,5 TB de memoria DDR-2 principal compartida y, 5,84 TB en discos SAS. El sistema operativo instalado es SUSE Linux Enterprise, para más detalles (<http://www.fpcmur.es/>).
- Una estación para conexión GSM con las estaciones climáticas y servidor de datos Oracle 11g en Red Hat Enterprise Linux.
- 46 estaciones climáticas del SIAM: 12 con conexión GPRS (captura de datos en tiempo real) y 34 con conexión GSM.

- 66 pluviómetros de la CHS con conexión a tiempo real y 42 estaciones automáticas de AEMET.

#### Software:

- Base de Datos Oracle 11g para Oracle Linux
- Adobe® Flash® Builder™ 4.5
- Visor Cartográfico realizado con lenguaje FLEX usando el API's de ESRI
- ArcGIS Server Enterprise 9.3.1
- Python v. 2.7
- Conexión al supercomputador Ben Arabi usando la Base de Datos PostgreSQL.

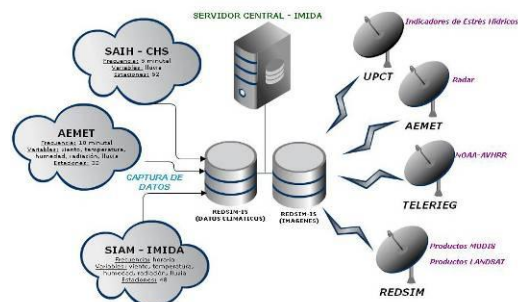


Figura 6. Estructura del sistema

### 3 RESULTADOS

Un problema genérico en los algoritmos de combinación de datos de radar meteorológico y datos de redes pluviométricas es la consideración de las diversas fuentes de error presentes en ambos tipos de sensores. Dependiendo del diseño del producto MPE, estas fuentes de error se propagan de diferente modo en el producto final. Específicamente, el sesgo en los datos radar es, generalmente, variable en el espacio y en el tiempo, y además presenta problemas en la detección del área de los campos de precipitación. Se ha realizado una comparativa de algoritmos alternativos, incluyendo modelos aditivos generalizados (Generalized Additive Models, GAM), la técnicas geoestadísticas de Cokriging (Cok) y Kriging with External Drift (KED), y otros algoritmos operativos más sencillos, como correcciones del sesgo medio, y se han evaluado los sesgos en la cobertura fraccional de los campos de precipitación detectados por el radar meteorológico y su influencia en el producto. De acuerdo con análisis previos, ninguno de estos algoritmos de interpolación de uso más general parece adaptarse adecuadamente las características específicas de la combinación de datos de radar y pluviómetros (sesgo en cobertura fraccional, sesgo espacialmente

variable –no estacionario– en el radar). El algoritmo CMA implementado se muestra como el producto más adecuado de entre los evaluados para estimas MPE y está actualmente operativo a intervalo horario, disponible mediante el geoportal REDSIM-IS.

El geoportal desarrollado con el proyecto REDSIM en colaboración con la Infraestructura de Datos Espaciales de la región de Murcia-IDERM, integra la información de los diferentes órganos de la administración que tienen en común una componente espacial y que permite su ubicación en el territorio. En este sentido, ya se ha aplicado la directiva INSPIRE, como marco de referencia, y se ha construido una Infraestructura de datos espaciales basada en los servicios estándares (OGC, 2004; IDEE, 2007), para consultar y gestionar la información útil, sobre todo, para las comunidades de regantes, de forma que sirva como herramienta de apoyo en la toma de decisiones para la gestión eficiente del agua en la Cuenca del Segura.

Para ello, se ha generado un visor cartográfico de gran funcionalidad que integra la información obtenida por el SIAM (Sistema de Información Agraria de Murcia), de la red de estaciones agroclimáticas de la Región de Murcia, la AEMET y el SAIH de la CHS bajo el entorno Oracle® APEX sobre una base de datos Oracle® 11g. Para procesar los datos en tiempo real se ha desarrollado una aplicación en el lenguaje Python, que mediante geoprocesamiento genera dinámicamente mapas meteorológicos a partir de los datos de la red de estaciones, que pueden consultarse en el visor. El visor, accesible a través de la web <http://iderm.imida.es/redsim> (figura 7), está basado en la interfaz de programación de aplicaciones (API) de ArcGIS para Adobe Flex, lo que ha permitido construir una aplicación web que incorpora, entre otras, herramientas de consulta y visualización de la información geoespacial, así como herramientas de geolocalización, acceso a metadatos y geoprocesamiento basados en ArcGIS Server de ESRI; dicha API de ArcGIS para Adobe Flex nos permite desarrollar aplicaciones con alto rendimiento que distribuyen contenido y funcionalidad GIS a los usuarios del geoportal.

Por último, destacar que con el fin de difundir y hacer más accesible toda esta información relativa a la red de sensores utilizados, sus datos, y las imágenes de intensidad de lluvia estimada, se han creado los siguientes servicios OGC:

- Red de sensores (WMS):



[http://iderm.imida.es/ArcGIS/rest/services/Proyectos/REDSIM\\_GCS\\_ETRS89/MapServer](http://iderm.imida.es/ArcGIS/rest/services/Proyectos/REDSIM_GCS_ETRS89/MapServer)

- Imágenes de precipitación estimada (WMS):

[http://iderm.imida.es/arcgis/services/ATMOSFERA\\_CLIMATOLOGICA\\_Y\\_METEOROLOGICA/RADAR\\_SRIH\\_MURCIA\\_UTM\\_ETRS89/MapServer/WMServer](http://iderm.imida.es/arcgis/services/ATMOSFERA_CLIMATOLOGICA_Y_METEOROLOGICA/RADAR_SRIH_MURCIA_UTM_ETRS89/MapServer/WMServer)

- Red de sensores del SIAM (WMS):

[http://iderm.imida.es/arcgis/services/ATMOSFERA\\_CLIMATOLOGICA\\_Y\\_METEOROLOGICA/RedSIAM\\_UTM\\_ETRS89/MapServer/WMServer](http://iderm.imida.es/arcgis/services/ATMOSFERA_CLIMATOLOGICA_Y_METEOROLOGICA/RedSIAM_UTM_ETRS89/MapServer/WMServer)

- Servicio Catalogo especificación 2.0.2: –CSW

<http://iderm.imida.es/geoportal/csw/discovery?>

Entre las próximas etapas del sistema estará el desarrollo de la aplicación de consulta para smartphone.

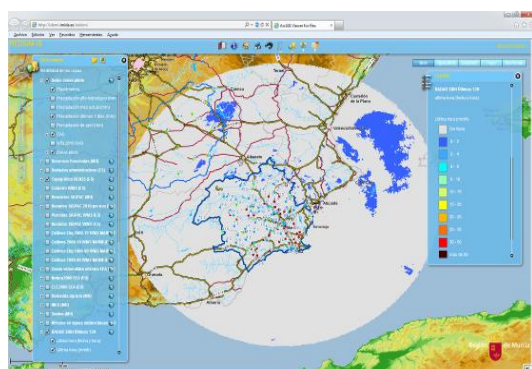


Figura 7. Visor REDSIM-  
<http://iderm.imida.es/redsim>

## 4 CONCLUSIONES

Sobre la base de la descomposición del sesgo radar espacialmente no uniforme, la variabilidad (no estacionalidad del error) dentro de la tormenta, y la cobertura fraccional de las lluvias, el algoritmo implementado, se ha comportado de una forma más eficiente que los otros algoritmos disponibles y previamente evaluados en este trabajo.

El geoportal desarrollado nos permite ofrecer servicios interoperables mediante estándares OGC que cumplen la directiva INSPIRE. La principal utilidad del sistema es mejorar los sistemas de asesoramiento a los regantes en la zona piloto, permitiendo mediante un acceso web, obtener una gran cantidad de información de utilidad para mejorar la eficiencia en el uso del agua en la agricultura, ya que esta información es básica para una adecuada programación de

los riegos en función de la evolución climática y del desarrollo de los cultivos.

Así, creemos que el uso de estas tecnologías es muy apropiado para la implantación de sistemas que ayuden a definir programas de riego a nivel de parcela y que permitan conseguir un cierto ahorro de agua en zonas con pocos recursos hídricos como es el sudeste español. Además, estos sistemas tienen un gran interés para el seguimiento de fenómenos meteorológicos adversos, ya que permiten seguir la evolución horaria de la intensidad de lluvia en grandes áreas y con elevada precisión.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado gracias al proyecto REDSIM, financiado por la Agencia Europea de Medio Ambiente, y al proyecto Telerieg, financiado por el Programa de Cooperación Territorial del Espacio Sudoeste Europeo (SUOE), que apoya el desarrollo regional a través de la cofinanciación de proyectos transnacionales mediante el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

## BIBLIOGRAFIA

- Fattorelli, S., Casale R., Borga M. y Da Ros D., 1999. *Integrating radar and remote sensing techniques of rainfall estimation in hydrological applications for flood hazard mitigation*. DGXII. EU.
- García-Pintado, J., Barberá, G. G., Erena, M. y Castillo, V.M. 2009. Rainfall estimation by rain gauge-radar combination: A concurrent multiplicative-additive approach, *Water Resources Research*, 45, W01415, doi:10.1029/2008WR007011
- Gutiérrez Corea, F.V. y Manso Callejo, M.Á. y Moreno, F.J. y Soler García, C. 2010. Rayman: Interoperability use of Meteorological Observation, In: *1st International Workshop on Pervasive Web Mapping, Geoprocessing and Services, WebMSG 2010*, Como, Italia
- IDEE. 2007. Información IDE [online]. En: *Infraestructura de Datos Espaciales de España*, <<http://www.idee.es/>>
- INSPIRE, 2007. "Directive 2007/2/EC of the European Parliament and of the Council of 14 March 2007 establishing an Infrastructure for Spatial Information in the European Community (INSPIRE)", published in the Official Journal on the 25th April 2007, entering into force on the 15th May 2007, *Official Journal of the European Union*, ISSN



- 1725-2555, L 108, Volume 50, 25 April 2007  
(<http://www.ec-gis.org/inspire/>)
- JRC, 2011. *Land Quality and Land Use Information in the European Union*, Catalogue Number LB-NA-24590-EN-C ISBN 978-92-79-17601-2 ISSN 1018-5593 doi: 10.2788/40725
- Marshall, J.S. y Palmer, W. M., 1948. The distribution of raindrops with size, *J. Meteorology*, 5, 165-166.
- Lebel T., Bastin G., Obled C. y Creutin J.D. 1987. On the accuracy of areal rainfall estimation: a case study, *Water Resources. Res.*, 23(11), 2123-2134.
- OGC. 2004. The Spatial Web. An Open GIS Consortium (OGC) White Paper [online], Open GIS Consortium, 2004. <http://www.opengeospatial.org/>
- Skolnik I. y Merrill I. 2009. *Radar handbook*, McGraw-Hill, ISBN 0071485473, Capítulo 1.2

# Un servidor cartográfico para la modelización del potencial eólico sobre la Península Ibérica basado en software libre

F. Gomáriz-Castillo<sup>1</sup>, F. Alonso-Sarriá<sup>2</sup>, J.P. Montávez<sup>3</sup> y R. Lorente-Plazas<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Instituto Euromediterráneo del Agua.

<sup>2</sup>Instituto Universitario de Agua y Medio Ambiente, Universidad de Murcia.

<sup>3</sup>Departamento de Física, Universidad de Murcia.

fjgomariz@um.es, alonsarp@um.es, montavez@um.es, raquel.lorente1@um.es

## RESUMEN

Se describe un servidor cartográfico para analizar y presentar los resultados de estimación del potencial eólico en la Península Ibérica y áreas marinas adyacentes. El objetivo es la obtención, por parte los usuarios, de la estimación del potencial eólico en cualquier zona de España para optimizar la inversión en la instalación de aerogeneradores. Se ha optado por un sistema basado en software libre, mediante Apache2 como servidor web y un cliente web basado en el framework p.mapper, PHP, javascript, AJAX y JSON para su desarrollo e interacción con el servidor; la publicación de la información espacial y cartografía interactiva en la web se basa en Mapserver. Los datos en los que se basa el modelo incluyen un MDE, datos reales de viento medidos en observatorios y mallas de simulación de viento a diferentes alturas. Las capas raster se almacenan en formato de GRASS y las vectoriales en PostgreSQL/Postgis. El proceso de trabajo se basa en un modelo desarrollado con R integrado en el SGBD PostgreSQL mediante PL/R, con capacidad de interactuar con la información espacial y temática, que integra la generación y devolución del informe de resultados mediante Latex. El resultado es una aplicación de consulta fácil de usar, con capacidad para consultar la diversas capas de información y generar un informe con los principales resultados del análisis para un punto determinado en el espacio, seleccionado de forma interactiva o mediante la entrada manual de coordenadas.

## PALABRAS CLAVE

SIG, potencial eólico, modelización, servidor cartográfico.

## ABSTRACT

This work describes a cartographic web server to show and analyze the results of a wind power estimation in the Iberian Peninsula and marine areas around. The objective is to give to the users the possibility of getting the estimated wind energy potential in any area of Spain to optimize investment in the installation of wind power plants. The whole system is based on open source tools, using Apache2 as web server, a web client based on the Framework p.mapper, PHP, javascript, AJAX and JSON for its development and interaction with the server. The publication of spatial information and interactive web mapping is based on Mapserver. The model is based on a DEM, real wind data measured at observatories and wind simulation grids at different heights. Raster layers are stored in GRASS format and vector layers in PostgreSQL / PostGIS format. The work process is based on a model developed with integrated R PostgreSQL DBMS using the PL/R, with ability to interact with spatial and thematic information, generating and returning the report results using a Latex template. The result is a query application easy to use, able to show the different layers of information and generate a report with the main results of the analysis for a given point in space selected interactively or through manual entry of the coordinates.

## KEY WORDS

GIS, wind potential, modelling, cartographic server.

## 1 INTRODUCCIÓN

Las energías renovables han experimentado un gran desarrollo en los últimos años con objeto de reducir las emisiones de CO<sub>2</sub>, uno de los principales causantes del Cambio Climático, así como de reducir la fuerte dependencia energética.

En este marco, la energía eólica se presenta como una de las mejores alternativas, siendo su principal desventaja la gran variabilidad espacial. En este sentido se hace necesario desarrollar instrumentos que permitan evaluar la idoneidad para la implantación de aerogeneradores en diferentes puntos del territorio.

Frente a trabajos y herramientas de evaluación basados en la observación de datos reales, en este trabajo se presenta una alternativa de evaluación basada en el uso de modelos climáticos regionales (MCR), capaces de evaluar, de forma aproximada, la aptitud para la instalación de aerogeneradores en cualquier punto del territorio (Lorente *et al.*, 2012).

Solucionado el problema del método de análisis para evaluar el potencial, el otro gran objetivo del presente trabajo es facilitar los resultados al público interesado. Diversos son los estudios en los que se ha trabajado con las tecnologías SIG y herramientas de evaluación de potencial eólico. Algunos ejemplos de este tipo de proyectos son el Atlas Canadiense de Energía Eólica<sup>1</sup> del Environment Canada, Recherche Prévision Numérique (RPN), el Atlas de Vientos de Irlanda (Brower *et al.*, 2003), o los mapas del recurso y potencial eólico de los Estados Unidos<sup>2</sup> del US Department of Energy, que finalizó en Febrero de 2010 una versión actualizada con una resolución espacial de 2,5km. En España se pueden citar trabajos como los de Gastón *et al.* (2008) o el Atlas Eólico de España (IDAE, 2011), basado en el análisis del recurso eólico en España a partir del modelo MASS (Mesoscale Atmospheric Simulation System) y con acceso a la información espacial mediante un cliente web SIG.

Los diferentes proyectos sobre potencial eólico, que normalmente se basan en modelos numéricos de clima regional, han integrado el uso de los SIG como parte esencial para su desarrollo. Normalmente orientan los resultados a

información cartográfica sobre la distribución del recurso, desde formatos pdf hasta información en formato SIG ráster de gran utilidad para usuarios especializados. Sin embargo, se está comenzando a trabajar con información dinámica directamente consultable mediante clientes web para facilitar el acceso a la información a usuarios poco especializados, como ocurre en el caso del Atlas Eólico de España.

El trabajo presentado es una aplicación web SIG para servir y dar acceso, de la forma más sencilla posible, a la información de interés para evaluar la instalación de aerogeneradores de minieólica. El cliente web se utiliza como aplicación para localizar el punto del territorio de interés para el usuario. A partir de dicho punto se genera un informe con las principales características de la parcela considerada.

En el presente trabajo se propone la implementación de un sistema basado en el uso de aplicaciones y herramientas de código abierto (OpenSource<sup>3</sup>), con una serie de ventajas sobre el software propietario que lo convierten en una alternativa idónea. En este sentido, ya son varios los trabajos en los que se analizan las diferentes ventajas y desventajas entre los dos tipos de software como el análisis de Weis (2006) modificado por Steiniger y Bocher (2009) sobre software SIG de escritorio o el de Jolma *et al.* (2008).

Por tanto, el trabajo presentado, que es parte del proyecto llevado a cabo por el Gobierno de España "MINIEOLICA" y que promueve la implementación de pequeños aerogeneradores, tiene como objetivo implementar un método de evaluación del potencial eólico y desarrollar un entorno que facilite el acceso y uso de información por parte de usuarios potenciales de un amplio espectro sin necesidad de conocimientos avanzados de herramientas SIG, desde estamentos científico-técnicos (universidades, administración o empresas de consultoría e instalación) hasta particulares que puedan necesitar conocer si en un punto concreto del territorio este tipo de instalaciones son factibles.

Para implementar el trabajo propuesto se han desarrollado, por orden cronológico, los siguientes objetivos específicos:

<sup>1</sup> <http://www.windatlas.ca/en/index.php>

<sup>2</sup> [http://www.windpoweringamerica.gov/wind\\_maps.as](http://www.windpoweringamerica.gov/wind_maps.as)

<sup>3</sup> <http://www.opensource.org/docs/osd/>

- Implementación de los servidores de desarrollo y producción
- Análisis, selección e integración de los programas y aplicaciones para el almacenamiento, acceso, análisis y extracción de los resultados
- Diseño de protocolos de trabajo para facilitar la escalabilidad del sistema

Como ámbito espacial de aplicación del trabajo se incluye todo el territorio español salvo las Islas Canarias, Ceuta y Melilla.

## 2 MATERIAL Y MÉTODOS

### 2.1 Modelación de la base de datos de vientos y datos de observatorios para validación

La modelación para el análisis del potencial eólico, desarrollada en detalle en Lorente-Plazas *et al.* (2012), se basa en el modelo numérico de clima regional MM5<sup>4</sup> para generar las simulaciones regionales en el intervalo temporal 1960-2007.

Como resultado se ha obtenido una base de datos de simulación de potencia de vientos para dicho periodo, con un total de 15.625 puntos almacenados en formato PostgreSQL (figura 1), con una equidistancia entre puntos de 10 kilómetros y a la que se asocian dos tablas de 125.000 filas por 423 columnas, con información referente a direcciones y velocidades de viento para diferentes estratos en cada uno de los puntos del mallado.

Como información complementaria a la anterior, y con objeto de validar el modelo generado, se ha implementado en la misma base de datos una segunda capa espacial con un total de 450 estaciones automáticas con datos de velocidad y dirección de viento extrapolada a 10 metros sobre el suelo y una resolución temporal horaria (figura 2).

Estos datos reales, servirán también para añadir a los resultados información complementaria comparando la información simulada con la real obtenida en los puntos más cercanos al punto modelizado.

En este caso la información se ha almacenado en la misma tabla, obteniendo como resultado 421 columnas referentes al Id, coordenadas, altitud, altura, y variables referentes a la dirección y velocidad. Dicha información ha

sido recopilada a partir de datos procedentes de diferentes redes: DGDR Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible de Galicia, Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León, Servicio Meteorológico de Cataluña, Centro de Investigación del Medio Ambiente de Cantabria, Servicio de Información de la Rioja, el IMIDA de Murcia, la red AEMET y EUSKALMET (para más detalles consultar Lorente-Plazas *et al.* 2012).

Como parte de la información servida en el cliente web se incluye también la distribución espacial de rachas medias anuales de vientos interpolada en superficie obtenida a partir de la información de los puntos de malla del modelo.

### 2.2 Fuentes de datos espaciales adicionales

El sistema propuesto trata de dar solución a un amplio espectro de usuarios de la forma más sencilla posible pero orientado específicamente a la evaluación del recurso viento. Por este motivo se ha optado por incluir sólo la información espacial de apoyo necesaria para ubicar al usuario y la información espacial necesaria para la ejecución del modelo. No obstante, el visor puede añadir nueva información procedente de servicios Web Map Service (WMS) de otras IDEs. Para ello se dispone de un conector en el cliente.

La tabla 1 muestra de forma esquemática la información incluida inicialmente en el proyecto.

Información	Formato	Uso	Fuente
Servicio Catastro	WMS	Acceso inf. pública Catastral	D.G. Catastro
Modelo Digital de Elev. MDE25	Raster GRASS	Var. de entrada en el modelo	IGN, MDE25
Límites adm. (Reg., Prov., Municipios)	Postgis	Apoyo	BCN25
Img PNOA	WMS	Apoyo	IGN
Img PNT	WMS	Apoyo	IGN

Tabla 1. Información espacial de apoyo incluida en el sistema.

<sup>4</sup> The Fifth-Generation NCAR / Penn State Mesoscale Model:

<http://www.mmm.ucar.edu/mm5/support/consult.html>



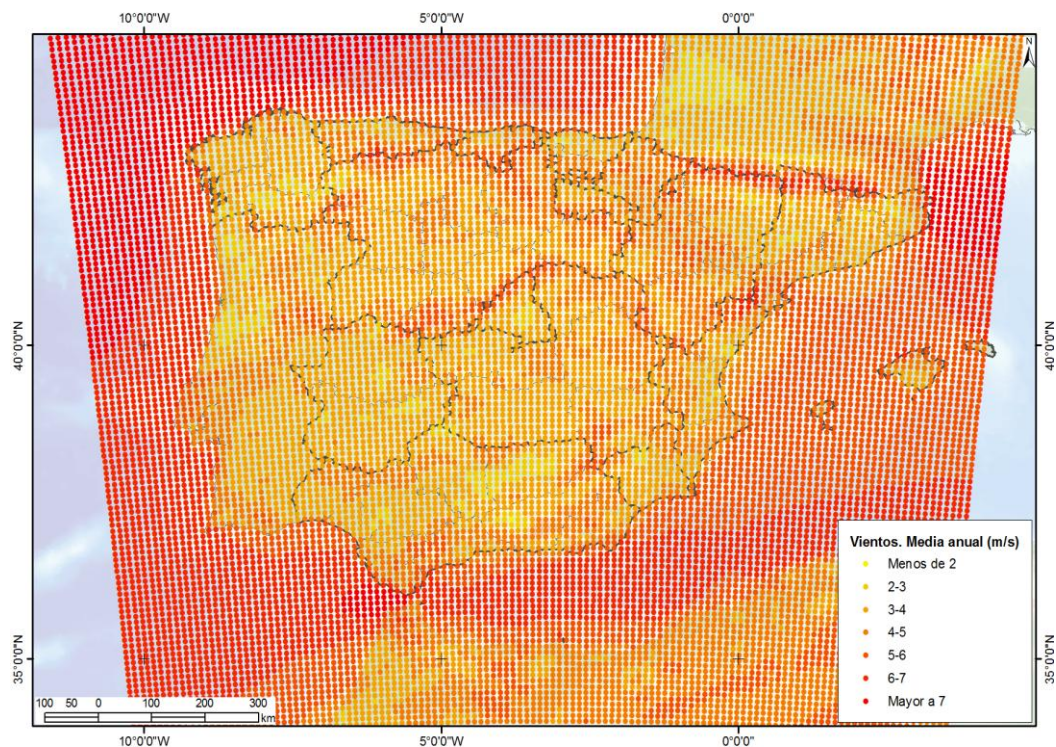


Figura 1. Distribución espacial de los puntos del mallado para el modelo MM5, con información referente a direcciones y velocidades del viento para diferentes alturas.

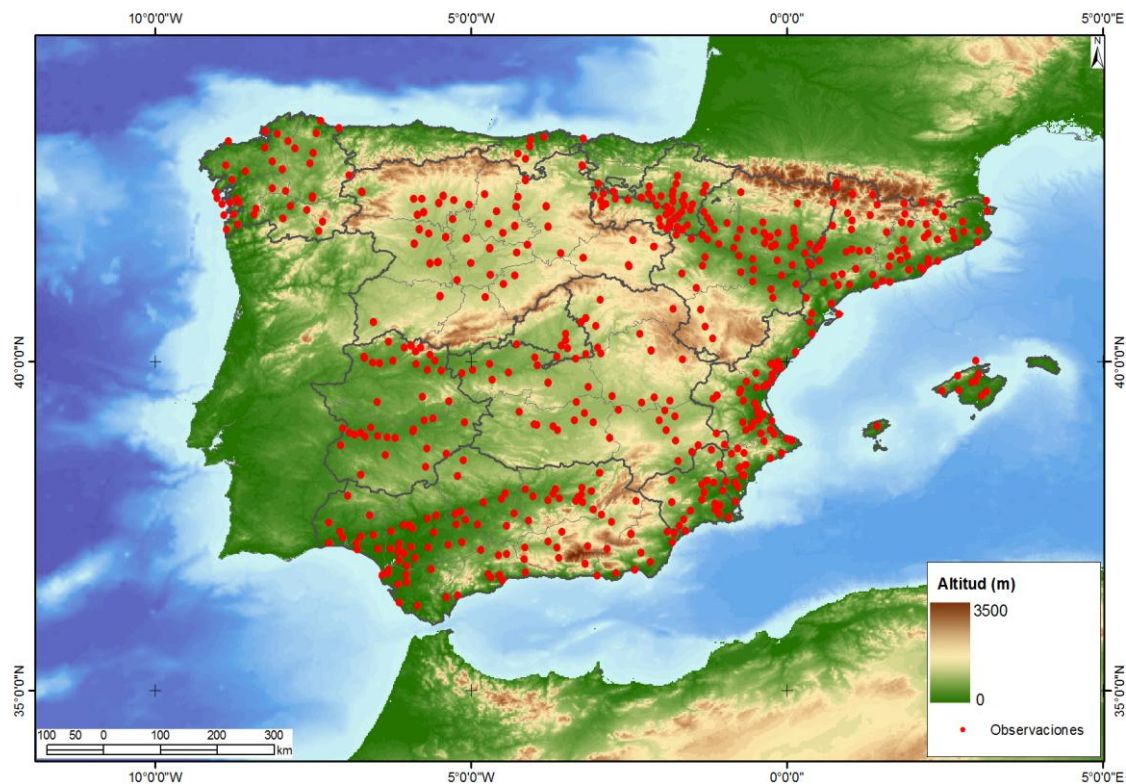


Figura 2. Distribución espacial de los puntos con observaciones reales de los observatorios incluidos en la base de datos, con información referente a velocidad y dirección de viento.



## 2.3 Diseño e implementación física

El trabajo propuesto se basa en la implementación de diferentes herramientas OpenSource que abarcan desde el propio Sistema Operativo (S.O.), en este caso Linux, hasta las diferentes aplicaciones relativas a almacenamiento de la información, análisis e implementación del modelo de vientos y extracción de los resultados, pasando por las diferentes tecnologías para servir la información a los usuarios e interactuar mandando peticiones con el servidor. Una de las principales ventajas de la utilización de diferentes tipos de programas y aplicaciones es la posibilidad de escalar la implementación en función de las necesidades, y para el caso de los programas utilizados, todos trabajan a partir de las mismas bibliotecas (GDAL/OGR, Proj4, etc.) y estándares OGC.

El sistema propuesto se ha implementado sobre dos servidores (tabla 2), el primero de ellos, *inuama.inf.um.es*, como servidor de desarrollo y el segundo, *meteo.inf.um.es* como servidor de producción.

Como sistema de almacenamiento para la información espacial y temática se ha optado por el Sistema Gestor de Bases de Datos (SGBD) relacional PostgreSQL 8.3<sup>5</sup>, considerado el SGBD OpenSource más potente. Para dotar de capacidades espaciales al SGBD se ha implementado Postgis<sup>6</sup>, desarrollado por Refrations (Chen y Xie, 2008; Sherman, 2008; Obe *et al.*, 2011), implementación basada en geometrías e índices para dar soporte espacial al SGBD, añadiendo tipologías de datos, funciones y operadores para el manejo de datos espaciales. Entre otras ventajas, este enfoque permite el almacenamiento masivo de información y los análisis con definiciones de objetos espaciales, integración con otras herramientas como PL/R, interconexión entre sistemas de almacenamiento, etc.

Con un volumen de información como el utilizado para el desarrollo del presente trabajo, donde la complejidad del diseño conceptual y lógico es mínima pero el tamaño a almacenar es inmenso, no puede abordarse con sistemas tradicionales como el formato Shapefile, dadas las restricciones del almacenamiento en bases de datos tipo DBASE o al tiempo de acceso a la información. Ejemplos de análisis comparativos del tiempo de acceso entre ambas tecnologías se pueden consultar en trabajos como el de Anderson y Oliveira (2007), donde se analiza el

acceso a ambos tipos de datos y ventajas y desventajas de ambas tipologías.

inuama.inf.um.es	
SO	Linux Debian
Procesador	PIV Core2Cuad 2,50 Socket 775
Mem. RAM	4 Gb. PC-667 DDR2
T. gráfica	ATI Pro Sapphire 512Mb
Almacen.	500 Gb (2X250Gb)
Sist. Almac.	Ext3 mediante RAID1
meteo.inf.um.es	
SO	Linux Debian
Procesador	P i7 8 núcleos 2,93
Mem. RAM	8 Gb. PC-667 DDR2
T. gráfica	ATI Pro Sapphire 1024Mb
Almacen.	500 Gb (2X250Gb)
Sist. Almac.	Ext3

Tabla 2. Características técnicas de los servidores.

Para completar el almacenamiento de información, se ha optado por utilizar el SIG GRASS<sup>7</sup> (Neteler y Mitasova, 2008; Sherman, 2008; Neteler *et al.*, 2008 y 2012), software SIG de escritorio utilizado en el presente proyecto para aplicar la capacidad de análisis del sistema implementado y que ha demostrado dar buenos resultados en conjunto con el almacenamiento con Postgis (ejemplo de la interacción entre ambos elementos en un sistema integrado se puede ver en Gomáriz-Castillo *et al.*, 2009). Por tanto, el almacenamiento de los datos se hace a partir de una doble tecnología: Los datos vectoriales se almacenan en formato PostgreSQL/Postgis mientras que para las capas raster se utiliza GRASS.

Para añadir funcionalidades de análisis numérico al SGBD se ha optado por utilizar el

<sup>5</sup> <http://www.postgresql.org>

<sup>6</sup> <http://www.postgis.us>

<sup>7</sup> <http://grass.fbk.eu>

programa Open Source R<sup>8</sup> (Venables *et al.*, 2012). Se trata de un programa basado en un completo lenguaje de programación orientado a objetos. De esta manera permite programar cualquier tipo de análisis a partir de cualquier conjunto de datos.

En el caso del proyecto desarrollado, resulta fundamental la integración entre el SGBD y las herramientas de análisis. En el caso de PostgreSQL y R, es posible gracias al lenguaje de procesos PL/R<sup>9</sup> (Conway, 2009) que añade a PostgreSQL/Postgis todas las posibilidades del lenguaje de programación R. PL/R permite además al usuario de la base de datos acceder al sistema operativo. De esta manera se dota al SGBD de la capacidad de interactuar directamente con las diferentes aplicaciones que ofrece Linux (desde acceso a Bash Script hasta la utilización de forma directa de programas como GRASS). Por tanto, mediante este procedimiento de trabajo se dota al usuario de capacidad de interacción entre los diversos programas necesarios para diferentes tareas.

Como servidor web se ha optado por el software OpenSource Apache2<sup>10</sup> que es el encargado de servir información a partir de servicios WMS (OGC, 2006) al cliente web.

Para implementar la publicación de datos espaciales y la creación interactiva de mapas mediante servicios WMS se ha optado por utilizar Mapserver/MapScript<sup>11</sup> (Mapserver Team, 2012). Este programa soporta los principales estándares OGC y permite interactuar con los formatos de almacenamiento espacial y temático habituales. Mapserver ha sido ampliamente utilizado por diferentes proyectos de cartografía vía web y es recomendado por su facilidad de implementación, interacción y rendimiento como una de las mejores soluciones para publicación web (Anderson, 2005; Kropla, 2005, Anderson y Oliveira, 2007).

Para el desarrollo del cliente web se ha utilizado p.mapper<sup>12</sup>, framework de desarrollo sobre Mapserver y PHP/Mapscript. Se trata de un entorno de desarrollo basado en PHP<sup>13</sup> en el lado del servidor y JavaScript<sup>14</sup> junto con PHP embebido para desarrollo en el lado del cliente que ofrece como principales ventajas, sobre otras

alternativas, la disponibilidad de las principales herramientas que como mínimo debe tener un cliente web (zoom, pan, configuración espacial, funciones de búsqueda avanzada, etc.), es altamente personalizable y ha demostrado en multitud de proyectos ser un entorno eficiente bajo el cual es sencillo adicionar nuevas funcionalidades a partir del concepto de *plugin*.

Como tecnología de intercambio de información entre cliente y servidor se ha utilizado AJAX<sup>15</sup>, tecnología basada en JavaScript que permite la creación de aplicaciones interactivas en el cliente de forma asíncrona y JSON<sup>16</sup>, formato ligero de intercambio de datos que sustituye a XML, para enviar los datos obtenidos en el visor al servidor e iniciar el proceso de trabajo.

En cuanto a las utilidades de mejora del rendimiento del servidor y clientes web se ha implementado Tilecache<sup>17</sup> para cacheo de las imágenes y FastCGI<sup>18</sup> para la mejora en el acceso a la base de datos.

Para la obtención de los resultados en la evaluación del potencial de viento en el punto de interés se ha utilizado LATEX<sup>19</sup>, lenguaje de composición de documentos basado en TEX, que posibilita la creación de documentos tipo HTML o pdf a partir de plantillas y código. La gran ventaja de su uso en el trabajo presentado radica en que se puede integrar directamente en el entorno de trabajo mediante código en las funciones desarrolladas bajo R, devolviendo tras la compilación los resultados del análisis en ambos formatos.

## 2.4 Proceso de trabajo: Implementación de las funciones para la obtención de la evaluación de potencial eólico

El procedimiento de evaluación del potencial eólico comienza cuando el usuario accede al visor web. Tras interactuar con éste y solicitar la petición de información en el punto de interés, el intercambio de información entre el cliente y el servidor se realiza mediante JSON que envía al servidor las variables necesarias para inicializar el proceso de análisis, bien mediante la entrada de los datos en un formulario o interactuando con el visor. Las variables necesarias son las coordenadas X e Y, obtenidas a partir de las coordenadas del visor (evento del ratón), la

<sup>8</sup> <http://cran.r-project.org>

<sup>9</sup> *R Procedural Language for PostgreSQL*:

<http://www.joeconway.com/plr/>

<sup>10</sup> <http://httpd.apache.org>

<sup>11</sup> <http://mapserver.org>

<sup>12</sup> <http://www.pmapper.net>

<sup>13</sup> *Hypertext Preprocessor*: <http://www.php.net>

<sup>14</sup> <http://www.java.com>

<sup>15</sup> *Asynchronous JavaScript And XML*

<sup>16</sup> *JavaScript object Notation*: <http://www.json.org>

<sup>17</sup> <http://tilecache.org>

<sup>18</sup> <http://www.fastcgi.com/drupal/>

<sup>19</sup> <http://www.latex-project.org>

altitud del terreno a partir de la capa ráster de altitudes del MDE25 y la altura del buje del aerogenerador, introducido mediante un formulario web.

Cuando el servidor recibe estos datos comienza el proceso de cálculo. Se lanza al DBMS una consulta de selección para obtener los observatorios, así como los puntos de la malla del modelo, más cercanos al lugar solicitado por el usuario. Los puntos de la malla están almacenados en capas a diversas alturas para proporcionar al sistema la capacidad de mallado en tres dimensiones. La función sobre la que se implementan las funciones Postgis de selección pasa como variables dichos puntos y las variables originales a las funciones de análisis y formateo del informe final, implementada sobre PL/R.

Tras el análisis de la información, R a partir de PL/R compila en formato pdf los resultados y lo devuelve de nuevo al cliente del usuario.

La función PL/R implementada en PostgreSQL se basa en una serie de funciones en lenguaje R y los paquetes de R *plotrix*<sup>20</sup> (Lemon, 2006) para funciones gráficas avanzadas, *rgdal*<sup>21</sup> (Keitt *et al.*, 2012) para interactuar con GDAL, *quantreg*<sup>22</sup> (Koenker, 2012) para funciones de regresión por cuantiles y *gnlm* (Yssadd-Fesselier y Knoblauch, 2005) para ajustar el histograma de los datos al modelo de Weibull. Integradas dentro de la función de PostgreSQL PL/R se han programado diversas funciones en R para la generación de histogramas y leyendas, generación de rosas de los vientos, funciones de búsqueda de la información almacenada en PostgreSQL para desarrollar el análisis y diversas funciones destinadas a la interpolación de variables.

Una vez procesada la información, el siguiente paso es la generación de los diferentes elementos que componen el informe final, se trata de textos, gráficos y tablas. Finalmente se integran en una plantilla LATEX que se compila para producir el documento final. Para ello se han implementado una serie de funciones para la conversión de formatos y para la generación, mediante MapScript, de los mapas de localización incluidos en el informe.

### 3 RESULTADOS

Como principal resultado del trabajo desarrollado destaca el cliente web (figura 3) como interfaz de acceso a la información de los usuarios desarrollado en base al framework *p.mapper*. Entre todas las funcionalidades que ofrece el cliente (como navegación, búsquedas, distancias, etiquetado, dibujo, etc.) algunas de las más destacables son:

- Posibilidad de carga de datos disponibles en el servidor de forma dinámica
- Impresión de la vista como mapa
- Descarga de información en formato geotiff (composición)
- Identificación y selección de objetos espaciales, que abren las tablas de atributos asociadas a éstos con la posibilidad de poder ser exportados en formato txt o pdf.
- Consulta avanzada de la información a partir de un constructor gráfico de sentencias sql.

El cliente posibilita el acceso al punto del territorio de interés, y una vez localizado (a partir de la ortofotografía o el parcelario) se puede ejecutar la extensión implementada en el visor, introduciendo directamente las coordenadas o a partir de la aplicación pinchando en el visor, a modo de petición desde el cliente al servidor, que ejecuta el modelo, crea el informe resumen con las diferentes características y lo devuelve en formato pdf al cliente.

En la figura 4 se puede ver un ejemplo del tipo de informe que devuelve el servidor. Este incluye la siguiente información:

- *Evaluación del punto seleccionado*, donde se resume la localización y principales datos para el punto modelizado (figura 4 a).
- *Análisis del módulo de viento*, incluyendo el histograma de frecuencias observadas, los principales estadísticos, la rosa de los vientos con las principales velocidades para cada dirección y la evolución de la serie temporal modelizada (figuras 4 a y b).
- *Validación de los resultados* con valores reales obtenidos en las tres estaciones más cercanas (figura 4 c). Se presenta a modo de ejemplo una de las tres estaciones.

<sup>20</sup> <http://cran.r-project.org/web/packages/plotrix/index.html>

<sup>21</sup> <http://cran.r-project.org/web/packages/rgdal/index.html>

<sup>22</sup> <http://cran.r-project.org/web/packages/quantreg/index.html>

- *Estudio de eficiencia* del aerogenerador, en este caso Sonkyo, escogido como aerogenerador tipo (figura 4 d).

scripts. De esta manera se facilita la instalación en otros servidores y la escalabilidad del proyecto

Todo el proceso de implementación del sistema se documentó y programó mediante

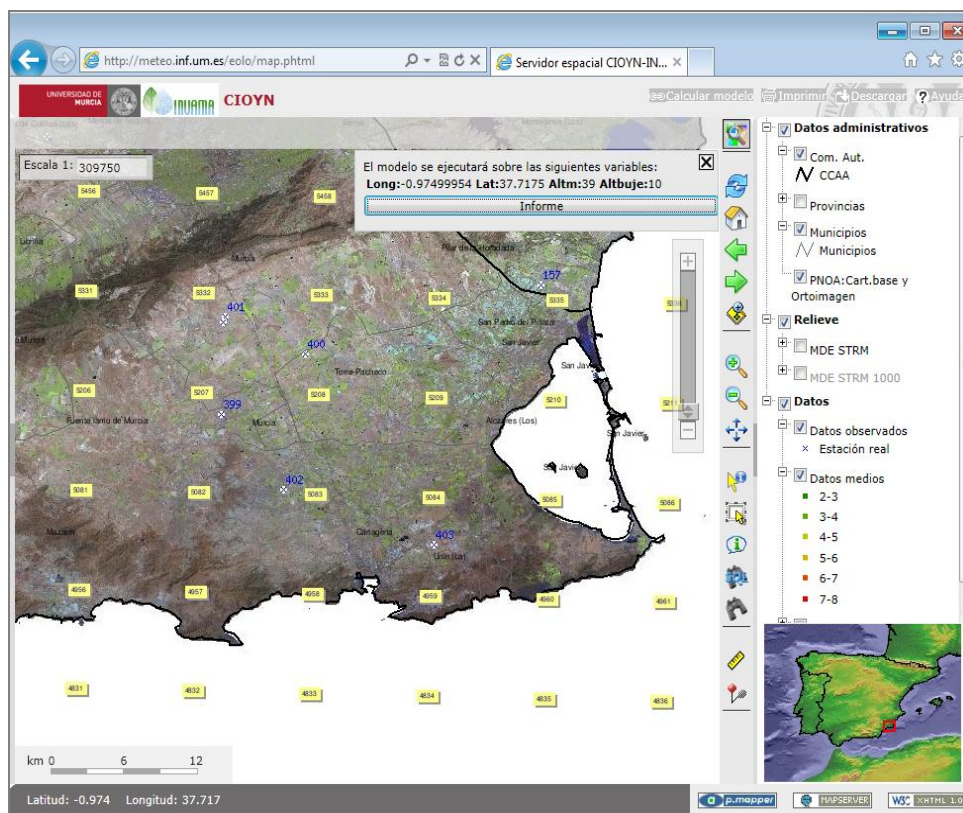


Figura 3. Ejemplo del cliente web implementado. Detalle de la zona de la Cuenca del Mar Menor (Región de Murcia), en el que se pueden observar las estaciones con datos reales y la malla de puntos del modelo MCR a partir de la cual se aproximan los datos.

También debe resaltarse el resultado satisfactorio de la base de datos creada para el desarrollo de los trabajos. La implementación en el SGBD de información masiva climática ha demostrado ser una alternativa de almacenamiento que mejora en algunos aspectos como la facilidad de uso, el acceso remoto, la respuesta de acceso a los datos o la integración de herramientas, frente a otros utilizados tradicionalmente para almacenamiento de información climática (como datos en formato ascii, GRIB<sup>23</sup> o NetCDF<sup>24</sup>, considerados estándar).

## 4 CONCLUSIONES

El proyecto desarrollado en el presente trabajo posibilita de forma satisfactoria el acceso de diferentes tipos de usuarios a los resultados de los modelos.

La herramienta propuesta y la infraestructura desarrollada cubren las necesidades de cualquier tipo de usuario mediante una aplicación de fácil uso y la devolución de unos resultados de muy fácil interpretación.

La implementación del plugin bajo p.mapper como interfaz de comunicación entre cliente y servidor ha resultado de gran utilidad.

La ejecución de modelos implementados desde el servidor en lugar de utilizar Web Processing Service<sup>25</sup> (WPS) para geoproc

<sup>23</sup> GRIdded Binary or General Regularly-distributed Information in Binary form:

[http://www.weatheroffice.gc.ca/grib/index\\_e.html](http://www.weatheroffice.gc.ca/grib/index_e.html)

<sup>24</sup> <http://www.unidata.ucar.edu/software/netcdf/>

<sup>25</sup> <http://www.opengeospatial.org/standards/wps/>



distribuidos puede parecer ser menos acertada; sin embargo, pruebas realizadas al comienzo del proyecto desvelan que no tiene por qué ser así, al tiempo que el uso del tipo de arquitectura cliente-servidor mediante la interacción entre

aplicaciones resulta ser la más conveniente cuando el tipo de geoprocetos a implementar son demasiado complicados y requieren software diverso.

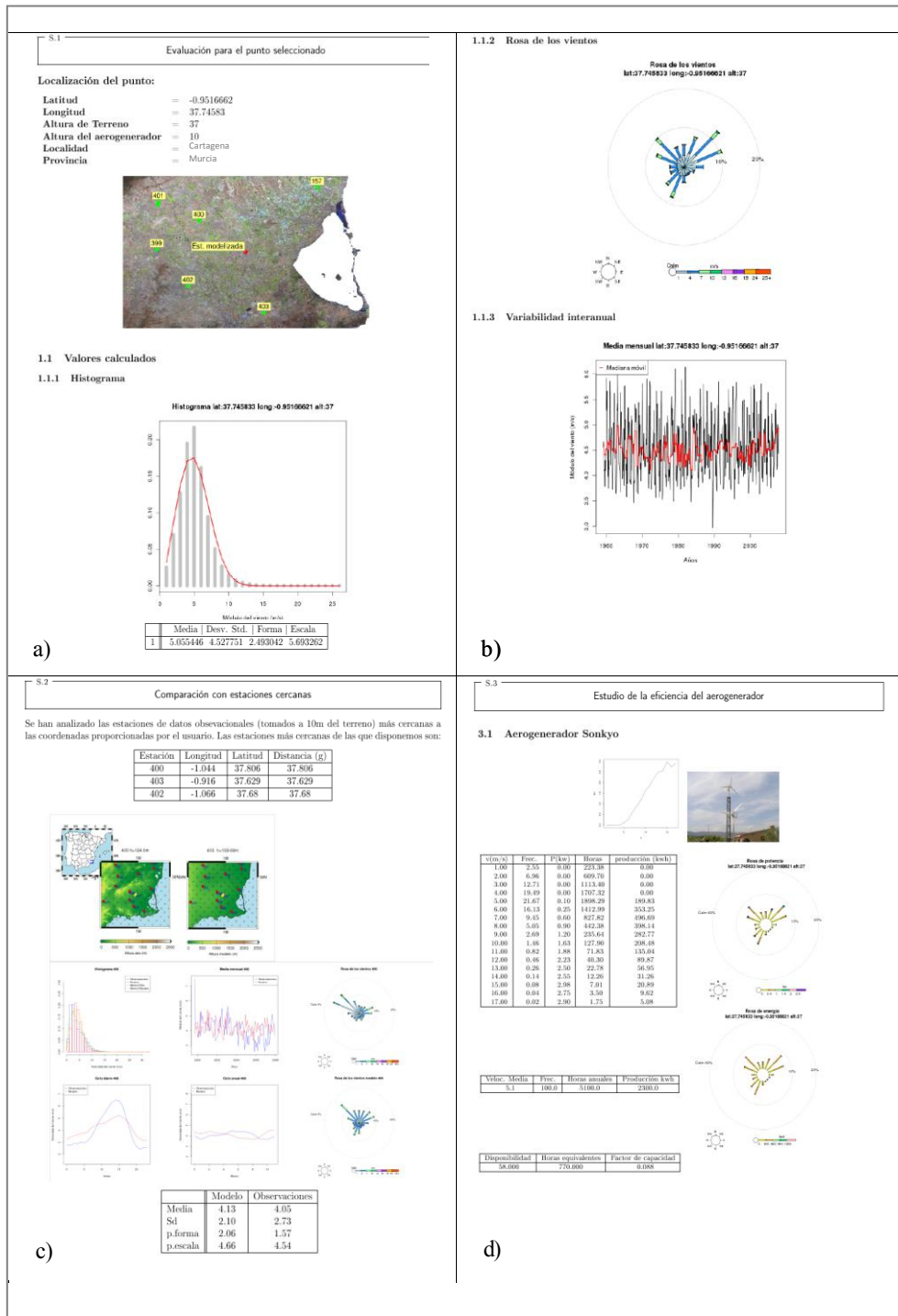


Figura 4. Detalles del informe con los resultados de potencial del punto sobre el que se ha seleccionado marcado en la figura anterior.



En línea con esta idea, y desde un punto de vista más amplio, el uso de tecnologías OpenSource frente a otros entornos más restrictivos resulta de gran interés debido a diversas ventajas como el bajo coste, la interoperatividad, el dimensionamiento en función de las necesidades o la independencia de restricciones comerciales.

Los desarrollos llevados a cabo se basan en un proyecto piloto a partir de la infraestructura descrita en este trabajo. Las pruebas realizadas mediante Apache Jmeter<sup>26</sup> con hasta veinte usuarios potenciales y diferentes tipos de configuración, no repercuten significativamente en el rendimiento final. No obstante, debe ser un trabajo inicial escalable y mejorado en un futuro a partir de las directrices desarrolladas en el protocolo de los trabajos.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido desarrollado gracias al apoyo del Ministerio de Ciencia e Innovación (PSE-MINIEOLICA, Subproyecto 2.3). Los autores también agradecen el acceso a los datos referentes a vientos por parte de las siguientes instituciones y organismos: AEMET, EUSKALMET, IMIDA, Instituto tecnológico de Castilla y León, Servei Meteorologic de Catalunya, DGDR, Servicio de información de la Rioja y la Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvimento Sostenible de Galicia.

## BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, B. 2005. Comparison of ArcIMS to MapServer. *MUM/EOGEO*, Minnesota, USA.
- Anderson, B. y Oliveira, D. 2007. WMS performance tests: Mapserver and Geoserver. Shapefiles vs PostGIS concurrency and other exciting test. *FOSS4G*, Victoria, Canadá.
- Brower, M., Ewing, G. y McCullen, P. 2003. *Proyect Report Republic of Ireland-Wind Atlas*, Dublin, Ireland. 52 pp.
- Chen, R. y Xie, J. 2008. Open Source Databases and Their Spatial Extensions, En *Open Source Approaches in Spatial Data Handling*, editado por G. Brent Hall y Michael G. Leahy, Springer, pp. 105-130.
- Conway, J.E. 2009. *PL/R User's guide-R Procedural Language*. 27 pp.
- Daswani, D.P., Rodrigo, J.J. y Rosales, J. 2008. Medición de rendimientos de servicios WMS con Jmeter. *V Jornadas Técnicas de la IDE de España JIDEE2008*. Tenerife.

- Gastón, M., Pascal, E., Frías, L., Martí, I., Irigoyen, U., Cantero, E., Lozano, S. y Loureiro, Y. 2008. Wind resources map of Spain at mesoscale. Methodology and validation. *Wind Energy Conference 2008*, Brussels (Belgium).

- Gomariz Castillo, F., Moreno Brotons, J., Cánovas García, F. y Alonso Sarria, F. 2009. Implantación de un Sistema de Información Geográfica basado en software libre para el estudio de recursos hídricos y procesos hidrológicos. *III Jornadas de SIG libre, SIGTEIII*, Gerona.

- IDAE, 2011. *Análisis del recurso. Atlas eólico de España*, Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energía, Ministerio de Industria, Turismo y Comercio, Gobierno de España, 194 pp.

- Jolma, A., Ames, D.P., Horning, N., Mitsova, H., Neteler, M., Racicot, A. y Sutton, T. 2008. Free and Open Source Geospatial Tools for Environmental Modelling, En *Environmental Modelling, Software and Decision Support*, editado por Anthony J. Jakeman, Alexey A. Voinov, Andre E. Rizzoli y Serena H. Chen, Elsevier, pp. 163-180.

- Keitt, T.H., Bivand, R., Pebesma, E. y Rowlingso, B. 2012. rgdal: Bindings for the Geospatial Data Abstraction Library. R package version 0.7-8. <http://CRAN.R-project.org/package=rgdal>

- Koenker, R. 2012. quantreg: Quantile Regression. R package version 4.79. <http://CRAN.R-project.org/package=quantreg>

- Kropala, B., 2005. *Beginning MapServer: Open Source GIS Development (Expert's Voice in Open Source)*. The Pragmatic Programmers Apress Berkely, CA, USA.

- Lemon, J. 2006. Plotrix: a package in the red light district of R. *R-News*, 6(4): 8-12.

- Lorente-Plazas, R., Montávez, J.P., Jerez, J.J., Gómez-Navarro, P., Jiménez Guerrero, P.A., García-Valero, J.A., Gomariz-Castillo, F. y Alonso-Sarria, F. 2012. EOLMAP: A web tool to assess the wind resource over Spain, *Renewable Energy & Power Quality Journal*, 10

- Mapserver Team, 2012. *Mapserver Documentation Release 6.0.3*. 993 pp.

- Neteler, M., Beaudette, D.E., Cavallini, P., Lami, L. y Cepicky, J. 2008. GRASS SIG, En *Open Source Approaches in Spatial Data Handling*, editado por G. Brent Hall y Michael G. Leahy, Springer, pp. 171-199.

<sup>26</sup> <http://jmeter.apache.org>

- Neteler, M. y Mitsova, H. 2008. *Open Source GIS: A Grass GIS Approach*. Third edition. Springer, New York, 406 pp.
- Neteler, M., Bowman, M.H., Landa, M. y Metz, M. 2012. GRASS GIS: a multi-purpose Open Source GIS, *Environmental Modelling & Software*, 31, 124-130.
- Obe, R., Hsu, L. y Ramsey, P. 2011. *Open Source GIS: A Grass GIS Approach*. Manning Publications. 520 pp.
- OGC 2006. *OpenGIS Web Map Service (WMS) Implementation Specification. V. 1.1.0*.
- OGC 2007. *OpenGIS Web Processing Service (WFS) Implementation Specification. V. 1.0.0*.
- Sherman, G.E. 2008. *Desktop GIS. Mapping the Planet with Open Source Tools*. The Pragmatic Programmers, O'Reilly, 368 pp.
- Steiniger, S. y Bocher, E. 2009. An Overview on Current Free and Open Source Desktop GIS Developments. *International Journal of Geographical Information Science*, 23, 1345-1370.
- Venables, W.N., D.M. Smith y the R Development Core Team. 2012. *An Introduction to R* <http://cran.r-project.org/doc/manuals/R-intro.pdf>
- Weis, M. 2006. *Alternative GIS-Programme. Presentation held at Universität Hohenheim, Stuttgart, Germany*.
- Yssad-Fesselier, R. y Knoblauch, K. 2005. *Modeling psychometric functions in R*. INSERM U371, Cerveau et Vision, Department of Cognitive Neurosciences, UCB. Lyon, France. 48 pp.



# Metadatos para espectro-radiometría de campo utilizando normativa ISO y OGC

M. González<sup>1</sup>, M. Jiménez<sup>1</sup>, A. Amaro<sup>2</sup>, E. De Miguel<sup>1</sup>, A. Fernández-Renau<sup>1</sup> y O. Gutiérrez<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Área de Teledetección. INTA.

<sup>2</sup> Departamento de Sistemas y Tecnologías de la Información. AECID.

[jimenezmm@inta.es](mailto:jimenezmm@inta.es)

## RESUMEN

El Área de Teledetección del INTA esta equipada con instrumentación de radiometría de campo para la calibración y validación de las imágenes de sus sensores hiperespectrales aeroportados. Durante las campañas de radiometría de campo se caracteriza la respuesta espectral de superficies naturales y artificiales, dentro del rango del espectro solar y térmico. Los metadatos son un componente muy importante para poder generar una base de datos que catalogue la diferente instrumentación y diversos tipos de medidas. En este trabajo se presenta la implementación de un sistema de metadatos para las medidas que se adquieren con el espectro-radiómetro de campo ASD FieldSpec3. Se han revisado las metodologías utilizadas por otros organismos como la base de datos comercial SPECCHIO, y los estándares EcologicalML y SpectroML. La experiencia acumulada por el Área de Teledetección del INTA en la catalogación de metadatos para las imágenes de sus sensores hiperespectrales aeroportados siguiendo normativa de la ISO, nos ha llevado a aplicar la norma de metadatos ISO 19115-1:2003\Corrig 2006 para describir los metadatos referentes a la campañas, también la norma ISO 19156:2011 para describir los metadatos sobre el muestreo y la firma de reflectancia adquirida, y por último el estándar SensorML de la OGC para describir los metadatos del ASD FieldSpec3.

## PALABRAS CLAVE

Espectro-radiometría de campo, ASD FieldSpec, metadatos, ISO 19115-1, ISO 19156, SensorML, OGC.

## ABSTRACT

The Remote Sensing Area at INTA is equipped with radiometric field instrumentation with the aim of supporting the airborne hyperspectral sensors. Field calibration and validation campaigns are carrying out to characterize spectral response of natural and artificial surfaces for solar and thermal spectrum. Metadata is an important component in cataloguing the several instruments applies and the different kind of measurements acquired. Here, the implementation of a system of metadata for field spectrometer ASD FieldSpec3 measurements is presented. Methodologies applied by other institutes were revised: spectral database SPECCHIO, and EcologicalML and SpectroML standards. Experienced gained by Remote Sensing Area of INTA in the implementation of the metadata for airborne hyperspectral imagery following ISO normative, guide us to generate metadata with ISO 19115-1:2003\Corrig 2006 to describe campaign and dataset metadata, also using ISO 19156:2011 to describe sampling and spectral metadata, and the standard SensorML of OGC to describe ASD FieldSpec3 metadata.

## KEY WORDS

Field Spectroscopy, ASD FieldSpec, metatada, ISO 19115-1, ISO 19156, SensorML, OGC.

## 1 INTRODUCCIÓN

La espectro-radiometría de campo es una técnica de teledetección con un importante auge y diversificación en los últimos años. La adquisición de firmas de reflectancia espectral en el terreno o en el laboratorio ha permitido profundizar en el conocimiento de la respuesta espectral de materiales y superficies (Milton *et al.*, 2009). También facilita enormemente la calibración y validación de imágenes y productos de misiones desde satélite o aeroportadas (Hueni *et al.*, 2007). De manera muy concreta ha ayudado al desarrollo de la teledetección hiperespectral que es, a día de hoy, una de las técnicas con mayor capacidad de estudio y seguimiento de la superficie y atmósfera terrestre.

Una campaña de espectro-radiometría de campo consiste en la adquisición de un conjunto de firmas de reflectancia espectral (denominado librería espectral), que caracterizan la respuesta de un material o superficies. Independientemente del objetivo de la campaña: calibración y validación de imágenes, apoyo al análisis de imagen, investigación de la respuesta de materiales, etc., la heterogeneidad de los datos es considerable en cuanto a los tipos de superficies, instrumentación aplicada, variedad de región espectral observada, y condiciones de adquisición. La optimización del uso de estos datos tiene que estar basada en un sistema muy organizado de documentación y almacenaje (Hüni *et al.*, 2007). En este sentido la Directiva 2007/2/CE INSPIRE establece las normas generales para la creación de Infraestructuras de Datos Espaciales (IDE), determinando los metadatos como la base para que estos sistemas tengan la mayor interoperabilidad posible. Los metadatos son un componente muy importante para conocer la calidad, validez y fiabilidad de los datos hiperespectrales (Rasaiah *et al.*, 2011)

El Área de Teledetección del Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA) opera dos sensores de teledetección hiperespectral aeroportados, el *Airborne Hyperspectral Scanner* (AHS) y el *Compact Airborne Sensor Imager* (CASI 1500i), con los que participa en proyectos nacionales e internacionales. El Área también dispone de instrumentación de radiometría de campo para la calibración, validación, y análisis de las imágenes de estos sensores. Para establecer una base de datos para las campañas de radiometría de campo, es muy importante la determinación de los metadatos necesarios y definir la metodología para catalogarlos. En este trabajo se presenta la implementación de las normas del *International Organization for Standardization* (ISO), y las recomendaciones del *Open Geospatial Consortium* (OGC) para

catalogar los datos de espectro-radiometría de campo.

## 2 DATOS DE ESPECTRO-RADIOMETRÍA DE CAMPO

### 2.1 Espectro-radiómetro de campo ASD FieldSpec-3

El ASD FieldSpec-3 (Analytical Spectral Devices, Boulder, CO) es un espectro-radiómetro de campo compacto, portátil y de alta precisión. Registra la radiación entre las longitudes de onda de 350 a 2500 nanómetros mediante una fibra óptica de 25° de *Field Of View* (FOV), con la posibilidad de adaptar lentes que minimicen este FOV a 8° y 1°. La luz entrante es codificada en 16 bits y separada en tres espectrómetros para la región VNIR, SWIR-I y SWIR-II.

El dato obtenido es una firma de la reflectancia espectral puntual en el espacio (no formando imágenes), de alta espectralidad con valores generados para cada nanómetro. En la figura 1 se muestra un ejemplo de la firma espectral adquirida sobre un suelo desnudo.

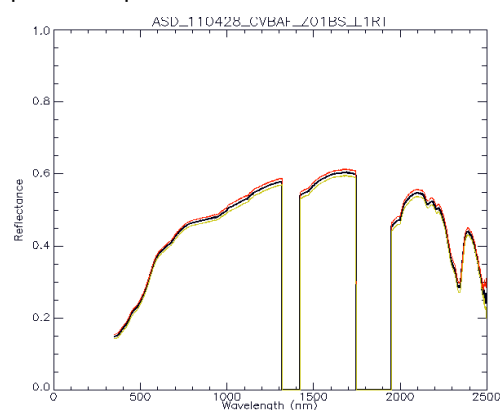


Figura 1. Ejemplo de Firma de reflectancia espectral de un suelo desnudo obtenida con el espectro-radiómetro de campo ASD FieldSpec3

### 2.2 Datos de una campaña: Metadatos necesarios

El proceso de las firmas espectrales del ASD FieldSpec-3 en el INTA, tiene como salida un fichero con la firma espectral media y su desviación estándar en formato de librería espectral (\*.sli) del software comercial ENVI (<http://www.exelisvis.com>). Es un formato muy extendido debido a las avanzadas herramientas de análisis de datos hiperespectrales que incorpora este software. El dato binario (\*.sli) va adjuntado con una cabecera (\*.hdr) que almacena algunos metadatos sobre las características del fichero, pero que es insuficiente para guardar toda la información



requerida. El registro y documentación de la mayor cantidad de información sobre los factores que afectan al proceso de medida va a mejorar el uso e intercambio de estas firmas espectrales.

No existe un estándar definido para la catalogación de metadatos de espectro-radiometría de campo, y más con la variedad de aplicaciones en las que se emplea (oceanografía, agricultura, forestales, etc.). En los trabajos de Milton *et al.*, 2009 y Rasaiah *et al.*, 2011 quedan identificados qué metadatos son los más necesarios sobre: las características de la superficie medida, geometría de observación e iluminación, la calibración, las condiciones ambientales, calibración del sensor, descripción del muestreo, etc. De estos metadatos, en el INTA se han seleccionado (ver tabla 1) los que el sistema de proceso INTA puede catalogar de manera automática.

### 3 METODOLOGÍAS PARA CATALOGAR DATOS DE ESPECTRO-RADIOMETRÍA DE CAMPO

El creciente uso y diversificación de la espectro-radiometría de campo ha ocasionado un aumento en el interés de disponer de un sistema de almacenaje y catalogación en una base de datos. Existen diversas metodologías aplicadas por distintos grupos según sus necesidades. En este punto se muestran los ejemplos de las metodologías más importantes encontradas, con la premisa de localizar metodologías basadas en *Extensible Markup Language* (XML), por ser el estándar de interoperabilidad.

#### 3.1 Metodologías más importantes

La metodología pionera es la base espectral SPECCHIO de la Universidad de Zurich. (<http://specchio.ch/>). Es una herramienta comercial basada en una base de datos relacional en MySQL y con una aplicación cliente en Java que hace las veces de editor de metadatos. Sus primeras versiones no estaban basadas en XML, pero en la actualidad incluye la opción de poder almacenar los metadatos en formato XML. Su desarrollo no ha seguido la normativa ISO.

La *Ecological Society of America* (ESA) desarrolló las bases del *Ecological Metadata Language* (EML). Es un estándar con una gran capacidad para catalogar los datos ecológicos, ha sido adoptado por la *International Long Term Ecological Research* (ILTER) como el lenguaje para los metadatos de su red de instrumentación e investigación. Esta metodología no ha sido utilizada en el ámbito de la espectro-radiometría de campo.

El *National Institute of Standards and Technology* (NIST) desarrolló el estándar SpectroML (Rühl *et al.*, 2001) para el intercambio de datos y metadatos de espectrometría molecular. Es un estándar basado en lenguaje XML y su mayor avance es que incorpora en un mismo fichero los datos y metadatos para favorecer su intercambio.

Metadatos para cada Fichero *.sli L1			
clase	variable	formato	procedencia
campania	nombre	texto	software de proceso
	Fecha	yyyy/mm/dd	fecha de carpeta
	objetivo	texto	software de proceso
	Propósito	texto	software de proceso
	localización	texto	software de proceso
	Usuario	texto	software de proceso
muestra	ID Superficie / Material	texto	nombre de fichero
	Desc. Superficie / Material	texto	Tabla de referencia
localización	Sistema de referencia	Texto	software de proceso
	Sistema de proyección	Texto	software de proceso
	Longitud/X	real	GPS * log o cabecera / manual
	Latitud /Y	real	GPS * log o cabecera / manual
	Altura	real	GPS * log o cabecera / manual
meteorología / iluminación	Angulo acimutal solar	real	software de proceso
	Angulo cenital solar	real	software de proceso
	Nubosidad	real	software de proceso
sensor	Modelo	texto	cabecera ASD
	Instrumento	texto	cabecera ASD
	Fecha de Calibración	yyyy/mm/dd	cabecera ASD
	Óptica Adaptada	texto	cabecera ASD
	FOV	real	cabecera ASD
	Nº canales VNIR	entero	cabecera ASD
	Ancho de canal VNIR	real	cabecera ASD
	Nº canales SWIR	entero	cabecera ASD
	Ancho de canales SWIR	real	cabecera ASD
método	Fecha de adquisición	yyyy/mm/dd	cabecera ASD
	Hora de adquisición	hh/mm	cabecera ASD
	fuerza de iluminación	texto	software de proceso
	Ángulo de observación	real	software de proceso
	Altura sobre la superficie	real	software de proceso
	Magnitud medida	Texto	cabecera ASD
	Material Blanco de referencia	Texto	cabecera ASD
	Tipo de medida	Texto	software de proceso
	Organismo	Texto	software de proceso
contacto	Persona	Texto	software de proceso
	Persona	Texto	software de proceso
fichero	nombre	Texto	cabecera ASD
	Formato	texto	software de proceso
	Fecha de creación	yyyy/mm/dd	software de proceso
	Operador	texto	software de proceso
	Num muestras	entero	software de proceso
	Num espectros	entero	software de proceso
calidad	NEDL	real	cálculo
	geolocalización	real	cálculo

Tabla 1. Metadatos seleccionados para la espectro-radiometría de campo del INTA (basado en Milton *et al.*, 2009 y Rasaiah *et al.*, 2011)

El trabajo más reciente ha sido realizado por el *Environmental Earth Observation* CSIRO (Shorinola *et al.*, 2011). Es un estándar basado en XML en la línea del SpectroML, con lo que también incluye dato y metadato en el mismo fichero. La mejora ha consistido en optimizar para el tipo de dato y los metadatos específicos en espectro-radiometría de campo.

#### 3.2 Normativa Internacional

La normativa publicada por la ISO, y las recomendaciones y especificaciones de la OGC, establecen el marco internacional para el desarrollo de sistemas de metadatos.

La OGC ha desarrollado la iniciativa *Sensor Web Enablement* (SWE), que es una recomendación para establecer interfaces y protocolos de una red de sensores donde las

aplicaciones puedan acceder a todo tipo de sensores y las observaciones realizadas por ellos mediante la web. En esta iniciativa se ha desarrollado el *Sensor Model Language* (SensorML), que es donde se describen todas las características de los instrumentos. También se ha desarrollado una especificación para la descripción de las Observaciones y Medidas (O&M) que realizan los instrumentos.

El Comité técnico 211 de la ISO publicó la norma 19115:2003 "*Geographic Information - Metadata*" donde se definen los metadatos obligatorios y necesarios para documentar los datos geográficos, así como su jerarquía, relación entre ellos, y su función. Más tarde publicó el ISO 19115:2006 Cor. 1:2006 "*Geographic Information - Metadata - Technical Corrigendum 1*" que modifica algunos de los errores de la anterior norma. Debido a la demanda de usuarios de datos tipo raster, se publicó la norma 19115-2:2009 "*Geographic Information- Metadata for imagery and gridded data*", una extensión que incorpora un conjunto de metadatos adicionales para describir la adquisición y proceso para imágenes. Recientemente ha publicado la norma 19130:2010 "*Geographic Information- Sensor data model for imagery and gridded data*" para describir las características de la geometría de espectrómetros y radiómetros de imágenes. Finalmente la ISO ha adaptado la recomendación O&M del OGC para publicar la norma 19156:2011 "*Geographic Information- Observations and Measurements*".

## 4 METADATOS ISO Y OGC PARA EL ASD FIELDSPEC-3 DEL INTA

### 4.1 Estructura General

La experiencia que ya tiene el Área de Teledetección del INTA en aplicar la normativa ISO a los metadatos para sus imágenes aeroportadas (Amaro *et al.*, 2005), y la premisa de que los ficheros de espectro-radiometría mantengan el formato de datos de ENVI, ha determinado que la metodología seguida para desarrollar el sistema de metadatos del ASD FieldSpec3 se realice mediante normativa ISO y especificaciones OGC.

Las normas publicadas intentan abarcar la variedad de datos geográficos existentes y cómo describir su información mediante metadatos. La norma ISO 19115 (MD) contiene los metadatos necesarios para describir el conjunto de datos como: el organismo proveedor de los datos, personas de contacto, normas de uso, formato de los datos, y calidad de los datos. La descripción de la calidad esta basada en la norma ISO 19138: 2006 "*Geographic Information*

– *Data quality measures*". La norma ISO 19115-2 (MI) e ISO 19130 (SD) contienen un amplio número de metadatos aplicables a imágenes y datos raster. Las normas MI y SD son muy equivalentes a SensorML de la OGC, salvo que este último es más versátil para todo tipo de instrumentación, no solo formadora de imágenes. Para las firmas espectrales de campo y la cantidad de informaron necesaria que se requiere catalogar (ver tabla 1), la norma que más se adapta es la ISO 19156 (OM) de Observaciones y Medidas.

La información para catalogar los metadatos del ASD FieldSpec3 del INTA está estructurada en tres ficheros distintos. Cada dato (\*.sli) de librería espectral dentro de una campaña, tendrá asociado un fichero de metadatos central OM, en este fichero se describen los metadatos relativos al material observado y al muestreo aplicado. En el fichero OM se referencia a un fichero MD donde describen los metadatos comunes a todos los ficheros de una misma campaña. También el fichero OM referencia a un fichero SensorML que describe los metadatos del ASD FieldSpec y que solo se actualizará si modifica alguna característica del sensor, como una nueva calibración.

Los ficheros de metadatos MD y OM siguen la normativa definida dentro de la ISO, donde se agrupan y asocian grupos de elementos en entidades y secciones según los distintos bloques sobre los distintos aspectos de los metadatos. En ambas normativas están definidas una serie de entidades y elementos obligatorios y otros opcionales, de los cuales los seleccionados quedan definidos en un perfil. Por ejemplo, para las Infraestructura de Datos Espaciales de España se desarrolló el Núcleo Español de Metadatos (NEM). El SensorML sigue las directrices de un modelo definido por el OGC.

Cualquier fichero XML tiene que estar bien formateado pero además tiene que ser validado frente a un esquema. La mayor parte de la normativa ISO utiliza el lenguaje *XML Schema* (XSD) del World Wide Web Consortium (W3C) para generar estos esquemas. Para las normas MD y MI sus esquemas están desarrollados bajo la norma ISO 19139:2007 "*Geographic Information - XML implementation*", el esquema para OM ha sido desarrollado por la OGC (<http://schemas.opengis.net/>).

La información contenida dentro los ficheros de metadatos tiene que tender a la mayor estandarización posible, tanto de sus tipos de datos, como de los conceptos o terminologías incluidas. Un modo de optimizar estas definiciones es mediante referencias a otros documentos o diccionarios online, que no hagan más complejo y extenso el fichero XML. Una

metodología estándar es enlazar mediante *Uniform Resource Identifier* (URI), ya sea por localización directa mediante *Uniform Resource Locator* (URL) o localización por nombre *Uniform Resource Name* (URN). Para aplicar estas referencias XML se basa en la tecnología *Xlink* creada para enlazar documentos.

Todo el proceso de implementación del sistema se documentó y programó mediante scripts. De esta manera se facilita la instalación en otros servidores y la escalabilidad del proyecto.

## 4.2 Metadatos MD, SensorML, y OM

En el fichero MD, la entidad raíz es *MD\_Metadata* que define los metadatos sobre el conjunto de datos. De sus elementos obligatorios, en el elemento *hierarchyLevel* se indica *fieldsession* en la lista controlada *MD\_ScopeCode* para determinar que son datos de una campaña de campo a los que se refieren los metadatos. De las 11 posibles entidades que se pueden asociar y que incluyen unos 400 elementos de metadatos, se han seleccionado, siguiendo el perfil del NEM, la entidad obligatoria *MD\_Identification* y las entidades opcionales *MD\_Distribution* y *DQ\_DataQuality* (obligatoria para NEM). *MD\_Identification* incluye una serie de elementos que aglutinan la información necesaria para identificar el conjunto de datos. La figura 2 muestra los elementos dentro de la entidad *MD\_Identification* que describen el objetivo y propósito de la campaña. En *MD\_distribution* se indica el formato de distribución de los datos. En *DQ\_DataQuality* se incluyen unos elementos para describir la exactitud geométrica y radiométrica de las firmas espectrales a nivel de la campaña de campo, y la entidad asociada *LI\_linage*, donde se puede describir el proceso de creación de los datos.

```
<gco:CharacterString>CVBAF</gco:CharacterString>
</title>
<date>
  <CI_Date>
    <date>
      <gco:Date>2011-04-28</gco:Date>
    </date>
    <dateType>
      <CI_DateTypeCode codeList="http://www.iso19115/resources/codeList.xml#CI_DateTypeCode"
        codeListValues="creation">creation</CI_DateTypeCode>
      </dateType>
    </CI_Date>
  </date>
</CI_Citation>
<abstract>
  <gco:CharacterString>Medidas de reflectancia espectral obtenidas con espectro-radiómetro ASD FieldSpec sobre
  superficies naturales y artificiales</gco:CharacterString>
</abstract>
<purpose>
  <gco:CharacterString>Calibración y Validación</gco:CharacterString>
</purpose>
<credit>
  <gco:CharacterString>INTA Remote Sensing Laboratory (Spain)</gco:CharacterString>
</credit>
```

Figura 2. Ejemplo de elementos de metadatos MD para describir el objetivo y propósito de la campaña.

El fichero SensorML permite la descripción de los metadatos del sensor. En esta especificación se consideran procesos, tanto los componentes

físicos (detectores) como los algoritmos o procedimientos que se aplican sobre los valores registrados. Por lo tanto esta especificación permite también describir los procesos de medida llevados a cabo. Utilizando SensorML es posible la descripción de un amplio abanico de tipos de sensores, desde un termómetro de una estación meteorológica hasta un sensor de teledetección desde satélite.

El modelo definido por el SensorML contiene una serie de elementos para la descripción de todos los procesos involucrados: entradas, salidas, parámetros, además de su identificación y clasificación proporciona un marco donde las características geométricas, dinámicas y observacionales del sensor pueden ser definidas. La figura 3 indica los elementos que muestran la fecha de calibración del sensor y la descripción de las características geométricas del ASD FieldSpec3.

```
<sml:classifier name="Instrument Type">
  <sml:Term definition="Non-imaging Field Spectrometer">
    <sml:value>Non-imaging Field Spectrometer</sml:value>
  </sml:Term>
</sml:classifier>
<sml:ClassifierList>
  <sml:classification>
    <sml:characteristics>
      <swe:DataRecord>
        <swe:field name="Radiometric and spectral Calibration date">
          <swe:Time>
            <gmt:description>Radiometric and Spectral calibration carried out in the ASD laboratory facilities</gmt:description>
            <swe:value>December 2010</swe:value>
          </swe:Time>
        </swe:field>
        <swe:field name="Field Of View">
          <swe:Quantity>
            <gmt:description>Fiber optic has 25° of Field of View, but fore-optic of 1° or 8° could be attached</gmt:description>
            <swe:value>
            </swe:value>
          </swe:Quantity>
        </swe:field>
      </swe:DataRecord>
    </sml:characteristics>
  </sml:classification>
</sml:ClassifierList>
```

Figura 3. Ejemplo de elementos del fichero SensorML para documentar fecha de calibración y características geométricas del ASD FieldSpec3.

El fichero OM se centra en la descripción del objeto o fenómeno estudiado (*Feature of Interest* norma ISO 19109:2005 “*Geographic Information – Rules for application schema*”), y las propiedades que quiere obtener el usuario. El resultado de la observación es una estimación del valor de una propiedad del objeto en estudio, permite añadir elementos para incluir parámetros que describen el contexto ambiental que ayudan a la evaluación de la observación. La norma OM permite describir una observación de varias propiedades sobre un mismo objeto, y también la variación de una misma propiedad en el dominio espacial (*Coverage*), e incluso la recolección de una muestra y estudio en laboratorio (*Specimen*). Está formada por una entidad con los elementos que describen el muestreo espacial y la posición del objeto observado *SF\_SamplingFeature*, y una entidad de elementos que describen la observación *OM\_Observation*. La observación se considera como el evento de realizar la medición, está más asociado al tiempo en el que se ha

realizado la medición, y no necesariamente a la posición del objeto observado.

La entidad *SF\_SamplingFeature* incluye una entidad *LI\_Linage* para describir el método de muestra llevado a cabo: puntual, transecto, línea de vuelo, etc. También incluye una entidad *GM\_Geometry* que a su vez contiene elementos *Shape* donde se escriben las coordenadas de posicionamiento geográfico. A este elemento se asocia el atributo *srsName* donde se puede indicar el sistema de referencia geográfico mediante la URN de la OGC (Ej para el WGS84 urn:ogc:def:crs:EPSG:6.8:4283).

La entidad *OM\_Observation* esta compuesta por varios elementos para describir el tiempo en que se realiza la observación (*phenomenonTime*), el tiempo que se procesa el resultado (*resultTime*), y la variedad de parámetros necesarios aplicados en el contexto de la observación. Para una mejor descripción de la obtención de la firma espectral se han incluido parámetros como: ángulo solar cenital, acimutal, cobertura nubosa, altura del sensor, número de muestras, número de espectros. La entidad *OM\_Observation* también tiene asociadas otras entidades de entre las que destacan las dos que hacen el papel de describir la propiedad observada (*observedProperty*), y el objeto de estudio (*featureOfInterest*). En la figura 4 se muestra los elementos donde se definen la propiedad observada reflectancia y el objeto observado.

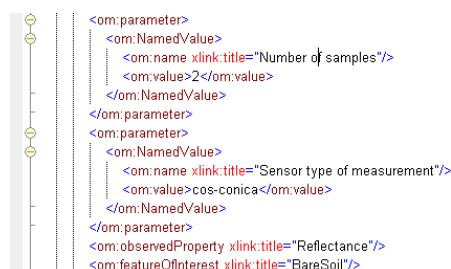


Figura 4. Ejemplo de metadatos del fichero OM para documentar la propiedad observada y el objeto en estudio.

La tecnología *Xlink* utilizada en los elementos *observedProperty* y *featureOfInterest* de la figura 4, esta en atributo *title* ya que por ahora únicamente incluye el nombre de la propiedad o el objeto (Ej Reflectance). Un siguiente paso para estandarizar los ficheros de metadatos es referenciar esta terminología mediante URI a diccionarios online como el de la NASA (<http://sweet.jpl.nasa.gov/ontology/>) o Wikipedia de organismos de referencia. También se utiliza tecnología *Xlink*, en este caso mediante URI, en el fichero OM para los elementos *om:metadata*, donde de referencia el fichero de *MD\_metadatos*,

y *om:procedure* donde referencia el fichero del SensorML sobre el espectro-radiómetro de campo ASD FieldSpec3.

## 5 CONCLUSIONES

Los esfuerzos y el tiempo invertido en la determinación de un sistema de metadatos esta de sobra amortizado por los beneficios en la gestión de los datos (Pfizner *et al.*, 2006). Aunque los avances realizados en las metodologías XML que transfieren los datos y los metadatos de manera conjunta en un mismo fichero como: SpectroML, el trabajo de Shorinola *et al.* (2011), y la propia iniciativa SWE del OGC, son muy importantes, el INTA ha apostado por mantener el formato binario (\*.sli) para los datos de espectro-radiometría de campo y un sistema basado en normativa ISO y OGC para sus metadatos.

La norma OM contiene una gran riqueza de elementos de metadatos para describir la adquisición de firmas espectrales de campo, la metodología aplicada de muestreo y la superficie observada. Esta norma se complementa con la norma MD para describir los aspectos de la campaña y la especificación SensorML para el instrumento. La forma elegida de estructuración es mediante tres ficheros separados y enlazados en el fichero central OM. Esta estructura podrá evolucionar a medida que se renueve la normativa. La norma OM es muy generalista y requiere de la definición de perfiles que aumenten su interoperabilidad. La norma MD esta en periodo de revisión, también la OGC esta desarrollando una nueva versión de SensorML, ambas revisiones podrán aumentar la compatibilidad entre los tres ficheros. También hay que tener en cuenta a las normas MI y SD, que son el equivalente de MD y SensorML para sensores formadores de imagen, son normas con una gran cantidad de elementos de metadatos para la documentación de la adquisición, proceso y entrega de datos, por ahora específicos de imágenes, en la caso de abrir el abanico del tipo de instrumentación abarcada, podrá sustituir al fichero SensorML.

## BIBLIOGRAFÍA

- Amaro, A., Domínguez Barroso, M., y Jiménez, M. 2005. Metodología para la generación de Metadatos según la normativa ISO19115 (Metadatos de Información Geográfica) e ISO19139 (Especificación de la Implementación). XI Congreso Nacional de Teledetección, 21-23 septiembre 2005. 527-530.
- Milton, E.J., Schaepman, M.E., Anderson, K., Kneubühler, M. y Fox, N. 2009. Progress in

- field spectroscopy, Remote Sensing of Environment, 113, S92-S109.
- Hüni, A., *et al.* 2007. Metadata of Spectral Data Collections. Proceedings 5th EARSEL Workshop on Imaging Spectroscopy. Bruges, Belgium, April 23-25 2007.
- Pfritzbner, K., Bollhöfer, A. Carr, G. 2006. A standard design for collecting vegetation reference spectra: Implementation and implication for data sharing. Journal of Spatial Science, 51, 2, 79-92.
- Rasaiah, B. Jones, S. Bellman, C. 2011. Building Better Hyperspectral Datasets: The Fundamental Role of Metadata Protocols in Hyperspectral Field Campaigns Proceedings of the SURVEYING & SPATIAL SCIENCES BIENNIAL CONFERENCE 2011 21-25, Wellington, New Zealand.
- Shorinola A., Malthus, T., Hueni, A. To be published. An XML-based format and standard for the exchange of spectroradiometric data. (<http://xweb.geos.ed.ac.uk/~s0896736/>).





# El desarrollo del visor "Planea" para cartografía y urbanismo

**R. Herrero**

*Centro Regional de Información Cartográfica. Comunidad de Madrid.*

*rafael.herrero@madrid.org*

## RESUMEN

*El visor PLANEA de la Comunidad de Madrid presenta mapas topográficos y ortofotomapas, actuales e históricos, mosaicos de fotos oblicuas y planos de población, mapas temáticos, servicio de correcciones GPS, un visor comparativo y otro para navegación en 3D. Algunos de los mapas temáticos (límites municipales, calidad de paisaje) presentan también información asociada.*

*Se integra también un visor de información urbanística con todos los documentos vigentes de Planeamiento General incluyendo mapas "inteligentes" de calificación y clasificación, y mapas temáticos de desarrollo del planeamiento y de la tramitación de los planes.*

*De toda esta información se podrá descargar a través de la IDE de Madrid (recientemente puesta en servicio en [www.madrid.org](http://www.madrid.org)) aquella producida por la Comunidad de Madrid*

## PALABRAS CLAVE

Visor; mapas, ortofotomapas, vistas oblicuas, información urbanística, medio físico.

## ABSTRACT

*The PLANEA viewer has been developed by Comunidad de Madrid ,the information managed includes general maps and orthophotomaps ,actuals and hiostoricals, oblicual photographs mosaics,city maps,diferential GPS corrections,a comparative viewer and a 3D navigation simulator. .Several thematics maps (administrative boundaries,landscape) have alphanurmerial information linked.*

*The urbanistics plans documents of the different municipalities are showed,including including mapping about urbanistic zonnng,urban and rural areas.*

## KEY WORDS

*Viewer, maps, orthophotomaps, oblicual photographs, urban information, physical environment.*

## 1 INTRODUCCIÓN

El PLANEA es un visor de mapas y ortofotos (figura 1), generalmente en formato ráster, si bien en algunos mapas también hay atributos asociados a vectores que presentan datos alfanuméricos de interés.

Desde su puesta en servicio, en 2008, ha ido experimentando un desarrollo orgánico, adaptado a las exigencias de cada momento.

## 2 CONTENIDO

PLANEA presenta, como visor y como servicio de localización, los siguientes tipos de información:

- Visor de Cartografía (figura2), relativo a:
  - Mosaicos continuos de mapas topográficos y temáticos (de medio físico y urbanismo).

- Cartografía y vuelos fotogramétricos históricos
- Visor de Planeamiento Urbanístico, que incluye:
  - Documentación vigente de planeamiento urbanístico (planeamiento general y especial).
  - Mapas temáticos.
- Visor de vistas oblicuas de la zona metropolitana.
- Navegador en 3D, con modelos realistas de edificios significativos.
- Corrección diferencial GPS (en colaboración con la empresa Inland)

Todos los subvisores permiten la comprensión de las características del territorio: topográficas, geográficas, en sentido amplio, de calificación, clasificación y estado de tramitación del planeamiento general.

En ciertos casos (SIOSE, paisaje, líneas límite, mapas de calificación y clasificación, MAT) se obtiene información alfanumérica asociada a polígonos, líneas o puntos vectoriales.

Todos los subvisores disponen de una barra de herramientas que permite el desplazamiento, el zoom + y -, coordenadas, búsqueda por callejero, por municipio, topónimo, coordenadas, etc. Dentro de un visor nos podemos desplazar perfectamente de un mapa a otro manteniendo el lugar.

### 3 OBJETIVOS

El objetivo es poner en la red la información sobre planeamiento gestionada por la Dirección General de Urbanismo y Estrategia Territorial, así como la presentación de otros mapas temáticos de interés para la ordenación del territorio. En materia de urbanismo se cumple con el imperativo de publicidad de los planes urbanísticos.

También se ha procurado buscar un nicho ecológico propio. En esta época, en que el productor de cartografía está quedando reducido casi al nivel del comerciante local frente al equivalente de las grandes superficies, la característica diferencial que se ofrece es la presentación conjunta de cartografía topográfica, temática (en ciertos casos con datos SIG), histórica, etc., así como la presentación dinámica de la misma. Todo este conjunto mejora la percepción y comprensión del territorio.

## 4 DESCRIPCIÓN DEL CONTENIDO

### 4.1 Visor de Cartografía

En los mapas topográficos (figura 3) se incluyen las diferentes escalas producidas por la Comunidad de Madrid, desde la 1:1.000.000 hasta la 1:1.000. Actualmente, en esta escala se visualizan los viales de la Dirección General de Estadística y la cartografía catastral pero, a corto plazo, se sustituirá por la cartografía de núcleos de población de la Comunidad de Madrid, realizada en el proyecto GeoMadrid, incluyendo también las escalas 1:200.000, 1:50.000, 1:25.000 y 1:10.000, cada una presentada en un rango de visualización mayor que la nominal del mapa.

En un epígrafe denominado "Mapas según escala" (o Vistas Series Regionales) se integran visualmente todas las escalas en un "continuo" desde la escala 1:750.000 a la 1:500. De manera análoga, además de cada mosaico de un vuelo determinado, se integran también, en una sola vista, coberturas aéreas de distinta resolución, presentando, sobre cada elemento territorial, la de mayor resolución.

Por ser de interés para el diseño urbano, se dispone de un subvisor de vistas oblicuas, con un mosaico aparentemente continuo para cada uno de los cuatro puntos cardinales en la zona metropolitana, además de un ortofotomapa de 15x15 cm. de resolución.

En la cartografía y mosaicos de ortofotos históricos (figuras 4 y 5), se exponen las series históricas producidas por la Comunidad de Madrid, y los organismos urbanísticos anteriores, en especial la CO.PLA.CO (Comisión de Planeamiento y Coordinación del Área Metropolitana de Madrid), pero además, por su interés para el conocimiento de la evolución territorial, se incluyen las primeras ediciones del Mapa Topográfico Nacional del Instituto Geográfico y Estadístico y del Instituto Geográfico y Catastral (actual Instituto Geográfico Nacional – IGN-) y los planos de población de la Junta de Estadística.

En el mismo visor se despliega una colección de ortoimágenes de satélite de distintas resolución espacial (figura 6), imágenes oblicuas (figura 7) y Modelos Digitales del Terreno (figura 8).

En los Mapas Temáticos, además de los relativos a usos del suelo y paisaje, cabe destacar el de límites municipales (figura 9),

donde se plasma la evolución de los trabajos de replanteo de los mojones de delimitación de límites municipales, con las coordenadas resultantes de su observación y cálculo, así como la definición, mediante coordenadas precisas, de las líneas entre mojones.

El SIOSE (Sistema de Información de Ocupación del Suelo de España), proyecto conjunto con la Administración General del Estado, a través de IGN, se presenta como un mapa temático sobre la base de la ortofoto (figura 10). Al hacer clic sobre un polígono, se muestran los valores numéricos de sus atributos.

En la nueva versión PLANEa, de inminente aparición, se van a presentar datos numéricos relativos a la altitud, el gradiente y orientación de la máxima pendiente en cada punto del territorio, sobre el mosaico de ortofotos, sobre el que se superpone un sombreado del relieve, con control de la opacidad del mismo.

## 4.2 Visor de planeamiento urbanístico

El visor de planeamiento urbanístico presenta, actualmente, mapas temáticos sobre el desarrollo de la clasificación y calificación urbanística del suelo (figura 11), obtenido tras una interpretación y homogeneización anual de los planes urbanísticos.

Pero, conscientes de la dificultad de realizar esta síntesis de un modo rápido y eficaz, se presenta el texto íntegro de los documentos vigentes que afectan a la totalidad del planeamiento general y al planeamiento especial, cuyo órgano redactor es la propia Comunidad de Madrid. En el futuro está prevista la incorporación de los documentos vigentes de planeamiento (figura 12), a medio plazo para los municipios de menos de 15.000 habitantes, que son aquellos que aprueba la Comisión de Urbanismo de Madrid, y, en un plazo más largo, los de los de más de 15.000 habitantes, ejerciendo PLANEa, de este modo, la función de presentación informática del Registro de Planes Urbanísticos.

## 5 IMPRESIÓN Y DESCARGA DE DATOS

La nueva versión de PLANEa, que ya está en funcionamiento, permite la impresión con la resolución propia de los datos (figura 13).

En la actualidad no es posible, desde PLANEa, ninguna descarga de datos. No está aún prevista la incorporación de un área de descargas, que sería exclusivamente para los datos producidos por la Comunidad de Madrid. Sí es posible la descarga de imágenes jpg, tif o geotif correspondientes al ámbito que se visualiza en pantalla.

Se dispone de servicios WMS (figura 14) para uso de las bases cartográficas de la Comunidad de Madrid en programas SIG, en la página de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de [www.madrid.org](http://www.madrid.org), haciendo clic en el icono IDEM (Información de Datos Especiales de Madrid).

## 6 CONCLUSIONES

La integración de la cartografía topográfica, actual e histórica, con mosaicos de ortofotos, actuales e históricos, mapas temáticos, cartografía urbanística y documentos de planeamiento vigente, pudiéndose desplazar de una vista a otra manteniendo la localización, crea unas sinergias que mejoran la percepción de la realidad territorial mejorando los procesos de análisis geográfico y facilitando la toma de decisiones en materia de urbanismo y ordenación del territorio, facilitando el conocimiento del impacto de nuevos desarrollos sobre la estructura territorial.

## 7 FUTUROS DESARROLLOS

A corto plazo, será posible la búsqueda y localización de puntos y zonas a través de sus nombres geográficos.

Se continuará la presentación de mapas temáticos en formato SIG, incluyendo el mapa Geológico continuo del IGME y los mapas anuales de desarrollo del Planeamiento, pudiendo seleccionar el fondo geográfico entre fotografía aérea y mapa.

En materia de Planeamiento se incluirán la totalidad de los documentos vigentes de planeamiento general y, para los municipios con menos de 15.000 habitantes, los planeamientos de desarrollo.

A medio plazo, se incluirá en PLANEa un SIG vectorial del desarrollo del planeamiento urbanístico, a escala 1:10.000.



Figura 1. Página de entrada a PLANEA.



Figura 2. Página principal del Visor Cartográfico.



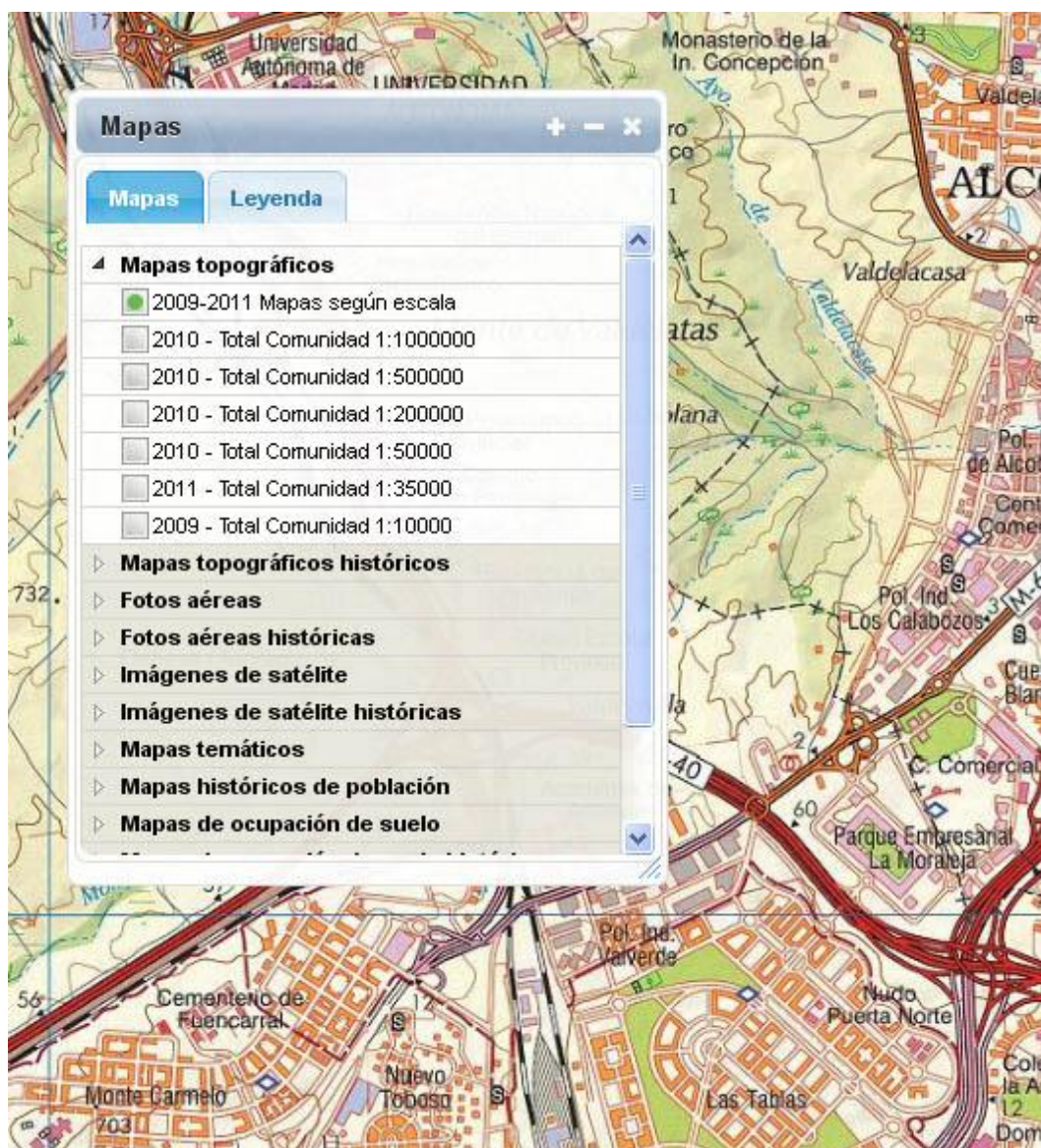


Figura 3. Mapas Topográficos.

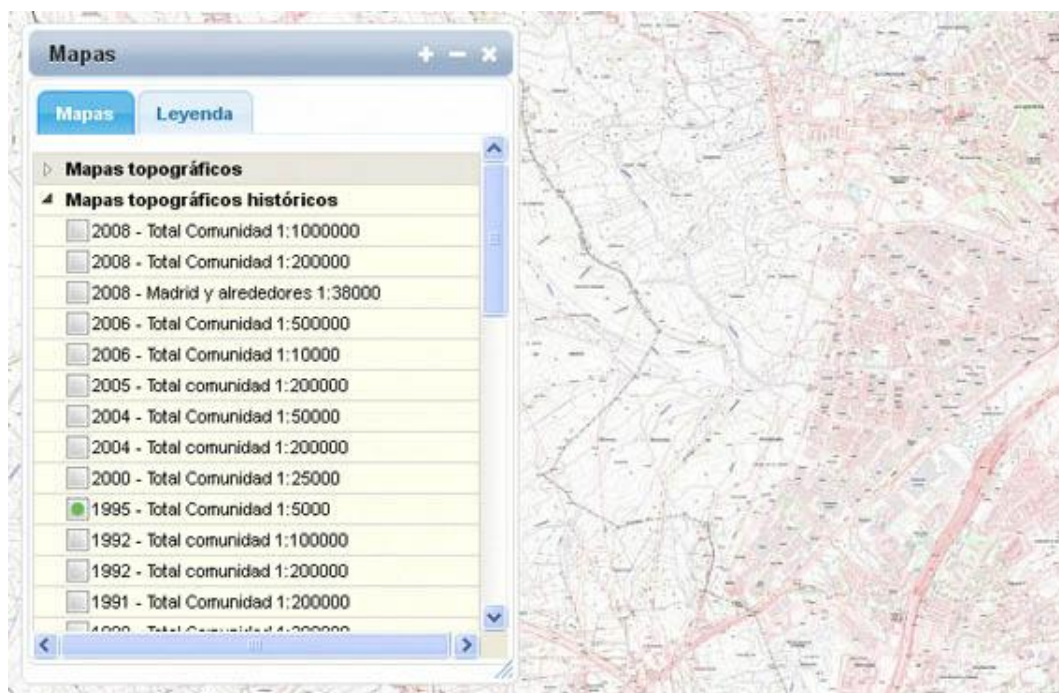


Figura 4. Mapas históricos.

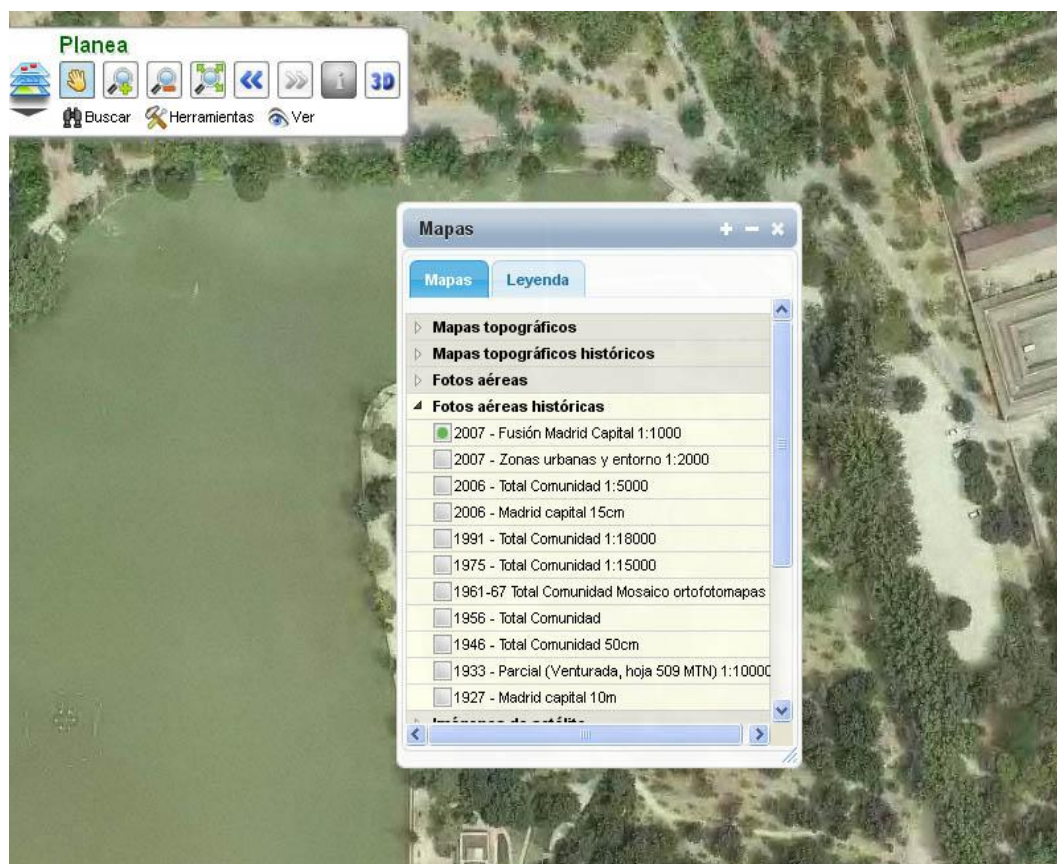


Figura 5. Ortofotomapas históricos.



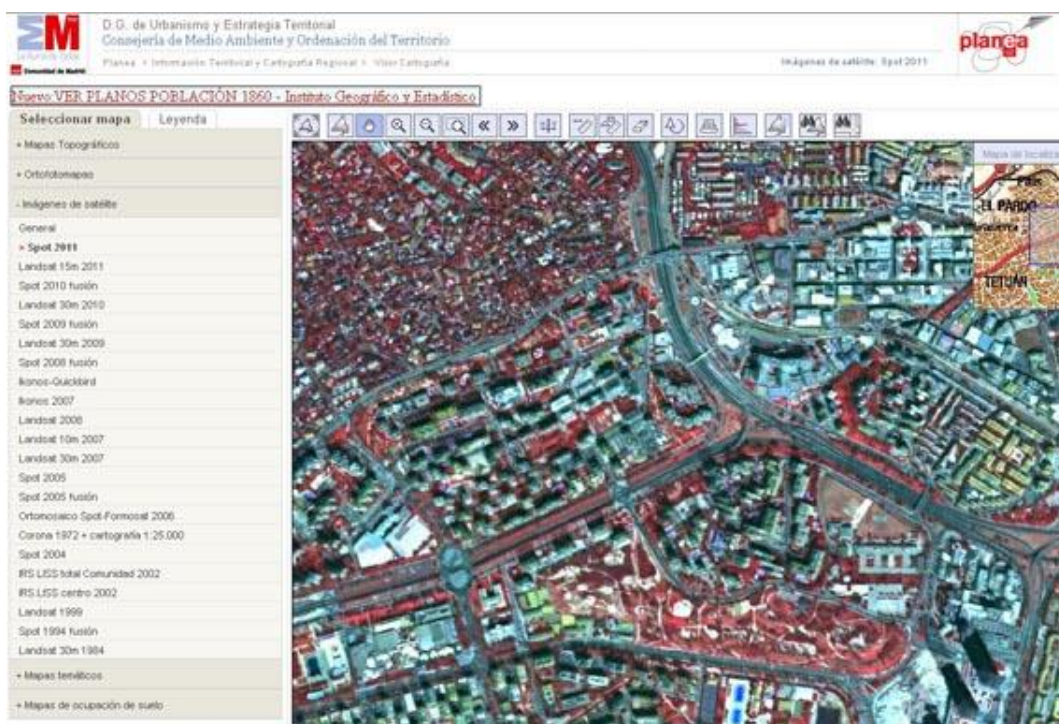


Figura 6. Ortoimágenes de Satélite.

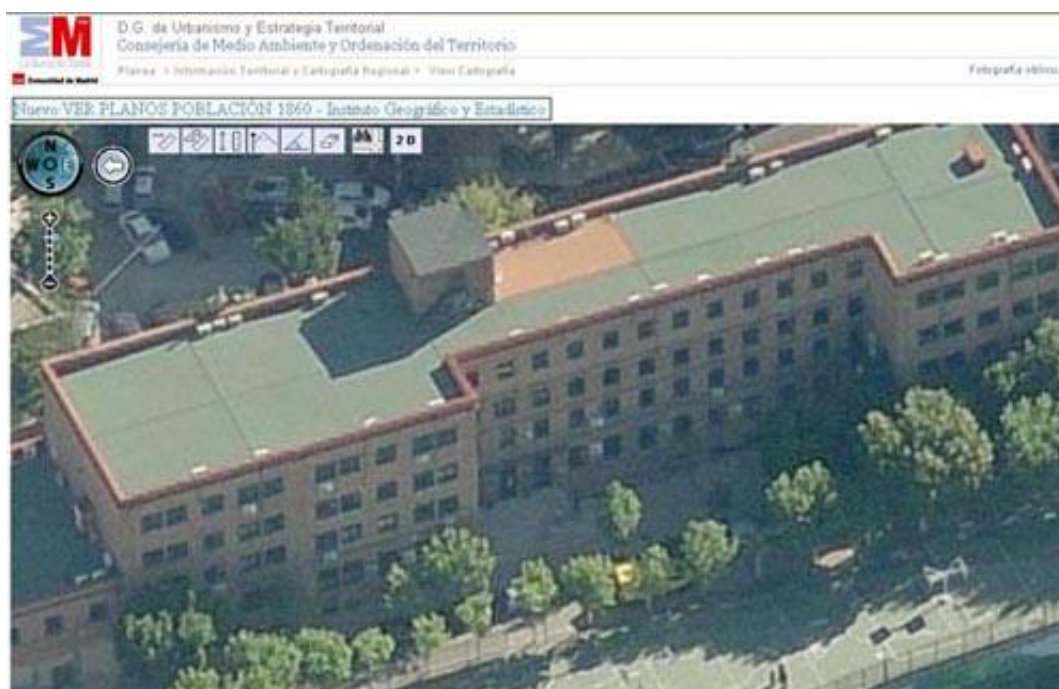


Figura 7. Imágenes oblicuas.

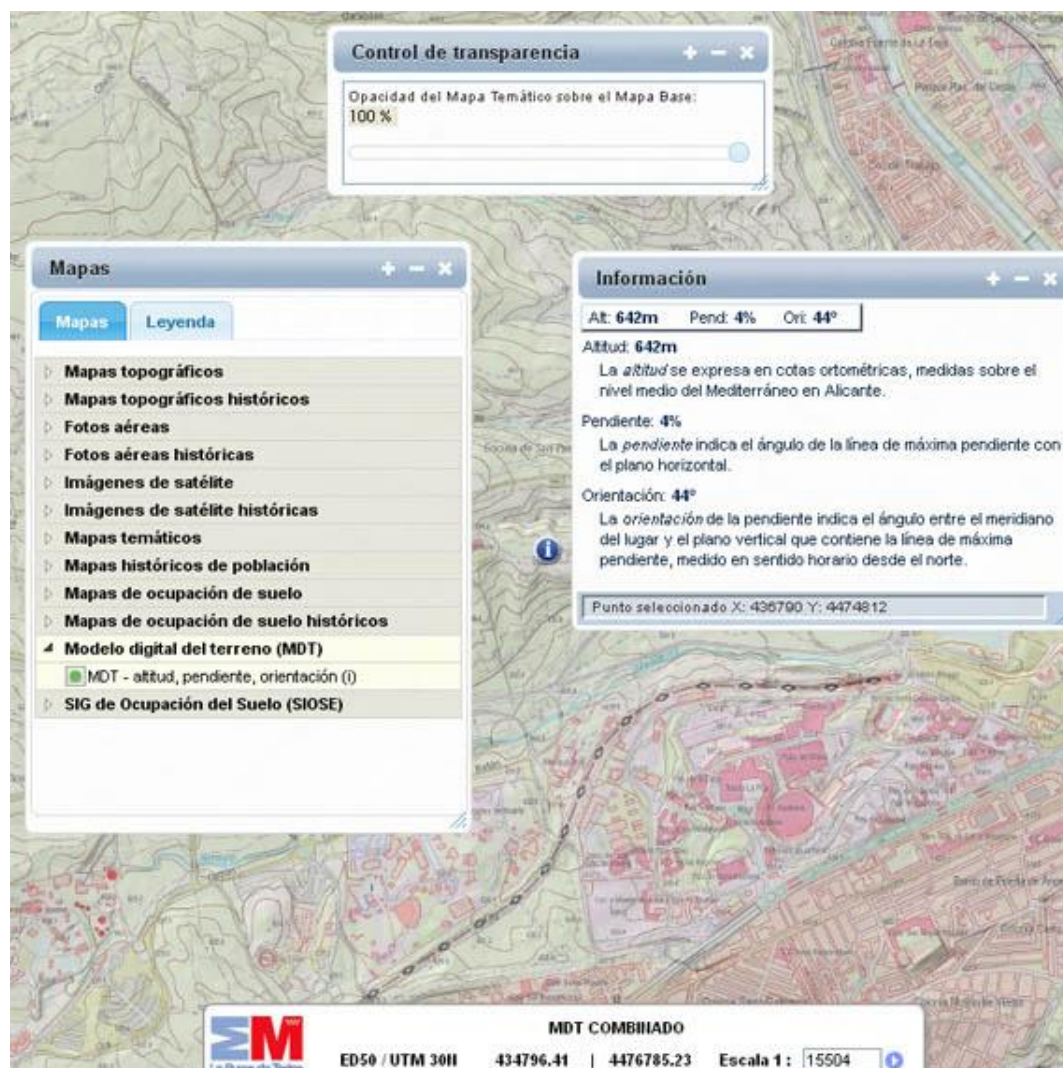


Figura 8. Modelo Digital del Terreno.



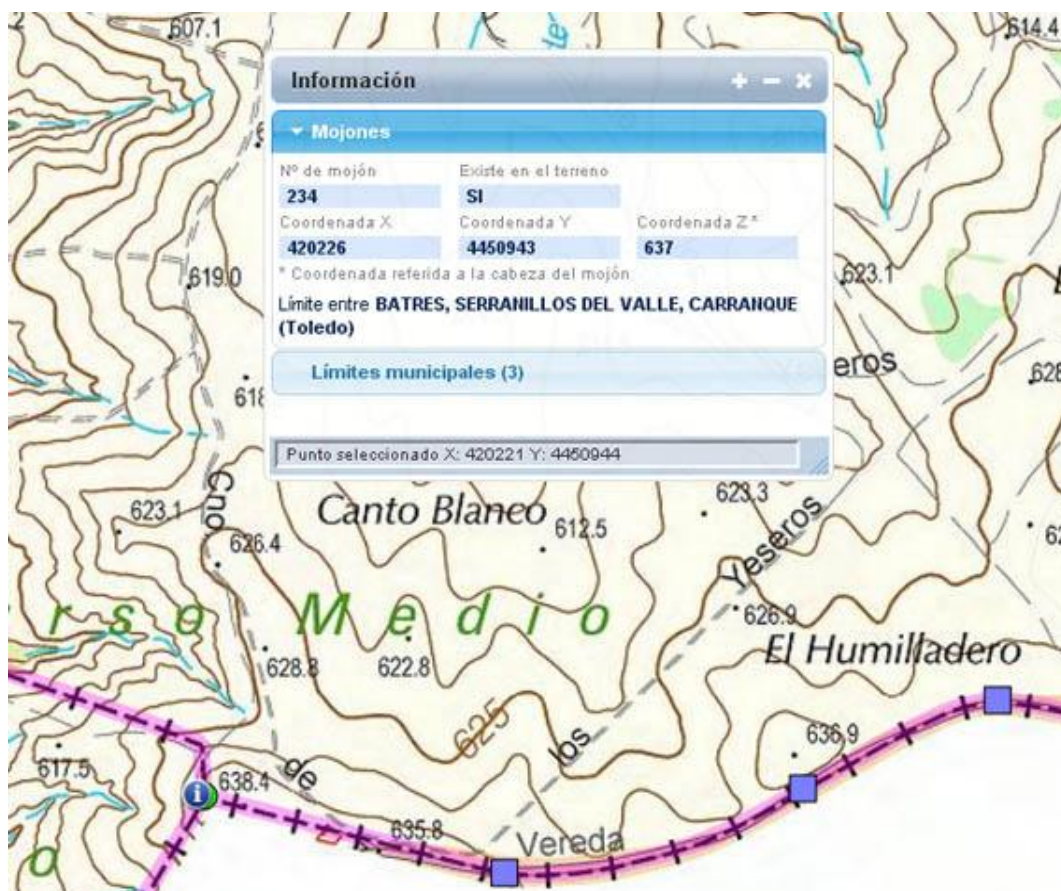


Figura 9. Líneas límite.

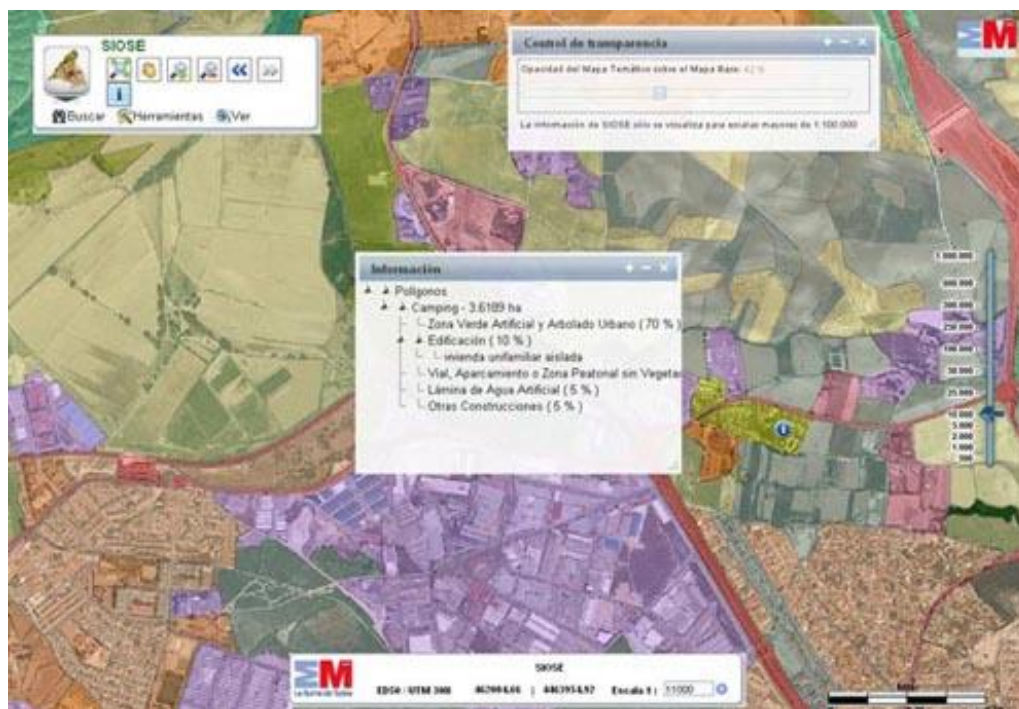


Figura 10. SIOSE.



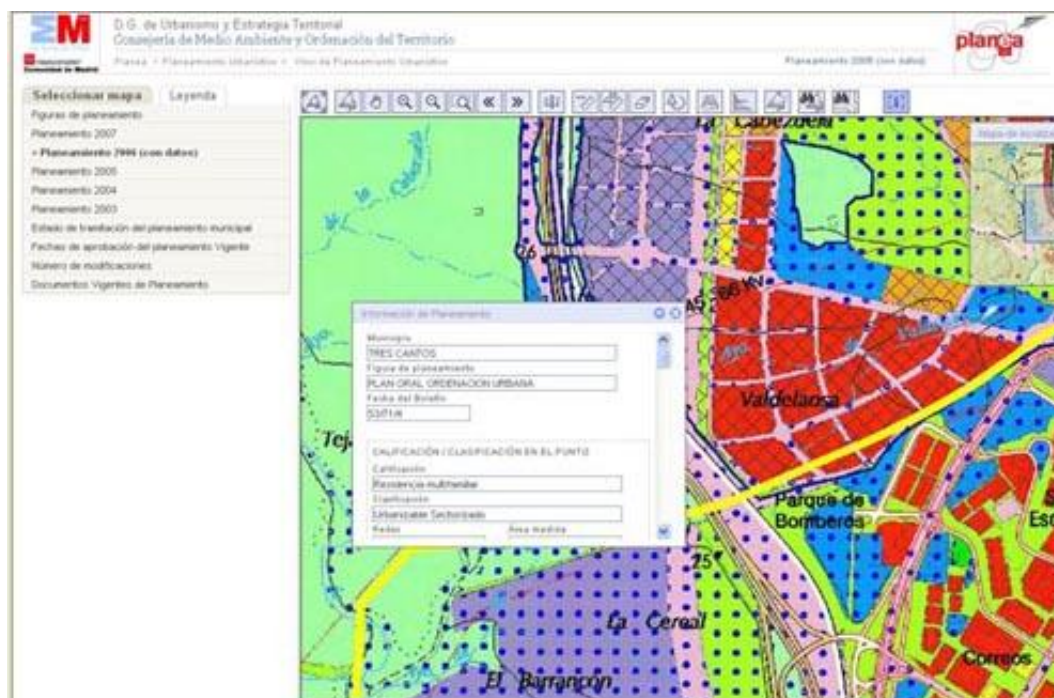


Figura 11. Mapa de desarrollo del Planeamiento.

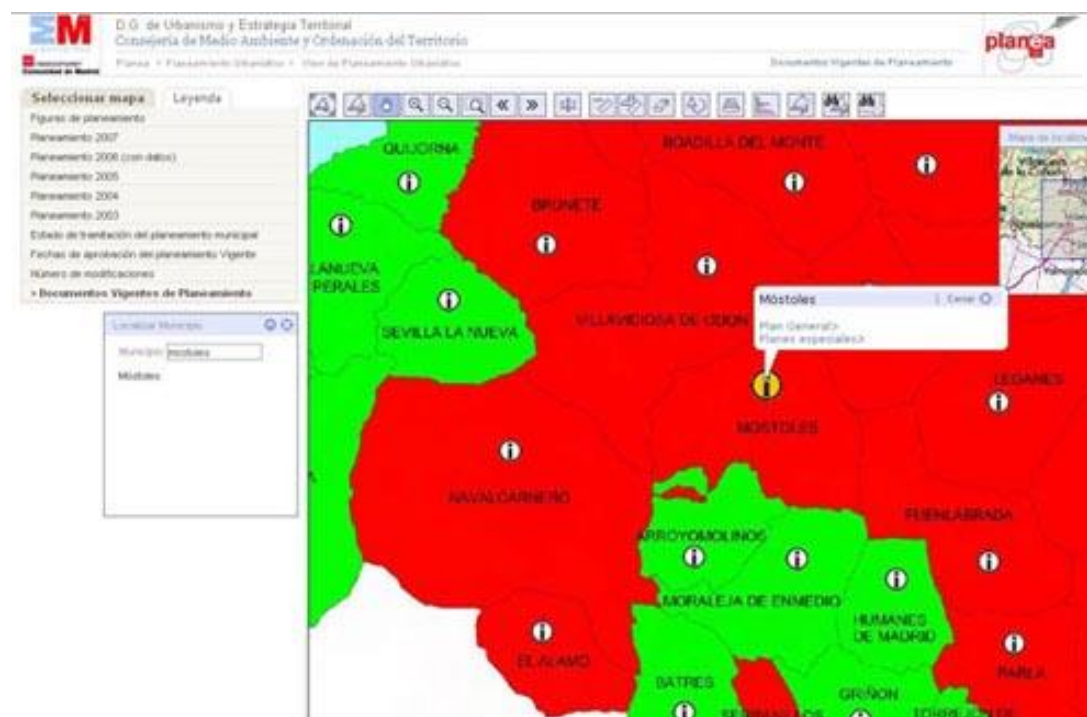


Figura 12. Documentos vigentes de Planeamiento.

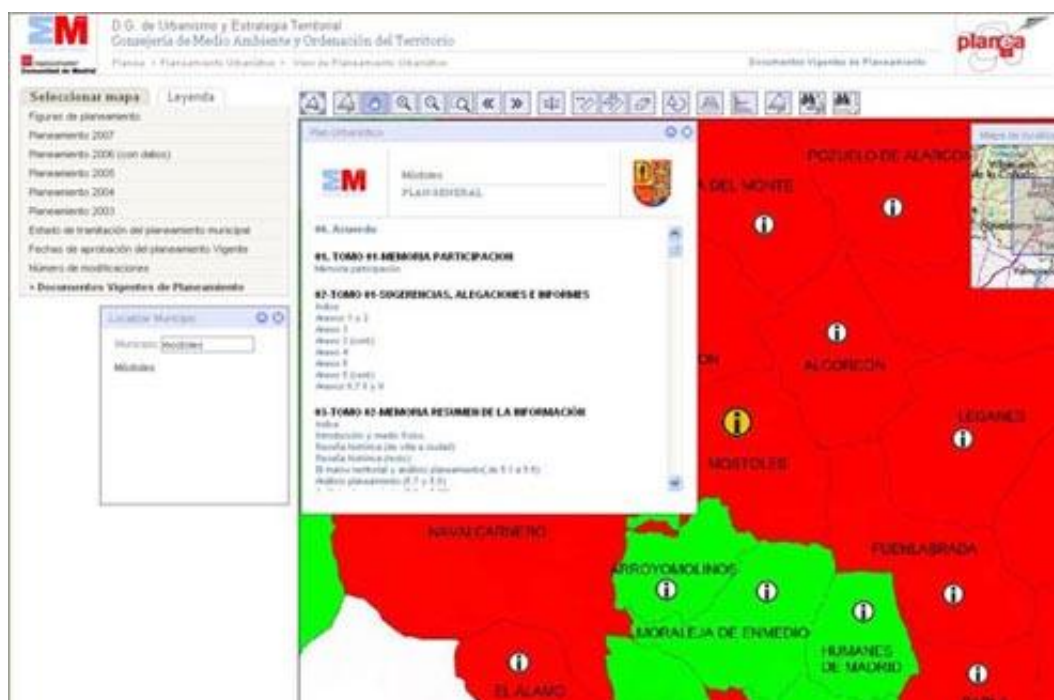


Figura 13. Índice de Documento.

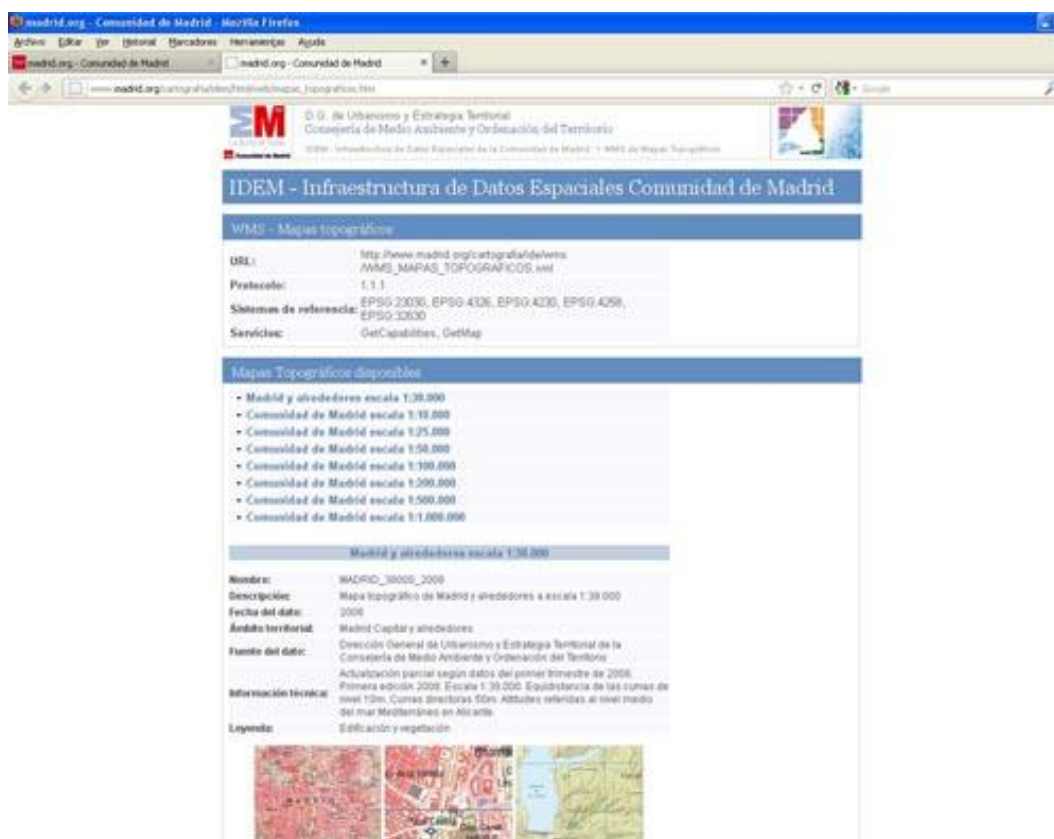


Figura 14. Infraestructura de Datos Espaciales (Servicios WMS).



# De las “Islas de Información” al nuevo ecosistema de La Tierra Digital Enlazada

**L.M. Vilches-Blázquez**

*Ontology Engineering Group, Departamento de Inteligencia Artificial, Universidad Politécnica de Madrid.*

*lmvilches@fi.upm.es*

## RESUMEN

*Este trabajo realiza un recorrido por los avances de las tecnologías de la información (geográfica), la visión de la Tierra Digital (Digital Earth) y su influencia en la apertura e interoperabilidad de los datos. Asimismo, se presenta una visión general de la interrelación entre semántica e información geoespacial, a través de la iniciativa Linked Data, y cómo dicha interrelación puede contribuir a alcanzar el escenario de la siguiente década, es decir, la Tierra Digital Enlazada.*

## PALABRAS CLAVE

Información geoespacial, islas de información, interoperabilidad, Tierra Digital, Linked Data.

## ABSTRACT

*This paper describes main advances of (geographical) information technologies, the Digital Earth vision, and associations of Digital Earth with data openness. Furthermore, we present an overview of relationships between semantics and geospatial information through Linked Data initiative, and how these relationships may contribute towards the next decade scenario, that is, 'Linked Digital Earth'.*

## KEY WORDS

Geospatial information, information islands, interoperability, Digital Earth, Linked Data.

## 1 INTRODUCCIÓN

Desde el surgimiento de la Geografía, los geógrafos hemos sido auténticas *fábricas* de datos. La generación de estos datos está asociada a estudios del territorio y de sus peculiaridades. En la actualidad, resulta frecuente que uno de los principales resultados de estos estudios sea la generación de capas de información –mediante la utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG)– que son superpuestas a otras capas que contienen información geográfica de referencia.

Los avances y difusión de las tecnologías de la información (geográfica) hacen cada vez más fácil esta forma de trabajar. Estos avances han logrado reducir, aunque no eliminar, la tradicional visión de las islas en el contexto de la información geoespacial. Sin embargo, considerando la constante evolución de estos

avances, la Comunidad Geoespacial parece *anclada* a los métodos tradicionales de publicación de la información resultante de los mencionados estudios. Esto supone que los datos se hacen disponibles como *silos*, es decir, se publican de manera aislada sin relacionarlos con otros conjuntos de datos existentes, persistiendo la clásica superposición de capas como *método* de integración de información.

Ante esta situación, parece conveniente la interrelación entre Web Semántica e información geográfica, a través de la adopción de las diversas recomendaciones y buenas prácticas que están surgiendo en el contexto de esta nueva Web. Esta interrelación va a aportar una nueva perspectiva al concepto de integración de información (geoespacial), incrementando el nivel de interoperabilidad alcanzado hasta el momento.

En este artículo se realiza un recorrido por los avances de las tecnologías de la información (geográfica), la visión de la Tierra Digital (*Digital Earth*) y su influencia en la apertura e interoperabilidad de los datos. Asimismo, se presenta una visión general de la interrelación entre semántica e información geoespacial, a través de la iniciativa Linked Data, y cómo dicha interrelación puede contribuir a alcanzar el escenario de la siguiente década, es decir, la Tierra Digital Enlazada.

## 2 DE LAS ISLAS DE INFORMACIÓN A LOS INICIOS DE LA INTEROPERABILIDAD

La información geográfica ha cambiado mucho en los últimos 60 años. En estos años

hemos pasado de los mapas de papel al entorno web como el medio más común para el intercambio de información (Harvey y Raskin, 2011). Este cambio ha sido posible gracias a los avances y difusión de las tecnologías de la información (geográfica). En la figura 1 se muestran algunos de los principales hitos que han contribuido a este cambio.

En la mitad del siglo XX, los avances de las tecnologías permitieron llevar a cabo cálculos que antes no eran posibles a través de grandes y centralizadas computadoras. Estos avances permitieron que se diseñara, concretamente en 1962, el primer sistema "formal" de información geográfica para la gestión de los recursos naturales canadienses.

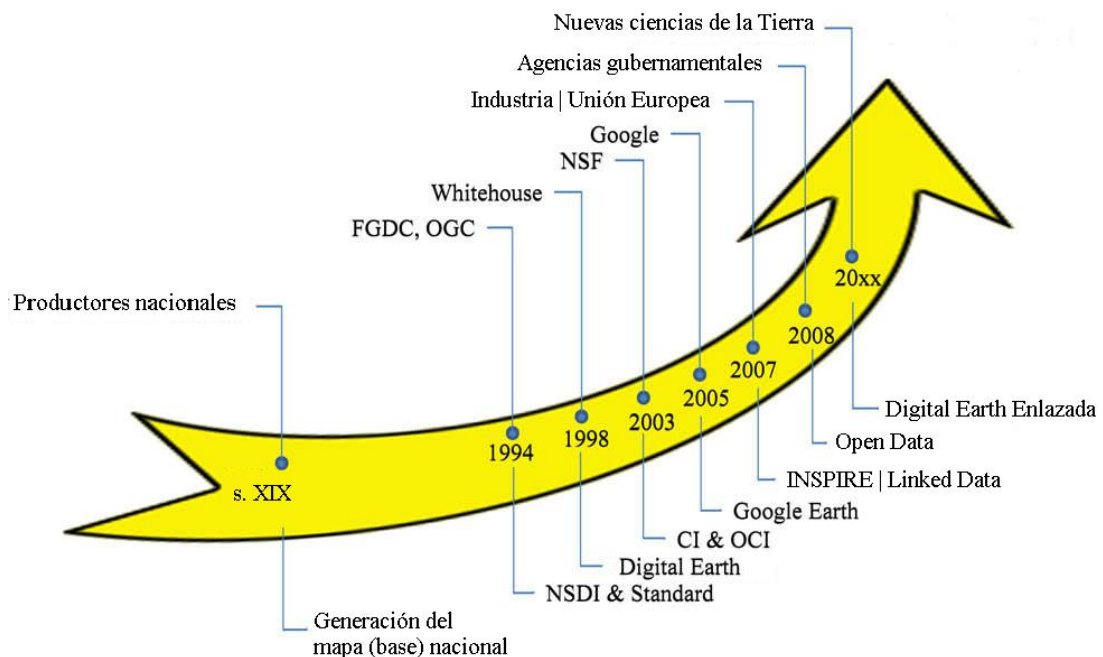


Figura 1. Principales hitos asociados a la evolución de la información geoespacial (basada en Yang et al., 2010)

En la década de 1970, la aparición de los *miniordenadores* permitió crear laboratorios de investigación con su propio equipo *hardware* y adaptar sus capacidades a las necesidades del laboratorio. En esta década se produce la aplicación de la tecnología de computación a la cartografía originando la cartografía automatizada / asistida por ordenador que, junto con la adaptación de las matemáticas topológicas a la cartografía asistida por

ordenador, en torno a 1975, condujo al surgimiento de los SIG.

En la década de 1980, los microordenadores posibilitaron la miniaturización de las redes a nivel de escritorio, facilitando la compartición de código y datos. Estos avances permitieron la expansión del uso de los SIG, facilitado por la comercialización simultánea de un gran número de herramientas de dibujo y diseño asistido por



ordenador, así como por la generalización del uso de microordenadores y estaciones de trabajo en la industria y por la aparición y consolidación de las bases de datos relacionales, junto a las primeras modelizaciones de las relaciones espaciales o topología.

Según Bishr (1998), durante estas décadas (1970 - 1980), la mayoría de los SIG existentes eran islas de información. Estos sistemas se caracterizaban por ser independientes entre sí y auto-contenidos, es decir, permitían el almacenamiento, análisis y visualización digital de los datos. Estos datos raramente se adquirían de fuentes digitales debido a la naturaleza cerrada de los formatos de archivo de las diferentes aplicaciones. La transferencia de información entre esos sistemas era muy baja, debido a la naturaleza cerrada de los formatos de archivo usados por cada SIG. Dicha transferencia conllevaba la utilización de traductores de propósito especial o un formato neutro comprensible para la fuente de origen y los sistemas de destino. En cualquier caso, la transferencia se caracterizaba por estar orientada a un proceso en *batch*, es decir, un conjunto de datos en bruto se convertían y se transferían a ficheros. Finalmente, el resultado de este proceso se almacenaba en cintas magnéticas que hacían posible dicha transferencia. Esta situación generó auténticas islas de información, ya que difícilmente se producían intercambios de información entre diferentes sistemas.

En la década de los 90, los avances en las tecnologías de la información y la comunicación originaron el nacimiento de Internet y con ello una nueva capacidad para que cualquier persona pudiera publicar contenido en la red. A esto se le unió una creciente demanda de información por parte de los usuarios, contribuyendo, por un lado, a superar las limitaciones en las comunicaciones y, por otro, a reducir los costes del proceso de captura-producción de los datos geoespaciales. Esta situación permitió a los usuarios de los SIG darse cuenta de la ineficiencia y redundancia que ofrecía el proceso en *batch*.

A mediados de los 90, los avances en las tecnologías de bases de datos permitieron alojar datos espaciales en bases de datos relacionales. Esto facilitó que las organizaciones dieran los primeros pasos hacia el SIG corporativo y que fueran eliminando obstáculos asociados a las islas de información (ESRI, 2003). Algunos ejemplos son la aparición de Oracle Spatial & Locator, PostgreSQL con la extensión PostGIS y MySQL. A pesar de este primer paso, los SIG existentes en el mercado se caracterizaban por gestionar formatos propietarios que hacían muy complicado conseguir alcanzar interoperabilidad entre sistemas. Esta diversidad de formatos

propietarios conllevaba que, a pesar de los avances conseguidos, las islas de información continuasen presentes en la Comunidad Geoespacial.

A finales de los años 90 comienzan a surgir numerosos estándares para el intercambio de datos geográficos entre sistemas (Albrecht, 1999; Shekthar *et al.*, 1999). Asimismo, el rápido desarrollo de los sistemas de información y de los paradigmas de bases de datos distribuidas, dio origen a que los usuarios de los SIG se dieran cuenta de la necesidad de interoperabilidad en estos sistemas, con el fin de conseguir intercambios de datos transparentes (Bishr, 1998). Esto originó los primeros pasos para que los SIG fueran interoperables, es decir, se inician los desarrollos para lograr que los datos geográficos y los diversos elementos del *software* que constituyen las tecnologías geográficas puedan ser intercambiables y utilizables de modo sistemático por los distintos usuarios, permitiéndoles iniciar el intercambio de datos entre islas de información (Bishr, 1998).

### 3 EL "NACIMIENTO" DE LA TIERRA DIGITAL

En las dos últimas décadas, la masificación de Internet, la aparición de las redes sociales y los nuevos paradigmas de comunicación, en torno a una fracción significativa de la población mundial, han contribuido manifiestamente a un cambio radical en el acceso y uso de la información geoespacial.

Este cambio se produce por la constitución de un nuevo paradigma en el campo de la Geomática (Rodríguez *et al.*, 2006). Este nuevo paradigma supone una evolución conceptual y técnica promovida por el paso de los SIG a las Infraestructuras de Datos Espaciales<sup>1</sup> (IDE), consecuencia del impacto generado por la aparición de Internet. Así, según Rodríguez *et al.* (2006) "se pasa de los SIG, considerados como modelos del mundo real contruidos para satisfacer unas demandas de información muy concretas y específicas, es decir, sistemas que tienden de modo natural a la especialización; a las IDE, como sistemas basados en la apertura de servicios estandarizados, accesibles a través de la red, que proporcionan una infraestructura libre y generalista, que tienden a la máxima difusión, aprovechable por todo tipo de usuarios para sus fines particulares".

<sup>1</sup> Infraestructuras de Datos Espaciales. Metadatos, conjuntos de datos espaciales y los servicios de datos espaciales; los servicios y tecnologías de red; los acuerdos sobre puesta en común, acceso y utilización (The European Parliament and Council of the EU, 2007).

Uno de los puntos de partida para este cambio fue la Orden Ejecutiva 12906 *Coordinating Geographic Data Acquisition and Access: The National Spatial Data Infrastructure* del presidente de los Estados Unidos (11 abril, 1994). Esta orden, impulsada por el Vicepresidente de Estados Unidos Al Gore y originaria del proyecto NSDI (*National Spatial Data Infrastructure*)<sup>2</sup>, en su texto inicial reconoce la importancia de la información geográfica: "La información geográfica es crítica para promover el desarrollo económico, mejorar nuestra gestión de los recursos naturales y proteger el medio ambiente..."

Asimismo, esta orden originaría la visión de la *Digital Earth* en 1999 (Gore, 1999). En esta visión se describe un futuro en el que todos los ciudadanos podrían interactuar con un globo del planeta multi-resolución y tridimensional que haría posible encontrar, visualizar y dar sentido a grandes cantidades de información georeferenciada sobre entornos físicos y sociales. Esta *Digital Earth* permitiría a los usuarios navegar por el espacio y el tiempo, acceder a datos históricos, así como a predicciones futuras (basándose, por ejemplo, en modelos medio ambientales), y permitiría su uso a científicos, responsables políticos y/o niños.

Resultan numerosas las iniciativas, alineadas con la visión de la *Digital Earth*, dirigidas a aumentar la disponibilidad y accesibilidad de la información geográfica a través del desarrollo de las IDE. En Masser (1999) ya se identificaban al menos 11 IDE en diferentes fases de desarrollo abarcando desde grandes países, por ejemplo: EE.UU., Canadá y Australia; países más pequeños como Holanda y Portugal; y naciones en desarrollo como Malasia, Indonesia y Qatar. Esa primera generación de las IDE fue ampliamente guiada por los organismos nacionales de cartografía y estuvo orientada hacia la realización de bases de datos espaciales nacionales que recogieran la topografía y otras capas clave de uso general. La documentación de los recursos existentes a través de metadatos y los mecanismos de acceso vía catálogos y *clearinghouses* fueron otras características clave de estos desarrollos iniciales.

Desde estos desarrollos, se ha producido una rápida difusión de las IDE a nivel mundial, ya que una de las principales motivaciones para su desarrollo es hacer más eficiente el trabajo con los geodatos (McKee, 2000; Nerbert, 2001). Asimismo, el establecimiento, en 1996, de la *Global Spatial Data Infrastructures Association*<sup>3</sup> (GSDI) contribuyó a promocionar buenas

prácticas e intercambiar experiencias sobre IDE en las Américas, África, Asia y Europa. En Europa, la visión de Al Gore conlleva el desarrollo de INSPIRE<sup>4</sup> (*INfrastructure for SPatial InfoRmation in Europe*) (The European Parliament and Council of the EU, 2007), cuyo propósito consiste en poner a disposición información geográfica relevante, armonizada y de calidad para apoyar la formulación, ejecución, monitoreo y evaluación de las políticas de la Unión Europea con dimensión o impacto territorial.

Estas iniciativas también se alinean con diversos proyectos, iniciativas y disposiciones legales que abogan por promover la libre circulación de la información y que reconocen el derecho de los ciudadanos a acceder a los datos que gestionan las instituciones públicas:

- Convención de Aarhus (UNECE, 1998). Establece el derecho de los ciudadanos a acceder a la información gubernamental relativa al medio ambiente y a participar, de alguna manera, en la toma de decisiones que lo afecten.
- *Budapest Open Access Initiative* (Open Society Institute, 2001). Esta iniciativa está firmada por más de 200 universidades, bibliotecas y centros de investigación de todo el mundo. La iniciativa promueve la publicación electrónica de revistas de investigación para ofrecer mayor difusión, mediante mecanismos más rápidos y ágiles que las tradicionales revistas científicas, a los resultados y conclusiones de proyectos de investigación.
- Directiva Europea PSI (*Public Sector Information*) 2003/98/CE (The European Parliament and the Council of the European Union, 2003). Esta directiva trata sobre la reutilización, por parte de la sociedad, de la información que gestiona el sector público.
- *Open Archives Initiative*<sup>5</sup>. Esta iniciativa está dirigida a definir especificaciones estándar para hacer interoperables y fácilmente accesibles vía internet los archivos y catálogos de metadatos relativos a documentación científica. De esta manera, esta iniciativa contribuye a la libre circulación de la información.

<sup>2</sup> <http://www.fgdc.gov/nsdi/nsdi.html>

<sup>3</sup> <http://www.gsdi.org/>

<sup>4</sup> <http://inspire.jrc.ec.europa.eu/>

<sup>5</sup> <http://www.openarchives.org/OAI/OAI-organization.php>

Esta disparidad de iniciativas presentan aspectos comunes, tales como: un importante énfasis en los datos, en su disponibilidad y en la accesibilidad. En aquellas iniciativas relacionadas con las IDE esta accesibilidad se relaciona estrechamente con el concepto de interoperabilidad entre sistemas, es decir, la capacidad de comunicarse, para ejecutar programas, o para transferir datos entre varias unidades funcionales de una manera que requiera al usuario tener poco o nada de conocimiento de las características únicas de esas unidades (ISO 19119, 2002).

Para facilitar esta interoperabilidad entre sistemas, los estándares y especificaciones del Comité Técnico 211 de la Organización Internacional para la Estandarización (ISO/TC 211)<sup>6</sup>, *World Wide Web Consortium*<sup>7</sup> (W3C) y de *Open Geospatial Consortium*<sup>8</sup> (OGC) se convierten en piedra angular de la mayoría de las IDE actuales.

En este contexto de interoperabilidad ya no tiene tanto sentido atesorar datos geográficos como algo valioso, de uso restringido y calidad poco contrastada, como se venía haciendo en los entornos de trabajo de los tradicionales SIG. Además, dada la enorme cantidad de información que se necesita para representar la *Tierra* de manera digital, no resulta práctico ni conveniente que cada usuario mantenga su propia copia local de la *Digital Earth* (Craglia *et al.*, 2008). Por ello, las IDE promueven la apertura de los sistemas, comparten el acceso y uso de los datos (almacenados en una colección de servidores) en entornos abiertos permitiendo al usuario acceder a un conjunto creciente de funcionalidades. Estas funcionalidades hacen posible descubrir, ver, acceder e integrar información geoespacial sin exigirle un alto grado de especialización al usuario (Rodríguez *et al.*, 2006).

En esta línea de avances en consonancia con la visión de la *Digital Earth* se ubica la aparición de los *geobrowsers*. Estos *geobrowsers* introdujeron nuevas formas de explorar datos geográficamente y de visualizar información (superpuesta) proporcionada por diferentes sectores (público y privado), así como por ciudadanos que generan/ofrecen nuevos datos (Goodchild, 2007). El máximo exponente de estos *geobrowsers* es Google Earth. Su aparición en el año 2004, basada en la tecnología desarrollada por otra compañía (Keyhole Inc.) que Google adquirió, y su consiguiente éxito han convertido a la información geográfica, por

primera vez, en algo cotidiano y familiar para millones de usuarios.

La proliferación de estos *geobrowsers* (Google Earth, Google Maps, Bing maps<sup>9</sup>, NASA Worldwind<sup>10</sup>, Skyline<sup>11</sup>, ESRI ArcGIS Explorer<sup>12</sup>, etc.) y las facilidades que ofrecen para publicar información sobre un "fondo cartográfico", unidas a la larga tradición de contribución por parte de usuarios no especialistas en la recogida de información geoespacial/científica y la actual convergencia de diversos factores relacionados con los avances en las tecnologías de la información (mayor acceso a conexiones de banda ancha, disponibilidad de GPS a precios asequibles y el surgimiento de las formas más participativas de interacción en la Web (Web 2.0, también conocida como Web Social)) han permitido a un gran número de personas crear y compartir información geográfica a un ritmo sin precedentes (Goodchild, 2007).

Iniciativas como Wikimapia<sup>13</sup>, OpenStreetMap<sup>14</sup>, Wikiloc<sup>15</sup>, Tagzania<sup>16</sup>, Ikimap<sup>17</sup>, Open Aerial Map<sup>18</sup>, etc., son un buen ejemplo de este nuevo escenario, conocido como "neocartografía", donde usuarios/voluntarios generan información geoespacial y la hacen llegar a todo tipo de usuarios mediante aplicaciones fáciles de usar, de acceso libre y con una interfaz sencilla y "amigable". Esto está permitiendo una mejora notable de las habilidades espaciales en la sociedad actual, contribuyendo a que el pensamiento espacial (*spatial thinking*) sea una de las formas fundamentales de la inteligencia necesaria para funcionar en la sociedad actual (Goodchild, 2008).

El crecimiento de estas iniciativas también ha contribuido a facilitar la comunicación de las diferentes administraciones públicas, especialmente ayuntamientos, con el ciudadano. En este sentido, uno de los ejemplos más representativos está asociado a la ciudad de Seattle ([www.seattle.gov](http://www.seattle.gov)). Esta transparencia informativa permite mejorar las instituciones democráticas y fomenta la participación

<sup>6</sup> <http://www.iso211.org/>

<sup>7</sup> <http://www.w3.org/>

<sup>8</sup> <http://www.opengeospatial.org/>

<sup>9</sup> <http://www.bing.com/maps/>

<sup>10</sup> <http://worldwind.arc.nasa.gov/java/>

<sup>11</sup> <http://www.skylinesoft.com/SkylineGlobe/corporate/home/index.aspx?>

<sup>12</sup> <http://www.esri.com/software/arcgis/explorer/index.html>

<sup>13</sup> [www.wikimapia.org](http://www.wikimapia.org)

<sup>14</sup> [www.openstreetmap.org](http://www.openstreetmap.org)

<sup>15</sup> <http://es.wikiloc.com/wikiloc/home.do>

<sup>16</sup> [www.tagzania.com](http://www.tagzania.com)

<sup>17</sup> <http://www.ikimap.com/>

<sup>18</sup> [www.openaerialmap.org](http://www.openaerialmap.org)

ciudadana de manera activa y continuada en el tiempo.

En esta línea, agencias gubernamentales de todo el mundo están publicando en la Web, de manera incremental, muchos otros tipos de datos con contenido espacial. Esta práctica está asociada al movimiento *Open (Government) Data*<sup>19</sup>. Dicho movimiento promueve que la información pública sea de libre de acceso y que pueda reutilizarse para cualquier propósito.

Compartir estos datos permite una mayor transparencia, contribuye a la eficiencia de los servicios públicos, promueve la innovación y una mayor utilización, tanto pública como comercial, de esta información. Estos datos están disponibles en una variedad de formatos y se extienden a través de una amplia gama de dominios. Algunos gobiernos han comenzado a crear catálogos o portales (por ejemplo, los gobiernos de Estados Unidos<sup>20</sup> y Reino Unido<sup>21</sup>) para facilitar al público el acceso y utilización de estos datos (W3C, 2009), disponibles en diferentes formatos (hojas de cálculo, *dumps* de bases de datos relacionales, XML, etc., y con diversidad de contenido (por ejemplo: estadística, transporte, etc.). En el contexto nacional, existen diversas iniciativas, tales como: *Datos.gob.es*, Navarra<sup>22</sup>, Euskadi<sup>23</sup>, Cataluña<sup>24</sup>, etc.

A pesar de la apertura de esta información, la reutilización de estos datos sigue siendo difícil porque se están publicando en formatos no estándar y/o codificados con diferentes vocabularios. Esta circunstancia se produce como consecuencia de que el *Open (Government) Data* se está desarrollando al margen de las recomendaciones y buenas prácticas propuestas por las Infraestructuras de Datos Espaciales, consecuencia de eclosionar como una iniciativa general, alejada del dominio geoespacial.

En definitiva, los avances logrados con el advenimiento de la visión de la *Digital Earth* suponen un importante crecimiento de la disponibilidad y popularidad de la información geoespacial. Asimismo, el incremento de la interoperabilidad, promovido por las IDE, logra *tender puentes* entre las tradicionales islas de información, consiguiendo que éstas estén más próximas. Sin embargo, los avances alcanzados, como se verá con posterioridad, no resultan

suficientes, ya que la esencia de las islas de información persiste, consecuencia de que los avances se centran en mejorar los aspectos técnicos de la comunicación (interoperabilidad sintáctica) y los datos y/o servicios se continúan publicando como silos de datos sin conexión entre sí.

## 4 LA TIERRA DIGITAL ENLAZADA

Como se ha descrito con anterioridad, desde el surgimiento de la visión de la *Digital Earth* se ha avanzado mucho en la definición de estándares, la implementación de prototipos, la popularización de ciertos productos y la construcción de aplicaciones a través de varias iniciativas en todo el mundo (Yang *et al.*, 2010). Esto implica que muchos de los elementos asociados a esta visión no sólo están disponibles, sino que son utilizados a diario por cientos de millones de personas en todo el mundo gracias a formas innovadoras de organizar y presentar los datos y a los rápidos avances tecnológicos (Craglia *et al.*, 2008).

Sin embargo, los avances referidos, aunque han facilitado un considerable progreso en el acceso y utilización de los datos geoespaciales, no han logrado progresar en la integración de información, o dicho de otro modo, no han logrado conectar los silos de datos existentes. Así, la noción de la *Digital Earth* como un mecanismo para integrar información geográfica (múltiples y heterogéneas fuentes, multidisciplinares, multi-temporales, multi-resolución, multimedia y multilingües), una de las motivaciones iniciales de Al Gore (Gore, 1992), todavía resulta bastante limitada. Esto se debe a que la superposición tradicional de capas de información continúa siendo el procedimiento habitual de integración de información y no se ha puesto atención en la integración (semántica) en el nivel de los datos.

El proceso de integración semántica (Visser, 2005), directamente relacionado con la interoperabilidad semántica, se refiere a los mecanismos que permiten a dos o más sistemas compartir e integrar datos desde diferentes fuentes con el fin de superar los problemas que provoca en la información la heterogeneidad semántica. En este sentido, no se debe olvidar la creciente tendencia a que los datos empleados en cualquier estudio geográfico procedan de fuentes dispares, de modo que la problemática de la integración se hace aún mayor (Bosque, 2005).

Este reto de investigación (integración semántica) junto a otros (estructuras de datos, descripción de servicios, etc.) han sido

<sup>19</sup> <http://opengovernmentdata.org/>

<sup>20</sup> <http://www.data.gov/>

<sup>21</sup> <http://data.gov.uk/>

<sup>22</sup> [http://www.navarra.es/home\\_es/Open-Data/](http://www.navarra.es/home_es/Open-Data/)

<sup>23</sup> [opendata.euskadi.net](http://opendata.euskadi.net)

<sup>24</sup> [http://www20.gencat.cat/portal/site/dadesobertes?newLang=es\\_ES](http://www20.gencat.cat/portal/site/dadesobertes?newLang=es_ES)



identificados como retos necesarios para alcanzar la siguiente generación de la visión de la *Digital Earth* (Craglia *et al.*, 2008, Craglia *et al.*, 2012). Estos retos son consecuencia directa de la creciente disponibilidad de la información geoespacial y de las dificultades existentes para reutilizar e integrar los datos asociados. Estas dificultades para la reutilización e integración están relacionadas con la utilización de diferentes modelos de datos, codificación con vocabularios *ad-hoc* y su publicación, en ocasiones, conforme a formatos no estándar y, por tanto, no interoperables. Esta situación forma parte del *patrimonio cultural* de la Comunidad Geoespacial, relacionada con las herencias de los métodos de trabajo y la visión inicial de la *Digital Earth*. Esta visión ha sido un éxito en el tratamiento de la interoperabilidad para solucionar los problemas asociados a la heterogeneidad sintáctica, como han demostrado las diferentes IDE existentes. Solventado este primer obstáculo, la complejidad y la riqueza de los datos geográficos presentan otras cuestiones específicas para incrementar su nivel de interoperabilidad. Estas cuestiones están estrechamente relacionadas con la heterogeneidad semántica (Kuhn, 2009, Janowicz *et al.*, 2010) de la información geoespacial. El tratamiento de este tipo de heterogeneidad puede resolver los problemas relacionados con la reutilización y la integración de información. Por tanto, solventar los problemas derivados de esta heterogeneidad se convierte en uno de los grandes desafíos para alcanzar la *Digital Earth* de la siguiente generación.

El papel de la semántica en la interoperabilidad e integración de datos heterogéneos, incluyendo a la información geoespacial, ha sido reconocido desde hace tiempo (Sheth, 1998; Goodchild *et al.*, 1999; Kuhn, 2005). La idea de proporcionar una integración semántica a los datos geoespaciales supone un paso hacia adelante en la posibilidad de superar los problemas producidos por la heterogeneidad presente en la información. Esta integración permite mezclar, de algún modo, sus propios resultados con los de las bases de datos públicas y/o con otros datos disponibles. Para ello, los resultados (datos) locales deben ser gestionados con suficientes metadatos como para facilitar una búsqueda y recuperación eficiente. Los resultados (datos) públicos deben ser accesibles en formatos interoperables con los datos locales para conseguir una integración eficiente y deben ser documentados utilizando vocabularios controlados que todos entiendan y que reflejen de manera precisa el significado de los datos. De esta manera, un usuario puede no poseer conocimientos de suficiente profundidad

como para comprender la colección completa de los datos. Sin embargo, todas las fuentes de información se presentarán al usuario como una única fuente de datos, es decir, como una visión integrada de la realidad. El significado de los datos numéricos de los modelos teóricos, de los programas de análisis, etc., debe estar bien definido, de tal manera que los distintos usuarios puedan interpretar la información integrada desde estas fuentes distribuidas sin ser expertos en todas las áreas sobre las que los datos versan.

En esta línea, el reciente surgimiento de iniciativas como Linked Data<sup>25</sup>, presentada como una de las mejores alternativas para la creación de espacios de información compartidos (Bizer *et al.*, 2009), resulta una alternativa que posibilita enriquecer la integración clásica de la información geográfica y, además, alcanzar la interoperabilidad semántica entre múltiples conjuntos de datos. La idea de Linked Data está vinculada a las mejores prácticas recomendadas para exponer, compartir y conectar conjuntos de datos en la Web Semántica (Bizer *et al.*, 2008). Estas prácticas están siendo adoptadas por un número creciente de productores de información, originando un espacio de datos global que contiene billones de datos, denominada la Web de los Datos (Bizer *et al.*, 2009).

Desde una perspectiva general, la aplicación de la propuesta realizada por Linked Data al dominio de la información geoespacial puede permitir un incremento de la apertura/disponibilidad de los datos, integración (semántica), enriquecimiento y mejorar la calidad de dichos datos.

En cuanto a la **apertura** de los datos, está directamente relacionada con el movimiento *Open Data*, con el incremento de la **disponibilidad** de datos (gubernamentales) y con la pretensión de la iniciativa Linked Data de ampliar la web con una base de datos común mediante la publicación de datos en determinados formatos. Esta base de datos común se va a caracterizar por la utilización de nombres únicos, denominados URI (*Uniform Resource Identifier*), para identificar los diferentes recursos, entendiéndose como fenómenos geográficos en nuestra área. Esto va a permitir que los usuarios puedan acceder y compartir una cantidad ingente de datos de múltiples dominios.

Para hacer efectiva esta nueva propuesta de **integración (semántica) de los datos**, Linked Data propone adoptar vocabularios comunes y compartidos para modelar el conocimiento

<sup>25</sup> <http://linkeddata.org/>



recogido en las fuentes de información. En este sentido, las ontologías proporcionan una terminología unificada, completa y coherente de un determinado dominio, que puede ser utilizada de manera consistente, precisa y adecuada en diferentes aplicaciones. Estos vocabularios (ontologías) tratan de facilitar la compartición de conocimientos, al proporcionar un vocabulario consensuado en un área y al definir, con diferentes grados de formalidad, el significado de los términos y relaciones entre ellos (Gruber, 1993). Asimismo, se puede hacer efectiva la consecución de una visión común, compartida e interoperable de los fenómenos presentes en la realidad geográfica, eliminando obstáculos para su utilización, consulta y/o asignación de valor añadido. De esta manera, este tipo de integración es habitualmente utilizada para crear servicios de información agregada que pueden ser utilizados para consultar fuentes de información múltiples de manera transparente (Wache *et al.*, 2001). Así, las ontologías son identificadas como un instrumento útil en el proceso de integración (Grüninger y Uschold, 2007), donde, además, éstas pueden ser utilizadas en el proceso de integración semántica (Visser, 2005) mediante su uso para describir las múltiples y heterogéneas fuentes de información (multidisciplinares, multi-temporales, multi-resolución, multimedia y multilingüe), frecuentes en el contexto de la información geoespacial.

Uno de los principales aspectos diferenciadores de la iniciativa Linked Data, con respecto a otros acercamientos existentes, está relacionado con el hecho de que esta iniciativa no sólo promueve la publicación de datos, sino que éstos también deben estar **relacionados/enlazados** a otros datos para así permitir la localización de más datos enlazados de diferentes fuentes. Este principio contribuye a que los datos no sean publicados como conjuntos de datos aislados (referidos con anterioridad como silos de datos), como sucede en los procesos de publicación actuales, por ejemplo en el caso de las IDE, donde se pone especial atención a la interoperabilidad (sintáctica) entre los diferentes servicios y se obvia la interoperabilidad del contenido (datos). Además, este principio permite un enriquecimiento de los datos originales con información de diferentes proveedores, contribuyendo al incremento del valor añadido de los datos y a facilitar la navegabilidad de los datos por la Web, postrando definitivamente las islas de información.

Esta iniciativa requiere un proceso de "traducción" de los datos originales (almacenados en bases de datos, *shapefiles*, hojas de cálculo, etc.) al lenguaje que entienden las máquinas (RDF – *Resource Description*

*Framework*<sup>26</sup>) en el contexto de esta nueva Web. Esta conversión posibilitará que los datos estén en un formato estándar e interoperable conforme a los requisitos de la Web Semántica. Asimismo, dicha conversión, con frecuencia, se convierte en un proceso muy útil para la mejora de la **calidad de los datos** de la fuente original, ya que resulta común la identificación de errores, omisiones, etc. en dichos datos. Además, los continuos avances en el tratamiento de la información (geoespacial) en el contexto de Linked Data y la existencia de diversos grupos de trabajo a nivel internacional en OGC e ISO van a permitir realizar una "traducción" completa de todas las características de esta información (geometría, información alfanumérica, etc.) al lenguaje de esta nueva Web, incrementando su nivel de interoperabilidad. No obstante, esta propuesta no debe suponer una ruptura drástica con los avances realizados en el contexto de la información geográfica (formatos, servicios, etc.), por ello, lo ideal es promover la conciliación de Linked Data con formatos estándar más habituales para la Comunidad, como: GML (*Geography Markup Language*) y/o WKT (*Well-Known Text*).

La cantidad de datos enlazados publicados en la Web de los Datos ha experimentado un enorme crecimiento en los últimos años. La lista de recursos ya disponibles en Linked Data crece día a día. El mayor auge, hasta ahora, se ha producido en el contexto de la publicación de datos del sector público, siendo referencia los gobiernos del Reino Unido y de Estados Unidos. Asimismo, el fenómeno de Linked Data se está extendiendo a otros sectores, entre los que destacan los medios de comunicación, infraestructuras y logística, el ámbito universitario y científico. En el ámbito de la información geográfica la publicación de Linked Data fue pionera con iniciativas como GeoNames y LinkedGeoData (Auer *et al.* 2009). A estos esfuerzos iniciales se le han sumando algunas, aunque todavía escasas, iniciativas (Ordnance Survey (Goodwin *et al.* 2009), United States Geological Survey (USGS), Instituto Geográfico Nacional, etc.). Estos movimientos iniciales se asemejan a las primeras iniciativas IDE, lideradas por los productores nacionales. Por tanto, si atendemos al comportamiento anterior, parece próximo el siguiente paso, donde los diversos actores de la comunidad geoespacial inician una participación activa.

## 5 CONCLUSIONES

En este trabajo se ha presentado un recorrido por los principales avances de las tecnologías de

<sup>26</sup> <http://www.w3.org/RDF/>

la información (geográfica) y la visión de la Tierra Digital (*Digital Earth*). Ambos factores han contribuido al incremento de la apertura, accesibilidad (interoperabilidad) y popularidad de la información geoespacial, aunque no han logrado eliminar completamente las tradicionales islas de información.

La persistencia de estas islas conlleva la propuesta de interrelación entre semántica e información geoespacial, a través de la iniciativa Linked Data, recogida en este trabajo.

En definitiva, la aplicación de los principios de Linked Data a la información geoespacial puede contribuir de manera importante a la consecución de una *Digital Earth enlazada*. De esta manera, se pretende superar la integración de información tradicional –mediante superposición de capas– logrando una integración semántica de los datos que haga desaparecer cualquier vestigio de las islas de información. Así, se puede concluir que la relación entre Linked Data e información geoespacial va a permitir lograr algunas de las características clave de la visión de la *Digital Earth* de la siguiente década. Parafraseando a Craglia *et al.* (2012), la propuesta de este trabajo (combinación de Linked Data e información geoespacial) permite compartir información y mejorar nuestro entendimiento colectivo de las relaciones complejas de la información geográfica, hacer posible navegar a través de múltiples fuentes de datos y conectar cuestiones globales a las elementos locales. Todas estas cuestiones van a contribuir, de forma directa, a facilitar el trabajo del geógrafo del siglo XXI.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido parcialmente financiado por el Convenio Bilateral UPM-CNIG 2012.

## BIBLIOGRAFÍA

- Albrecht, J. 1999. Geospatial information standards a comparative study of approaches in the standardisation of geospatial information, *Computers & Geosciences*, 25, 9–24.
- Auer, S., Lehmann, J. y Hellmann, S. 2009. LinkedGeoData - adding a spatial dimension to the web of data, En *Proceedings of 8th ISWC*.
- Bishr, Y. 1998. Overcoming the Semantic and Other Barriers to GIS Interoperability. *International Journal of Geographical Information Science*, 12 (4), 299-314.
- Bizer, C., Heath, T., Idehen, K. y Berners-Lee, T. 2008. Linked Data on the Web, En *Proceeding of the 17th International Conference on World Wide Web*, Beijing, pp. 1265-1266.
- Bizer, C., Heath, T. y Berners-Lee, T. 2009. Linked data - the story so far, *International Journal on Semantic Web and Information Systems*, 5(3): 1-22.
- Bosque, J. 2005. Espacio geográfico y ciencias sociales. Nuevas propuestas para el estudio del territorio, *Investigaciones regionales*, 6, 203-224.
- Craglia, M., Goodchild, M.F., Annoni, A., Camara, G., Gould, M., Kuhn, W., Mark, D., Masser, I., Maguire, D., Liang, S. y Parsons, E. 2008. Next-generation Digital Earth. A position paper from the Vespucci Initiative for the Advancement of Geographic Information Science. *International Journal of Spatial Data Infrastructure Research*, 3, 146–167.
- Craglia, M., De Bie, K., Jackson, D., Pesaresi, M., Remetey-Fulopp, G., Wang, C., Annoni, A., Bian, L., Campbell, F., Ehlers, M., Van Genderen, J., Goodchild, M., Guo, H., Lewis, A., Simpson, R., Skidmore, A. y Woodgate, P. 2012. Digital Earth 2020: Towards the Vision for the Next Decade, *International Journal of Digital Earth*, 5(1), 4-21.
- ESRI. 2003. *Spatial Data Standards and GIS Interoperability*, ESRI White Papers, [www.isotc211.org/Outreach/Newsletter/Newsletter\\_04\\_2004/Appendix\\_4.pdf](http://www.isotc211.org/Outreach/Newsletter/Newsletter_04_2004/Appendix_4.pdf)
- Goodchild, M., Egenhofer, M. J., Fegeas, R. y Kottman, C. (Eds). 1999. Interoperating Geographic Information Systems. *The International Series in Engineering and Computer Science*, Kluwer.
- Goodchild M.F. 2007. Citizens as voluntary sensors: spatial data infrastructure in the world of Web 2.0., *International Journal of Spatial Data Infrastructures Research*, 2, 24–32.
- Goodchild, M.F. 2008. The use cases of digital earth, *International Journal of Digital Earth*, 1(1), 31-42.
- Goodwin, J., Dolbear, C. y Hart, G. 2009. Geographical Linked Data: The Administrative Geography of Great Britain on the Semantic Web, *Transaction in GIS*, 12(1), 19–30.
- Gore, A. 1992. *Earth in the balance: ecology and the human spirit*, Boston, Houghton Mifflin.
- Gore, A. 1999. The Digital Earth: understanding our planet in the 21st century, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 65(5), 528.

- Gruber, T. R. 1993. A Translation Approach to Portable Ontology Specifications, *Knowledge Acquisition*, 5(2), 199-220.
- Grüniger, M. y Uschold, M. 2007. Ontologies and Semantic Integration, En *Software Agents for the Warfighter*, Information Technology Assessment Consortium (ITAC), editado por J. Bradshaw, Institute for Human and Machine Cognition (IHMC), University of West Florida.
- Harvey, F. y Raskin, R.G. 2011. Spatial Cyberinfrastructure: Building New Pathways for Geospatial Semantics on Existing Infrastructures, *Geospatial Semantics and the Semantic Web*, Springer, 12, 87-96.
- ISO, 2002. *International Organization for Standardization/DIS 19119*, Geographic Information Services.
- Janowicz, K., Schade, S., Bröring, A., Keßler, C., Maue, P. y Stasch, C. 2010. Semantic enablement for spatial data infrastructures, *Transactions in GIS*, 14 (2), 111-129.
- Kuhn, W. 2005. Geospatial Semantics: Why, of What, and How? En Spaccapietra, S. y Zimányi, E. (Eds.): *Journal on Data Semantics III*. Lecture Notes, En *Computer Science*, 3534(3), 1-24.
- Kuhn, W. 2009. Semantic Engineering, En: Navratil, G. ed., *Research Trends in Geographic Information Science*, Springer, Lecture Notes, En *Geoinformation and Cartography*, 63-76.
- Masser, I. 1999. All shapes and sizes: the first generation of national spatial data infrastructures, *International Journal of Geographical Information Science*, 13(1).
- McKee, L. 2000. Who wants a GDI?, En *Geospatial Data Infrastructure – Concepts, cases and good practice*, New York, Oxford University Press, pp. 13-24.
- Nerbert, D. 2001. *Developing Spatial Data Infrastructures: The SDI Cookbook, Version 1.1*, Global Spatial Data Infrastructure, Technical Committee.
- Open Society Institute, 2001. *Budapest Open Access Initiative*, <http://www.soros.org/openaccess/>
- Rodríguez, A., Abad, P., Alonso, J.A., Sánchez, A. 2006. La Infraestructura de Datos Espaciales de España (IDEE): Un proyecto colectivo y globalizado. III Jornadas Técnicas de la IDEE, En *Avances en las Infraestructuras de Datos Espaciales*, editado por C. Granell y M. Gould, Col·lecció "Treballs d'Informàtica i Tecnologia", Núm. 26. Universitat Jaume I..
- Shekthar, S., Chawla, S., Ravada, S., Fetterer, A., Liu, X. y tien Lu, C. 1999. Spatial databases – accomplishments and research needs, *IEEE Transactions on Knowledge and Data Engineering*, 11(1).
- Sheth, A. P. 1998. Changing focus on interoperability in information systems: From system, syntax, structure to semantics, En *Interoperating Geographic Information Systems*, editado por M.F. Goodchild, M.J., Egenhofer, R. Fegeas y C.A. Kottman, Kluwer, pp. 5-30,
- The European Parliament and the Council of the European Union, 2003. *Directive 2003/98/EC of the European Parliament and of the Council of 17 November 2003 on the re-use of public sector information*, [http://ec.europa.eu/information\\_society/policy/psi/docs/pdfs/directive/psi\\_directive\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/information_society/policy/psi/docs/pdfs/directive/psi_directive_en.pdf)
- The European Parliament and the Council of the European Union, 2007. *INSPIRE Directive (Directive 2007/2/EC of the European Parliament and of the Council of 14 March 2007 establishing an Infrastructure for Spatial Information in the European Community - INSPIRE)*.
- UNECE, 1998. *The Aarhus Convention*, The United Nations, Economic Commission for Europe, <http://www.unece.org/env/pp/>
- Visser, U. 2005. Intelligent Information Integration for the Semantic Web, *Lecture Notes in Artificial Intelligence*, New York, Springer-Verlag.
- Wache, H., Vögele, T., Visser, U., Stuckenschmidt, H., Schuster, G, Neumann, H. y Hübner, S. 2001. Ontology-based integration of information – A survey of existing approaches, En *IJCAI-01 Workshop: Ontologies and Information Sharing*, pp 108-117.
- W3C, 2009. *Publishing Open Government Data*, W3C Working Draft. <http://www.w3.org/TR/gov-data/>
- Yang, C., Raskin, R., Goodchild, M. y Gahegan, M. 2010. Geospatial cyberinfrastructure: past, present and future, *Computers, Environment and Urban Systems*, 34(4), 263-358.

# Utilización de la herramienta web GIS, SPIDER, para el seguimiento continuo del estado hídrico de las cubiertas forestales

J. Villodre, I. Campos y A. Calera

Grupo Teledetección y SIG, Instituto Desarrollo Regional (IDR), Universidad Castilla La Mancha.

juvilcar@gmail.com, Isidro.campos@uclm.es, alfonso.calera@uclm.es

## RESUMEN

*La adecuada gestión del medio natural requiere del conocimiento del estado de la vegetación. Para ello se precisa de medidas cualitativas y cuantitativas de su desarrollo y estado actual, entre estas últimas encontramos la evapotranspiración (ET) y el estrés hídrico (Ks) de las cubiertas naturales. Estos parámetros son fundamentales para el conocimiento del balance hídrico, la estimación de la productividad primaria o el riesgo de incendio. A pesar de su importancia, en la actualidad, existe carencia de información geográfica accesible de este tipo.*

*El desarrollo de metodologías basadas en datos de observación de la tierra (EO) permiten estimaciones precisas de los procesos relacionados con la ET y el déficit de agua en el suelo. Su aplicación al medio natural hace posible el seguimiento continuo de grandes áreas con unas escalas temporales y espaciales adecuadas, y a un coste reducido.*

*La diseminación de esta información mediante tecnologías web-GIS, como el sistema SPIDER, permite el análisis de estos resultados de forma fácil y comprensible. Este sistema se aplica al análisis hídrico de las cubiertas naturales para casi la totalidad del territorio de la Península Ibérica con una resolución temporal mínima de 1 a 16 días. Las imágenes de NDVI, temperatura de superficie y estimaciones del Ks están derivados de las imágenes del satélite MODIS aqua.*

*Algunas de las aplicaciones que se presentan son el análisis de las anomalías de las cubiertas naturales, el seguimiento de la humedad del suelo, ET y Ks o la evaluación del efecto de la sequía y el riesgo de incendio.*

## PALABRAS CLAVE

Evapotranspiración, estrés hídrico, SPIDER, Web GIS, MODIS.

## ABSTRACT

*An adequate vegetation management requires the knowledge of vegetation actual conditions. This knowledge needs qualitative and quantitative measurements about the current development and its conditions such as evapotranspiration (ET) and water stress (Ks). These parameters are critical for understanding the water balance, estimation of primary productivity or fire risk and despite its importance, at present, there is a current lack of available geographical information.*

*The development of remote sensing based methodologies allows precise estimates about the process related to land evapotranspiration and vegetation water stress. The application of these methodologies to natural environments makes possible continuous monitoring for large areas, with adequate temporal and spatial resolution and with low cost.*

*The output information can be disseminated using web-GIS based systems such as SPIDER, this system allows to analyze the result in a simple and accessible form. This system is applied to analyze the condition of the natural environments in almost the entire Iberian Peninsula, with a temporal*



*resolution of at least 1 to 16 days. The images of NDVI, surface temperature and water stress estimates are based on MODIS aqua satellite images.*

*This work presents some applications of this information, such as the analysis of natural vegetation anomalies, soil moisture monitoring, ET and Ks estimates and the assessment of the impact of drought and fire hazard.*

## KEY WORDS

Evapotranspiration, water stress, SPIDER, Web GIS, MODIS.

## 1 INTRODUCCIÓN

Para una adecuada gestión del territorio se considera necesario el seguimiento de la vegetación mediante medidas cualitativas y cuantitativas. Los parámetros relacionados con el desarrollo de la vegetación, cobertura vegetal, absorción de radiación, temperatura de la cubierta, son variables cuantitativas que permiten valorar su desarrollo a lo largo del tiempo y en diferentes áreas. El desarrollo de metodologías basadas en datos de observación de la tierra (EO) es casi indispensable para este fin, gracias a la capacidad de las plataformas de observación de la tierra de suministrar información detallada, para grandes áreas, bajo unas condiciones de observación conocidas y reproducibles y a un coste reducido.

Existen además algoritmos de cálculo basados en datos de observación remota que permiten estimaciones precisas de los procesos relacionados con la evapotranspiración, el estrés hídrico y el déficit de agua en el suelo. Su aplicación al medio natural ofrece una visión detallada y global del estado hídrico de las cubiertas. Estos parámetros son fundamentales para el conocimiento del balance hídrico, la estimación de la productividad primaria o el riesgo de incendio.

A pesar de su importancia, en la actualidad, existe carencia de información geográfica accesible de este tipo y raramente se utiliza en aplicaciones operacionales. Para ser considerada en aplicaciones habituales debe ser suministrada al usuario final en el tiempo requerido, con el rigor necesario y de una forma fácil y comprensible. En este trabajo se muestra el empleo de un sistema operacional para la diseminación y análisis de información espacial denominado SPIDER (System of Participatory Information, Decision support, and Expert knowledge for irrigation and River basin water Management). SPIDER se basa en las técnicas de sistemas información geográfica en línea, web GIS (Moreno-Rivera *et al.*, 2009).

El sistema se aplica al análisis del estado hídrico de las cubiertas naturales para casi la totalidad del territorio de la Península Ibérica, durante el periodo 2002-2012, a partir de datos del satélite de media resolución MODIS. Algunas

de las aplicaciones que este sistema nos permite son: el análisis de las anomalías en cubiertas naturales, el seguimiento de los procesos relacionados con la evapotranspiración, el estrés hídrico y la humedad del suelo y su relación con el riesgo de incendio.

## 2 OBJETIVOS

En este trabajo se presenta la aplicación de la herramienta web-GIS SPIDER al seguimiento del estado de las cubiertas naturales mediante información obtenida a partir de imágenes de satélite.

Las variables de mayor relevancia son los índices de vegetación multispectrales (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, NDVI) relacionados con la densidad y la capacidad fotosintética de la cubierta. La temperatura de la cubierta ( $T_c$ ), relacionada con el estrés hídrico de la vegetación. Componentes del balance de agua en el suelo, seguimiento de la humedad en suelo y estimaciones del estrés hídrico ( $K_s$ ).

El uso de la herramienta SPIDER permite la gestión de las series temporales de las variables presentadas. Además permite desplegar la información alfanumérica en formato de gráficos temporales y la visualización de la información gráfica asociada, de una forma sencilla y comprensible para casi cualquier tipo de usuario.

## 3 MATERIAL Y MÉTODOS

### 3.1 Adquisición de imágenes

Debido a la extensión de nuestro ámbito de actuación se ha optado por un satélite de resolución media como es el EOS-Aqua con sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer). De esta forma mediante 2 escenas (17v04 y 17v05) abarcamos casi la totalidad de la Península Ibérica a excepción de Cataluña y el extremo oriental de la Comunidad Valencia y Aragón.

MODIS es un sensor a bordo de las plataformas de la NASA "Terra" y "Aqua", está especialmente diseñado para el monitoreo a nivel mundial de la atmósfera terrestre, océanos y superficie terrestre. La plataforma Aqua MODIS comienza a emitir imágenes en junio de 2002, funcionando hasta día de hoy. Los datos que nos



ofrece son a nivel mundial, siendo la trayectoria del Aqua de sur a norte. La resolución espacial está comprendida entre los 250-1000 metros y la resolución temporal es diaria. El sensor MODIS está compuesto por 36 bandas desde los 620-14385 nm. La hora de paso por el Ecuador está entorno a la 13:30 y 1:30 hora UTC (Chuvieco, 2010).

La NASA distribuye de forma gratuita diferentes productos MODIS de diferente temática, resolución y periodicidad a través de Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC). Todos ellos están georeferenciados y corregidos atmosféricamente (<http://glovis.usgs.gov/>). En este trabajo se han utilizado productos MODIS Aqua a lo largo de los años 2002-2012, ya que el paso de este satélite se realiza al mediodía, justo cuando las condiciones de estrés en la vegetación son más extremas.

El índice de vegetación utilizado ha sido el de diferencia normalizada o NDVI, suministrado por el producto MODIS MYD13Q1 (Huete *et al.*, 2002). Se trata de una única imagen producto de una composición de 16 días, tomando el valor máximo de píxel para cada día, minimizando de esta forma el efecto de las nubes. Comienza el día juliano 009 de cada año y presenta una resolución espacial de 250 m. En total se han empleado 231 imágenes por escena con una periodicidad de 16 días y a lo largo del periodo de julio de 2002 hasta junio de 2012.

A partir de este producto se generan imágenes de falso color (RGB), de forma que para cada fecha se dispone de una imagen de NDVI y otra RGB.

En el caso de la temperatura de superficie ( $T_c$ ) se ha utilizado el producto MODIS MYD11A1 (Wan *et al.*, 2002), el cual presenta una periodicidad diaria y una resolución de 1000 m.

Se han utilizado 30 imágenes por escena de  $T_c$  en 2004 y 52 imágenes por escena en 2005 a lo largo de diferentes fechas.

### 3.2 Zona de estudio

Aunque el ámbito del que tenemos información es gran parte de la Península Ibérica, en el presente trabajo nos centramos en el comportamiento de los índices y su evolución temporal sobre todo en la zona del incendio de Guadalajara y en diferentes bosques como el Cañón del río Lobos, el Hayedo de Tejera Negra y la Sierra de Espadán.

Los años en los que nos centraremos son el 2005, ya que este año es considerado un año seco y en el que se produjeron numerosos incendios forestales en toda la Península Ibérica,

entre ellos el de Guadalajara; y el 2004 por ser este un año hídricamente más normal.

### 3.3 Estrés hídrico ( $K_s$ )

El déficit de agua en la zona radicular provoca una reducción de la tasa de transpiración real de las plantas ( $ET_{real}$ ) respecto a la evapotranspiración máxima que esa cubierta puede alcanzar ( $ET_{max}$ ). Esta reducción se considera proporcional al déficit de agua en el suelo y puede cuantificarse mediante un coeficiente de estrés ( $K_s$ ), definido como la ecuación 1.

$$K_s = \frac{ET_{real}}{ET_{max}} \quad (1)$$

$K_s=1$  (No estrés),  $K_s<1$  (estrés)

Las aproximaciones al coeficiente de estrés son variadas y entre los métodos más utilizados para su estimación en grandes áreas destacan por su operatividad los modelos de balance de agua en el suelo asistidos por satélite (SWB, soil water balance).

Estos modelos consideran todas las componentes de entrada y salida de agua en el sistema. Todas las componentes deben ser medidas o estimadas y como resultado se obtiene la evolución de la humedad en la zona radicular (Allen *et al.*, 1998). El estrés de la cubierta vegetal está directamente relacionado con el contenido en humedad de la zona radicular.

El modelado del  $K_s$  necesita del cálculo del balance de agua en la zona radicular y por tanto del agotamiento del contenido de agua en suelo (ecuación 2). El agotamiento de agua en el suelo en el día  $i$ ,  $Dr_i$ , se calcula a partir del contenido de humedad el día anterior,  $Dr_{i-1}$ , precipitación menos escorrentía,  $(P-RO)_i$ , riego,  $I_i$ , evapotranspiración,  $ET_{real}$ , ascenso capilar,  $CR_i$ , y percolación profunda,  $DP_i$ , del día  $i$ .

$$D_{r,i} = D_{r,i-1} - (P - RO)_i - I_i - CR_i + ET_{real} + DP_i \quad (2)$$

El cálculo de  $K_s$  según esta metodología, (ecuación 3), considera el agotamiento de agua en la zona radicular ( $Dr_i$ ) y las propiedades de retención de agua del suelo que definen los valores de agua fácilmente transpirable ( $RAW$ ) y total de agua transpirable ( $TAW$ ).  $RAW$  se estima como una parte del total de agua transpirable en el suelo, la cual se deriva mediante el parámetro  $p$ , que a su vez depende de  $ET$ .  $TAW$  se calcula a partir de la profundidad del suelo explorado por las raíces ( $Z_r$ ) y los puntos de capacidad de

campo ( $\theta_{FC}$ ) y marchitez permanente ( $\theta_{WP}$ ),  $TAW=1000Zr(\theta_{FC}-\theta_{WP})$ .

$$K_s = 1 \quad \text{si } D_{rj} \leq RAW$$

$$K_s = \frac{TAW - D_{rj}}{TAW - RAW} = \frac{TAW - D_{rj}}{(1-p)TAW} \quad \text{si } D_{rj} > RAW \quad (3)$$

La evapotranspiración real de la cubierta ( $ET_{real}$ ) es uno de los componentes mayoritarios en el balance de agua y, a su vez, necesita del coeficiente de estrés para su cálculo. La evapotranspiración real puede aproximarse a partir de la demanda atmosférica (Evapotranspiración de referencia,  $ET_o$ ), un coeficiente de transpiración relacionado con la densidad fotosintética de la cubierta ( $K_{cb}$ ), un coeficiente relacionado con la evaporación desde el suelo ( $K_e$ ) y el coeficiente de estrés hídrico  $K_s$ . (ecuación 4) (Allen *et al.*, 1998)

$$ET_{real} = (K_s \cdot K_{cb} + K_e) \cdot ET_o \quad (4)$$

Desde un punto de vista operacional, la determinación de  $K_{cb}$  puede hacerse a partir de su relación con los índices de vegetación multiespectrales, de ahí la consideración del modelo de balance de agua asistido por satélite. La relación del  $K_{cb}$  con los índices de vegetación ha sido ampliamente evaluada y aplicada en cultivos herbáceos (Bausch y Neale, 1987; Choudhury *et al.*, 1994; Duchemin *et al.*, 2006; Er-Raki *et al.*, 2007; González-Dugo y Mateos, 2008; González-Piqueras, 2006), en cultivos leñosos (Campos *et al.*, 2010b; Samani *et al.*, 2009) y en vegetación natural en ausencia de estrés (Groeneveld 2007). Una revisión de las relación entre  $K_{cb}$  y los índices de vegetación se hace en el artículo de Glenn *et al.* (2011). El índice de de vegetación (NDVI) obtenido de MODIS presenta una frecuencia de 16 días, por lo que la determinación de  $K_{cb}$  mediante éste permite adaptar su valor a las condiciones reales de desarrollo de cada cubierta a lo largo del periodo estudiado. La aplicación de esta metodología en grandes áreas y su validación se puede ver en el artículo de Nilda *et al.* (2010).

Este modelo requiere del conocimiento de los valores promedio diarios de las variables meteorológicas (velocidad de viento, temperatura del aire y humedad relativa) necesarias para el cálculo de  $ET_o$  mediante el método de Penman-Monteith (Allen *et al.*, 1998). Para ello se recurre al servidor de datos de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), en donde se pueden descargar las series climatológicas de las diferentes estaciones a lo largo del territorio español (<http://www.aemet.es>). Es esencial,

además, el conocimiento o estimación de las propiedades hídricas del suelo, capacidad de campo y punto de marchitez permanente, así como una correcta estimación de la profundidad de suelo explorado por las raíces.

### 3.4 El sistema SPIDER

SPIDER es un sistema operacional para la diseminación y análisis de información espacial (System of Participatory Information, Decision support, and Expert knowledge for irrigation and River basin water Management). Basado en las técnicas de sistemas información geográfica en línea, web GIS. El primer prototipo del sistema SPIDER fue desarrollado por el Grupo de Teledetección y SIG de la Universidad de Castilla-La Mancha, en el año 2005, dentro del ámbito del proyecto DEMETER (DEMETER, 2005) como una herramienta on line para el Servicio de Asesoramiento de Riegos Asistido Espacialmente (Space-Assisted Irrigation Advisory Service, e-SAIAS®). Basado en la potencial aplicación de las tecnologías de observación de la tierra y en las funciones típicas de los servicios de asesoramiento de riegos (Irrigation Advisory Service, IAS) (A. Calera *et al.*, 2005).

SPIDER es un GIS basado en web que no necesita la instalación de ningún tipo de software en el pc cliente. Se basa en el concepto de la Web 2.0, donde la propia web llega a ser la plataforma y la herramienta cooperativa, incrementándose, por tanto, el potencial de las aplicaciones web. La web dinámica basada en JavaScript asincrónico y XML (AJAX) es una nueva aproximación al desarrollo de aplicaciones web, dando la oportunidad a los desarrolladores de implementar complejas interfaz pero de fácil manejo para todos los ámbitos posibles (Moreno-Rivera *et al.*, 2009).

SPIDER ha sido desarrollado basándose en una serie de nuevas tecnologías como son el servicio de datos centralizado, donde diferentes usuarios pueden cargar diferentes tipos de capas (vector, ráster, alfanumérica, etc.) y trabajar juntos con ellas en un entorno participativo y colaborativo, como soporte a grupos de investigación y diferentes partes interesadas en la gestión del territorio y los sistemas forestales. Uno de los pilares básicos de este software es el uso de tecnologías de EO que cubren grandes áreas con pocas imágenes y soportan diferentes resoluciones espaciales otorgando a la herramienta de un gran potencial a diferentes niveles en la gestión del territorio (Moreno-Rivera *et al.*, 2009).

La evolución temporal de una zona es visualizada mediante gráficos interactivos, otorgándole a la herramienta un importante papel

para la ayuda en la toma de decisiones por parte de los gestores del medio natural. Las capas consisten en un mosaico dinámico de imágenes con un componente espacial y temporal, cubriendo diferentes áreas sobre diferentes fechas, haciendo posible un ráster temporal basado en el análisis de datos. Los datos son analizados por medio de gráficos de series de tiempo interactivos permitiendo al usuario la definición de un rango de fechas y ver los valores en un punto a lo largo del tiempo. El usuario puede ver la evolución a lo largo del tiempo de cualquier zona del territorio, es decir, conoce la información para una determinada fecha y visualiza dicha información a lo largo de los años en intervalos quincenales. Por tanto, la aplicación no sólo muestra la información de una determinada zona para una fecha en concreto, sino que nos da la evolución a lo largo de los años en diferentes intervalos de tiempo (diario, semanal, quincenal, etc.).

La arquitectura de SPIDER permite el desarrollo de 2 tipos de web. Una es el administrativa con interfaz de multiventana que ofrece al usuario avanzado la posibilidad de visualizar múltiples mapas, gráficos o tablas. Además esta interfaz permite al administrador definir nuevos grupos y usuarios y él decide que capas pueden ser accesibles según el grupo o usuario.

La otra versión es la interfaz cliente, es más atractiva que la anterior para una avanzada explotación de la información, proporcionando una herramienta de fácil uso para el usuario general sin necesidad de poseer un alto conocimiento sobre la tecnología de SPIDER. En esta interfaz se combinan los gráficos interactivos con los mapas, tablas y creación de informes para ayudar a los usuarios en el proceso de toma de decisiones (figura 1).

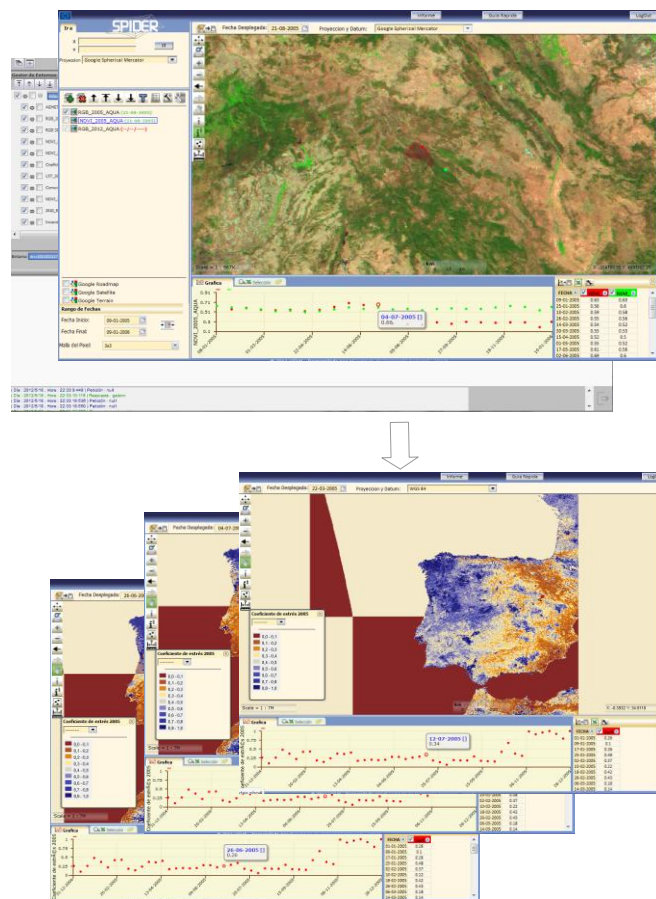


Figura 1. Sistema SPIDER en la que se aprecian sus dos interfaz, la administrativa y la cliente. En la primera se tiene un visor y se puede realizar la gestión de usuarios, gestión de grupos, carga de información, edición de capas, la gestión del entorno fijo y el diseño de los informes. La interfaz cliente, es la más atractiva visualmente, en ella se presentan las herramientas básicas de un visor on line a las que se añade la generación de tablas y gráficos dinámicos que permiten interactuar para ver el mapa en cada una de las fechas que aparecen en el eje del tiempo.

El sistema soporta diferentes capas con distintos sistemas de referencia, admite diferentes imágenes de satélite y proporciona distintos tipos de usuarios. En la actualidad está siendo utilizado por diferentes grupos de investigación a nivel mundial.

Mediante la integración de todos los elementos en el visualizador se dota a la herramienta de una potente base de datos sobre la evolución de cualquier zona integrada en el ámbito de la zona de estudio. El usuario puede acceder a los diferentes indicadores espaciales para conocer el estado hídrico de las cubiertas forestales y su evolución y de esta forma establecer su correcto manejo.

El sistema SPIDER en su interfaz cliente permite por un lado las funcionalidades clásicas de los visualizadores web, como son, el zoom, la medición de distancias y superficies, el movimiento por la imagen, la visualización de coordenadas y la carga de diferente cartografía, incluida la publicada en web en función de los estándares Open Geospatial Consortium (OGC) por medio del servicio Web Map Service (WMS) (Moreno-Rivera *et al.*, 2009).

Por otro lado permite funcionalidades más avanzadas y novedosas, dándole a la aplicación su operatividad, como es la creación de gráficos. Estos gráficos permiten interpolar y acumular valores de forma dinámica para una mejor comprensión de los fenómenos acumulativos como el estrés hídrico, o componentes del balance de agua en suelo.

El tamaño de los píxeles que componen el punto para la observación de los resultados es definido por el usuario en la interfaz y el resultado es el valor medio de todos los píxeles que componen el punto. De esta forma se reduce el error debido a la resolución del sensor y cada imagen tiene su correspondiente punto en el gráfico; permitiendo guardar los resultados en forma de gráfica o tabla Excel.

## 4 RESULTADOS

En este apartado se describen, a modo de ejemplo, los análisis realizados en algunas zonas particulares de interés. Los resultados presentados se interpretan de forma resumida y pretenden mostrar la potencialidad del sistema para el seguimiento de la vegetación natural.

### 4.1 Descripción del comportamiento de la cubierta forestal ras el incendio de Guadalajara de 2005.

Mediante comparación del índice de vegetación en zonas con comportamiento similar

puede apreciarse el descenso de la masa forestal tras el evento del incendio. En la figura 2 las gráficas (a) y (b) muestran la respuesta del NDVI y la Tc tras el incendio. En el caso de la figura 2(a) el NDVI refleja claramente el comienzo del incendio al producirse un descenso brusco pasando de un valor de 0,53 a 0,27. Sin embargo, este mismo índice en el bosque contiguo, sin daños por el fuego, se mantiene entorno a 0,46-0,59 a lo largo de todo el año.

En la figura 2(b), en el que se muestra la evolución de la Tc, se aprecia de forma clara el impacto del incendio sobre este indicador, produciendo un incremento de la Tc de los 310°K (37°C) hasta los 325°K (52°C). Este incremento de temperatura queda más patente cuando se compara con la temperatura del bosque vecino, salvado de la quema, en el que los valores en las mismas fechas no son superiores a los 315°K (42°C), dándonos una idea de la importancia de la cubierta vegetal sobre la temperatura de superficie en contraposición con un suelo desnudo.

Los valores de temperatura de cubierta obtenidos en las fechas previas al incendio indican unas condiciones similares de estrés hídrico en la zona del incendio y el área adyacente. Estos datos coinciden con los resultados de coeficiente de estrés obtenidos mediante el modelo de balance de agua en suelo. En la figura 2(c) se observa la evolución en el Ks tanto en la zona en la que se produce el incendio, como en el bosque vecino durante los meses previos al suceso. Se aprecia claramente que el incendio se produce cuando la vegetación se encuentra en un grado de estrés más severo, 0,22. Ambas zonas se encuentran bajo ese estrés el día en que se produce el incendio, sin embargo se puede apreciar una ligera diferencia entre ambas. En el caso de la zona incendiada presenta un estrés acumulado superior al bosque vecino, ya que comienza en fechas anteriores.

El análisis de los valores de NDVI a lo largo del periodo 2002-2012 refleja la evolución de la vegetación tras el incendio. En figura 2(d) se puede ver la evolución del NDVI en los años anteriores al incendio y en los posteriores al mismo. Se puede ver que el NDVI pre-incendio (2002-2005) rondaba 0,51-0,67 de una forma bastante estable. Tras el incendio, los valores de NDVI descienden y se observa que existe una tendencia ascendente del NDVI (años 2005-2012) conforme se va recuperando la zona incendiada. También se aprecia incrementos del índice durante la primavera provocados por la vegetación herbácea espontánea y su decrecimiento a la llegada del verano, donde la respuesta espectral es debida únicamente a la



vegetación leñosa, que se mantiene verde durante esta época.

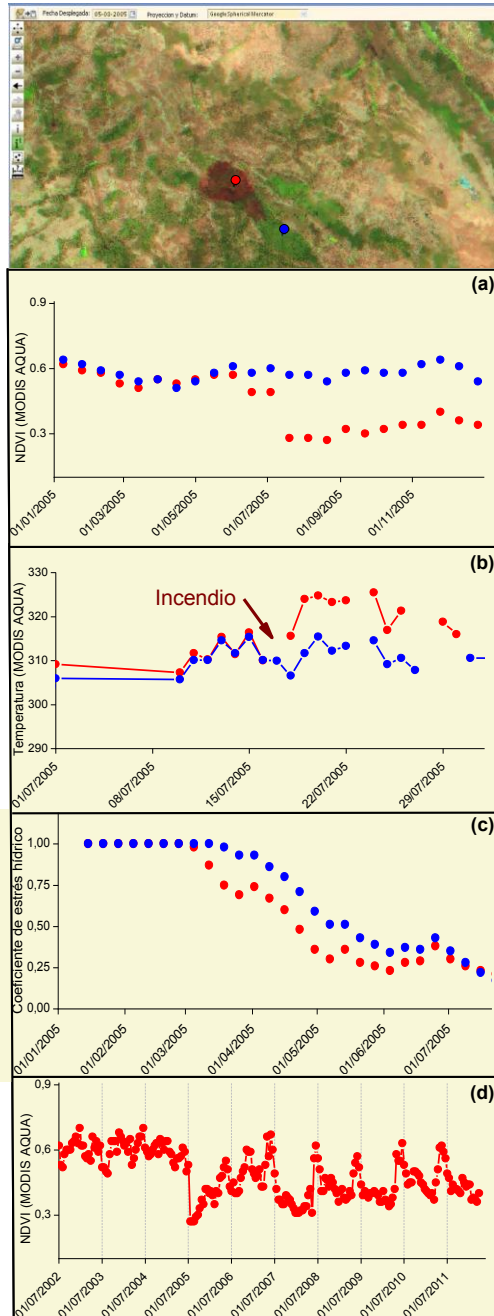


Figura 1: Imagen RGB MODIS del año 2005 en la zona del incendio de Guadalajara (16 de julio de 2005). Se aprecia el incendio (punto rojo) y la zona contigua, no incendiada, (punto azul). Los gráficos inferiores muestran la evolución del NDVI (a), Tc (b), Ks (c) y NDVI 2002 a 2012 (d) en ambas zonas. Los gráficos resultan del valor medio del punto de observación cuyo tamaño es 3x3 píxeles de esta forma se reduce el error por la resolución de MODIS.

Para un análisis más en detalle de las condiciones previas al incendio se muestran los valores de NDVI y temperatura de superficie durante los años 2004 y 2005 en la zona adyacente al incendio. En la figura 3(a) se observa que la evolución del NDVI es similar en ambos años a pesar de las diferentes condiciones climáticas, aridez en 2005 y precipitaciones normales en 2004. Se interpreta por tanto que el NDVI en el caso de cubiertas arbóreas perennes, como las presentes en la zona, es un indicador poco sensible a las variaciones anuales del régimen pluviométrico.

En la figura 3(b) se muestra la Tc para la misma zona durante el 2004 y el 2005. En el caso ésta sí que se observa de forma clara la diferencia entre un año y otro. Se puede apreciar que la Tc para el 20 de julio de 2005 ronda los 315°K (42°C) y en la misma fecha del 2004 era de 309°K (36°C). Indicando que la Tc puede ser un indicador más sensible del estado de estrés en el que se encuentra la vegetación natural.

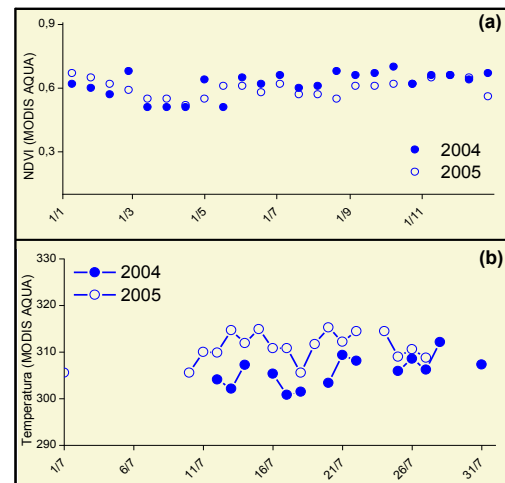


Figura 2: Evolución del NDVI y la Tc en la zona contigua al incendio, punto azul de la figura 2, durante los años 2004 (punto azul con relleno) y 2005 (punto azul sin relleno).

## 4.2 Análisis del comportamiento de diferentes zonas forestales españolas durante el 2005

Los valores del Ks reflejan el déficit hídrico al que se ven sometidas las plantas y son consecuencia de los factores climáticos y de suelo. Se espera, por tanto, diferente comportamiento de este índice dependiendo de las zonas geográficas y las condiciones ambientales. Así, para un año con condiciones climáticas de déficit hídrico en términos generales, como el año 2005, encontramos diferentes comportamientos de este índice. El



gráfico de la Figura 3 nos muestra el estrés en el que se encontraban en el 2005 diferentes bosques del área de estudio: Zona contigua incendio Guadalajara (zona A), Cañón del río Lobos (zona B), Tejera Negra (zona C) y Sierra de Espadán (zona D). Así se puede apreciar que el grado de estrés en el que se encontraban las zonas A, B y C era el mismo durante el verano. Las diferencias aparecen en la fecha de inicio del estrés y por tanto en el grado de estrés acumulado por cada una de ellas. La zona A es el primer lugar en presentar condiciones apreciables de déficit de agua a partir del 19 de marzo, le sigue la zona B donde se detecta la aparición de estrés un mes más tarde, el 16 de abril, y por último la zona C donde el estrés hídrico es el más tardío de todos, el 7 de mayo. La recuperación hacia un estado de confort hídrico de estos bosques sigue el patrón inverso, zona C (29 de octubre), zona B (3 de diciembre) y zona A, donde incluso al final del año aún no se termina de recuperar, reduciendo el periodo de crecimiento y posiblemente el desarrollo posterior de la vegetación. Por tanto la zona que sufre un mayor estrés acumulado en el 2005 tanto por severidad como por duración es la zona A. Mención especial hay que hacer de la zona D, en ésta se puede apreciar que el estrés aparece pronto, en fechas similares a la zona A, sin embargo es muy leve, no disminuyendo más allá de un 0,72. Por tanto se puede afirmar que a pesar de considerar el año 2005 como un año seco en general, esta concepción varía dependiendo de la zona a estudiar.

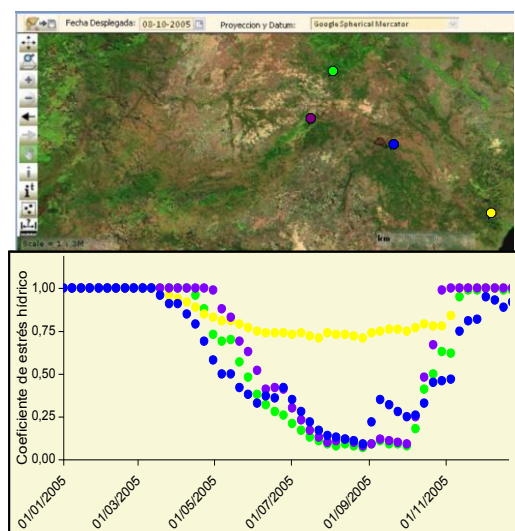


Figura 3: Evolución del Ks durante el 2005 en diferentes zonas: Bosque contiguo al incendio de Guadalajara (azul), Cañón del río Lobos (verde), Hayedo de Tejera Negra (violeta) y Sierra de Espadán (amarillo).

## 5 CONCLUSIONES

La herramienta Web-GIS SPIDER es una aplicación atractiva y dinámica muy adecuada para la difusión y análisis de la información proveniente de imágenes de satélite.

La base de datos presentada permite el análisis multitemporal de diferentes parámetros relacionados con el estado de la vegetación natural, su crecimiento, consumo de agua y déficit hídrico. Del estudio de estos parámetros se obtienen valoraciones cuantitativas del efecto de la sequía y eventos catastróficos en la vegetación natural.

Futuros desarrollos están orientados a completar la base de datos para todo el periodo de estudio y el seguimiento en tiempo real del déficit hídrico, y, por tanto, del riesgo de incendio, de la vegetación natural. Se pretende además mejorar la interfaz de usuario para facilitar su acceso.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido desarrollado en el marco de los proyectos:

- SIGEDIM (Sistema integral de detección, seguimiento y ayuda a la defensa contra incendios forestales y mitigación de sus efectos). Financiado por Desarrollo Tecnológico Industrial (CDTI) del MICINN, INYPSA informes y proyectos S.A.
- FLUORESCENCIA (Cuantificación del estrés hídrico de vid en producción mediante Teledetección con técnicas de Fluorescencia clorofílica). Financiado por la Conserjería de Educación y Ciencia. Viceconsejería de Ciencia y Tecnología del Gobierno de Castilla-La Mancha y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional.

## BIBLIOGRAFIA

- AEMET, (Agencia Estatal de Meteorología). Disponible en: [http://www.aemet.es/es/servidor-datos/acceso-datos/listado-contenidos/detalles/series\\_climatologicas](http://www.aemet.es/es/servidor-datos/acceso-datos/listado-contenidos/detalles/series_climatologicas). [Consulta el 19 de mayo de 2012]
- Allen, R.G., Pereira, L. S., Raes, D., y Smith, M. 1998. "Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements". United Nations FAO, *Irrigation and Drainage*, N.Y., Paper No. 56.
- Bausch, W.C. y Neale, C.M.U. 1987. Crop coefficients derived from reflected canopy

- radiation - a concept. *Transactions of the American Soc. Agric. Engin.* 30, 703-709.
- Calera, A., Jochum A., Cuesta A., Montoso A. y González J. 2005. Irrigation management from space: Towards user-friendly products. *Irrigation and Drainage Systems*, 19(3), 337-353.
- Campos, I., Neale, C.M.U., Calera, A., Balbontin, C. y González-Piqueras, J. 2010b. Assessing satellite-based basal crop coefficients for irrigated grapes (*Vitis vinifera* L.). *Agricultural Water Management*, 98: 45-54.
- Choudhury, B.J., Ahmed, N.U., Idso, S.B., Reginato, R.J. y Daughtry, C.S. 1994. Relations between evaporation coefficients and vegetation indices studied by model simulations. *Remote Sensing of Environment*, 50: 1-17.
- Chuvieco, E., 2010. Teledetección ambiental, la observación de la Tierra desde el espacio. 1ª edición. Editorial Ariel, Barcelona, España., Ariel ciencia. 591 pp.
- DEMETER, 2005. DEMETER. Available at: <http://demeter-ec.net/> [Accessed May 11th, 2009].
- Duchemin, B., Hadria, R., Er-Raki, S., Boulet, G., Maisongrande, P., Chehbouni, A., Escadafal, R., Ezzahar, J., Hoedjes, J.C.B., Kharrou, M.H., Khabba, S., Mougenot, B., Olios, A., Rodriguez, J.C. y Simmoneaux, V. 2006. Monitoring wheat phenology and irrigation in central Morocco: On the use of relationships between evapotranspiration, crop coefficients, leaf area index and remotely-sensed vegetation indices. *Agricultural Water Management*, 79: 1-27.
- Er-Raki, S., Chehbouni, A., Guemouria, N., Duchemin, B., Ezzahar, J. y Hadria, R. 2007. Combining FAO-56 model and ground-based remote sensing to estimate water consumptions of wheat crops in a semi-arid region. *Agricultural Water Management*, 87: 41-54.
- Glenn, E.P., Neale, C.M.U., Hunsaker, D.J. y Nagler, P.L. 2011. Vegetation index-based crop coefficients to estimate evapotranspiration by remote sensing in agricultural and natural ecosystems. *Hydrological processes*, 25: 4050-4062.
- González-Dugo, M.P. y Mateos, L. 2008. Spectral vegetation indices for benchmarking water productivity of irrigated cotton and sugarbeet crops. *Agricultural Water Management*, 95: 48-58.
- González-Piqueras, J. 2006. Crop Evapotranspiration by means of remote sensing determination of the crop coefficient. Regional Scale Application: 08-29 Mancha Oriental aquifer. Tesis, Universitat de València.
- Groeneveld, D., Baugh, W., Sanderson, J. y Cooper, D. 2007. Annual groundwater evapotranspiration mapped from single satellite scenes. *Journal of Hydrology*, 344: 146-156.
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E., Gao, X. and Ferreira, L. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83, pp. 195-213
- Moreno-Rivera, J.M., Osann, A., Calera, A. y Sánchez, J. 2009. SPIDER- An Open GIS application use case for irrigation water management, Nottingham, *First Open Source GIS UK Conference*.
- Sánchez, N., Martínez-Fernández, J., Calera, A., Torres, E. y Pérez-Gutiérrez, C. 2010. Combining remote sensing and in situ soil moisture data for the application and validation of a distributed water balance model (HIDROMORE). *Agricultural Water Management*, 98: 69-78.
- Wan, ZM., Zhang, YL., Zhang, QC. y Li, ZL. 2002. Validation of the landsurface temperature products retrieved from Terra Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer data. *Remote Sensing of Environment*, 83 (1-2), pp. 163-180



# PhotoWMS: WMS para la rápida gestión y visualización de fotografías en situaciones de emergencia

V. Zaldo<sup>1</sup>, A. Zabala<sup>2</sup> y J. Masó<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF)

<sup>2</sup> Universidad Autónoma de Barcelona (UAB)

victor.zaldo@creaf.uab.es

## RESUMEN

Según el *Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente* (PNUMA), el número y la gravedad de los desastres naturales han aumentado de forma exponencial durante la última década. Al mismo tiempo, el desarrollo de tecnologías como la *World Wide Web* (WWW), los satélites de observación de la tierra, las comunicaciones móvil y los *Sistemas de Información Geográfica* (SIG), han permitido disponer de gran volumen de información al momento y en cualquier lugar del mundo sobre las consecuencias y la gravedad de estas catástrofes naturales. Así, durante la respuesta a las situaciones de emergencia, los equipos desplazados suelen tomar un gran número de fotografías, que pueden transmitirse y publicarse a través de la WWW. Esta ponencia presenta una herramienta, *PhotoWMS*, para la rápida visualización en un entorno web de fotografías tomadas por los equipos de emergencia, como respuesta rápida a las situaciones críticas. Para ello, se utilizan protocolos estandarizados por *Open Geospatial Consortium* (OGC), como el GeoRSS y el *Web Map Service* (WMS). El algoritmo desarrollado, transforma un archivo GeoRSS, que contiene referencias a fotografías geoposicionadas, en unas imágenes en miniatura geolocalizadas y las hace disponibles a través de un servicio WMS. El sistema propuesto, supone una nueva solución para la gestión, actualización y distribución a alta velocidad de fotografías en un servicio web, permitiendo, una rápida y eficiente visualización de las consecuencias de los desastres naturales y facilitando una mejor actuación en la toma de decisiones.

## PALABRAS CLAVE

Desastres naturales, situaciones de emergencia, Web Map Service (WMS), fotografías, cartografía rápida.

## ABSTRACT

The number and severity of natural disasters have increased in the last decade, according to *United Nations Program for Environment* (UNEP). At the same time, the developing of technologies such as, the *World Wide Web* (WWW), the earth observation satellites, the mobile communications and *Geographic Information Systems* (GIS) has made available large amounts of information at any time and all over the world about the consequences and severity of these natural disasters. In emergency situations, aid teams take a large number of pictures that can be transmitted and published through the WWW. This paper presents a tool, *PhotoWMS*, that allows a quick view of photos in a web environment, as a rapid mapping portal to critical situations. For this purpose, standard protocols of the *Open Geospatial Consortium* (OGC), like GeoRSS and *Web Map Service* (WMS) are used. The algorithm developed transforms a GeoRSS file that contains references to geopositioned photographs that are available through a WMS. The proposed tool is a new solution for rapid managing, updating and distributing of photographs in a web service, allowing a quick and efficient display of the consequences of natural disasters and improving the WMS for decision-making.

## KEY WORDS

Natural disasters, emergencies, Web Map Service (WMS), photographs, rapid mapping.

## 1 INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas, desastres naturales tales como inundaciones, terremotos, erupciones volcánicas, deslizamientos de tierra o tsunamis han afectado a un elevado número de personas y a sus bienes e infraestructuras, causando enormes pérdidas humanas y económicas, principalmente en países en vías de desarrollo. En estos casos, los tiempos de respuesta son cruciales para salvar vidas. Así, los sistemas de alerta temprana se han desarrollando con el objetivo de permitir que las personas, las comunidades y las organizaciones afectadas por una catástrofe se preparen y actúen de forma rápida y apropiada, tanto en el tiempo anterior al suceso, como después de él, para así reducir la posibilidad de daños personales y materiales.

En este contexto, en la era de la información global, las *Tecnologías de la Información Geográfica* (TIG) tienen un papel fundamental como herramienta para la gestión de las emergencias (Alexander, 1991; Jensen *et al.*, 2005; Frassl *et al.*, 2010) aportando la capacidad de generar una respuesta automática (Zhang *et al.*, 2010) y rápida (Kassab *et al.*, 2010) para su integración en los sistemas de alerta temprana. También, la participación pública juega un papel esencial en la gestión de emergencias, ya que las unidades especializadas en la respuesta de emergencia desplazadas a la zona, las autoridades para la protección civil y las ONG, son las primeras en poder suministrar información real de la situación. Estos actores pueden aportar información cualitativa muy valiosa como referencia para valorar la magnitud de las catástrofes, tales como comentarios personales y fotografías geoetiquetadas. Estas fotografías permiten capturar la naturaleza dinámica que ocurre entre los procesos físicos y sociales durante una situación de emergencia. La gestión de emergencias, requiere la adaptación de las herramientas SIG a las imágenes tomadas in-situ, para integrar esta información. Si bien, la representación de los procesos dinámicos captados in-situ, es uno de los desafíos actuales del SIG (Jensen *et al.*, 2005). Actualmente, las fotografías geoetiquetadas pueden ser captadas por una cámara fotográfica o por un teléfono móvil, con *Global Positioning System* (GPS) (Campbell *et al.*, 1999). No obstante, la transmisión de esta información puede ser lenta debido al escaso desarrollo tecnológico de la zona afectada o al daño en las infraestructuras de comunicaciones. Además, el procesado suele

ser complejo por la gran cantidad de información generada en poco espacio, lo cual produce gran número de solapamientos, especialmente en escalas de poco detalle. Por otra parte, la respuesta oficial a los desastres naturales proviene de organismos internacionales, como el *International Charter Space and Major Disasters*, el programa de naciones unidas UN-SPIDER, el *Global Disaster Alert and Coordination System* (GDACS) y el *Programa Operacional de Aplicaciones Satelitales* (UNOSAT) que publican en la web las alertas RSS de las últimas catástrofes. Esta información permite a cualquier usuario una constante y rápida revisión de las últimas alertas y mapas digitales. Además, la cartografía vectorial de OpenStreetMap, las imágenes de Google Maps, la información generada por grupos de voluntarios (Guim *et al.*, 2009) y los medios sociales (Stollberg y de Groeve, 2012), permiten la disposición libre de datos relacionados con la catástrofes sobre todo el mundo.

Por tanto, el reto fundamental de los SIG en la respuesta a los desastres naturales, consiste en la capacidad para desarrollar metodologías que permitan la búsqueda, transferencia y procesado de los flujos de datos geográficos relacionados con los desastres de una manera rápida, automática e integral (Vescoukis *et al.*, 2012), para poder generar una herramienta que permita la evaluación temprana de los daños provocados. Por este motivo, en este trabajo se ha desarrollado una metodología para la transmisión de esta información tomada in-situ de manera automática a través de un fichero GeoRSS, que se convierte en un fichero de puntos y se procesa mediante un algoritmo que permite poder visualizar las fotografías sin solapamientos (algoritmo anticollisión). Para evitar estos solapamientos entre imágenes y visualizar el máximo número posible de fotografías, el algoritmo propuesto realiza movimientos de las imágenes coincidentes y en caso de que el solapamiento sea mayor del 30% después del movimiento, se consideran pertenecientes al mismo punto dejando solo una fotografía representativa, con un número superpuesto que indica el número de fotografías representadas. La consulta de la imagen representativa, conserva y muestra todas las imágenes colapsadas, evitando así la pérdida de información relevante del suceso. Para decidir la fotografía representativa, se desarrollaron diferentes modos de visualización de la información en función de la fecha de adquisición, de publicación o de la prioridad de la



fotografía, lo cual permite visualizar de forma automática las más recientes o las que se consideran más importantes. Esta información se ha integrado en un servicio WMS (De la Beaujardiere, 2004), junto con la cartografía existente en la web y las alertas GeoRSS de los organismos oficiales.

La herramienta desarrollada *PhotoWMS* permite la presentación de la información post-crisis (imágenes geoetiquetadas, cartografía y alertas) de manera rápida y sencilla, permitiendo a clientes geográficamente dispersos una mejor y más documentada toma de decisiones sobre las acciones de rescate, evacuación y ayuda a realizar durante una situación de emergencia.

## 2 METODOLOGÍA

La principal aportación de este trabajo consiste en el desarrollo de la herramienta denominada *PhotoWMS*, que se engloba en un flujo de trabajo automatizado para la conversión del GeoRSS en un fichero de imágenes geolocalizadas, la generalización de las imágenes para su integración en un WMS y la unión de los metadatos de diferentes fuentes con las imágenes.

### 2.1 GeoRSS

En este trabajo se ha usado una codificación GeoRSS para distribuir las imágenes capturadas

in-situ mediante la incorporación de las URLs de las imágenes reales, junto con sus metadatos. El GeoRSS es una codificación *Extensible Markup Language* (XML), compuesta por un título y una colección de *items* o artículos, donde se incorpora la posición de cada artículo mediante las etiquetas `<georss:point>` o `<geo:lat>` y `<geo:long>`, proporcionando una posición única (figura 1). El GeoRSS se localiza en una dirección URL, que se actualiza de manera automática y frecuente. De esta manera, el usuario puede revisar periódicamente el fichero y comprobar si se ha actualizado. Los GeoRSS, son fácilmente actualizables y accesibles, lo cual hace que sea la herramienta ideal para la difusión de nueva información en una situación de emergencia (Zhang *et al.*, 2007). Sin embargo, son difíciles de integrar con clientes de mapas tradicionales basados en los estándares OGC. En la actualidad, sólo un pequeño conjunto de clientes web son capaces de presentar imágenes geoetiquetadas por GeoRSS directamente al usuario (Torniai *et al.*, 2007). Además, normalmente no existe una vinculación entre las imágenes geoetiquetadas y los metadatos, debido a la falta de estándares de metadatos. En este trabajo, con el fin de poder integrar los GeoRSS en un WMS, se propuso una codificación estándar de metadatos para las emergencias (tabla 1).

Tag	Descripción	Uso
Username	Autor de la imagen.	Obligatorio
upload time	Tiempo y fecha de publicación.	Obligatorio
Location	Latitud y Longitud.	Obligatorio
capture time	Tiempo y fecha de captura.	Obligatorio
Link	Enlace a la imagen.	Obligatorio
Altitude	Altitud sobre el elipsoide WGS84.	Opcional
Accuracy	Estimación de la exactitud del	Opcional
Provider	Proveedor de la ubicación.	Opcional
Caption	Descripción de la imagen.	Opcional
Mission	Identificador de la emergencia.	Opcional
Category	Categoría.	Opcional
Priority	Prioridad de la imagen.	Opcional
Direction	Apuntamiento de la cámara.	Opcional

Tabla 1. Codificación estándar de metadatos GeoRSS.

```

<rss version="2.0" xmlns:dc="http://purl.org/dc/elements/1.1/"
xmlns:geo="http://www.w3.org/2003/01/geo/wgs84_pos#" xmlns:georss="http://www.georss.org/georss">

  <channel>

    <title><![CDATA[Uploaded with ASIGN from AnsuR]]></title>
    <subtitle><![CDATA[Uploaded with ASIGN from AnsuR]]></subtitle>
    <link href="http://thor.ansur.no"/>
    <updated>Fri, 20 January 2012 10:56:46 LT</updated>
    <author>
      <name><![CDATA[Magnus Vikstrøm]]></name>
      <email><![CDATA[magnus@ansur.no]]></email>
    </author>
    <guid>urn:uuid:8883b6c7-68bf-4708-8b6c-9abaf8a67bbc</guid>
    <item>
      <title><![CDATA[TEST-UAB from CREAM window]]></title>
      <photo>http://thor.ansur.no/display/file/72d5edda09694040a6faa268fa966285/preview85270.jpg</photo>
      <description type="html"><![CDATA[<div><a href="http://thor.ansur.no/display/file/
      preview85270.jpg" target="blank"><a href="http://thor.ansur.no/signs/processing/9059" target="blank">Go
      to ASIGN Online</a></div>]]></description>
      <direction>78</direction>
      <caption><![CDATA[TEST-UAB from CREAM window]]></caption>
      <interpretation><![CDATA[n/a]]></interpretation>
      <priority>2</priority>
      <category><![CDATA[n/a]]></category>
      <mission><![CDATA[n/a]]></mission>
      <link href="http://thor.ansur.no/display/file/preview85270.jpg"/>
      <linkfield href="http://thor.ansur.no/display/file/preview85270.jpg"/>
      <enclosure url="http://thor.ansur.no/display/file/preview85270.jpg" length="51658" type="image/jpeg"/>
      <assignlink>http://thor.ansur.no/signs/processing/9059</assignlink>
      <recDate>Fri, 20 January 2012 10:55:11 LT</recDate>
      <pubDate>Fri, 20 January 2012 10:56:46 LT</pubDate>
      <author><![CDATA[AnsuR]]></author>
      <georss:point>41.5060295 2.10937</georss:point>
      <georss:elev>n/a</georss:elev>
      <accuracy>1458.0</accuracy>
      <provider>network</provider>
      <guid>urn:uuid:10a1b841-a727-7da9-98b2-9f04e3818683</guid>
    </item>
    [...]
  </channel>
</rss>

```

Figura 1. Estructura del GeoRSS. Algunos "item" se han eliminado, y marcado con [...], con el fin de reducir la longitud del documento. Los "Tag" obligatorios, aparecen en negrita.

## 2.2 Flujo de trabajo

Con el fin de agilizar el suministro de información, se propuso un flujo de trabajo automatizado para el *PhotoWMS* (figura 2). Así, la incorporación de nuevas fotografías tomadas in-situ se produce mediante la revisión de la fecha del GeoRSS cada vez que se realiza una petición en el servidor. Así, para cada petición, si el GeoRSS se ha actualizado, se inicia la descarga y se procede a la preparación de las capas. La conversión del GeoRSS a un archivo de puntos permite obtener un punto para cada imagen georeferenciada en el fichero GeoRSS, la cual se reduce (a una anchura total de 100 píxeles) para generar el icono que se usará en la simbolización. En la base de datos del fichero de puntos se guarda tanto la ruta de los iconos para

la simbolización, como de las imágenes originales y el resto de los metadatos del GeoRSS. A continuación mediante el algoritmo anticolisión, varias capas de puntos generalizadas se preparan para los diferentes niveles de resolución propuestos, dando como resultado unos ficheros de puntos optimizados, en los cuales la posición y el tamaño de cada imagen han sido pre-decididos para evitar colisiones con el resto de objetos. Finalmente la respuesta muestra al cliente estos ficheros de puntos generalizados en forma de imágenes geolocalizadas sobre el WMS. Durante este proceso, todas las fases se producen de manera automática y únicamente el tiempo de procesamiento depende del número de imágenes en el fichero GeoRSS.

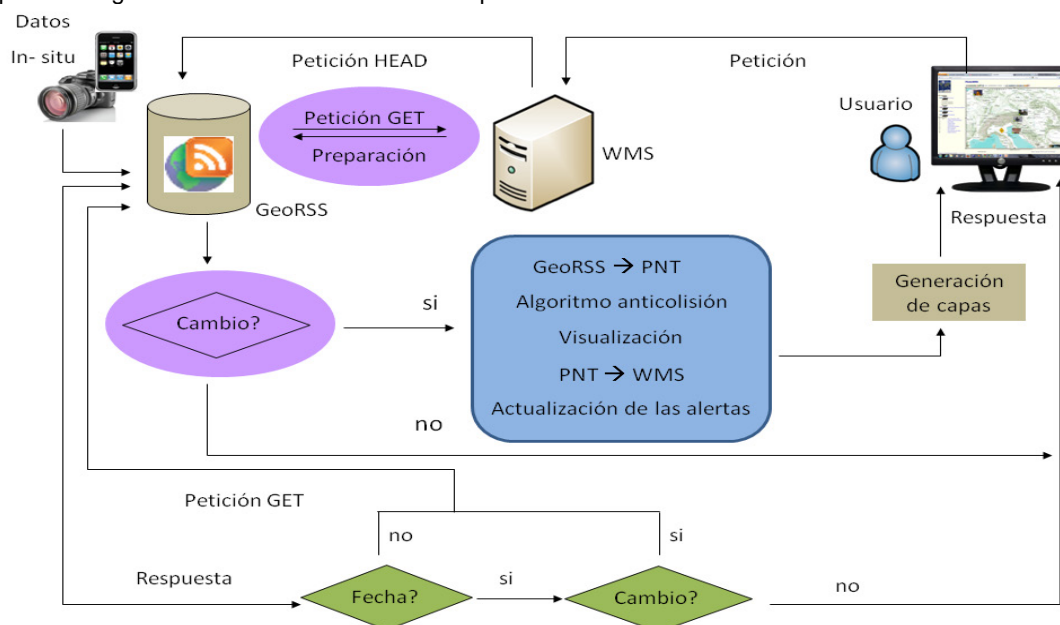


Figura 2. Flujo de trabajo del PhotoWMS

## 2.3 Algoritmo anticolisión

Uno de los principales problemas que surgen con el uso de fotografías en servidores web son los solapamientos que se producen entre ellas. Estos solapamientos hacen que, en determinadas aéreas en las cuales hay muchas fotografías, o en determinados zooms muy alejados, la visualización de las fotografías sea poco cómoda, ofreciendo al usuario mucha información poco gestionable. En estos casos, algunos programas optan por eliminar las fotografías más solapadas. En este trabajo, con el objetivo de evitar las superposiciones, se ha optado por un algoritmo de anticolisión que

conserva todas las imágenes disponibles como información accesoria. Debido a que las fotografías están geotiquetadas, existen relaciones de interdependencia geoespaciales, lo cual permite descubrir estas relaciones existentes y calcular el solapamiento entre cada par de imágenes. Así, para cada punto se puede calcular un índice de área de superposición con el resto de fotografías que permite tener una idea de lo visible que será una fotografía. De esta manera, se puede calcular una puntuación de superposición para cada fotografía. Durante el cálculo de las puntuaciones de superposición, se determina el sentido de cada superposición para finalmente calcular las direcciones libres de

movimiento para cada foto. Para ello crea un vector de orientaciones para cada foto (norte, sur, este, oeste, noreste, noroeste, sureste y suroeste), al cual se le asigna un valor booleano en función de si la dirección está libre de superposiciones, o no. Una vez se tienen las puntuaciones de superposición y las direcciones libres de movimiento para cada fotografía, se realizan movimientos en un 20%, un 40% y un 60% de la diagonal de la foto y se calcula la nueva superposición. Si el nuevo índice de área de superposición es menor del 30% se considera que la fotografía es suficientemente visible y no se realizan más movimientos. En caso contrario, se continúa moviendo hasta el 60% de la diagonal. Si ninguna opción de movimiento permite un índice de área de superposición menor del 30%, se considera que el punto no es suficientemente visible y se colapsa con el resto de puntos de dicha localización (figura 3).

Tras la realización de los movimientos entre fotos, se calcula el número de fotos para cada localización, y se especifica en la fotografía usada para simbolizar. Esta fotografía representativa, se selecciona en función de diferentes criterios como la localización, la fecha de adquisición, la fecha de publicación o la prioridad de la fotografía, que son campos que se encuentran en los metadatos adjuntos. Así, finalmente todas las fotografías de una misma localización, se ordenan según un vector de puntuación, desde las más próximas, las más recientes o las más importantes según el criterio escogido. Este proceso se repite para un conjunto de niveles de zoom colapsando mas imágenes cuanto más grande es el denominador de la escala.



Figura 3. Ejemplo del resultado de la visualización de las fotos sin el proceso de generalización y con el proceso de generalización.

## 2.4 Incorporación de alertas

Durante el proceso de una catástrofe natural existe una falta de información oficial por parte de los gobiernos involucrados (Feng y Wang, 2011). Para paliar esta situación, algunos organismos internacionales recopilan la información de las catástrofes naturales, normalmente en forma de alertas RSS o GeoRSS con información del evento ocurrido. Entre estos organismos se han desarrollado algunas plataformas colaborativas que proporcionan alertas mundiales de manera gratuita y actualizada (*Global Disaster Alert and Coordination System* (GDACS), Relief web, AlertNet y VIRTUAL OSOCC), y cartografía del evento (UNOSAT). Estas alertas relativas a los desastres naturales, se encuentran dispersas en diferentes webs. Así, en este trabajo se usaron las alertas de GDACS y Relief web y la cartografía de UNOSAT, para incorporar al servidor las alertas oficiales y así poner fotografías en un contexto con cada alerta (figura

4). Las alertas GDACS facilitan un GeoRSS para cada evento por lo que se pudieron localizar automáticamente e integrar fácilmente en el *PhotoWMS*, sin embargo, las alertas Relief web únicamente ceden un RSS con información de la catástrofe y la ISO3 del país donde ha ocurrido. Así, en este caso para geolocalizar cada evento se usó la tabla de nombres geolocalizados por países (Wick y Becker 2007).

## 2.5 PhotoWMS

Mediante la metodología expuesta en este trabajo, el *PhotoWMS* desarrollado es un servicio WMS que permite definir un conjunto de capas relacionadas con una situación de emergencia, que pueden ser representadas, visualizadas y consultadas mediante localización. A través de la operación *GetCapabilities* se enumeran los lugares en los cuales ha ocurrido una catástrofe como capas. A través de la operación *GetMap* una parte de una capa se puede representar en un determinado estilo (por fecha de adquisición,



por fecha de publicación o por prioridad) y para realizar una consulta de los metadatos de la fotografía, *GetFeatureInfo* devuelve una página HTML con la imagen en un tamaño medio, los metadatos relacionados y la localización original de la fotografía mediante la latitud, longitud y de forma más visual mediante la API de Google Maps. El WMS se desarrolló mediante tecnología estándar *Common Gateway Interface* (CGI), permitiendo la automatización de las peticiones (figura 4).



Figura 4. Ejemplo del PhotoWMS con alertas y la cartografía de UNOSAT.

### 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La herramienta presentada aporta una metodología novedosa para integrar las imágenes GeoRSS en un servidor WMS basado en estándares OGC. Una extensión WMS ha sido desarrollada y preparada para permitir soportar una gran cantidad de imágenes geoetiquetadas, mediante la preparación de una capa de puntos para cada resolución, dependiendo del número de colisiones en una resolución particular. La capa generada es más simple, lo cual permite, una mejor presentación y rápida respuesta durante una consulta. Además, el sistema permite representar las imágenes cerca del lugar del suceso, en los zooms de gran detalle, posibilitando a los gestores analizar en estado del área afectada mediante la comparación de las fotografías con la cartografía de referencia y las alertas web. Esta comparación en algunos casos puede ser dificultosa debido a que las fotografías normalmente muestran un desplazamiento con respecto al objeto que representan, ya que la latitud y longitud que contienen los metadatos son referentes a la posición del fotógrafo y no del objeto fotografiado. Por tanto para evitar esta confusión y facilitar la interpretación de la imagen en el WMS, siempre en cada fotografía se incorporó un símbolo de apuntamiento de la cámara. De esta manera se permitió una mejor interpretación del suceso visualizado en la

fotografía, sobretudo en fotografías de aéreas planas con gran campo de visión (figura 3).

Por otro lado, en los zooms de menor detalle las fotografías se colapsan en las fotografías vecinas menos solapadas, evitando así las colisiones múltiples en el mismo lugar, lo cual genera un flujo de trabajo rápido del servidor. Esta metodología, genera que algunas fotografías, en zooms de menor detalle, presenten una localización más imprecisa, lo cual se solucionó con la incorporación de la latitud y longitud en los metadatos y la simbolización de la posición original mediante la API de Google Maps (figura 5). Aunque el operador puede aumentar los niveles de zoom para aumentar la precisión.



Figura 5. Ejemplo del PhotoWMS con las fotografías tomadas en campo y su posición original mediante la API de Google.

También el modo de visualización original mediante localización, fecha o prioridad ha permitido facilitar la visualización seleccionando una fotografía y pudiendo pasar así a ver otras fotografías tomadas en el entorno cercano, en una fecha próxima o con una prioridad similar, según el tipo de visualización escogida. Así, el sistema implementado permite a los usuarios una navegación rápida, explorando las colecciones de fotos a través de sus relaciones espaciales, temporales o de importancia. Así, las imágenes pueden ser los puntos de entrada para avanzar hacia otras imágenes y/o lugares, y descubrir eventos en el mapa que han ocurrido en zonas o momentos similares.

Una de las aéreas escasamente exploradas en las TIG, es la presentación de imágenes geoetiquetadas en servidores WMS de manera conjunta a sus metadatos e información complementaria. En este caso, gracias a la estandarización de los metadatos del GeoRSS y la integración de las alertas relativas a las situaciones críticas, se consiguió una visión de conjunto del contexto de la emergencia ampliando la información ya implícita en las fotografías. De esta manera se consigue que el



usuario pueda informarse sobre el tipo de catástrofe y la magnitud a través de las alertas (figura 4), y además permite conocer las características relativas a la fotografía a través de sus metadatos adjuntos (figura 3).

## 4 CONCLUSIONES

En las últimas décadas se ha incrementado la atención sobre el papel que pueden jugar las TIGs en la gestión de las emergencias. Sin embargo, existen ciertas complicaciones para el desarrollo de nuevas tecnologías en este aspecto, como la dificultad de representación de los procesos dinámicos de una catástrofe, la falta de información oficial disponible, la escasez de estándares de metadatos y la necesidad de automatización de los flujos de trabajo.

De esta manera, la herramienta presentada PhotoWMS, demuestra que se puede generar una visualización de imágenes georeferenciadas como un recurso para la cartografía rápida, en base a estándares internacionales. El algoritmo propuesto simplifica la interpretación de los mapas, mientras que la consulta mantiene la totalidad de la información sobre las imágenes. Así, se consiguió una rápida gestión, actualización y distribución de la información de las consecuencias de una catástrofe en un entorno WMS. Este método se ha aplicado a diversas situaciones de emergencia, permitiendo un análisis geovisual satisfactorio de los sucesos.

## AGRADECIMIENTOS

Este desarrollo se ha realizado en el contexto del proyecto europeo GEO-PICTURES (FP7-SPACE-2009-1-242390). Los resultados del proyecto se ilustran en un ejercicio de rescate realizado en Styria, Austria.

## BIBLIOGRAFÍA

Alexander, D. 1991. Information technology in real-time for monitoring and managing natural disasters. *Progress in Physical Geography*. 15, 3, 238–60.

Campbell, N., Muller, H. y Randell, C. 1999. Combining positional information with visual media. En *The Third International Symposium on Wearable Computers*. ISBN 0-7695-0428-0, pp. 203–205.

De la Beaujardiere, J. 2004. OGC Web Map Service (WMS) Interface, Ver.1.3.0, OGC 03-109r1.

Feng, C.C. y Wang, Y.C. 2011. GIScience research challenges for emergency management in Southeast Asia. *Natural Hazards*. 59, pp. 597–616.

Frassl, M., Lichtenstern, M., Khider, M. y Angermann, M. 2010. Developing a System for Information Management in Disaster Relief - Methodology and Requirements. ISCRAM, Seattle, USA.

GDACS (2009) GDACS Homepage, [on-line] <http://www.gdacs.org/>.

Guim, F., Ozalp, E., Rodero, I. y Madry, S. 2009. A Google Earth Based Distributed Infrastructure to Support Natural Disaster Response *Recent Advances in Space Technologies, 2009. RAST '09. 4th International Conference*, pp. 83–88.

Jensen, J., A. Saalfeld, F. Broome, D. Cowen, K. Price, L. Lapine, y Usery, E.L. 2005. Spatial Data Acquisition and Integration. En McMaster, R.B. and E.L. Usery, (eds.), *A Research Agenda for Geographic Information Science*, CRC Press, Boca Raton, Florida, p. 17-60.

Kassab, A., Liang, S. y Gao, Y. 2010. Real-time notification and improved situational awareness in fire emergencies using geospatial-based publish/subscribe. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 12, 6, 431-438. Kluwer, Academic Publishers.

Relief Web. 2008. Serving the Information Needs of the Humanitarian Relief Community, [on-line] <http://www.reliefweb.int/>.

Stollberg, B. y de Groeve, T. 2012. The Use of Social Media within the Global Disaster Alert and Coordination System (GDACS). En *WWW '12 Companion Proceedings of the 21st international conference companion on World Wide Web*. pp 703-706.

Torniai, C., Battle, S. y Cayzer, S. 2007. Sharing, Discovering and Browsing Geotagged Pictures on the Web, En *Geospatial Web. How Geo-Browsers, Social Software and the Web 2.0 are Shaping the Network Society*, Springer, pp. 159-163.

Toyama, K., Logan, R. y Roseway, A. 2003. Geographic location tags on digital images. *Proceedings of the eleventh ACM international conference on Multimedia*. New York, NY, US: ACM Press. pp. 156-166.

Vescoukis, V., Doulamis, N. y Karagiorgou, S. 2012. A service oriented architecture for decision support systems in environmental crisis management. *Future Generation Computer Systems*. 28. 593–604.

Wick, M. y Becker, T. 2007. Enhancing RSS Feeds with –Extracted Geospatial Information for Further Processing and

- Visualization. En The Geospatial Web, Springer, pp 105-115.
- Zhang, A., Qingwen, Q. y Jiang, L. 2007. GeoRSS Based Emergency Response Information Sharing and Visualization. En Third International Conference on Semantics, Knowledge and Grid. En Xian, Shan Xi, China.
- Zhang, C., Zhao, T. y Li, W. 2010. Automatic Search of Geospatial Features for Disaster and Emergency Management. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 12, 409–418.



# Desarrollo de un algoritmo global para la cartografía de áreas quemadas utilizando imágenes MERIS

I. Alonso-Canas, E. Chuvieco, P. Oliva y M. Padilla

Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá.

itziar.alonsoc@uah.es, emilio.chuvieco@uah.es, patricia.oliva@uah.es, marc.padilla@uah.es

## RESUMEN

Los incendios forestales son un fenómeno a escala global que anualmente provocan la quema de un área total de aproximadamente 3 millones de kilómetros cuadrados (Roy et al. 2008). Para poder evaluar el impacto de los incendios, es importante conocer la extensión del área quemada. Los sensores a bordo de los satélites de teledetección son los únicos sistemas que permiten recoger información de forma global y sistemática.

En este artículo se expone un algoritmo para la obtención de un producto de área quemada a escala global. El sensor utilizado para realizar esta cartografía es MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer), un espectrómetro programable con una resolución espacial de 300 metros, a bordo del satélite ENVISAT (ENVironmental SATellite) de la ESA (European Space Agency). Se presenta el producto de área quemada, obtenido dentro del marco del proyecto Fire CCI (Climate Change Initiative) de la ESA, para el año 2005 en 4 zonas de estudio: Australia, Portugal, Kazajstán y Canadá. Los productos de área quemada ofrecen una representación de la estacionalidad de los incendios en las zonas de estudio, y de su extensión. Los resultados preliminares obtenidos presentan un error de comisión entre 0.11 y 0.86 y un error de omisión entre 0.06 y 0.70.

## PALABRAS CLAVE

Área quemada, teledetección, MERIS, cambio climático, incendio.

## ABSTRACT

Fire is a global scale phenomenon that, according to Roy et al. (2008), burns annually 3 million square meters. In order to evaluate fire impacts it is important to quantify the total extension of the burned areas. Satellite sensors are the only means to obtain information systematically and at global scale.

In this paper, an algorithm to obtain a global burned area product is described. The sensor used to obtain this product is MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer), an imaging spectrometer with a 300m spatial resolution, on board ESA's ENVISAT (ENVironmental SATellite). This algorithm has been obtained in the framework of the ESA Fire CCI project. Results for the year 2005 are presented for four different study sites: Australia, Portugal, Canada and Kazakhstan for the year 2005. The burned area products give an estimation of fire seasonality together with their spatial extent. These preliminary results show a commission error between 0.11 and 0.86 and an omission error between 0.06 and 0.70.

## KEY WORDS

Burned area, remote sensing, MERIS, climate change, fire.

## 1 INTRODUCCIÓN

Los incendios son una fuente de alteración natural de los ecosistemas cuya ocurrencia y severidad ha aumentado en las últimas décadas, debido a los cambios de uso y explotación de los recursos forestales (Pyne 2009) y a los cambios producidos en las dinámicas climáticas. Por otro lado, llevan asociados una cantidad importante de gases de efecto invernadero procedentes del proceso de combustión (Mouillot *et al.*, 2002). Los incendios forestales también tienen un papel importante sobre el ciclo de carbono y la dinámica climática. Al eliminar la cubierta forestal desaparecen sus efectos beneficiosos sobre el clima y el ecosistema, como por ejemplo el enfriamiento producido por la evapotranspiración y la absorción de CO<sub>2</sub> (Jackson *et al.*, 2008), el aumento del albedo y la reducción de la superficie de los sumideros de carbono.

Con el fin de evaluar el efecto de los incendios en las dinámicas climáticas, atmosféricas y de vegetación a escala global, los investigadores requieren una serie temporal larga y consistente de información sobre la superficie afectada por los incendios a dicha escala (Hoelzemann *et al.*, 2004). En este ámbito, existen varios proyectos e iniciativas cuyo objetivo se centra en la generación de productos de área quemada a escala global. Entre estos, los proyectos que utilizan imágenes de satélites europeos son GBA2000 (Tansey *et al.*, 2004), GLOBSCAR (Simon *et al.*, 2004), GLOBCARBON (Plummer *et al.*, 2006) y L3JRC (Tansey *et al.*, 2008). Por otro lado, se encuentran los productos generados a partir de imágenes MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectrometer) denominados MCD45 (Roy *et al.*, 2005) y MCD64 (Giglio *et al.*, 2009).

El proyecto Fire-CCI trabaja en el marco de la Iniciativa para el Cambio Climático (del inglés "Climate Change Initiative", CCI) cuyo objetivo es la generación de variables climáticas esenciales (ECV) definidas por GCOS (Global Climate Observing System). El objetivo del proyecto Fire-CCI es la generación de un producto de área quemada a escala global a partir de los datos de satélite disponibles a través de la Agencia Espacial Europea cubriendo desde el año 1995 hasta el 2009. Los sensores utilizados en el proyecto son ATSR 1 y 2 (Along Track Scanning Radiometer), AATSR (Advanced Along Track Scanning Radiometer), SPOT-VEGETATION 1 y 2 (Satellite Pour l'Observation de la Terre), y MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer).

Existen diversos estudios que han utilizado las imágenes MERIS para la cartografía de área quemada y la estimación de niveles de severidad a escala local y regional (Gonzalez-Alonso *et al.*, 2007; Oliva y De Santis 2010; Oliva *et al.*, 2011). Hasta la fecha ningún proyecto había afrontado el reto de desarrollar un algoritmo global de área quemada a partir de imágenes MERIS. En este artículo se describe el algoritmo diseñado para la detección de áreas quemadas a escala global a partir de los datos del sensor MERIS en el año 2005. Asimismo, se presentan los resultados obtenidos en cuatro de las diez áreas de estudio seleccionadas para el desarrollo del algoritmo.

## 2 METODOLOGÍA

### 2.1 Zona de estudio

El proyecto Fire CCI establece 10 áreas de estudio de 500x500 km<sup>2</sup> distribuidas en función del tipo de bioma, de la ocurrencia de incendios y de la cantidad de emisiones derivadas de los incendios. Teniendo en cuenta estas tres variables, se definen las siguientes áreas de estudio (figura 1): Canadá, Colombia, Brasil, Portugal, Angola, Sudáfrica, Kazajstán, Rusia, Borneo y Australia.

En este artículo se han seleccionado cuatro de las diez áreas de estudio para presentar los resultados del algoritmo global de detección de área quemada. Estas áreas son: Canadá, Kazajstán, Portugal y Australia (figura 1). Dichas áreas han sido seleccionadas con el fin de representar el comportamiento del algoritmo en varios biomas con ocurrencia y dinámica de incendios muy diferentes.

### 2.2 Imágenes de satélite

Las imágenes utilizadas en este proyecto son el producto MERIS FRS (Full Resolution Swath) nivel 1 (Rast *et al.*, 1999). Estas imágenes contienen la información espectral en las regiones del visible y del infrarrojo cercano distribuida en 15 bandas espectrales (tabla 1).

### 2.3 Características del producto de área quemada

El producto de área quemada generado debe contener unas capas de información determinadas en el "Product Specification Document" del proyecto Fire CCI (Chuvieco *et al.*, 2011).



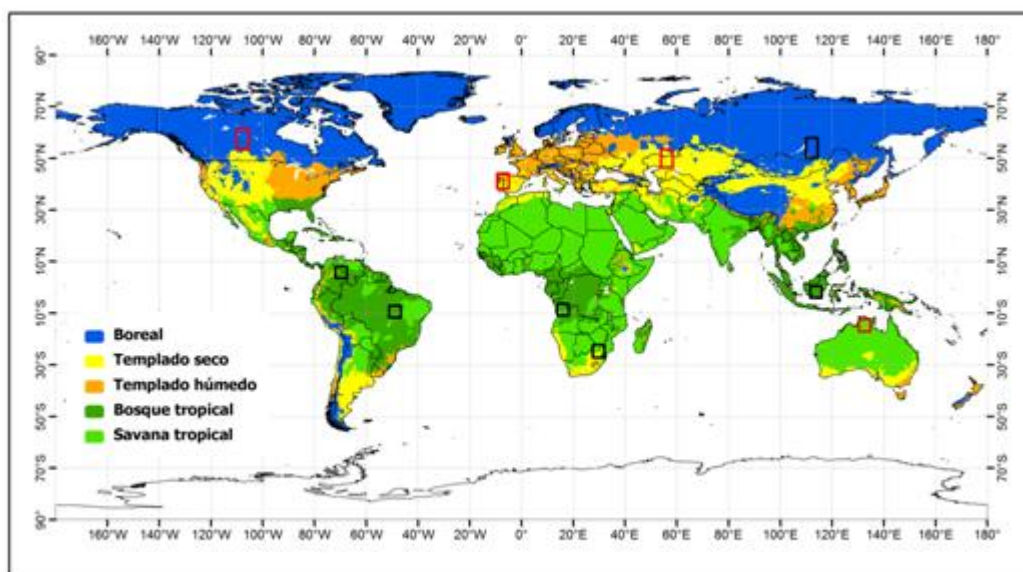


Figura 1. Áreas de estudio establecidas en el proyecto Fire CCI (recuadros) sobre la representación simplificada de los biomas de Olson. En rojo se resaltan las zonas cuyos resultados se presentan en este artículo.

Bandas MERIS	Longitud de onda (nm)
1	412
2	442
3	490
4	510
5	560
6	620
7	665
8	681
9	709
10	754
11	760
12	778
13	865
14	885
15	900

Tabla 1. Longitudes de onda de las bandas espectrales del sensor MERIS.

El producto se obtiene de forma mensual, con las siguientes capas de información.

- Día del año en que el píxel se detecta como área quemada, con valores entre 1 y 365. El valor cero se refiere a los píxeles no quemados y el -99 a los píxeles sin observaciones válidas para el periodo considerado.
- Nivel de confianza de la detección de un píxel como quemado: valores entre 0 y 100%.
- Fecha de la última imagen válida antes de la fecha de quemado, valores entre 1 y 365.
- Número de observaciones válidas.
- Número total de observaciones.
- Número de observaciones en las que el píxel está cubierto por nubes.

## 2.4 Algoritmo global de cartografía de área quemada

El algoritmo global de área quemada está basado en dos fases: la identificación de semillas y el crecimiento de regiones a partir de estas semillas.

Los datos de entrada al procesador (figura 2) son las bandas 8 y 10 de MERIS FRS, información auxiliar (nubes, máscaras de agua

etc), el producto MOD 014 (Giglio *et al.*, 2003), el compuesto de GEMI máximo anual (GEMI<sub>max</sub>) y el compuesto GEMI-HotSpot (GEMI-HS) anual.

El índice GEMI (Pinty y Verstraete 1992) se define mediante la ecuación 1:

$$GEMI = \eta(1 - 0.25\eta) - \left[ \rho_R - 0.125 \right] / (1 - \rho_R) \quad 1)$$

$$\eta = \frac{2(\rho_{IRC}^2 - \rho_R^2) + 1.5\rho_{IRC} + 0.5\rho_R}{\rho_{IRC} + \rho_R + 0.5} \quad 2)$$

Dónde  $\rho_R$  y  $\rho_{IRC}$  representan la reflectividad en la banda del rojo (R) y del infrarrojo cercano (IRC) y respectivamente.

El GEMI<sub>max</sub> se obtiene hallando el máximo anual de este índice para cada píxel. Para obtener el GEMI-HS anual se siguen dos pasos. Primero se obtiene una matriz en la que se calcula la distancia de cada píxel al HS más cercano y se asocia la fecha de éste a dicho píxel. Para este cálculo se utilizan los polígonos de Thiessen, estableciendo una distancia máxima de 38 píxeles. Una vez obtenida esta matriz, se

calcula el valor de GEMI para la fecha asociada a cada píxel. Si no existe una imagen disponible para ese día o si la información contenida en esa imagen no es válida, se buscan imágenes posteriores. Se establece un rango máximo de 45 días de diferencia entre la imagen utilizada y la fecha del HS. Si el píxel no tiene un HS a una distancia menor de 38 píxeles o si no existe una imagen en el rango de los 45 días, el valor asignado a ese píxel es 0.

Para obtener los píxeles semilla se utiliza el producto MOD 014, incluyendo todos los valores de confianza contemplados en el producto (0-100%).

Para el crecimiento de regiones se utilizan los dos compuestos de GEMI. Se obtiene una matriz diferencia (MD) restando el GEMI-HS al GEMI<sub>max</sub>. Si el valor de MD para el píxel vecino es mayor que el umbral de 0.98 por el valor de MD para el píxel semilla, se considera el píxel vecino como quemado. Este proceso se repite de forma iterativa para los píxeles clasificados como quemados. El crecimiento finaliza cuando no se cumple la condición umbral o al no quedar píxeles quemados por analizar (figura 3).

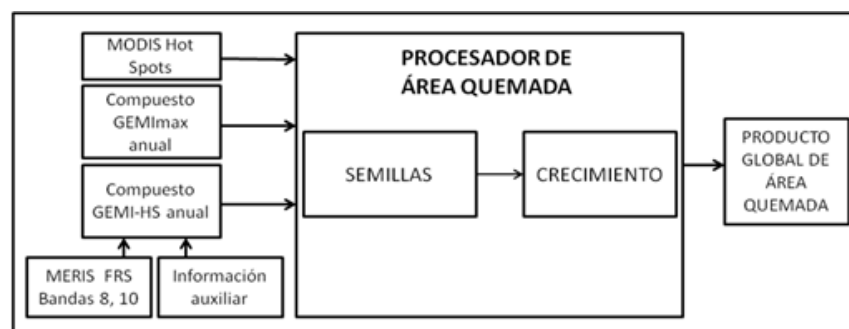


Figura 2. Esquema general del procesador de área quemada para MERIS FRS.

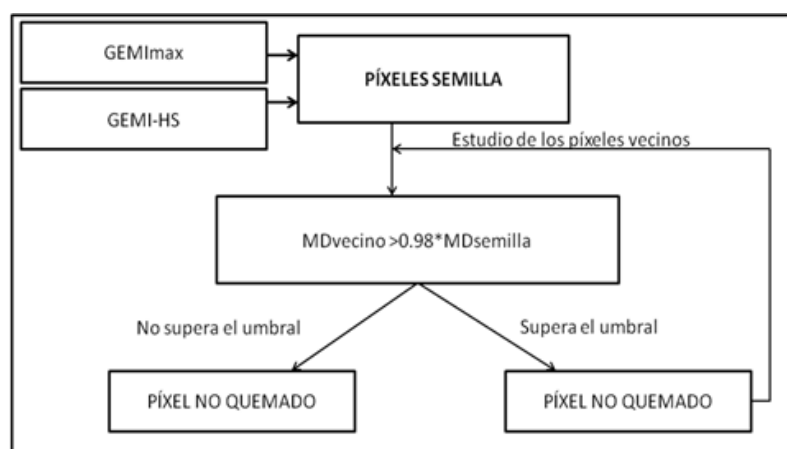


Figura 3. Diagrama de flujo del crecimiento de regiones para el algoritmo de área quemada de MERIS FRS.

## 2.5 Validación

El producto de área quemada obtenido por el algoritmo se ha validado con datos de referencia de mayor resolución espacial. Estos datos se han generado a partir del análisis multitemporal de dos imágenes Landsat, empleando el algoritmo semiautomático ABAMS (Automatic Burned Area Mapping Software, (Bastarrika *et al.*, 2011)). Las fechas de adquisición determinan el período con datos de referencia disponibles. Los datos de referencia tienen una resolución espacial 10 veces mayor que la del algoritmo (30 m versus 300 m). Por esta razón, los perímetros derivados de las imágenes Landsat, han sido re-escalados y co-registrados a los píxeles del algoritmo, calculando la proporción de área clasificada como quemada dentro de cada píxel. Debido a la presencia de nubes y al problema del SLC-OFF en las imágenes Landsat TM/ETM+, los datos de referencia presentan falta de información. Los píxeles del algoritmo con más del 33% de superficie cubierta clasificada como no-observable se excluyen del análisis. Para el producto de área quemada los píxeles fuera del período con datos de referencia se consideran como no quemados.

Para la validación del algoritmo en cada área de estudio se han empleado estadísticos derivados del análisis de la tabulación cruzada (Congalton y Green, 1999). En el presente estudio los datos del producto de área quemada

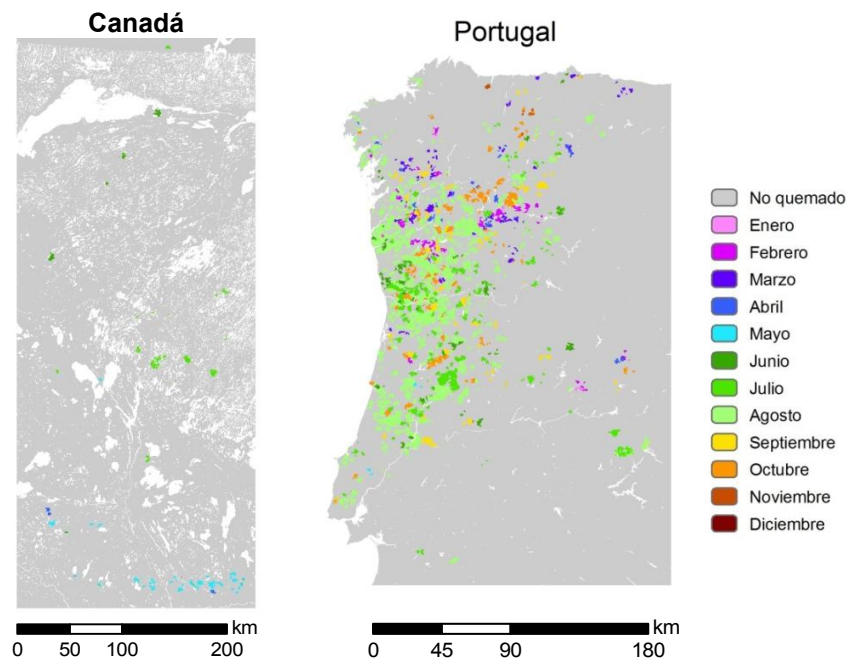
responden a una clasificación binaria quemado/no quemado. Los datos de referencia presentan una clasificación borrosa en función del porcentaje de área quemada. Por esta razón, la matriz de error se ha generado a partir de los acuerdos parciales en cada píxel, siguiendo la metodología propuesta por Binaghi *et al.*, (1999).

## 3 RESULTADOS

### 3.1 Producto de área quemada

En la figura 4 se presentan los resultados preliminares obtenidos para 4 de las 10 zonas de estudio seleccionadas dentro del proyecto Fire CCI.

En el caso de Canadá se observa que los incendios se producen principalmente entre mayo y julio. En Portugal se diferencian dos temporadas de ocurrencia de incendios; la primera cubre los meses de febrero y marzo, y la segunda se extiende entre junio y octubre. Para Kazajistán se observa que la mayor parte de los incendios se reparte entre los meses de julio y octubre. Por último, en Australia los incendios se distribuyen a lo largo de todo el año, presentando una estacionalidad de ocurrencia en el noroeste de la zona de estudio entre mayo y agosto. En la zona noreste de Australia la mayor parte de los incendios se producen en septiembre y octubre.



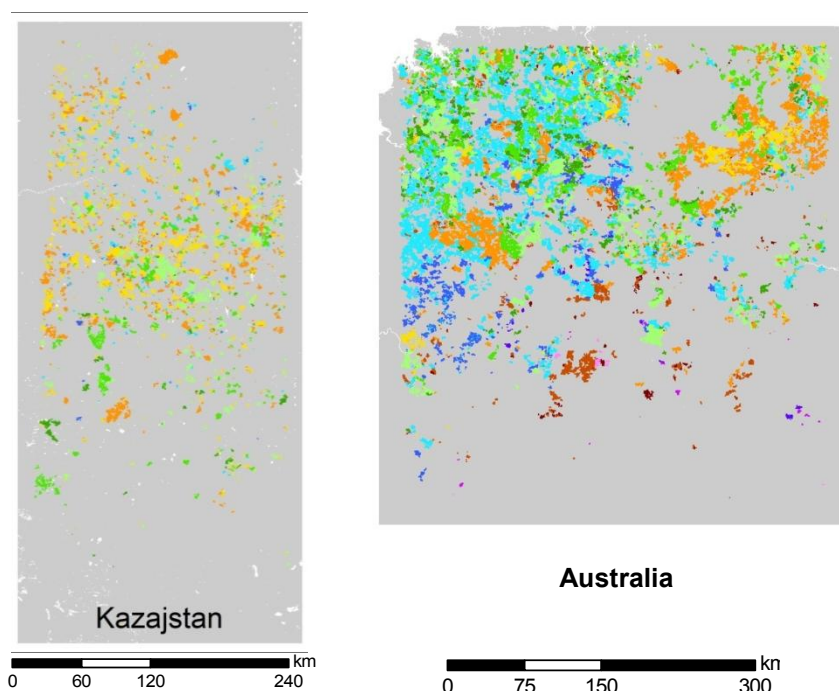


Figura 4. Producto de área quemada para las 4 zonas de estudio consideradas: Canadá, Portugal, Kazajstán y Australia.

### 3.2 Validación

La figura 5 muestra las comparaciones entre el producto de área quemada y los datos de referencia en las 4 áreas de estudio. Las áreas de comisión (en verde) son especialmente extensas en Portugal, y las de omisión (en rojo) particularmente extensas en Kazajstán.

La Tabla 2 muestra los errores de comisión y omisión derivados de la tabulación cruzada en cada área de estudio. El rango del error de comisión está comprendido entre 0.11 y 0.86. El rango del error de omisión está comprendido entre 0.06 y 0.70.

Área de estudio	Error de comisión	Error de omisión
Canadá	0.78	0.63
Portugal	0.86	0.06
Kazajstán	0.11	0.70
Australia	0.52	0.43

Tabla 2. Errores de comisión y omisión derivados de la tabulación cruzada en cada área de estudio

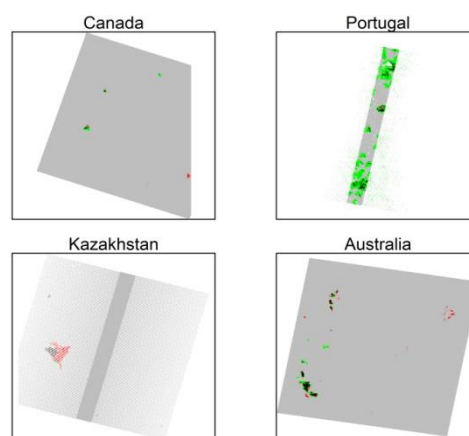


Figura 5. Comparación entre el producto de área quemada y los datos de referencia. Se representan los errores de comisión en verde y omisión en rojo para cada una de las zonas de estudio. Las zonas en blanco son zonas sin datos.

En concordancia con lo mostrado en la Figura 5, el valor mayor de error de comisión se encuentra en Portugal (0.86) y el mayor error de omisión en Kazajstán (0.70).

## 4 DISCUSIÓN

A partir de los productos de área quemada generados se puede inferir la estacionalidad de los incendios para las distintas zonas, así como

identificar los meses de mayor ocurrencia. En las zonas de Canadá, Kazajstán y Australia los resultados obtenidos se encuentran dentro de los mismos rangos presentados por Giglio *et al.* (2006), en cuanto al mes de mayor ocurrencia y duración de la temporada de incendios. En cambio, para Portugal la duración de la temporada de incendios se extiende dos meses más si se compara con el estudio previamente citado.

Los resultados de la validación muestran que, según los datos de referencia, la fiabilidad del algoritmo varía considerablemente entre las distintas áreas de estudio. En Portugal se producen los mayores errores de comisión, lo cual se puede relacionar con los resultados de duración de la temporada de incendios previamente comentados.

Por otro lado, el análisis de los errores de omisión y comisión indica que ciertos parámetros, como el umbral de crecimiento, deben adaptarse a las distintas eco-regiones para obtener una mejora de estos resultados. Para futuras versiones del algoritmo se pondrá especial atención en aquellas zonas donde los errores han sido más elevados, como es el caso de Portugal y Kazajstán.

## 5 CONCLUSIÓN

En este artículo se han presentado resultados del producto de área quemada obtenido a partir de un algoritmo global utilizando imágenes MERIS. Estos resultados preliminares ilustran el potencial de estas herramientas para detectar área quemada de forma global y ofrecer información sobre la estacionalidad de los incendios. Así mismo, los resultados obtenidos mediante la validación ponen de manifiesto la necesidad de adaptar ciertos parámetros a las condiciones específicas de cada eco-región. Este algoritmo está actualmente siendo optimizado para las diez zonas de estudio para posteriormente ser aplicado a escala global. Una vez obtenida la versión definitiva del algoritmo se realizará una comparación con los principales productos de área quemada existentes a escala global.

## AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo ha sido financiado por el proyecto Fire CCI, perteneciente al Programa de Cambio Climático (CCI) de la Agencia Espacial Europea (ESA).

Los datos del producto MODIS HotSpot/Active Fire Detections Dataset (MOD 014) se han obtenido a través del Fire Information for Resource Management System (FIRMS), financiado por la NASA.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bachmann, M., Borg, E., Fichtelmann, B., Günther, K., Krauss, T., Müller, A., Müller, R. y Richter, R. 2011. Algorithm Theoretical Basis Document - Volume 1 - Pre-processing. *Fire-CCI Project*: 130. [http://www.esa-fire-cci.org/webfm\\_send/192](http://www.esa-fire-cci.org/webfm_send/192)
- Bastarrika, A., Chuvieco, E. y Martin, M. P. 2011. Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: balancing omission and commission errors, *Remote Sensing of Environment*, 115, 1003-1012.
- Binaghi, E., Brivio, P.A., Ghezzi, P. y Rampini, A. 1999. A fuzzy set-based accuracy assessment of soft classification, *Pattern Recognition Letters*, 20, 935-948.
- Congalton, R G y Green, K. 1999. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Applications*. Boca Raton, Lewis Publishers, 137.
- Chuvieco, E., Calado, T., Oliva, P. y Berns-Silva, A. 2011. Product Specification Document. *ESA Fire-CCI*: 25. [https://www.esa-fire-cci.org/webfm\\_send/190](https://www.esa-fire-cci.org/webfm_send/190)
- Giglio, L., Csiszar, Ivan y Justice, C. 2006. Global distribution and seasonality of active fires as observed with the Terra and Aqua Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensors, *Journal of Geophysical Research*, 111(G02016), 12.
- Giglio, L., Loboda, T., Roy, D.P., Quayle, B. y Justice, C.O. 2009. An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor, *Remote Sensing of Environment*, 113, 408-420.
- Giglio, L., Descloitres, J., Justice, C. y Kaufman, Y.J. 2003. An Enhanced Contextual Fire Detection Algorithm for MODIS, *Remote Sensing of Environment*, 87(2-3), 273-282.
- Gonzalez-Alonso, F., Merino de Miguel, S., Roldán-Zamarrón, A., García-Gigorro, S. y Cuevas, J.M. 2007. MERIS full resolution data for mapping level-of-damage caused by forest fires: the Valencia de Alcántara event in August 2003, *International Journal of Remote Sensing*, 28(3-4), 797-809.
- Hoelzemann, J. J., Schultz, M. G., Brasseur, G. P., Granier, C. y Simon, M. 2004. Global wildland fire emission model (GWEM): Evaluating the use of global area burnt satellite data, *Journal of Geophysical Research*, 109(D14S04), 18.



- Jackson, R. B., Randerson, J. T., Canadell, J. G., Anderson, R. G., Avissar, R., Baldocchi, D. D., Bonan, G. B., Caldeira, K., Diffenbaugh, N. S., Field, C. B., Hungate, B. A., Jobbágy, E. G., Kueppers, L. M., Nohet, M. D. y Pataki, D. E. 2008. Protecting climate with forests, *Environmental Research Letters*, 044006, 5.
- Mouillot, F., Rambal, S. y Joffre, R. 2002. Simulating climate change impacts on fire frequency and vegetation dynamics in a Mediterranean-type ecosystem, *Global Change Biology*, 8(5), 423-437.
- Oliva, P. y De Santis, A. 2010. Burn severity estimation using MERIS Full Resolution imagery, *ESA Living Planet Symposium*, Bergen, Norway, ESA Communications.
- Oliva, P., Martin, P. y Chuvieco, E. 2011. Burned area mapping with MERIS post-fire image, *International Journal of Remote Sensing*, 32(15), 4175-4201.
- Pinty, B. y Verstraete, M.M. 1992. GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites, *Vegetatio*, 101, 15-20.
- Plummer, S., Arino, O., Simon, M y Steffen, W. 2006. Establishing an earth observation product service for the terrestrial carbon community: The GLOBCARBON Initiative, *Mitigation and adaptation strategies for Global Change*, 11, 97-111.
- Pyne, S.J. 2009. Eternal flame: An introduction to the fire history of the Mediterranean. En *Earth Observation of Wildland Fires in Mediterranean ecosystems*. E. Chuvieco (ed). Berlin, Springer-Verlag, 257.
- Rast, M., Bézy, J.L. y Bruzzi, S. 1999. The ESA Medium Resolution Imaging Spectrometer MERIS - a review of the instrument and its mission, *International Journal of Remote Sensing*, 20(9), 1681-1702.
- Roy, D., Boschetti, L., Justice, C. O. y Ju, J. 2008. The collection 5 MODIS burned area product - Global evaluation by comparison with the MODIS active fire product, *Remote Sensing of Environment*, 112, 3690-3707.
- Roy, D.P., Jin, Y., Lewis, P.E. y Justice, C. O. 2005. Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data, *Remote Sensing of Environment*, 97, 137-162.
- Simon, M, Plummer, S., Fierens, F., Hoelzemann, J.J. y Arino, O. 2004. Burnt area detection at global scale using ATSR-2: The GLOBSCAR products and their qualification, *Journal of Geophysical Research*, 109(D14S02).
- Tansey, K., Grégoire, J. M., Binaghi, E., Boschetti, L., Brivio, P.A., Ershov, D., Flasse, S, Fraser, R., Graetz, D., Maggi, M., Peduzzi, P., Pereira, J., Silva, J. M. N., Sousa, A. M. O. y Stroppiana, D. 2004. A global inventory of burned areas at 1 Km resolution for the year 2000 derived from SPOT-VEGETATION data, *Climatic Change*, 67(2-3), 345-377.
- Tansey, K., Grégoire, J. M., Defourny, P., Leigh, R., Pekel, J.F., van Bogaert, E y Bartholomé, E. 2008. A new, global, multi-annual (2000-2007) burnt area product at 1 km resolution, *Geophysical Research Letters*, 35(L01401): 6.

# Valoración de las herramientas de geo-visualización para la visualización y elaboración de cartografía temática

A. Arranz, A. Pueyo, M. Zúñiga, C. Salinas y C. López

Grupo de Estudios en Ordenación del Territorio (GEOT). Universidad de Zaragoza.

arranz@unizar.es, apueyo@unizar.es, mz@unizar.es, cs@unizar.es, carlosricla87@hotmail.com

## RESUMEN

*Con los avances experimentados por la web y con la neogeografía como nuevo paradigma de la disciplina geográfica, aparecen, y cada vez más, nuevas herramientas en línea que permiten generar y visualizar cartografía temática. Esto genera una gran cantidad de información entre los usuarios, y nuevas maneras de relación entre éstos tanto del mundo científico como usuarios no especializados. En esta comunicación se pretende realizar una valoración de algunas de las herramientas que existen actualmente, así como una breve reflexión acerca de su potencial e interés como medio divulgativo.*

## PALABRAS CLAVE

Neogeografía, web 2.0, cartografía, geovisualización, información.

## ABSTRACT

*With the progress made by the web, and with the neogeography as a new paradigm of geography, new online tools to generate and view thematic mapping are increasingly appearing. This creates a great deal of information and new ways of relationship among users, both in the scientific world and among unskilled users. This communication can be considered an assessment of some of the tools that currently exist, and a brief thought about their potential and interest as means of communication.*

## KEY WORDS

Neogeography, internet, cartography, geography, visualization

## 1 INTRODUCCIÓN

La evolución de la *web 1.0* hacia la 2.0, y en pleno proceso de cambio hacia la 3.0, ha sido uno de los hechos que más calado ha tenido en la aparición y desarrollo de diferentes herramientas para la elaboración y visualización de cartografía temática en internet.

La evolución de “un internet” estático, en el que el usuario no tenía la posibilidad de generar y compartir información, hacia la *web* del intercambio de conocimientos, sumado al reciente y creciente interés en la *geo-localización* y representación cartográfica fuera del ámbito de la ciencia geográfica, han permitido la aparición de

diferentes aplicaciones para el desarrollo y publicación de cartografía.

Por otra parte, el concepto de *geocollaboration* (McEarchen y Brewe, 2004; Cai *et al.*, 2006) hace referencia a la colaboración científica desde diferentes lugares sin la necesidad de compartir un espacio físico común. Asociado a éste aparecen los conceptos de *e-research* y *e-science* (Yang *et al.*, 2010), quedando directamente relacionados con la ciberinfraestructura geoespacial que se está creando; en la que se combinan una serie de recursos, plataformas, servicios y protocolos para llevar a cabo funciones de modelado, procesamiento y análisis geoespacial.

Además, se trata de un fenómeno que acerca el conocimiento y los resultados científicos de la geografía a otras disciplinas y a usuarios no especializados (Jones *et al.*, 2009) y que van más allá de los tradicionales Sistemas de Información Geográfica (SIG). Así, el diseño de una adecuada herramienta para la elaboración de cartografía temática permitiría el desarrollo de mapas destinados a otros públicos, sirviendo de medio de divulgación de la geografía.

En esta comunicación se presentan algunas de las herramientas hasta ahora desarrolladas por diferentes organismos y empresas, y se hace una aproximación de hacia dónde se dirige este fenómeno. Asimismo, se realiza una propuesta de software para la elaboración de cartografía temática en base a la teoría de codificación cartográfica.

## 2 LA UTILIDAD DE LAS HERRAMIENTAS PARA LA GEOGRAFÍA: UNA REFLEXIÓN EPISTEMOLÓGICA

Podría decirse que el fenómeno explicado anteriormente se enmarca en el nuevo paradigma de la *neogeografía*, el cual queda definido como el “desdibujamiento en las distinciones entre el productor, comunicador y consumidor de la información geográfica” (Turner, 2006). No cabe duda que como nuevo paradigma ha cambiado el modo de uso de la información geográfica pero también el tipo de usuario de ésta. Algunos autores afirman que se está “en el borde de una nueva geografía basada en un mundo digitalmente conectado, en cuyo núcleo están datos creados por ciudadanos a una escala geográfica más fina” (Hudson-Smith *et al.*, 2009).

Todas las herramientas disponibles, no sólo aquellas que permiten hacer cartografía, sino también los globos virtuales y otros geo-visualizadores, conforman algo más que un mero espacio de recopilación de información geolocalizada. El ciber-espacio donde se aloja, citando a Graham (2009), es un elemento flexible influido por el mundo físico, en este caso, el usuario.

En definitiva, se trata de un proceso de democratización de la geografía, en el que la difusión de la cartografía es casi inmediata. Como uno de los centros punteros en este aspecto cabe destacar al *Centre for Advanced Spatial Analysis* (CASA), en Reino Unido, cuyos resultados pueden ser visualizados vía web o redes sociales.

Además, surgen nuevas formas de trabajo en la comunidad científica que potencian la capacidad de relación e intercambio, como puede

ser el *crowdsourcing* (Howe, 2006), asociado al ya citado *geocollaboration*.

No cabe olvidar el concepto de información geográfica voluntaria (VGI en su acrónimo inglés), que hace referencia al uso que se hace de la web para crear, reunir y difundir información de carácter geográfico. Se trata de un concepto muy relacionado con la “ciencia ciudadana 2.0” (Lukyanenko, 2011), es decir, como los ciudadanos toman parte de manera voluntaria del ámbito científico con sus aportaciones. El surgimiento de comunidades en línea ha permitido este fenómeno, no siendo un hecho banal, ya que un grupo de ciudadanos puede ser capaz de recopilar información detallada de un espacio concreto cosa que un investigador de manera individual, en muchas ocasiones, no podría hacer. Un claro ejemplo de ello lo constituye Open Street Map (OSM), como una herramienta cartográfica en la que los usuarios aportan elementos con más o menos detalle.

## 3 HERRAMIENTAS PARA LA ELABORACIÓN DE CARTOGRAFÍA TEMÁTICA: ESTADO DE LA CUESTIÓN

Uno de los objetivos de esta comunicación es transmitir qué herramientas están disponibles actualmente para la generación de cartografía temática en internet. Para su valoración se ha atendido a dos factores:

- Interactividad (Slocum *et al.*, 2010): pudiendo ser baja, media o alta, se valora teniendo en cuenta la cantidad de elementos que el usuario controla en cada herramienta como puede ser la construcción de leyendas propias o visualización de variables entre otras, que luego influirán en la calidad de la cartografía.
- Calidad de la cartografía: aquí se valora la eficiencia de la herramienta atendiendo a las posibilidades que ofrece la misma tanto en cuanto permite incluir diferentes variables cartográficas, así como del proceso y elaboración de la propia cartografía.

A continuación, y tras una exhaustiva búsqueda, se presentan tres herramientas que se han considerado de mayor interés, teniendo en cuenta su expansión entre el público tanto científico como general.

- Indie Mapper: de origen norteamericano y desarrollado por la empresa Axis Maps. Es uno de los software en línea más potente en la actualidad.

En cuanto a los formatos que puede importar, se encuentran el .shp, .kml, o formato GPS. Esto abre un amplio abanico de posibilidades para el usuario. A esto hay que sumar los propios archivos del software con extensión .imp.

Respecto a los tipos de cartografía que pueden generarse existe la posibilidad de representar mapas de coropletas, de densidad por puntos, mapas con leyenda de doble entrada, símbolos proporcionales (figura 1) o cartogramas.

En este aspecto es interesante el hecho de que los símbolos proporcionales pueden ser generados como círculos o como cuadrados. Esta segunda opción, unida a la posibilidad de exportar a formato Adobe Illustrator (Ai), permite realizar un post-tratamiento con programas de infografía y construir, por ejemplo, esferas para la representación volumétrica. Ésta es, precisamente, una de las líneas de investigación llevadas a cabo por el Grupo de Estudios en Ordenación del Territorio (GEOT), del departamento de Geografía de la Universidad de Zaragoza.

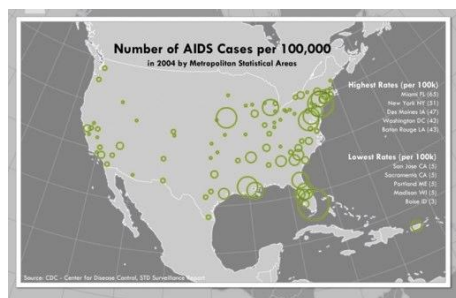


Figura 1. Símbolos proporcionales en Indie Mapper.

Además, dispone de manera predeterminada de leyendas divergentes y secuenciales con diferentes gamas de color, que han sido creadas desde la PennState University por expertos, lo cual es una garantía a la hora de implementar la variable color en el proceso cartográfico (figura 2).

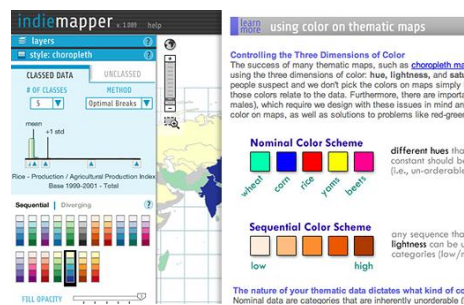


Figura 2. Selección de leyendas en Indie Mapper.

Es destacable también, la posibilidad que tiene el usuario de elegir hasta 14 proyecciones

diferentes para la representación, entre las que se encuentran Mercator, Robinson, Sinusoidal, Transverse Mercator, estereográfica, acimutal equidistante, etc. (figura3).

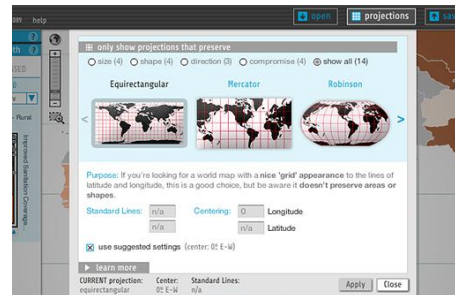


Figura 3. Selección de proyecciones en Indie Mapper.

Por último, presenta un apartado de layout, como sucede en ArcGIS, para montar el mapa elaborado.

Atendiendo a los criterios de valoración establecidos al principio de este apartado, se puede decir que la interacción del usuario con Indie Mapper es alta, y que la cartografía generada es de las mejores que se pueden encontrar actualmente. Todo ello, sumado a la posibilidad de un post-tratamiento en programas de diseño vectoriales, hacen de este software uno de los más completos disponibles de manera gratuita.

- G-Map Creator (figura 4): uno de los múltiples softwares desarrollados por el Centre of Advanced Spatial Analysis (CASA) de la UCL que se enmarca dentro del proyecto GENESIS. Existe la versión de pago (por ejemplo, para administración pública y empresa privada) y la versión gratuita para fines académicos y no comerciales.

Es posible generar mapas temáticos sobre la base cartográfica de Google Maps (figura 5). Para asociar la cartografía a Google Maps el software tiene un sistema de codificación que lo hace de manera automática en función de los atributos.

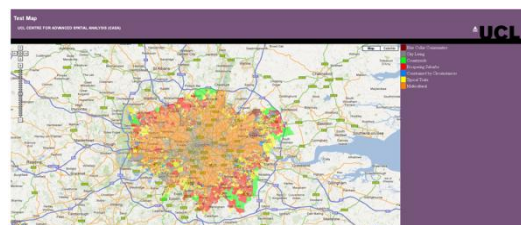


Figura 4. Ejemplo de cartografía G-Map Creator sobre G. Maps.

Permite cargar archivos shapefile (.shp), lo cual puede ser indicador de que es un programa



dirigido a un público especializado, puesto que es un formato propio de los SIG. Es importante no olvidar que junto al .shp ha de ir asociado un archivo .prj que indica la proyección y que permitirá el correcto posicionamiento sobre la base de Google Maps.

Aunque no se dispone de leyendas predeterminadas, el usuario puede elaborar una leyenda personalizada y con posibles variaciones en los intervalos. Esto puede suponer un inconveniente para el público sin conocimientos específicos de la teoría cartográfica, debido al posible desconocimiento en el tratamiento de la variable color.



Figura 5. Ejemplo de cartografía G-Map Creator sobre G. Earth.

Por otra parte presenta la función de fijar el nivel de zoom que se va a poder hacer, lo cual es una interesante opción que el usuario pueda elegir el detalle a la hora de visualizar la cartografía por el consumidor final. Esto va a depender de la escala del mapa: para escalas pequeñas permitirá mayor nivel de zoom y para escalas más grandes disminuirá.

En definitiva, cuando se produce cartografía en este software, lo que está haciendo es generar un documento .html que contiene todos los elementos necesarios para poder subir la cartografía en la Aplicación Programming Interface (API) de Google. Viene predeterminado con una plantilla, pero con algún conocimiento en programación en Java Script (JS) y HTML se puede generar desde el principio.

Disponiendo de menos opciones que en el anterior, también puede ser considerada como una buena herramienta dentro de las que en esta comunicación se analizan, siendo la interactividad con el usuario media-alta y la calidad de la cartografía media-baja, pues sólo permite representaciones superficiales.

- Google Public Data Explorer: sin duda es el menos "profesional" de los presentados, aunque tiene la ventaja de ser el más extendido, a pesar de que todavía no es suficientemente conocido.

Se trata del más sencillo de utilizar, puesto que el funcionamiento es muy simple. Para generar la cartografía (figura 6), hay que cargar

un archivo en formato Dataset Publishing Language (DSPL). Si el usuario tiene otro formato como CSV, o Excel, es posible la exportación de los datos a este formato.



Figura 6. Ejemplo de cartografía en Google Public Data Explorer.

Por otra parte, el usuario dispone de cuatro tipos de datos "más eficientes" para implementar la información en Google Public Data Explorer (figura 7). Definidos por Google, son:

**Cuantitativos:** cada entidad puntual tiene asociada más de una variable. Por ejemplo: población y casos de gripe.

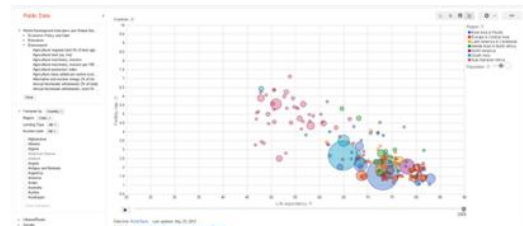


Figura 7. Ejemplo de gráfico interactivo en Google Public Data Explorer.

**Catóricas:** información cualitativa nominal, descrita mediante texto.

**Serie temporales:** se puede incluir una serie de datos temporales con más de un día de separación entre dichos datos. Con esto se puede crear una línea de tiempo interactiva para ver la evolución de los datos implementados.

**Agregados:** para cada momento temporal hay un hecho concreto, contraponiéndose a los datos de series temporales.

Dicho esto, se puede concluir que tanto la calidad de la cartografía como la interactividad con el usuario son bajas. Si es cierto que una vez que se tiene la cartografía realizada y en la web la interactividad con el consumidor final es media-alta.

Un aspecto a tener en cuenta es que la información disponible proviene de fuentes oficiales (IGN, CEOE, EUROSTAT, etc.), lo cual es una garantía también a la hora de exportar información.



## 4 PROPUESTA DE HERRAMIENTA PARA LA CARTOGRAFÍA TEMÁTICA COLABORATIVA

En este apartado se quiere hacer una propuesta de cómo se esperaría que fuera el software por parte de una persona que haya estudiado la teoría de la semiología gráfica.

Cuatro son las ideas principales a tener en cuenta a la hora de hacer un software de cartografía temática (Zúñiga Antón, M., 2009), y quedan detalladas a continuación.

- En relación con otra comunicación presentada a este congreso (Sistematización de las variables cartográficas para la realización de mapas temáticos: protocolos de trabajo en mapas de población) es importante acotar las trayectorias cartográficas, a aquellas que son estrictamente correctas. Sin embargo, esto no siempre será posible ya que la cartografía temática no es una ciencia exacta y en la elaboración de algunos mapas sería necesario ser más flexibles en relación con las trayectorias. Un ejemplo aplicado a la cartografía temática en la que se representa la variable población, sería conveniente incluir requisitos de un tamaño mínimo, o el empleo de determinadas combinaciones implantación-variable visual.
- Poder elegir, al igual que sucede en un SIG, qué propiedades de la capa se van a tratar bien sea puntual, lineal, superficial o raster, basándose así en las variables visuales.
- Aunque ya se ha visto que, en algunas de las herramientas presentadas, se pueden implementar leyendas predeterminadas, en otros casos se echa de menos un perfil más teórico pudiendo ofrecer tanto formas más correctas como estéticas. Además con una amplia gama de las mismas, el usuario podría elegir cuál es más adecuada para el tipo de cartografía que está realizando.
- El software debería tener implementado una serie de operaciones, como es la superposición de varias variables sobre un mismo objeto.

Según estas cuatro ideas, se presenta una breve explicación de cómo habrían de tratarse las seis variables visuales:

- **Tamaño:** debería tener la opción de poder generar símbolos graduados y los proporcionales, pudiendo elegir la variable que se quiere representar.
- **Forma:** el usuario debería poder elegir entre diferentes formas para asociarlas, si fuera necesario, a diferentes categorías.
- **Orientación:** en directa relación con la forma, deberían ser formas alargadas para no invalidar la percepción de la orientación del objeto.
- **Color – Valor:** aunque son variables diferentes, se pueden tratar de forma conjunta. Se podrá tratar sólo el color, el valor o ambas de manera combinada. Sin embargo, es imprescindible que la variable color esté perfectamente implementada ya que se muestra como la más eficiente.
- **Textura:** es otra variable que ha de tratarse con cuidado al combinarla con las otras variables. El software debería ofrecer múltiples opciones para la posterior construcción de la leyenda.

## 5 CONCLUSIONES

La neogeografía se presenta como un nuevo paradigma de la geografía cuyo concepto clave es la publicación de información en internet, generando así un cambio en la disciplina geográfica además de “dar uso” a una parte de ésta cotidianamente por parte de la población.

Esto ha sido posible gracias a la evolución de internet, que ha permitido implementar herramientas cartográficas útiles y libres, las cuáles ni siquiera se imaginaba por parte de la sociedad que llegarían a estar disponibles.

La *geolocalización* ha llegado a ser un fenómeno imprescindible en muchos ámbitos de la actividad social y cultural. No podía ser de otra manera, en el momento que cualquiera de estas actividades queda respaldada por las nuevas tecnologías.

Por otra parte, se está dando ese proceso al que se ha denominado democratización de la geografía, a través del cual, es más fácil, y casi en tiempo real, la publicación de información mediante cartografía. Esto supone que cualquiera, con unos mínimos conocimientos informáticos, puede publicar cartografía en línea, variando la calidad de la misma. Por ello, se considera necesario que el geógrafo se replantee la cartografía como algo propio, puesto que parece que esa labor que siempre le ha

proporcionado un valor añadido queda sensiblemente difuminada.

En relación con esto, cabe destacar que sería esencial de cara al futuro que el geógrafo tomara parte en los equipos de diseño de las futuras herramientas; puesto que el “adiestramiento” que ha recibido a lo largo de su carrera le otorga capacidad para generar cartografía de calidad, así como de aportar nuevos modelos que sigan la teoría cartográfica. Así pues, la cartografía científica podría llegar a un mayor número de usuarios, tanto especializados como no cultivados en este campo.

Además, no cabe dejar aislada la fiabilidad de la información, dependiente de las fuentes de información utilizadas. En muchas de estas herramientas, las fuentes de información muchas veces no quedan claras o no son muy fiables. Éste, sin duda, es otro campo donde el ámbito científico en general podría aportar su conocimiento.

Por último, y para concluir la reflexión sobre la necesidad del aporte de la geografía a estas nuevas herramientas, es muy interesante el potencial que presenta la disciplina geográfica en aspectos de planificación, gestión de recursos y otros aspectos que incluyan un análisis espacial. Así, podría llegar a generarse alguna en la que se pudieran realizar algunos análisis espaciales básicos que bien podría definir la geografía.

Sin duda, es un momento en el que se avanza de manera fugaz, pero sin olvidar que este fenómeno apenas ha hecho más que empezar, puesto que se prevé un desarrollo en masa de estas herramientas y, cada vez, con una calidad mayor de las mismas.

Así, aunque las formas de relación entre usuarios de “a pie” ya empiezan a ser notables, cabe pensar que en la comunidad científica aún queda camino por recorrer, desarrollándose por completo a medio plazo esas técnicas de colaboración como son el *crowdsourcing* y/o la *geocollaboration*.

Aunque no es objeto de esta comunicación, en una breve reflexión por comprender “hacia dónde nos dirigimos”, se prevé que los nuevos soportes de visualización van a jugar un papel importantísimo en la visualización cartográfica, implicando esto que las relaciones sociales van a cambiar sustancialmente tal y como las entendemos en la actualidad.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores de esta comunicación quieren agradecer a la Asociación para el Desarrollo Estratégico de Zaragoza y su entorno, EBROPOLIS por la realización de este trabajo

dentro de los proyectos de investigación CSO2010-16389 del Programa nacional de I+D+I y del convenio entre EBROPOLIS y la Universidad de Zaragoza para la realización de actividades de investigación.

## BIBLIOGRAFÍA

- Cai, G., Sharma, R., MacEarchen, A.M. y Brewer, I. 2006. Human-GIS interaction issues in crisis response, *International Journal of Risk Assessment and Management*, 6, 4/5/6: 388-407.
- Graham, M. 2009. *Neogeography and the palimpsests of place: web 2.0 and the construction of a visual earth*, Royal Dutch Geographical Society, KNAG, 15 pp.
- Howe, J., 2006. The Rise of crowdsourcing, *Wired Magazine*, 14 (6), 161–165.
- Hudson-Smith, A., Batty, M., Crooks, A. y Milton, R. 2009. Mapping for the Masses Accessing Web 2.0 Through Crowdsourcing, *Social Science Computer Review*, 27 (4), 524-538 DOI: 10.1177/0894439309332299
- Jones, C. E. y Haklay, M. 2009. A less-is-more approach to geovisualization - enhancing knowledge construction across multidisciplinary teams, *International Journal of Geographical Information Science*, 23(8): 1077-1093.
- Lukyanenko, R. y Parsons, J. 2011. Citizen Science 2.0: Data Management Principles to Harness the Power of the Crowd. Service-Oriented Perspectives in Design Science Research, En *6th International Conference*, editado por H. Jain, A. P. Sinha y P. Vitharana, Berlin, Springer-Verlag, 6629: 465-473.
- MacEarchen, A.M. y Brewer, I. 2004. *Developing a conceptual framework for visually-enabled geocollaboration*, GeoVista Center. 54p.
- Slocum, T.A., McMaster, R.B., Kessler, F.C. y Howard, H.H. *Thematic Cartography and Geovisualization*, Pearson, 559pp.
- Turner, A.J. 2006. *Introduction to Neogeography*, O'Reilly Media.
- Yang, C. W. y Raskin, R. 2010. Geospatial Cyberinfrastructure: Past, present and future, *Computers Environment and Urban Systems*, 34(4), 264-277.
- Zúñiga Antón, M. 2009. *Propuesta cartográfica para la representación y análisis de las variables de población mediante sistemas de información geográfica e infografía: el caso español*. Zaragoza, Universidad de Zaragoza, Tesis doctoral.

# Validación de un modelo basado en Técnicas de Evaluación Multicriterio y SIG a partir de análisis de incertidumbre. Una propuesta para mejorar la introducción de distorsión en las variables de partida

A. Calabia, M. Gómez y G. Benavidez

Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá.

andres@calabia.com, montserrat.gomez@uah.es, gracebeg@hotmail.com

## RESUMEN

*Un modelo es siempre una versión simplificada de la realidad que nos permite describir y comprender mejor un determinado problema, recogiendo los elementos y mecanismos esenciales de los sistemas del mundo real. Sin embargo, un aspecto necesario es demostrar que esos instrumentos generan representaciones fiables de los sistemas que simulan a través de la aplicación de un proceso de validación.*

*Nuestro modelo a validar reproduce un escenario futuro de crecimiento urbano a partir de técnicas de Evaluación MultiCriterio (EMC) y Sistemas de Información Geográfica (SIG). El problema crucial en este ámbito es averiguar la adecuación de datos, modelos y resultados al uso que pretendemos hacer de ellos, denominado en la literatura anglosajona como fitness for use.*

*Pretendemos abordar una parte de la validación, mejorando la metodología propuesta por Gómez Delgado y Bosque Sendra (2004), basada en un análisis de incertidumbre, cuyo objetivo es analizar el alcance del efecto que los posibles errores en los datos de partida del modelo puedan provocar en los resultados.*

*Dicha metodología se basa en la introducción de distorsiones, tanto en la componente espacial, como en la componente temática de los datos de partida. En el trabajo mencionado estas distorsiones se realizan de manera totalmente aleatoria. En la actual propuesta se controla la dimensión y alcance de estas distorsiones, intentando plantear una situación más realista, reproduciendo los errores más probables y descartando aquellos que no podrían haber pasado desapercibidos. Los resultados se evalúan mediante el cálculo de la Incertidumbre Media Cuadrática (IMC), índice que nos dará información sobre el alcance e impacto de estas distorsiones en los resultados del modelo (Gómez Delgado y Bosque Sendra, 2004). Así mismo se compararán dichos resultados con los obtenidos aplicando la metodología original.*

*De manera resumida podremos decir que, utilizando una metodología u otra, los resultados del modelo son bastante robustos. Pensamos que esta metodología mejora la anteriormente planteada y permite realizar validaciones más realistas.*

## PALABRAS CLAVE

Análisis de incertidumbre, Sistemas de Información Geográfica, evaluación multicriterio, simulación del crecimiento urbano.

## ABSTRACT

*A model is always a simplified version of some reality that allows us to describe and understand a problem, collecting the essential elements and mechanisms of the real-world systems. However, a necessary aspect is to demonstrate that these instruments generate reliable representations of the simulated systems through the application of a validation process.*

*In this paper, the model to validate reproduces a future scenario of urban growth based on Multiple Criteria Evaluation techniques (MCE) and Geographic Information Systems (GIS). The main problem in this topic is to determine the adequacy of data, models and results to their use, called in Anglo-Saxon literature fitness for use.*

*We aim to carry out a part of that validation, improving the methodology proposed by Gómez Delgado and Bosque Sendra (2004), based on an uncertainty analysis, which analyzes the effect of possible errors from the input data over the results of the model.*

*This methodology is based on the introduction of distortion in both spatial and thematic component of the input data. In that work, these distortions are made completely at random. In our current proposal, we control the size and scope of the distortions trying to raise a more realistic situation; using the most likely errors and discarding those that could not have go unnoticed. The results are evaluated by the Mean Square Uncertainty (IMC, Incertidumbre Media Cuadrática), index which will give us information about the impact of the distortions into the model results (Gómez Delgado and Bosque Sendra, 2004). Our results are also compared with those obtained using the original methodology.*

*In summary we can say that, using our methodology or that other, the model results are quite robust. We believe that our methodology improves the above one developed and allows us to make more realistic validations.*

## KEY WORDS

Uncertainty analysis, Geographical Information Systems, multicriteria evaluation, simulation of urban growth.

## 1 INTRODUCCIÓN

La aplicación de procesos de validación que aporten cierta robustez y confianza a los resultados obtenidos de los análisis y modelos ejecutados en un entorno SIG sigue siendo una asignatura pendiente. Esta práctica es más importante, si cabe, cuando tratamos de modelos de simulación de la evolución de un fenómeno a futuro, en este caso el crecimiento urbano, para el que no existirán datos reales del sistema que se intenta reproducir con los que poder contrastar los resultados.

El análisis de incertidumbre se plantea aquí como parte de un proceso de validación que se basa en la transmisión de los posibles errores existentes en las variables de entrada del modelo a los resultados del mismo. Teniendo en cuenta esto, una distorsión controlada de las variables iniciales puede proporcionar un índice que valore la incertidumbre y evalúe, de alguna manera, la robustez de los resultados de los modelos, tal y como proponen Gómez Delgado y Bosque Sendra (2004).

Partiendo de la propuesta de estos autores, pretendemos desarrollar una metodología alternativa, que forme parte de una validación parcial de un modelo de simulación de crecimiento urbano deseable para el año 2020 en

la Comunidad de Madrid, basado en técnicas de EMC y SIG.

### 1.1 Planteamiento del problema

En la actualidad se están desarrollando nuevos procedimientos capaces de proporcionar al usuario un resumen lógico sobre la incertidumbre en los resultados de un modelo (Devilleers *et al.*, 2007), pero, en cualquier caso, no existe un acuerdo general en la comunidad científica sobre en qué debe consistir ese proceso de validación.

Desde los años 90 del pasado siglo, se vienen desarrollando distintos procedimientos para evaluar la calidad de los datos utilizados en un modelo ejecutado en un entorno SIG. Ya en 1987, Bédard (1987) destacó la importancia del estudio de la incertidumbre en las bases de datos.

Por un lado, existen ciertos estudios basados en reglas y procedimientos. Ejemplos como los de Agumya y Hunter (1999), que proponen una metodología de seis fases para la gestión de riesgos en el uso de datos espaciales, o los de Gervais (2003), con manual de instrucciones para desarrollar una estrategia de gestión de riesgos derivados de la incertidumbre.

Otras metodologías están basadas en técnicas de visualización. Así, encontramos

ejemplos como los de Leitner y Battenfield (2000), que representan la certeza de los datos con visualizaciones de saturación, textura y valor; Howard y MacEachren (1996) o Fisher (1994), emplean simbologías y estudios sobre el esfuerzo que ha de realizar un lector de un mapa para deducir la incertidumbre asociada; Pontius y Schneider (2001) emplean el parámetro Relative Operating Characteristic (ROC).

Existen ciertos análisis de incertidumbre relacionados con los posibles errores en los datos de partida. Ejemplos como los realizados por Emmi y Horton (1996) en modelos para riesgo sísmico; las técnicas empleadas por Davis y Keller (1997) de lógica difusa y simulación de Monte Carlo en el análisis de incertidumbre de un modelo de estabilidad de taludes; los cálculos de Kiiveri (1997) para la distorsión geométrica y análisis de incertidumbre de un modelo de localización óptima para el emplazamiento de una nueva construcción, o los estudios de Arbia y Haining (1998) sobre la propagación de errores en operaciones de superposición mediante el análisis ANOVA y el índice Kappa. Burnicki *et al.*, (2007) proponen una metodología basada en la generación de un conjunto de mapas que son perturbados con patrones específicos de error. Acto seguido comparan los mapas generados y determinan los efectos de los patrones de error en la exactitud del mapa resultante. Lee *et al.*, (1992) también añaden una perturbación aleatoria para analizar los errores de los modelos.

Así pues, se pueden generar unas variables iniciales afectadas por una distorsión controlada para obtener su modelo derivado y, a continuación, comparar el modelo obtenido con el original para realizar el análisis del error transmitido. Por su parte, Gómez Delgado y Bosque Sendra (2004) proponen una metodología similar que pretende controlar el riesgo en cualquier toma de decisiones a partir de los resultados de un modelo basado en técnicas de EMC y ejecutado en un entorno SIG. Esta metodología parte del uso combinado de un análisis de sensibilidad y un análisis de incertidumbre. Nuestro trabajo desarrolla este análisis de incertidumbre y analiza el efecto que los errores iniciales provocan en los resultados.

Finalmente, hemos de señalar que, en muchos de los casos mencionados, los procedimientos resultan muy complejos y difíciles de implementar, por lo que resulta necesario desarrollar propuestas que permitan ser puestos en práctica con las herramientas disponibles en cualquier SIG convencional y crear módulos de software o actualizar los existentes, para automatizar estos procesos.

## 2 METODOLOGÍA

### 2.1 Descripción del modelo a validar

Nuestro trabajo se desarrolla sobre uno de los tres escenarios de crecimiento urbano simulados en el proyecto de investigación SIMURBAN<sup>1</sup>, a partir de técnicas EMC y SIG. La metodología aquí planteada se ensaya sobre el escenario de innovación y sostenibilidad, concretamente sobre el modelo de uso residencial desarrollado en la Comunidad Autónoma de Madrid para el año 2020, partiendo de la situación existente en el año 2000, aunque en el proyecto también se llevó a cabo la simulación para los usos del suelo industrial y comercial. Este escenario se materializa a partir de una serie de factores sociales, económicos y ambientales que persiguen conformar una ocupación sostenible del territorio. Esta serie de factores fueron ponderados a partir del método de comparación por pares de Saaty y a partir de una sumatoria lineal ponderada se obtuvo el mapa de aptitud de uso urbano. Es posible encontrar información más detallada de la estructura y resultados del modelo en Plata *et al.*, 2011.

### 2.2 Procedimiento de análisis de incertidumbre

Las fases de aplicación serían:

- En primer lugar se inserta un error aleatorio, en este caso controlado, tanto en la componente espacial como temática de las variables iniciales.
- Se ejecuta de nuevo el modelo, empleando las variables a las que se les ha introducido el error.
- Se repite el proceso del punto uno y dos un número de veces estadísticamente significativo, obteniendo así una serie de resultados sensiblemente diferentes.
- Finalmente, se mide el grado de variación alcanzado mediante un índice que compare los resultados de los modelos modificados con respecto a los resultados del modelo original.

La información resultante sirve para obtener una valoración de la incertidumbre y el grado de confianza de los resultados del modelo.

En nuestro trabajo, se aplicarán diferentes tipos de distorsión en función del tipo de variable que se represente y de las dimensiones de sus

<sup>1</sup> SIMURBAN: Análisis y simulación prospectiva mediante Tecnologías de la Información Geográfica (TIG) del crecimiento urbano actual. Evaluación de su sostenibilidad", (SEJ2007-66608-C04- 00/ GEOG). Es posible encontrar más información en [www.geogra.uah.es/simurban/](http://www.geogra.uah.es/simurban/)



entidades. Pretendemos introducir errores más próximos a lo que podría ocurrir en la realidad y, además, introducirlos en las variables originales (antes de su modelación y conversión a factor) para reflejar las posibles afecciones del proceso de obtención del factor.

### 2.2.1 Distorsión geométrica de las variables de partida

La distorsión geométrica se realiza mediante un proceso inverso al de georreferenciación. De esta forma, en lugar de desplazar los elementos a una posición correcta, estos tomarán nuevas localizaciones dentro de un margen de incertidumbre espacial.

En la incertidumbre de un mapa digital, cada conjunto de coordenadas y, dentro de éste, cada coordenada, tiene un grado de aproximación o dispersión que es función de un sinnúmero de causas accidentales o sistemáticas. En relación a esta dispersión, el margen de incertidumbre espacial hace referencia a la magnitud y ámbito de error en el que los elementos espaciales puedan localizarse.

Con respecto a la magnitud del error, supongamos un nodo que represente la localización de un hospital o de un almacén de residuos que tiene una incertidumbre en su posición. Esta magnitud de error, en formato distancia, está aplicada dentro de un radio centrado en la posición real de la entidad. Para aplicar esta magnitud de error, se propone emplear una distribución aleatoria de vectores que distorsionen geoméricamente las entidades. En nuestro modelo, las magnitudes de los vectores empleados miden una media de 350m con variaciones entre 0 y 700m. Estos valores aplicarán un desplazamiento medio de 6 píxeles y un máximo de 14, que corresponden a la resolución de 50m empleada en todos los factores de nuestro modelo.

Con respecto al ámbito de distorsión, hacemos referencia a la disposición espacial de cada vector, es decir, la frecuencia y disposición espacial en la que las magnitudes aleatorias van a estar aplicando su efecto. En nuestro modelo, hemos repartido los vectores por todo el territorio de una forma aleatoria y uniforme, evitando aglomeraciones, vacíos y superposiciones. El ámbito, la frecuencia y dimensiones de los vectores se ha diseñado en función del tiempo de procesado y de la potencia del hardware y software empleado. Se han realizado diversas pruebas para nuestro modelo y se ha optado finalmente por una matriz virtual de celdas de dimensiones de 2 por 2 kilómetros, separadas entre ellas 500 metros, en cada una de las cuales se colocará un vector (figura 1). Cubrir toda la

imagen de estudio con esta distribución ha supuesto alrededor de tres mil vectores.

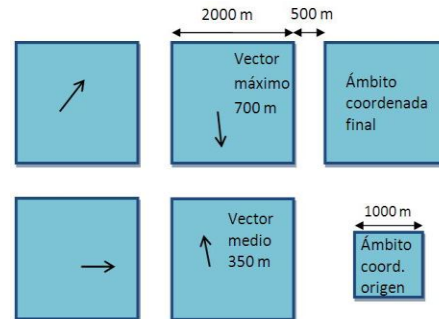


Figura 1. Geometría de disposición de los vectores identidad en la distorsión espacial. Cada vector tiene el punto origen y final dentro de un ámbito de posición.

El carácter aleatorio lo proporciona el empleo de números aleatorios obtenidos por ordenador. Así se obtienen valores diferentes para cada par de coordenadas x e y en cada versión del factor distorsionado. El error E a introducir en cada coordenada se puede obtener a partir de la expresión:

$$E_{i,m,n,j} = M_i \cdot A_{i,m,n,j} \cdot (-1)^{\text{ent}(100 \cdot A_{i,m,n,j})} \quad (1)$$

$\forall i = \{x, y\} ; j = \{o, f\}$ . Donde M es la semi-magnitud del error máximo para cada eje de coordenadas x o y; m y n corresponden a la fila y columna de la matriz de celdas virtuales; i indica si es para la coordenada x o y; j indica si es el punto origen (o) o punto final (f) del vector y A es un número entero aleatorio entre 0 y 1.

Entonces, la coordenada origen y final para cada vector aleatorio será:

$$\begin{aligned} x_{m,n,o} &= x_0 + n \cdot d_x + E_{x,m,n,o} \\ y_{m,n,o} &= y_0 + m \cdot d_y + E_{y,m,n,o} \\ x_{m,n,f} &= x_0 + n \cdot d_x + E_{x,m,n,o} + E_{x,m,n,f} \\ y_{m,n,f} &= y_0 + m \cdot d_y + E_{y,m,n,o} + E_{y,m,n,f} \end{aligned} \quad (2)$$

Donde sólo queda definir  $x_0$  e  $y_0$  como las coordenadas de la esquina del mapa y  $d_x$  y  $d_y$  como los incrementos de distancia entre cada vector, que se pueden obtener dividiendo la longitud del mapa entre el número de vectores que se quiera introducir por cada eje x o y. El último término está en forma de potencia y cambia aleatoriamente el signo.

Con este concepto geométrico, aplicaremos una distorsión espacial empleando una transformación bidimensional. La metodología

propuesta por Gómez Delgado y Bosque Sendra (2004) se basa en transformaciones polinómicas, disponibles en la mayoría de SIG comerciales, que distorsionan los elementos espaciales mediante funciones de interpolación. En este trabajo consideramos que esta distorsión resulta insuficiente para el propósito planteado, pues depende del número de coeficientes empleados en los polinomios, que son resultado del promedio medio cuadrático de todos los vectores identidad. Así planteamos acudir a otro tipo de transformación, por distorsión, que se fundamenta en la existencia de un patrón de comportamiento. Modelar este tipo de transformación puede llevarse a cabo por técnicas de superficies de mínima curvatura, por mínimos cuadrados, por rubbersheet o por regresión múltiple, entre otras (González Matesanz *et al.*, 2004). En el software ArcGis 9.2 se puede encontrar la herramienta de ajuste por distorsión rubbersheet, que proporciona deformaciones más locales que los ajustes polinómicos y la posibilidad de moldear mejor el concepto geométrico establecido. El proceso rubbersheet se fundamenta en encontrar una transformación entre coordenadas originales y distorsionadas, mediante una triangulación de Delaunay, determinando un homomorfismo entre las dos partes (Saafeld, 1985; White y Griffin, 1985). En la figura 2 podemos observar los efectos de la transformación rubbersheet sobre las entidades del mapa de tipo de suelos. Para poder apreciar las distorsiones que esta transformación proporciona se han superpuesto los contornos de las entidades del mapa original. Es posible encontrar información más detallada sobre la estructura y resultados de esta transformación en Calabia Aibar (2011).

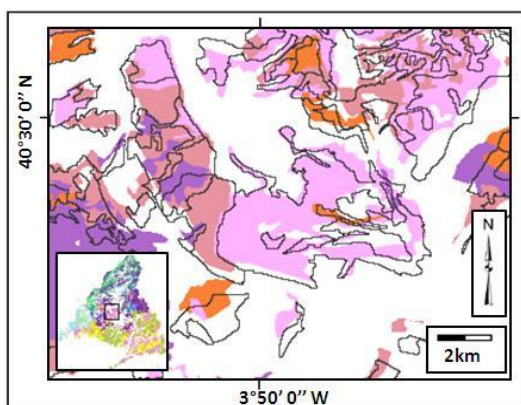


Figura 2. Efecto de la distorsión geométrica en una zona del mapa de tipo de suelos. Los contornos originales están superpuestos para observar que su distorsión se realiza en todas direcciones y con diferentes magnitudes.

## 2.2.2 Alteración del Modelo Digital de Elevaciones (MDE) para la distorsión de los factores pendiente y orientación.

En el modelo analizado se emplea un MDE para generar los factores pendiente y orientación del terreno. Gómez Delgado y Bosque Sendra (2004) proponen alterar este tipo de factores tratándolos como una variable temática e introduciendo la perturbación a nivel de píxel. Sin embargo, parece razonable pensar que debería alterarse el MDE original del que se derivan.

Así pues, siendo el MDE una matriz regular a la que se puede introducir una perturbación, la idea es sumar al MDE un modelo digital de superficie de error aleatorio que lo altere. Lee *et al.*, (1992) simulan esta magnitud de error mediante un generador de números aleatorios. Los números aleatorios generados se vuelven a escalar para estar dentro de una magnitud especificada y luego son cambiados y controlados para tener varios grados de clústeres espaciales. Esta autocorrelación espacial, Lee *et al.*, (1992) la realizan mediante el índice de Moran (Goodchild, 1986). Nosotros proponemos emplear una simple red de triángulos irregulares (TIN del inglés Triangular Irregular Network) de magnitud y distribución controlada que, tras revisar ciertos estudios relacionados con el error en los MDE (Kubik y Wu, 1995; Mukai *et al.*, 1989; Priebbenow y Clerici, 1988; Sasowsky *et al.*, 1992 o Tahiri y Donnai, 1995) y teniendo en cuenta la resolución empleada en el modelo (50x50m), provoca un máximo de variación en altura de  $\pm 5$  metros y un máximo de variación de pendiente del  $\pm 10\%$ . Para obtener dicha red, se creará un punto de cota, aleatorio en planimetría y altimetría, en una matriz virtual similar a la de la figura 1, de celdas cuadradas de 400 metros de lado y separadas entre ellas 100 metros. Con estas dimensiones se ha conseguido un centenar de miles de puntos para toda la imagen analizada. Las coordenadas se pueden obtener fácilmente con lenguajes de programación o con una simple hoja de cálculo, empleando ecuaciones similares a (1) y (2). Una vez creada la TIN de error, sólo queda sumar el MDE.

## 2.2.3 Distorsión temática de las variables de partida.

La distorsión temática pretende simular la incertidumbre de la clasificación de las entidades de un mapa.

El proceso de distorsión empleado por Gómez Delgado y Bosque Sendra (2004) se realiza sobre los píxeles que componen la imagen ráster que

representa a cada uno de los factores incluidos en el modelo. Así, comienza estableciendo el volumen de píxeles a distorsionar de un 4 a 8% del área de estudio. Para variables de tipo cualitativo, se lleva a cabo un cambio de categoría aleatorio, asignando nuevos identificadores a cada uno de los píxeles. Para las variables de tipo cuantitativo se modifica un porcentaje en función del valor máximo registrado de cada factor original con valores extraídos de una tabla de números aleatorios. Estos píxeles con “ruido” crean un efecto de “sal y pimienta”, ya que son seleccionados de manera aleatoria sobre todo el área.

La distorsión que aquí proponemos pretende cambiar aleatoriamente los atributos cualitativos asignados para cada entidad y no para píxeles singulares. Éstos cambiarán teniendo en cuenta el atributo original de dicha entidad y el error temático asociado a éste. Poniendo un ejemplo, es menos probable que una superficie de agua se haya confundido con cualquier otro tipo de cubierta, que un suelo descubierto se haya confundido con un cultivo de secano. De este modo, en lugar de realizar variaciones a nivel píxel, proponemos realizar una perturbación dirigida, que varíe los atributos cualitativos de cada identidad en formato vectorial original (punto, línea o polígono). Para cuantificar el error temático asociado al atributo cualitativo se utilizarán las matrices de confusión que son empleadas habitualmente para verificar la fiabilidad de la clasificación de las entidades (Chuvieco, 2008). Así, las celdas de estas matrices indicarán el valor probabilístico de la exactitud de los atributos asignados y de sus posibles asignaciones erróneas. Las filas indicarán los atributos sin distorsionar y las columnas los resultantes tras la distorsión. La diagonal principal indicará la cantidad de entidades a las que no se les aplica distorsión y el resto de valores indicará la cantidad de entidades a las que sí que se les aplica (Calabia, 2011).

Otra innovación a la metodología de Gómez Delgado y Bosque Sendra (2004) es que, además, pretendemos incorporar restricciones a determinados cambios en función de las características de cada entidad. De esta manera, se evita cambiar el atributo de entidades que superen una determinada área, longitud u otra característica, pues es poco probable que un polígono urbano, tal y como es el de Madrid, cambie erróneamente de clasificación, ya que dicho error hubiese sido detectado y corregido. Para polígonos, por ejemplo, sólo se modificarán aquellos que no superen 1.000 hectáreas, permitiendo, por otro lado, la distorsión de una porción razonable de toda el área de estudio. De

la misma forma, se evitará realizar cambios cuantitativos poco probables, tal y como se realiza en la distorsión del volumen de población, donde cada núcleo urbano se modifica de manera controlada y no superando unas cantidades que hubiesen sido fácilmente detectadas, pues es poco probable que si el núcleo urbano de Madrid apareciese con un volumen de población de cinco mil habitantes, este error hubiese pasado desapercibido.

Para implementar esta distorsión se puede emplear una hoja de cálculo o algún lenguaje de programación con algoritmos como los desarrollados por Calabia Aibar (2011). El empleo de números aleatorios es de gran utilidad a la hora de introducir probabilidades de cambio temático, pues se realiza mediante un algoritmo condicional que asigna los posibles atributos en función del valor aleatorio obtenido. Poniendo un ejemplo, si la matriz de confusión indica que la probabilidad de que un atributo esté bien asignado es de un 94%, un valor aleatorio (normalizado de 0 a 1) que esté entre 0 y 0,94 no permitirá asignar otro atributo a la entidad a alterar, pero si está entre 0,94 y 1, el atributo se alterará y cambiará a la otra clase que indique dicha matriz de confusión. Es posible encontrar información más detallada sobre los algoritmos y las matrices de confusión empleadas para esta distorsión en Calabia Aibar, 2011.

En las siguientes secciones se describe la distorsión temática realizada a cada uno de los factores incluidos en el modelo original, habiendo sido descartada la distorsión del factor vulnerabilidad a la contaminación de los mantos acuíferos, porque todos polígonos tienen una gran extensión y, por tanto, cualquier error hubiera sido detectado con facilidad. Una vez distorsionada cada variable original, se ha elaborado el factor pertinente, otorgando los pesos establecidos en el modelo original correspondientes a cada categoría y procediendo posteriormente a su normalización.

a) Distorsión temática del factor tipo de suelos: Con este factor se intenta que las nuevas zonas urbanas no sean asignadas, hasta donde sea posible, sobre los suelos de mayor productividad agrícola. En este caso, además de la matriz de confusión del mapa tipo de suelos, en los algoritmos se incluyeron sentencias condicionales que permitieron la distorsión en función de si el área de cada polígono superase las 1.000 hectáreas. La figura 3 muestra un ejemplo gráfico del resultado de la distorsión temática, para este factor, en una región de la zona de estudio.



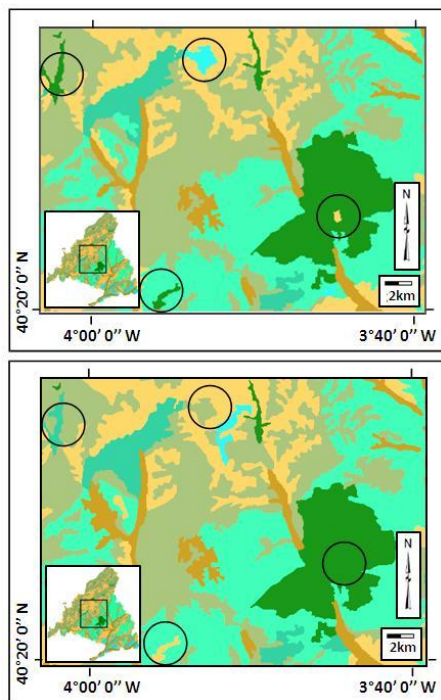


Figura 3. Dos versiones del mapa de aptitud según tipo de suelos tras la distorsión temática de una región de la zona de estudio.

b) Distorsión temática del factor usos del suelo: Este factor considera la protección de las zonas agrícolas, los pastizales y otros usos del suelo con valor ambiental y económico. La matriz de confusión empleada se ha obtenido a partir del estudio sobre errores detectados en la base de datos de usos del suelo CORINE Land Cover al realizar un análisis de cambios de usos del suelo en la Comunidad de Madrid entre el año 2000 y 2006 (Barreira, 2011). Como en el caso anterior, también se aplicó la distorsión a los polígonos menores de 1.000 hectáreas. Con esta restricción aplicada a la distorsión dirigida por matriz de confusión, la superficie distorsionada total ascendió a un 15 % del área de la Comunidad de Madrid.

c) Distorsión temática del factor distancia a carreteras: Este factor se incluye en el modelo con la finalidad de que las nuevas zonas urbanas tengan buena accesibilidad. La matriz de confusión aplica la distorsión temática a la variable de partida (mapa de carreteras) intercambiando los identificadores de las vías más probables de ser confundidas. Así, resultaría poco probable haber confundido una autovía asignándole el identificador de una travesía, pero sí podríamos encontrarnos un camino como calle o travesía, o una calle identificada como travesía.

d) Distorsión temática del factor geotecnia: Este factor representa el riesgo de fallas activas, riesgo sísmico o sitios de baja estabilidad

geomorfológica. Aquí también se aplicó la distorsión sólo a los polígonos menores de 1.000 hectáreas. Finalmente sólo un 7 % del área de la Comunidad de Madrid fue sometida a la distorsión temática.

e) Distorsión temática del factor distancia a zonas urbanas: Este factor pretende que las nuevas zonas urbanas estén cerca de otros núcleos de población de tamaño intermedio. En este caso, la distorsión temática se realiza mediante varios algoritmos que introducen cambios en el tamaño de la población. Estos algoritmos cambian el tamaño de las ciudades ponderadamente. Para ello, la siguiente fórmula modifica los valores de población:

$$Pob_{mod} = Pob + S \cdot A \cdot (-1)^{Ent(100 \cdot A)} \quad (3)$$

Donde  $Pob_{mod}$  es el tamaño de la población modificado;  $A$  es un número aleatorio entre 0 y 1 y  $S$  toma diferentes valores en función del tamaño de la población. Los valores empleados para esta variable  $S$  fueron los siguientes:

- $S = 10\,000$ , si la población es menor a 10 000 hab.
- $S = 20\,000$ , si está entre 10 000 y 50 000 hab.
- $S = 40\,000$ , para el resto.

f) Distorsión temática del factor distancia a hospitales: Este factor pretende aportar cierta sostenibilidad desde el punto de vista social, facilitando el acceso de la población a los servicios básicos, concretamente minimizando la distancia a centros sanitarios. Para su distorsión temática se eliminó aleatoriamente el 15% de los hospitales existentes.

## 2.3 Ejecución del modelo distorsionado y evaluación de los resultados a partir del cálculo de la Incertidumbre Media Cuadrática (IMC)

Una vez distorsionados temática y geoméricamente cuatro veces todos los factores originales, se ejecutó el modelo treinta veces, escogiendo aleatoriamente los factores de entre los cinco disponibles, es decir, los cuatro distorsionados más el original. Para evaluar el impacto de los posibles errores que pudiese tener la base de datos utilizada en el modelo sobre los resultados del mismo, se procedió a calcular para cada píxel la IMC, índice desarrollado por Gómez Delgado y Bosque Sendra (2004):

$$IMC = \sqrt{\frac{\sum_{i=0}^n (X_i - X)^2}{n-1}} \quad (4)$$

Donde  $X_i$  es el valor de adecuación alcanzado por cada píxel en cada una de las 30 ejecuciones del modelo;  $X$  es el valor de adecuación

alcanzado por cada píxel en la ejecución del modelo original y en el número de ejecuciones realizadas (en nuestro caso 30).

### 3. RESULTADOS Y COMPARACIÓN CON LOS RESULTADOS DE LA METODOLOGÍA ORIGINAL

Los valores de IMC correspondiente a los polígonos de asignación óptima se mantienen por debajo del 33%, tienen una media de 6% y una desviación estándar de 4%, pudiendo considerarse, por tanto, que los resultados del modelo original son bastante robustos.

La metodología empleada se ha contrastado con la propuesta por Gómez Delgado y Bosque Sendra (2004). Para ello, se ha llevado a cabo el proceso propuesto por estos autores de distorsión espacial y temática objeto de estudio (Benavides, 2011). Posteriormente, se ejecutó el modelo también 30 veces y se calculó la IMC. En la figura 4 se comparan gráficamente los resultados obtenidos siguiendo las dos metodologías para una misma zona del área de estudio. La metodología propuesta arroja resultados más uniformes que la contrastada, que muestra valores de IMC altos en los contornos. Asimismo, los histogramas para ambas metodologías demostraron una distribución más normal para la nueva metodología empleada.

Finalmente, con los polígonos residenciales óptimos obtenidos con el modelo original, se calculó el valor de IMC medio para cada polígono y se creó el mapa de la figura 5, que muestra los polígonos residenciales óptimos que tienen un índice de IMC medio inferior al 6% y, por tanto, son las soluciones óptimas, fiables y robustas.

### 4 CONCLUSIONES

En el presente trabajo se ha desarrollado una metodología alternativa para el análisis de la incertidumbre que en los resultados de un modelo basado en técnicas EMC y SIG pudieran introducir los posibles errores en los datos de partida. Ante los resultados obtenidos, queda demostrado que el empleo de este tipo de análisis es una herramienta útil para la validación de estos modelos y para confirmar la robustez de los resultados derivados de los mismos.

La metodología propuesta dirige y controla las perturbaciones a la hora de distorsionar los factores empleados en los modelos basados en técnicas de EMC y SIG.

En cuanto a la distorsión espacial, queda demostrado que el empleo de las transformaciones polinómicas no controla la magnitud ni el ámbito de las distorsiones

aplicadas y que una transformación adecuada sería la rubbersheet.

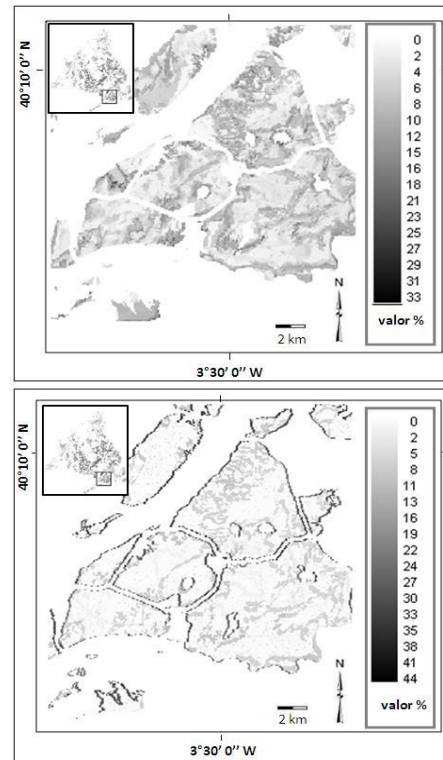


Figura 4. Mapa superior: índice de IMC obtenido en este trabajo para una zona en concreto. Mapa inferior: índice de IMC obtenido para la misma zona pero por distorsión con polinomios cúbicos y ruido temático.

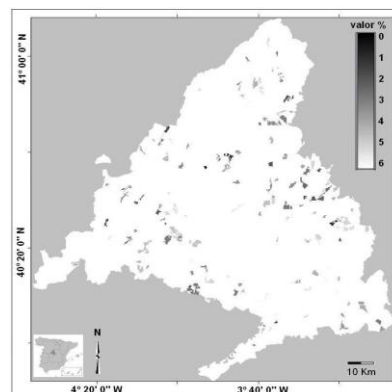


Figura 5. Polígonos residenciales óptimos obtenidos en el modelo original, que han registrado una IMC media inferior al 6% en el proceso de validación mediante análisis de incertidumbre.

En cuanto a la metodología empleada para la distorsión de los modelos digitales derivados, la creación de la superficie de error para



distorsionar los MDE es un proceso más realista que el propuesto por Gómez Delgado y Bosque Sendra (2004), puesto que nos permite reproducir mejor errores reales de las bases de datos iniciales. Además, esta superficie se puede crear fácilmente a partir de una red de triángulos irregulares aleatorios, cosa que simplifica mucho las propuestas de otros autores. Con respecto a la metodología empleada en la distorsión temática, los análisis realizados muestran que el empleo de la matriz de confusión para la introducción de error puede ser también un método más apropiado para la transmisión de la incertidumbre temática.

Finalmente, se puede concluir que aplicar el índice de IMC en los mapas de aptitud para la asignación final del uso del suelo modelado, favorece la realización de una toma de decisiones más informada, fiable y robusta.

## AGRADECIMIENTOS

Este artículo se ha elaborado dentro de las actividades del proyecto de investigación de I+D+i: SIMURBAN: Análisis y simulación prospectiva mediante Tecnologías de la Información Geográfica (TIG) del crecimiento urbano actual. Evaluación de su sostenibilidad, financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia (referencia SEJ2007-66608-C04- 00/ GEOG).

## BIBLIOGRAFÍA

- Agumya, A. y Hunter, G.J. 1999. A risk-based approach to assessing the 'fitness for use' of spatial data, *URISA Journal*, 11, 33-44.
- Arbia, G. y Haining, R. 1998. Error propagation modelling in raster GIS: overlay operations, *International Journal of Geographical Information Science*, 12, 2, 145-167.
- Barreira, P. 2011. *Metodología aplicada a la detección de errores temáticos en el CORINE Land Cover a través del estudio de cambios: Comunidad de Madrid (2000-2006)*, Proyecto fin de Carrera, Universidad de Alcalá.
- Bédard, Y. 1987. Uncertainties in land information systems databases, *Proceedings of Eighth International Symposium on Computer-Assisted Cartography*. Baltimore, 175-184.
- Benavides Gutiérrez, G. 2011. *Análisis de incertidumbre de un modelo basado en técnicas SIG y EMC*, Proyecto fin de Máster, Universidad de Alcalá.
- Burnicki, A.C., Brown, D.G. y Goovaerts, P. 2007. Simulating error propagation in land-cover change analysis: the implications of temporal dependence. *Computers, Environment and Urban Systems*, 31 (3), 282-302.
- Calabia, A. 2011. *Metodología para el análisis de incertidumbre de un modelo basado en técnicas de Evaluación MultiCriterio y Sistemas de Información Geográfica*, Proyecto fin de Carrera, Universidad de Alcalá.  
<http://comunidad.calabia.com/documentos/2011.pdf>
- Chuvieco, E., 2008. *Teledetección Ambiental: La observación de la Tierra desde el espacio*, p. 501.
- Davis, T.J. y Keller, C.P. 1997. Modelling uncertainty in natural resource analysis using fuzzy sets and Monte Carlo simulation: slope stability prediction, *International Journal of Geographical Information Science*, 11, 5, 409-434.
- Devillers, R., Bédard, Y., Jeansoulin, R. y Moulin, B. 2007. Towards spatial data quality information analysis tools for experts assessing the fitness for use of spatial data, *International Journal of Geographical Information Science*, 21 (3-4), 261-282.
- Emmi, P.C. y Horton, C.A. 1996. Seismic risk assessment, accuracy requirements, and GIS-based sensitivity analysis. En Goodchild, M.F., Steyaert, L.T. Y Parks, B.O. (Eds.): *GIS and Environmental modeling: progress and research issues*, Fort Collins, CO: GIS World Books, pp. 191-195.
- Fisher, P.F., 1994. Animation and sound for the visualization of uncertain spatial information. En *Visualization in Geographic Information Systems*, H.M. Hearnshaw y D.J. Unwin (Eds), Chichester, UK: Wiley, pp. 181-185.
- Gervais, M. 2003. *Pertinence d'un manuel d'instructions au sein d'une stratégie de gestion du risque juridique découlant de la fourniture de données géographiques numériques*, PhD thesis, Sciences Géomatiques, Québec, Université Laval.
- Gómez Delgado, M. y Bosque Sendra, J. 2004. Aplicación de análisis de incertidumbre como método de validación y control del riesgo en la toma de decisiones, *GeoFocus*, 4, 179-208.
- González Matesanz, F.J., Quiros, R., Cano, M., Sánchez Sobrino, J. y Dalda, A. 2004. Cambio de datum ED50 – ETRS89. Métodos y resultados. *Congreso Nacional de Topografía y Cartografía TOPCART*.
- Goodchild, M.F. 1986. Spatial Autocorrelation, Catmrog 47, *Geo Books*, Norwich.
- Howard, D. y Maceachren, A.M. 1996. Interface design for geographic visualization: Tools for representing reliability, *Cartography and Geographic Information Systems*, 23, 59-77.
- Kiiveri, H.T. 1997. Assessing, representing and transmitting positional uncertainty in maps, *International Journal of Geographical Information Science*, 11 (1), 33-52.
- Kubik, K. y Wu X. 1995. Mapping from SPOT images using digital photogrammetric workstation, *17th International Cartographic Conference Proceedings*, Barcelona, 1, 266-274.
- Lee, J., Snyder, P. K. y Fisher, Y P. F. 1992. Modeling the effect of data errors on feature extraction from digital elevation models, *Photogrammetric*

- Engineering and Remote Sensing*, 58(10): 1461-1467
- Leitner, M. y Battenfield, B.P. 2000. Guidelines for the Display of Attribute Certainty, *Cartography and Geographic Information Science*, 27, 3-14.
- Mukai, Y., Sugimura, T., Iijima, T., Ayabe, K., Tachi, K. y Nakazawa, T. 1989. Automatic computation of elevation data of side-lap area using system corrected Landsat TM data, *Technical Report. Remote Sensing Technology Center of Japan*. Tokyo.
- Munroe, D., Southworth, J. y Tucker, C.M. 2002. The dynamics of land-cover change in western Honduras: Exploring spatial and temporal complexity, *Agricultural Economics*.
- Plata Rocha, W., Gómez Delgado, M. y Bosque Sendra, J. 2011. Simulating urban growth scenarios using GIS and Multicriteria Evaluation techniques: a case study of the Madrid Region, Spain, *Environment and Planning B: Planning and Design*, Vol.38, 1012-1031.
- Pontius, R. G., y Schneider, L. C. 2001. Land cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed. Massachusetts, USA, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85, 239-248.
- Priebbenow, R. y Clerici, E. 1988. Cartographic applications of SPOT imagery, *International Archives of Photogrammetry*, 37 (Part B4), 289-297.
- Rykiel, E.J. JR. 1996. Testing ecological models: the meaning of validation, *Ecological Modelling*, 90, 229-244.
- Saafeld, A. 1985. A fast Rubbersheeting transformation using simplicial coordinates, *The American Cartographer*, 12, 169-173.
- Sasowsky, K.C., Petersen, G.W. y Evans, B.M. 1992. Accuracy of SPOT digital elevation model and derivatives: Utility for Alaska's North Slope, *Photogrammetric Eng. Remote Sens.*, 58, 815-824.
- Tahiri, D. y Donnay, J-P. 1995. Modélisation de la précision des modèles numériques de terrain dérivés des cartes topographiques. *Proceedings of the 17th International Cartographic Conference of the ICA*, Barcelona, 1, 469-473
- White, M.S. y Griffin, P. 1985. Piecewise Linear Rubber-Sheet Map Transformation, *The American Cartographer*, 12, 123-131

# Desarrollo e implementación de una aplicación web como herramienta de apoyo en la gestión costera y el análisis espacial de la idoneidad de la acuicultura marina en la Ría de Vigo (Galicia)

J. César<sup>1</sup>, R. Díez<sup>2</sup> y M. Fernández<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Consultor SIG - [xeogalicia.net](http://xeogalicia.net).

<sup>2</sup>Centro Tecnológico del Mar – Fundación CETMAR.

[jcesar@xeogalicia.net](mailto:jcesar@xeogalicia.net)

## RESUMEN

*El elevado solapamiento de actividades socioeconómicas en la zona costera de la Ría de Vigo da lugar a que la gestión y planificación de usos del litoral sea altamente compleja. La acuicultura marina es una de las principales actividades socioeconómicas de Galicia y junto con otras actividades tales como la pesca, marisqueo, turismo, etc., debe ser gestionada desde un punto de vista integral. En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo el desarrollo de una aplicación web de apoyo a los gestores costeros que permita identificar los lugares idóneos para la ubicación de zonas acuícolas en función del solapamiento espacial de actividades costeras. El mapa resultante de idoneidad para la acuicultura es calculado por medio de una aplicación interactiva basada en un modelo espacial en el que los gestores costeros pueden asignar distintos pesos a las variables de estudio de acuerdo a sus juicios de valor. Para ello, se ha programado una aplicación (en lenguaje PHP) accesible a través de internet, en la que, con la ayuda de un formulario, el usuario puede introducir la ponderación de los juicios de valor de los pares de variables y ejecutar la aplicación. Como resultado, se genera una imagen georreferenciada que se publica sobre un visor, basado en OpenLayers. El desarrollo de este tipo de herramientas permite agilizar y potenciar las relaciones entre el conocimiento técnico y su uso para la toma de decisiones por parte de los gestores costeros o los usuarios finales de la aplicación.*

## PALABRAS CLAVE

Acuicultura, Gestión Integral de Zonas Costeras (GIZC), ría de Vigo, evaluación multicriterio, PHP, OpenLayers.

## ABSTRACT

*The Ría de Vigo concentrates a large number of socio-economic activities, so management practices and planning of coastal areas is a highly complex task. Marine aquaculture represents a major socio-economic activity of Galicia, and together with other coastal economic activities such as tourism, fisheries, etc., it must be managed from an integrated approach. In this context, the objective of the present study is the development of an online application for supporting coastal managers in the identification of suitable sites for the location of aquaculture zones in terms of spatial overlapping of coastal uses. The resulting map of suitability for aquaculture is calculated in an interactive application based on a spatial model in which coastal managers can assign different weights to the study variables according to their judgments. To do this, an application has been implemented (in PHP) accessible via the Internet. With the help of a form, the user can enter the weighting of the value judgments of pairs of variables and run the application. As a result, the application generates a*

*georeferenced image that is published on an OpenLayers-based viewer. The development of such tools can expedite and optimize the relationships between technical knowledge and decision-making processes, giving support to coastal managers and end users of the application.*

## KEY WORDS

Aquaculture, Integrated Coastal Zone Management (ICZM), ría de Vigo, multicriteria evaluation, PHP, OpenLayers.

## 1 INTRODUCCIÓN

El desarrollo e implementación de herramientas geográficas que permitan la visualización de análisis espaciales de utilidad para la gestión del medio resulta de especial interés en el caso de la transferencia del conocimiento de base científica a los gestores implicados en esta tarea. En este sentido, el desarrollo de librerías y visores ligeros de acceso libre del tipo *OpenLayers*<sup>1</sup>, *Mapbender*<sup>2</sup>, *Mapfish*<sup>3</sup>, *p.mapper*<sup>4</sup> o *ka-Map*<sup>5</sup> facilita la implementación de estas herramientas. Fundamentalmente basadas en lenguajes del tipo *javascript* y PHP, estas librerías hacen un uso intensivo de estándares propuestos por el *Open Geospatial Consortium* (OGC<sup>6</sup>) y suelen emplear como base la información cartográfica ofrecida por las IDEs de los distintos institutos geográficos nacionales o entidades afines, e incluso por las propias Administraciones encargadas de la gestión del medio.

Es gracias a esta conjunción de librerías, estándares y datos geográficos que hemos podido implementar un modelo espacial sobre la idoneidad de la acuicultura marina en la Ría de Vigo (Galicia).

La selección de los lugares idóneos para la ubicación de las instalaciones de acuicultura en aguas costeras es un factor clave que determina el éxito, sostenibilidad o fracaso de los cultivos marinos. Sin embargo, la selección de las zonas de cultivos marinos depende de los factores físicos del medio y también de una serie de factores clave que deben ser tenidos en cuenta: consideraciones de tipo legal y político, compatibilidad con otras actividades costeras, tipo de cultivo a desarrollar, impacto de la acuicultura sobre el medio, etc. (Kutty, 1987).

Debido a la rápida expansión de la acuicultura y a la multitud de actividades que tienen lugar en el litoral, los espacios para ubicar nuevas zonas

para cultivos acuícolas son menores y, por tanto, surge la necesidad de identificar cuáles son los lugares más adecuados, para evitar el solapamiento con otras actividades y minimizar los riesgos potenciales que pudiesen derivar de éstas (Pérez *et al.*, 2005; GESAMP, 1996).

Para el caso de la Ría de Vigo, la idoneidad de la ubicación de las zonas acuícolas fue estudiada previamente por Parada (2007) en el marco de un proyecto Europeo, en el que se desarrolló una herramienta basada en SIG para estudiar el impacto potencial de las zonas de cultivo sobre los lugares de sensibilidad ambiental en la Ría de Vigo.

El presente trabajo se enmarca dentro del proyecto ANCORIM (Red Atlántica para la Gestión de los Riesgos Costeros), financiado por el Programa Espacio Atlántico de la Comisión Europea. Una de las actividades prioritarias de este proyecto fue el estudio de los riesgos que afectan a la calidad de las aguas y su impacto en las actividades económicas costeras. En el marco de esta actividad, el presente estudio tiene como objetivo desarrollar una aplicación interactiva que permita analizar la idoneidad de las zonas de cultivo en la Ría de Vigo en función del solapamiento de actividades costeras dirigida a dar apoyo a los gestores de la zona litoral. Con este objetivo se ha desarrollado un visor web que está disponible para su uso por parte de los gestores costeros y que permite identificar las áreas más aptas o idóneas para los cultivos en función de la presencia de los factores de riesgo considerados. Este visor se ha diseñado sobre las bases de la librería *OpenLayers* y lenguaje PHP.

## 2 ÁREA DE ESTUDIO

Dentro del grupo de las Rías Baixas, la Ría de Vigo ocupa la posición más meridional, con una orientación de su eje mayor en dirección N45°E y forma de embudo en planta (figura 1). Ocupa una extensión de 164 km<sup>2</sup>, con una longitud de su eje principal de 33 km y una anchura de su boca, en la parte externa, de 10 km. Su costa es recortada y presenta numerosas bahías y ensenadas (Vilas *et al.*, 1995).

<sup>1</sup> <http://openlayers.org/>

<sup>2</sup> <http://www.mapbender.org/>

<sup>3</sup> <http://mapsfish.org/>

<sup>4</sup> <http://www.pmapper.net/>

<sup>5</sup> <http://ka-map.maptools.org/>

<sup>6</sup> <http://www.opengeospatial.org/>



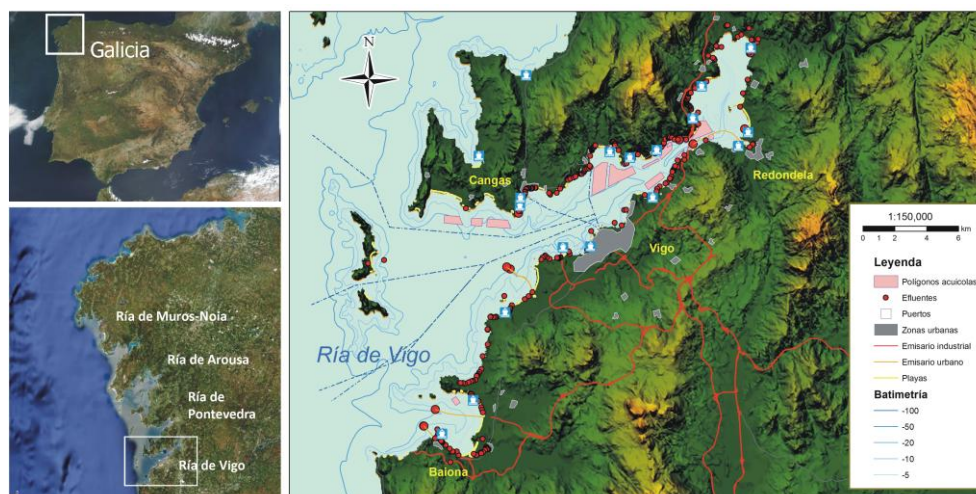


Figura 1. Mapa del área de estudio (la Ría de Vigo) mostrando la ubicación de las variables incluidas en el estudio (puertos, playas, rutas de transporte y puntos de vertidos urbanos e industriales).

Una de las principales actividades que se llevan a cabo en las aguas costeras de la Ría es la acuicultura, tanto en su vertiente de cultivo de moluscos, como en la de peces. Las rías presentan condiciones idóneas para la acuicultura gracias, entre otros factores, a la abundancia de fitoplancton, la temperatura y salinidad de sus aguas costeras, que generan una elevada productividad primaria.

Además de la acuicultura, en la zona costera de la Ría y en sus aguas se desarrollan muchas otras actividades económicas que pueden dar lugar a un solapamiento de usos con el consiguiente impacto para las mismas. Dependiente de la acuicultura, pesquerías y marisqueo, la industria conservera y la congeladora constituyen sectores fundamentales en la economía de Galicia que generalmente ubican sus instalaciones en la franja litoral. En el litoral de la Ría existe además una intensa actividad naval que viene dada por la presencia de numerosas empresas de astilleros con una elevada producción y gran repercusión sobre la industria auxiliar. Por último, el turismo y las actividades de recreo tienen una gran importancia económica especialmente en la época estival.

En lo que se refiere a la presión demográfica, hay que destacar que la zona costera de la Ría de Vigo concentra una población de más de 400.000 habitantes y posee una importante actividad agrícola e industrial. Por otra parte, el puerto de Vigo está situado en una encrucijada de las principales rutas de transporte marítimo entre Europa, América y Asia. Este elevado tráfico marítimo constituye una importante presión sobre el medio y los hábitats costeros.

### 3 METODOLOGÍA

#### 3.1 Recopilación de información geográfica: fuentes de información

La primera fase en la metodología consistió en la recopilación de información geográfica disponible relativa a la Ría de Vigo. Parte de la información utilizada en el modelo procede de un trabajo anterior (Parada, 2007). También se obtuvieron datos procedentes de los servidores del SITGA (Servicio de Información Territorial de Galicia), de una revisión bibliográfica y se obtuvo un volumen importante de información cedida por el Instituto Tecnológico para el Control del Medio Mariños (INTECMAR).

#### 3.2 Selección de las variables de estudio

Para la elaboración de la cartografía de la idoneidad de las zonas de cultivo de especies marinas en la Ría de Vigo se ha utilizado la información geográfica relativa a las siguientes variables:

- Vertidos, incluye vertidos urbanos e industriales, teniendo en cuenta tanto la ubicación del foco de emisión en vertidos como la desembocadura de ríos y arroyos en el caso de vertidos difusos.
- Distancia a puertos, en la que se han contemplado puertos e instalaciones susceptibles de emisión de sustancias contaminantes al mar por accidente o descuido.



- Distancia a playas, se ha calculado la distancia a las playas de uso turístico, teniendo en cuenta el posible impacto que esta actividad puede representar sobre la acuicultura.
- Distancia a rutas de transporte marítimo comercial, ya que la Ría constituye una vía habitual para el tráfico de mercancías de distinta naturaleza.
- Corrientes superficiales, conforme se incrementa el flujo de la lámina de agua se genera una mayor y mejor oxigenación de la misma, al tiempo que incide de manera directa en la dispersión de contaminantes.

### 3.3 Procesado de la información: normalización y rasterización de variables

Debido a la amplia variedad de escalas y rangos existentes para las variables consideradas, el primer paso a realizar fue la normalización de las variables. Para ello se tuvo en cuenta el efecto de cada variable sobre la idoneidad de la ubicación de instalaciones acuícolas: en caso de efecto directo sobre la idoneidad (a mayor distancia a una fuente potencial de contaminación, mayor idoneidad), se utiliza el método de normalización de la ecuación (1). Para variables con un efecto inverso sobre la idoneidad se aplica la ecuación (2), de modo que en ambos casos los valores obtenidos para cada variable varían en un rango de 0 a 1, donde x es el valor de la variable y  $x_{\max}$  es el valor máximo que toma la variable

$$x' = \frac{x}{x_{\max}} \quad (1)$$

$$x' = \frac{1}{(x_{\max} + 1)} \quad (2)$$

Para el cálculo de las superficies ráster correspondiente a cada variable considerada, la superficie marina de la ría se dividió en una rejilla conformada por celdas con una luz de malla de 100 m de lado, y se calculó el valor normalizado que toma cada variable para cada celda.

Se han utilizado dos técnicas espaciales en función del parámetro que se estuviese valorando: la interpolación espacial para generar superficies predictivas continuas y el cálculo de los valores en función de la distancia a determinadas variables.

Para la elaboración de los resultados, se han integrado las superficies predictivas resultantes para cada variable en un algoritmo polinomial, asignándoles pesos relativos a cada una de ellas, de tal forma que la suma de los coeficientes del conjunto de monomios sea igual a 1.

### 3.4 Cálculo de idoneidad espacial a partir de la aplicación del Proceso de Análisis Jerárquico (en inglés AHP) de Saaty (1980): implementación en un visor web

El cálculo de la idoneidad para la ubicación de instalaciones acuícolas en la superficie marina de la ría se realizó a partir de la combinación lineal de las variables de estudio multiplicadas por su peso relativo, de modo que la suma de los pesos es igual a 1. La combinación lineal de las variables multiplicadas por sus pesos da como resultado un valor de idoneidad para cada una de las celdas en las que está dividida la superficie marina de la ría, que permite obtener así una superficie continua que representa la variación de la idoneidad para la acuicultura.

Dado que el objetivo del trabajo es que los gestores y técnicos de gestión costera tengan la capacidad de realizar distintos escenarios y cálculos de idoneidad a partir de la asignación de distintos valores de importancia relativa de las variables de estudio, se desarrolló una aplicación interactiva disponible en español e inglés (figura 2). Esta aplicación consta de una interfaz en la que se describen los objetivos del proyecto y la metodología seguida para la obtención del cálculo de la idoneidad espacial para la acuicultura en la Ría de Vigo.



Figura 2. Captura de pantalla de la aplicación web en la que se muestra un resumen del proyecto y los objetivos del mismo.

La metodología empleada en este estudio está orientada a asistir en los procesos de toma de decisiones, y se denomina Evaluación Multicriterio (EMC) (Barredo, 1996). La evaluación multicriterio permite evaluar

situaciones de acuerdo a criterios expresados por medio de puntuaciones (Colson & De Bruin, 1989) y de este modo conocer la repercusión de los juicios de valor sobre el resultado final.

Para calcular los pesos relativos de las variables, se ha empleado el método denominado de jerarquías analíticas, propuesto por Saaty (1980), que consiste en establecer una matriz recíproca de variables que permite realizar comparaciones por pares, determinándose así el peso relativo de cada variable y estimándose además una medida cuantitativa de la consistencia de los juicios de valor realizados durante la comparación de variables. La aplicación permite realizar la ponderación para las variables de estudio, en este caso: *vertidos*, distancia a puertos (*puertos*), distancia a playas (*playas*), distancia a rutas de transporte marítimo comercial (*rutas*) e intensidad de corrientes superficiales en la ría (*corrientes*)

La comparación de pares de variables se realiza de acuerdo con la escala propuesta por Saaty (1994) que varía desde 1/9 (menos importante) hasta 9 (más importante), siendo el 1 el valor de igualdad entre cualquier par de factores. La aplicación web permite asignar estos valores en las cuadrículas de una matriz recíproca donde se enfrenta la importancia de cada variable frente a todas las demás, teniendo en cuenta que la diagonal de la matriz establece un sistema de valores especulares inversos.

Una vez se han asignado los pesos, la aplicación calcula el mapa de idoneidad y muestra una evaluación de la consistencia de los juicios de valor asignados por medio del cálculo del índice de consistencia. En caso de que el índice de consistencia sea superior a 0.1 (Saaty, 1980) los juicios de valor deberán ser revisados y deberá repetirse la modelización.

Para la visualización del mapa de resultados se implementó un visor web basado en la librería *OpenLayers*. En su estado actual el visor no tiene ninguna capa base asociada y tan solo presenta dos capas temáticas, una que se corresponde con la distribución de bateas de cultivo y otra que permite visualizar el mapa resultante de aplicar el modelo.

Mediante un formulario (desarrollado en PHP) se capturan los pesos de la comparación de pares de variables que se le quieran pasar al modelo. Por otra parte, el conjunto de datos de las variables (*vertidos*, *puertos*, *playas*, *rutas* y *corrientes*), calculados para cada una de las celdas de 100 m de lado que configuran la rejilla, se almacenaron en una matriz en formato de texto plano. Gracias al uso del lenguaje PHP y al empleo de su función *imagecolorallocate*, se recorren los valores del archivo de texto plano y

se le asigna a cada una de las celdas del ráster el grado de color correspondiente que ha calculado el algoritmo polinomial. Este algoritmo es el encargado de conjugar los pesos de las variables y los datos calculados para cada celda de 100 m de lado. A continuación, y mediante el empleo de la función *imagecreatefromjpg*, se genera una imagen de tipo ráster (jpg) que tiene una ubicación espacial fija, por lo que se le pasa a la librería *OpenLayers* para su visualización. Con el fin de evitar el almacenamiento de imágenes que realizan los navegadores (vulgarmente denominado *cacheado*), cada petición que se realiza por parte del navegador al servidor para ejecutar un nuevo modelo, genera un número aleatorio que se le asigna a cada nueva imagen. Tan solo el empleo de un lenguaje similar a PHP para generar páginas web permite enviar a la librería *OpenLayers* una imagen con un nombre generado en la misma acción que la ejecución del modelo.

## 4 RESULTADOS

La implementación de la interfaz y la aplicación interactiva permite la asignación de pesos relativos a las variables de estudio y la obtención de distintos escenarios de idoneidad en función de los juicios de valor asignados. La interfaz muestra información sobre los objetivos del proyecto ANCORIM en el que se enmarca este trabajo e indica los pasos a seguir para la creación de distintos escenarios a partir de la ponderación de las variables de estudio.

Dependiendo de la importancia relativa que asignemos a cada variable obtendremos distintos pesos para cada una de ellas, y el mapa de idoneidad variará en función de estos pesos (figura 3). El mapa resultante constituye una herramienta interactiva en la que el gestor de la zona costera puede evaluar la importancia que desea asignar a las variables y usos socioeconómicos del litoral, para calcular el impacto que tendría sobre la idoneidad en la ubicación actual de los polígonos de cultivo.

La herramienta interactiva desarrollada está disponible en internet en el enlace <http://ancorim.xeogalicia.net>. La aplicación incluye formularios en español e inglés que describen la metodología empleada para el cálculo de la idoneidad y que además permiten guiar a los usuarios finales (gestores del litoral) en el uso de la aplicación. El formulario de entrada al modelizador indica el procedimiento a seguir para la asignación de pesos a las variables en la matriz de comparación por pares. Una vez se ha realizado el modelado, la aplicación muestra la imagen georreferenciada correspondiente al mapa de idoneidad resultante para la ubicación de instalaciones acuícolas. Junto con el mapa de

idoneidad, la aplicación muestra los resultados de la tabla de comparación de valores para las variables, los pesos obtenidos y realiza una evaluación de la consistencia de los juicios de valor asignados. La consistencia de la matriz y los juicios de valor se determinan a partir del cálculo del índice de consistencia y el ratio de consistencia, que deberá ser inferior a 0.1 para que la matriz sea consistente (Saaty, 1994).

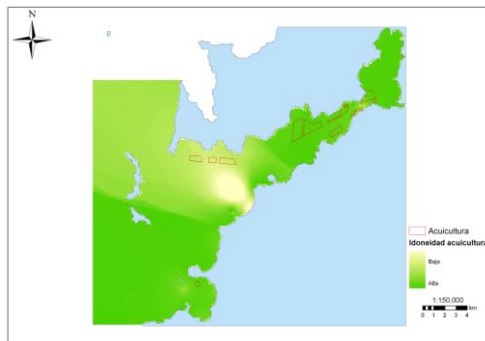


Figura 3. Ejemplo de mapa de idoneidad para la acuicultura en el que se ha asignado mayor importancia a la variable vertidos (peso 0.47) frente al resto de variables. En color amarillo se muestran las áreas de menor idoneidad para la acuicultura, y que están relacionadas con una mayor presencia de vertidos urbanos e industriales.

## 5 DISCUSIÓN

Los criterios seleccionados para el cálculo de idoneidad han sido el solapamiento de determinados usos costeros (transporte marítimo, vertidos urbanos e industriales, localización de puertos, influencia de la proximidad a zonas turísticas, etc). En general existe un alto solapamiento de usos en toda la ría, que reduce la idoneidad para la ubicación de instalaciones acuícolas en zonas cercanas a la costa y/o próximas a rutas de transporte marítimo. Sin embargo, las condiciones ambientales (alta productividad primaria, nutrientes, etc.) hacen de la ría un lugar muy favorable para la instalación de cultivos acuícolas.

Los resultados obtenidos en el modelo sirven de apoyo en el seguimiento y gestión de las áreas actuales de cultivo, ya que informan acerca de la influencia de determinadas variables relacionadas con los usos costeros en el litoral de la ría. El peso o la importancia relativa que cada una de estas variables tendrá sobre las zonas acuícolas será asignada en función de los juicios de valor de los expertos y gestores del litoral, de modo que los resultados obtenidos sean lo más representativos posibles y el mapa de idoneidad resultante se ajuste en la medida de lo posible a la realidad de la dinámica de la ría. El mapa de

idoneidad obtenido de este modo podrá ser validado y testado por medio de su comparación con la ubicación actual de los polígonos acuícolas y la productividad de los mismos, determinando así si las zonas más idóneas obtenidas en el modelo se corresponden con zonas de cultivo actuales con altas tasas de productividad.

Este estudio demuestra que el uso de SIG en la gestión de las zonas acuícolas constituye una herramienta de apoyo a la toma de decisiones y para el análisis del solapamiento de usos en el litoral, y cuyo objetivo es la optimización de los usos de los recursos marinos (Nath *et al.*, 2000). El modelo obtenido constituye una herramienta dinámica e interactiva que permite actualizar, integrar y analizar un gran volumen de información, e incorporar nuevos datos o variables de interés que permitan mejorar la toma de decisiones.

## 6 CONCLUSIONES

El análisis jerarquizado a partir de un Sistema de Información Geográfica ha permitido calcular la idoneidad de la ubicación de instalaciones acuícolas en las aguas costeras de la Ría de Vigo, teniendo en cuenta el solapamiento de usos costeros. El mapa de idoneidad resultante constituye una herramienta interactiva en la que el gestor de la zona costera puede evaluar la importancia que desea asignar a las variables y usos socioeconómicos del litoral, y así poder calcular el impacto de una determinada actividad sobre la idoneidad en la ubicación actual de los polígonos de cultivo.

El modelo obtenido (y su visor web) es una herramienta dinámica que permite la introducción o eliminación de las variables de entrada y el cálculo de la idoneidad de la ubicación de zonas de cultivo a partir de los datos de interés para el estudio de una determinada especie, tipo de cultivo o zona acuícola.

La actual situación en el campo de la información geográfica, con la presencia de herramientas consolidadas de código abierto, existencia de estándares adecuados generados por el OGC y la libre divulgación de la información geográfica al amparo de la difusión de trabajos científicos, proponen un futuro prometedor para este tipo de iniciativas, que permitan establecer puentes y nexos de unión entre el trabajo de tipo científico o técnico y los encargados de las distintas Administraciones en la gestión del medio.

## AGRADECIMIENTOS

El trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto ANCORIM cofinanciado por el Programa Espacio Atlántico de la Unión Europea.

Queremos expresar nuestro agradecimiento a INTECMAR por su colaboración y por los datos aportados para la recopilación de información en la primera fase del proyecto y a José Manuel Parada Encisa por su contribución al planteamiento inicial del trabajo y la cesión de parte de la información geográfica. Los autores agradecen a dos evaluadores anónimos los comentarios y sugerencias sobre una versión anterior del manuscrito.

## BIBLIOGRAFÍA

- Barredo, J.I. 1996. *Sistemas de información geográfica y evaluación multicriterio*, RA-MA Editorial, 261pp.
- Colson, G. y De Bruin, C. 1989. *Models and Methods in Multiple Criteria Decision Making*, Londres, Pergamon, 235pp.
- GESAMP (IMO / FAO / UNESCO / WMO / WHO / IAEA / UN / UNEP Joint Group of Expert on the Scientific Aspects of Marine Pollution) 1996. *The contribution of science to integrated coastal management*, Reports and Studies GESAMP, 61, 66 pp.
- Kutty, M.N. 1987. *Site selection for aquaculture*, United Nations Development Programme Nigerian Institute for Oceanography and Marine Research, Project RAF/82/009, (<http://www.fao.org/docrep/field/003/AC170E/AC170E00.htm>)
- Nath, S.S., Bolte, J.P., Ross, L.G. y Aguilar-Manjarrez, J., 2000. Applications of geographical information systems (GIS) for spatial decision support in aquaculture, *Aquaculture Engineering*, 23, 233–278.
- Parada, J.M. 2007. *Detailed seabed information in integrated coastal zone planning and management – AQUAREG Pilot Study*, Report from the project “Coastal Zone Management – A Common Framework for Sustainable Aquaculture” funded by INTERREG IIIC.
- Pérez, O. M., Telfer, T.C. y Ross L.G. 2005. Geographical information systems-based models for offshore floating marine fish cage aquaculture site selection in Tenerife, Canary Islands, *Aquaculture research*, 36, 946-961.
- Saaty, T. L. 1980. *The Analytic Hierarchy Process*, New York and London, McGraw Hill, 287 pp.
- Saaty, T.L. 1994. *Fundamentals of Decision Making and Priority Theory with the AHP*, Pittsburgh, PA, USA. RWS Publications.
- Vilas, F., Nombela, M. A., García-Gil, E., García-Gil, S., Alejo, I., Rubio, B. y Pazos, O. 1995. *Cartografía de sedimentos submarinos: Ría de Vigo*, Xunta de Galicia, Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura, 40 pp.





# Comparación de los métodos de evaluación multicriterio AHP y OWA para el análisis de la vulnerabilidad de un acuífero detrítico

M.J. García-Soldado y M. Chica-Olmo

Grupo de Investigación RSGIS, Departamento de Geodinámica, Universidad de Granada.

mjosegs@ugr.es, mchica@ugr.es

## RESUMEN

*El estudio de vulnerabilidad de los acuíferos juega un papel importante no sólo en el contexto de la ordenación del territorio sino, igualmente, para la protección de los recursos hídricos subterráneos. La identificación de zonas vulnerables permite el establecimiento de políticas de desarrollo sostenible dirigidas a una gestión integral de los recursos hídricos subterráneos. En aquellas áreas más afectadas por el cambio climático la atención a la prevención y el aprovechamiento de estos recursos es de mayor importancia y motiva la comparación y aplicación de diferentes metodologías destinadas a establecer criterios de vulnerabilidad más objetivos y mejor diferenciados.*

*En este trabajo se presenta la aplicación y comparación de dos aproximaciones metodológicas basadas en técnicas de evaluación multicriterio para el estudio de la vulnerabilidad de un acuífero detrítico, en relación con la contaminación por nitratos del acuífero de la "Vega de Granada". Las dos metodologías aplicadas a la agregación de pesos son el "Analytical Hierarchy Process" (AHP) y el Ordered Weighted Average (OWA).*

*Dos aspectos esenciales se han analizado para la creación de los índices de vulnerabilidad en el acuífero estudiado. De un lado, la elaboración geoestadística de mapas y de otro lado, la transformación de las variables a un intervalo normalizado. Finalmente, se han asignado los pesos por los métodos AHP y OWA y se han comparado los resultados.*

*La aplicación de las metodologías presentadas supone una ventaja para la evaluación de la vulnerabilidad frente a otros métodos clásicos porque tiene en cuenta las particularidades del acuífero estudiado.*

## PALABRAS CLAVE

Sistemas de información geográfica, evaluación multicriterio, vulnerabilidad, geoestadística.

## ABSTRACT

*The study of vulnerability of aquifers plays an important role not only in the context of regional planning but also for the protection of groundwater resources. The identification of vulnerable zones allows the establishment of sustainable development policies aimed at integrated management of groundwater resources. In those areas affected by climate change the focus on prevention and the use of these resources is a priority and motivates the comparison and application of different methodologies to establish more objective and better differentiated criteria of vulnerability.*

*This paper presents the application and comparison of two approaches based on multi-criteria evaluation techniques to study the vulnerability of a detrital aquifer in relation to nitrate contamination*

of the aquifer "Vega de Granada". The two methods applied to the aggregation of weights are the "Analytical Hierarchy Process" (AHP) and the "Ordered Weighted Average" (OWA).

Two key aspects have been analysed for the creation of vulnerability indices in the studied aquifer. On one side, the geostatistical preparation of maps, other side, the transformation of variables to a normalized range. Finally, we have assigned weights by AHP and OWA methods and the results were compared.

The application of the methodologies presented is an advantage for assessing vulnerability to other classical methods because it takes into account the particularities of the studied aquifer."

## KEY WORDS

Geographic information system, multicriteria evaluation, groundwater vulnerability, geostatistic.

## 1 INTRODUCCIÓN

Los modelos basados en conocimiento experto se caracterizan por la aplicación de métodos de combinación o integración de capas de naturaleza supervisada, en los que la aportación o intervención del analista o experto en el dominio de la aplicación resulta esencial e indispensable. Los métodos presentados en este artículo se basan en la lógica difusa para la transformación de variables. Las dos técnicas aquí aplicadas se diferencian en los procedimientos aritmético-estadísticos que se realizan sobre las matrices de evaluación y las prioridades a partir de las cuales se obtiene la evaluación final de las alternativas.

El proceso aquí presentado requiere la transformación de las diferentes unidades de medida en valores comparables (valores byte) y la agregación individual de las diferentes puntuaciones para crear los mapas intermedios y, posteriormente, los mapas finales de vulnerabilidad.

La creación de los factores se ha realizado en base a diferentes capas y, en algunos casos, como combinación de varias. Para cada factor se ha creado un mapa intermedio normalizado y, posteriormente, se han combinado mediante los métodos AHP y OWA. Finalmente, los resultados se han comparado con el mapa de contenido en nitratos del agua subterránea para así calibrar y comprobar la validez de la metodología.

## 2 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO Y DATOS

El área de estudio corresponde al acuífero detrítico aluvial de la Vega de Granada, situado en las depresiones intrabéticas del SE de España (figura 1), en la cuenca del alto Genil y corresponde al depósito aluvial de dicho río y de sus afluentes de cabecera. Este relleno se presenta sobre una superficie de 200 km<sup>2</sup>, llegando a superar, en algunos casos, los 250 m de potencia.

Las aguas de este acuífero muestran una alta concentración de nitratos debido, fundamentalmente, a la intensa actividad agrícola y ganadera, junto con otras actividades antrópicas desarrolladas en la zona. Por este motivo, las autoridades gestoras están particularmente interesadas en la preservación de su calidad, ya que este recurso es una fuente estratégica para situaciones de emergencia.

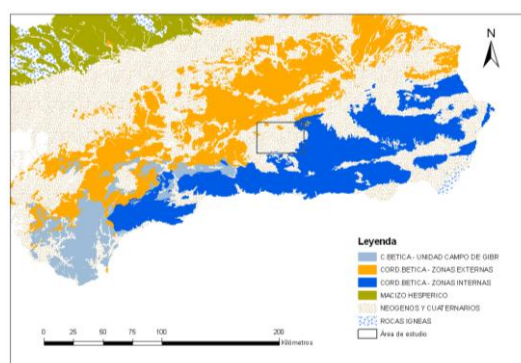


Figura 1. Situación geológica del área de estudio

Los datos utilizados en este trabajo corresponden a diversos muestreos realizados en el acuífero, así como a la recopilación de datos de fuentes como el Instituto Geológico y Minero de España, el Instituto Nacional de Meteorología, la Junta de Andalucía y diversos estudios previos.

## 3 METODOLOGÍA

La construcción de mapas de vulnerabilidad ha requerido tres etapas fundamentales. En primer lugar, la estimación de variables puntuales a mapas continuos a partir de la geoestadística, en segundo lugar, la transformación de las cubiertas de las diferentes variables a un intervalo normalizado por medio de funciones difusas y, por último, la agregación mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG) de las cubiertas por medio de los métodos AHP y OWA.

### 3.1 Geoestadística

Las variables referidas a la vulnerabilidad del acuífero son interpretadas en un contexto topoprobabilístico como variables regionalizadas, donde cada variable se define como una función  $Z(x)$  que da el valor de una característica  $Z$  en un punto del espacio  $x$ . Además de su distribución espacial, la variable regionalizada tiene como características una componente aleatoria y otra estructurada, ambas definidas por la función variograma (Matheron, 1971):

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} E [Z(x) - Z(x+h)]^2 \quad (1)$$

El estimador del variograma experimental se obtiene a partir de la función:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2NP(h)} \sum_{i=1}^{NP(h)} [Z(x_i) - Z(x_{i+h})]^2 \quad (2)$$

donde  $Z(x_i)$  y  $Z(x_{i+h})$  son los valores de la variable observados en  $x$  y a una distancia  $h$  de  $x$ .  $NP(h)$  es el número de parejas de datos distantes  $h$ .

El cálculo y la interpretación del variograma experimental, el ajuste del modelo teórico y la validación de ese modelo son las etapas fundamentales del análisis variográfico. Para llevarlas a cabo es necesario un conocimiento profundo de la variable experimental que nos permita modelizar los valores y llegar a aspectos esenciales de la regionalización de cada variable, ya que la finalidad de este análisis es llegar a obtener un modelo de variabilidad que, mediante el Kriging, permita la estimación de las variables en puntos no experimentales.

El estimador del Kriging es un estimador óptimo e insesgado, ya que cumple las condiciones de minimización del error de estimación  $\sigma_{KO}^2 = E [Z_v - Z_v^{KO}]^2 \rightarrow 0$  y de no sesgo  $E [Z_v] = E [Z_{KO}]$ .

Para cada variable, se ha realizado un análisis variográfico y se ha resuelto el sistema de Kriging, lo que nos da como resultado una cubierta de estimación con un píxel de 250m x 250 m para cada una de las variables.

En la tabla 1 y figura 2 se representan los variogramas experimentales y modelos teóricos ajustados a las variables estimadas para el cálculo de la vulnerabilidad.

### 3.2 Transformación de variables a un intervalo normalizado

La agregación de las diferentes variables ha requerido, en primer lugar, la normalización de las

diferentes unidades de medida a un mismo intervalo con el objetivo de no perder la información de los valores intermedios.

Variable	Modelo	Meseta (C)	Alcance (A) km	Efecto pepita (C <sub>0</sub> )
Piezometría	Gausiano	1200	6,0	15
Ln(T)	Esférico	2,6	7.500	1,5
Precipitación	Esférico	4.200	17.000	50
Impacto ZNS	Esférico direccional	0,4 0,6	3.500 7.000	0,25
Arcillas	Esférico	120	9.500	40
Arenas	Esférico	120	20.000	110
Limos	Esférico	47	3.000	30

Tabla 1. Parámetros del modelo teórico de variograma utilizado para cada variable

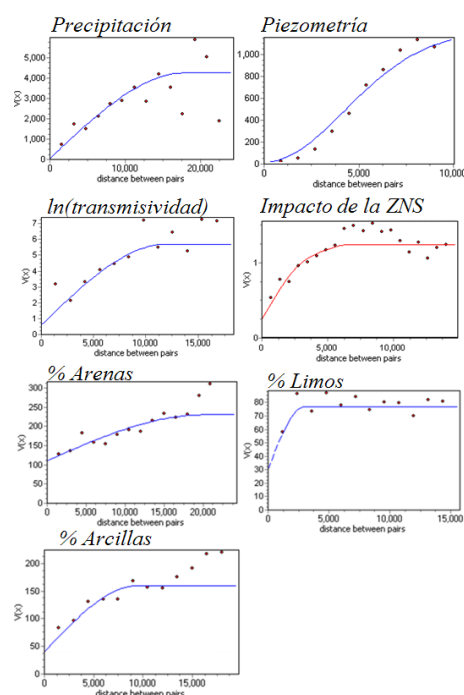


Figura 2. Variogramas experimentales y modelos teóricos de las variables utilizadas.

Esta transformación se ha realizado por medio de funciones difusas, concretamente funciones de pertenencia sigmoideal para asignar valores en el intervalo byte (0-255). Estas funciones están

definidas por cuatro parámetros: a, b, c y d (figura 2) y se definen por la función:

$$\mu(x) = \cos^2 \alpha \quad (3)$$

Así, en el caso de una función sigmoidal decreciente el valor de  $\alpha$  es igual a:

$$\alpha = \frac{x - c \cdot \pi}{d - c \cdot 2} \quad (4)$$

Cuando  $x < c$ ;  $\mu(x) = 1$ . En el caso de una función monótonamente creciente,  $\alpha$  vale:

$$\alpha = \frac{1 - (x - a)}{b - a} \cdot \frac{3}{2} \quad (5)$$

Cuando  $x > b$ ;  $\mu(x) = 1$ .

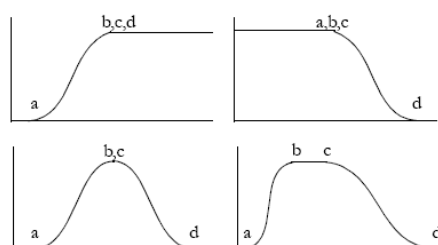


Figura 2. Funciones de pertenencia sigmoidales.

### 3.3 Agregación multicriterio

La evaluación multicriterio es una herramienta de soporte a la decisión muy utilizada en el estudio de problemas de evaluación en los que tienen cabida múltiples criterios. Los criterios pueden ser de dos tipos: factores y restricciones. Los factores son, generalmente, de naturaleza continua y serán los que utilizaremos en este trabajo y las restricciones tienen carácter booleano y, generalmente, afectan a objetos como zonas protegidas, zonas industriales, etc.

En una combinación lineal ponderada, los factores se combinan aplicando un peso a cada uno y una sumatoria para obtener el mapa objetivo.

La asignación de pesos se puede hacer por diversos métodos. Los métodos escogidos en este estudio, AHP y OWA, pertenecen al conjunto de métodos de EMC borrosos según la clasificación de Jankowski (1995).

El proceso analítico jerárquico (Analytical Hierarchy Process o AHP) (Saaty, 1977) permite un enfoque más objetivo que la simple asignación de pesos lineal ponderada, ya que aplica una combinación pareada en la cual sólo dos criterios se consideran a la vez. De este modo, es más probable producir un grupo de pesos robusto (Eastman, 2003).

Una aplicación más allá del típico AHP es la asignación de un segundo grupo de pesos

conocida como sumatoria lineal ordenada ponderada (OWA). En este caso, los pesos no se aplican a ningún factor específico, sino que son aplicados en una base píxel a píxel a las puntuaciones como se determina por su orden de rango a partir de cada localización (píxel). El método consiste en utilizar, además de los pesos de los factores, otra serie de pesos ordenados que controlan cómo se agregan estos factores ponderados. De esta manera, es posible determinar el nivel total de compensación permitido (figura 3).



Figura 3. Triángulo de decisión.

## 4 APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA

Hasta ahora, han sido diversos los métodos desarrollados para evaluar la vulnerabilidad intrínseca de un acuífero y diversos trabajos recogen la comparación de los mismos, fundamentalmente en la aplicación de índices de suma ponderada (DRASTIC, GOD, AVI, EPIK, etc.). Estas comparaciones han mostrado una gran diversidad de resultados y, en muchos casos, en desacuerdo. La causa de estas diferencias radica, en gran parte, en que las aproximaciones clásicas de aplicación de índices según intervalos concretos de valores pueden cambiar completamente el significado del resultado.

Por este motivo, la aplicación de este tipo de metodologías de lógica difusa, combinada con los SIG, es una gran ventaja frente a las aplicaciones clásicas.

Para la aplicación de esta metodología se ha discretizado el acuífero utilizando un tamaño de celdilla de 250 x 250 m e, inicialmente, todos los factores se han estandarizado a un rango 0-255 (nivel byte), el cual provee la máxima diferenciación posible cuando se analizan los datos. Así, el valor 0 se le asigna a las áreas menos vulnerables y el valor 255 a las más vulnerables. De este modo, las diferentes unidades de medida se transforman a unidades comparables utilizando funciones de pertenencia difusa.

El cálculo de la vulnerabilidad se ha realizado con 6 de las 7 variables que incluye el método

DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) (tabla 2). La variable que no se ha utilizado es la naturaleza del acuífero debido a que, a la escala de trabajo, esta variable es homogénea y no aporta información.

Variable	Origen
D – Espesor no saturado	MDT – Resolución a 10 m. Campaña piezométrica IGME en 1980 en 183 puntos
R – Recarga neta	Datos precipitación INM 1980 en 26 estaciones.
S – Tipo de suelo	Campaña de muestreo de suelos en 76 puntos
T – Topografía	MDT – Resolución a 10 m (mapa de pendientes)
I – Impacto de la zona no saturada	Columnas litológicas de sondeos en 220 puntos
C – Conductividad Hidráulica o permeabilidad	Ensayos de bombeo en 45 puntos

Tabla 2. Resumen de los datos origen utilizados.

En la técnica desarrollada por Saaty, los pesos derivan del autovector dominante de una matriz cuadrada recíproca de comparaciones binarias de los criterios. Estas comparaciones entre los pares de criterios establecerán la importancia relativa que un criterio tiene sobre su par, en una escala continua del 1 al 9, donde 1 representa igualdad de importancia y 9 la máxima importancia relativa de una propiedad sobre otra.

#### 4.1 Creación de funciones difusas

Factor D: Espesor no saturado

El cálculo del espesor no saturado del acuífero se ha realizado a partir de las medidas de piezometría de una campaña con 183 puntos, correspondiente a abril de 1980, que coincide con un año de precipitación media en la zona. A partir de estos datos se ha creado una cubierta continua de la piezometría mediante geoestadística. El espesor no saturado se ha obtenido como diferencia entre el modelo digital del terreno de Andalucía de las Consejerías de Obras Públicas y Transportes, Agricultura y

Pesca, y Medio Ambiente de 2005 (generado a partir de fotografías aéreas a escala 1:20.000) y la cubierta estimada mediante krigeaje de la piezometría.

Así, una función sigmoideal monótonamente decreciente se ha aplicado para transformar los valores del espesor no saturado a un rango de valores de 0 a 255. Los puntos de control de la función para esta variable son: 10, donde la función toma valor 1 (es decir, a 10 m de distancia del agua la función toma el valor máximo) y 150 donde la función toma el valor de 0 (a más de 150 m de distancia al agua, la función toma el valor mínimo). Así, valores inferiores a 10 reciben el mismo valor de pertenencia de la función que 1 y valores superiores a 150 el mismo que 0 (figura 4).

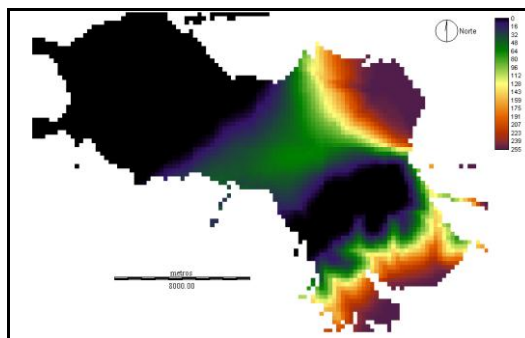


Figura 4. Mapa del espesor no saturado normalizado.

Factor R: Recarga

La recarga del acuífero se produce fundamentalmente por los ríos de cabecera que proceden desde su amplia cuenca vertiente, así como de las infiltraciones de lluvia y riego a través de la densa red de acequias (García Soldado, 2009). Esta recarga no es, en absoluto, despreciable pero sí limitada a los cursos de los ríos y a las acequias y a las zonas de riego por regadío. Debo aclarar que el análisis de la recarga en este caso de estudio no pretende ser un análisis cuantitativo, ya que para esta aproximación sólo interesa la cantidad de agua que puede infiltrarse al acuífero por unidad de píxel en términos relativos, ya que finalmente el mapa final es una normalización. Este tipo de simplificaciones son comúnmente utilizadas en la evaluación SIG de la vulnerabilidad (Uddameri Honnunar, 2007; Gemitzky *et al.*, 2006).

De esta manera, las zonas de regadío se han identificado a partir de la clasificación de la imagen de satélite Landsat TM del 2004 (García Soldado, 2009) y se les ha asignado un valor arbitrario de 125 (vulnerabilidad intermedia).

Como siguiente factor en importancia está la recarga de la precipitación. Así, cada píxel del



área de estudio recibe una cantidad de lluvia. La precipitación media del área de estudio para el año 1980 (año medio) es 367 mm y la desviación estándar es de 92 mm. Estableciendo la condición de que la máxima vulnerabilidad se da para valores superiores a la media más una desviación estándar y la mínima en la media menos una desviación estándar, establecemos los puntos de control para una función monótonamente creciente en 274 y 459 mm.

Para incluir una única imagen, simplificamos el factor de recarga con la suma de los dos mapas obtenidos, ya que la recarga total será la suma de la recarga de precipitación más la recarga por infiltración de regadío. Al realizar la suma, los valores máximos se salen del rango 0-255, por lo que asignamos un valor de 255 a los valores superiores al rango, es decir, máxima vulnerabilidad (figura 5).

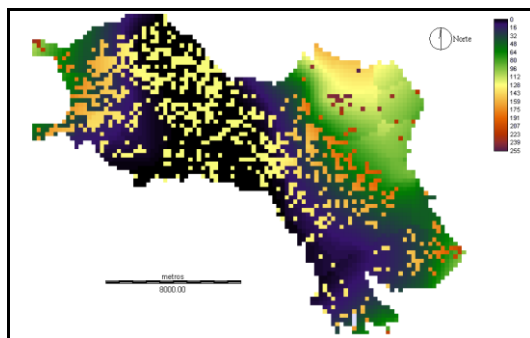


Figura 5. Mapa de recarga normalizado.

#### Factor S: Tipo de suelo

Esta variable es importante en la cantidad de agua infiltrada que llega al acuífero y en el movimiento del contaminante en la vertical a través de la zona no saturada. Cada suelo presenta una vulnerabilidad diferente a la contaminación, que dependerá del tipo de arcilla que lo conforma, su capacidad de hinchamiento, el tamaño de grano que presenta y la materia orgánica del mismo. De manera aproximada, se puede aceptar que a mayor capacidad de hinchamiento y menor tamaño de grano, menor será la vulnerabilidad.

Los suelos de la Vega de Granada están asociados principalmente a depósitos aluviales del río Genil, por lo que su composición es relativamente homogénea, así que la mayor o menor vulnerabilidad en relación a este parámetro estará principalmente ligada a la cantidad de arcillas que contenga el suelo y que actúan como barrera impermeable. De este modo, asignamos una vulnerabilidad baja con un valor arbitrario de 25 a las zonas de textura arcillosa, una vulnerabilidad también baja (75) a los suelos franco limosos, una vulnerabilidad alta

(200) a las zonas de textura franco-arcillo-arenosa, y una vulnerabilidad intermedia (125) al resto de texturas (figura 6).

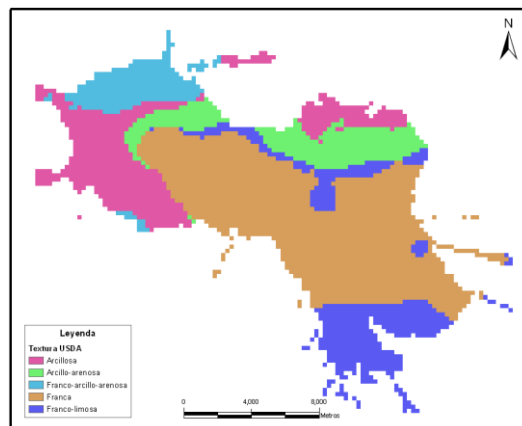


Figura 6. Textura USDA de los suelos.

#### Factor T: Topografía

La topografía de la zona de estudio tiene incidencia en el arrastre del contaminante por la escorrentía superficial o infiltración y en el desarrollo del suelo. Como regla general, cuanto mayor sea la pendiente de la zona, la vulnerabilidad será menor. En la Vega de Granada este parámetro realmente no es demasiado importante, ya que excepto los bordes, se trata de una depresión y por tanto con un relieve homogéneo. La pendiente máxima del área de estudio es de 13%, por lo que cabe comentar que la mayor parte del área tiene una baja pendiente. La función de pertenencia monótonamente decreciente asignada tiene como puntos de control  $c=0$  y  $d=18$  de acuerdo con las directrices indicadas por Martínez Navarrete y García García (2003) (figura 7).

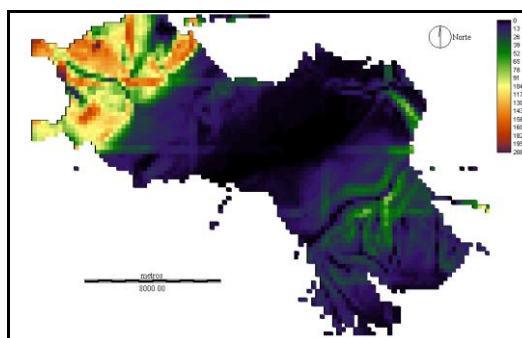


Figura 7. Mapa de la topografía normalizado.

#### Factor I: Impacto de la zona no saturada

Del mismo modo que el suelo, la zona no saturada interviene en los procesos de atenuación de los contaminantes, ya sea producida por biodegradación, por volatilización, o por reacciones químicas, en el transporte del

contaminante y su tiempo de permanencia en la zona y en el desarrollo del suelo. El factor I viene a reflejar el tamaño de grano, el grado de fracturación y la clasificación granulométrica entre otras características. En la Vega de Granada la litología de la zona no saturada, igual que ocurre con los suelos, es de una composición homogénea, por lo que el factor más influyente es el tamaño de grano. El tamaño de grano se ha normalizado a un valor categórico de 6 y ponderado por el espesor de cada una de las columnas. A priori, un menor tamaño de grano significará una menor vulnerabilidad y un tamaño de grano mayor, una mayor vulnerabilidad, por lo que se asignan los valores de  $a=0$  y  $b=6$  a una función de pertenencia monótonamente creciente (figura 8).

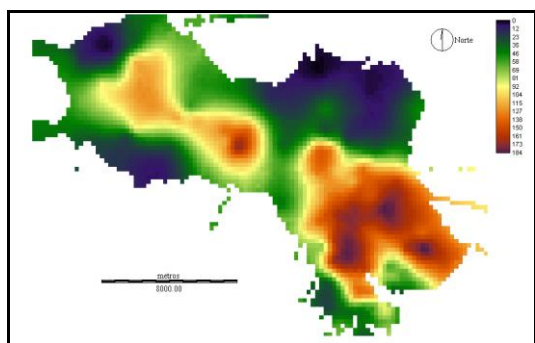


Figura 8. Impacto de la zona no saturada normalizado.

Factor C: Conductividad Hidráulica

La conductividad hidráulica condiciona la velocidad de movimiento del agua y, por tanto, la del contaminante, así como la renovación del agua en el interior del acuífero. De este modo, la vulnerabilidad será mayor cuanto mayor sea la conductividad hidráulica. Esta variable se ha estimado geoestadísticamente a partir de 46 valores de ensayos de bombeo facilitados por el IGME. Los parámetros de control escogidos para esta variable son  $c=10$  (máxima vulnerabilidad) y  $d=100$  (mínima vulnerabilidad) para una función sigmoideal decreciente (figura 9).

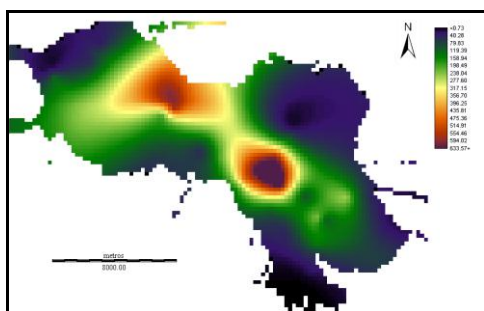


Figura 9. Mapa de Conductividad hidráulica normalizado.

## 5 AGREGACIÓN RESULTADOS

Y

Una vez estandarizados todos los factores a un intervalo común de 0-255 por medio de funciones de pertenencia difusas, se han asignado los pesos a cada factor. Los pesos indican la importancia relativa del factor con respecto a los demás y controlan cómo los factores se compensan entre sí. En otras palabras, el grado en el cual un factor es compensado por otro se determina a partir del peso de esos factores. En el caso de la determinación de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación, los factores con baja vulnerabilidad a la contaminación en una localización dada, pueden ser compensados por otros factores con una alta vulnerabilidad en la misma localización.

En todos los casos, los pesos de los factores deben sumar 1. El método AHP ha sido implementado de modo que cada par de factores es examinado, al mismo tiempo, en términos de importancia relativa (tabla 3). De todas las posibles combinaciones de los dos factores, el módulo de cálculo proporciona un grupo de pesos que suma 1 y el coeficiente CR (consistency ratio).

	D	T	C	R	S	I	Pesos
D	1						0,415
T	1/9	1					0,0366
C	1/3	7	1				0,1928
R	1/9	1/3	1/7	1			0,0255
S	1/5	5	1/3	3	1		0,0802
I	1/3	7	1	9	7	1	0,2499

Tabla 3. Matriz de comparación pareada para la asignación de pesos de vulnerabilidad

Una vez se han aplicado los pesos a los factores originales, los resultados son ordenados de baja a alta vulnerabilidad del acuífero a la contaminación para cada localización. Al factor con la puntuación mínima de vulnerabilidad se le asigna el primer peso de orden; al factor con la siguiente puntuación más alta se le asigna el siguiente peso de orden y así con todos los demás. Esto tiene el efecto de basar los pesos de los factores para cada localización en su rango de valores mínimo (baja vulnerabilidad) a máximo (alta vulnerabilidad). El sesgo relativo de mínimo o máximo de los pesos controla el nivel de riesgo

de la evaluación (Eastman 2003). Además, el grado en el cual los pesos de orden son equitativamente distribuidos en todas las posiciones controla el grado en el cual los pesos de los factores influyen.

Los pesos ordenados (tabla 4) se asignan a cada uno de los factores. Los pesos asignados muestran un nivel moderado de riesgo y una decisión estricta (los tres factores con la máxima puntuación comparten el 70% del peso, mientras los demás están pesados equitativamente). La vulnerabilidad evaluada mediante esta asignación ordenada de pesos (figura 10) presenta tres zonas de máxima vulnerabilidad situadas en los bordes (borde noreste, noroeste y sureste) y la zona de mínima vulnerabilidad se localiza en el área del río Salado. Utilizando los mismos pesos, pero agregando los factores mediante una combinación lineal de pesos (AHP) el mapa resultado (figura 11) tiene una superficie menor de áreas con alta vulnerabilidad y el área de vulnerabilidad alta localizada en el borde noroeste desaparece. Comparando estos dos mapas con la distribución de los contenidos en nitratos del agua subterránea (figura 12) observamos un mejor ajuste mediante el método de los pesos ordenados.

A pesar de este primer ajuste de tipo visual, la realidad es que no encontramos una alta correlación entre las zonas de alta vulnerabilidad con las zonas de elevado contenido en nitratos, debido a que, aunque existan áreas con elevada vulnerabilidad, no existe una contaminación por nitratos. Debemos tener en cuenta que la vulnerabilidad a la contaminación es una propiedad relativa y, por lo tanto, no medible (Gogu y Dassargues, 2000), por lo que estos mapas sólo muestran la probabilidad o el riesgo de que la contaminación llegue a las aguas subterráneas tras la introducción en la superficie del contaminante, por lo que hay que tener precaución al comparar la contaminación observada con los mapas de vulnerabilidad.

<b>Pesos ordenados</b>	0.1	0.1	0.1	0.15	0.2	0.35
<b>Orden</b>	1°	2°	3°	4°	5°	6°

Tabla 4. Pesos ordenados (OWA)

## 6 CONCLUSIONES

A pesar de las diferencias de los mapas obtenidos, los métodos presentados suponen una mejora a los métodos clásicos de evaluación de la vulnerabilidad (DRASTIC, EPIK, GOD, etc.). El método aquí presentado permite una mayor diferenciación para cada una de las variables estableciendo una función lineal (no intervalos

discretos) como método de transformación de los factores. Además, el método AHP permite establecer los pesos de un modo más objetivo mediante una comparación pareada y la agregación mediante los pesos ordenados (OWA) define el nivel de compensación preferido para la agregación de las variables.

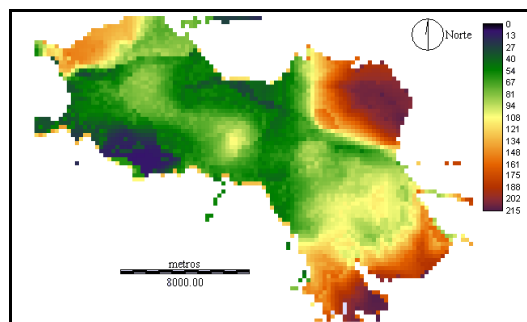


Figura 10. Vulnerabilidad del acuífero (OWA).

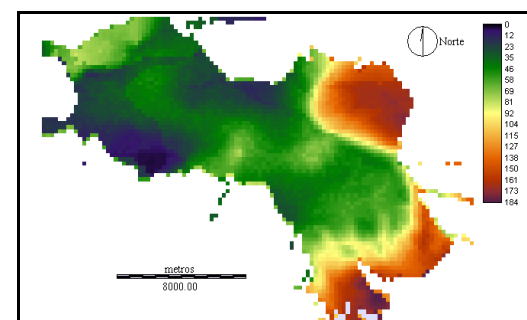


Figura 11. Vulnerabilidad del acuífero (AHP).

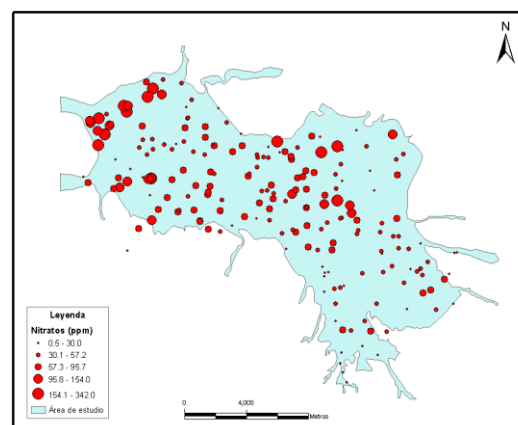


Figura 12. Distribución del contenido en nitratos del agua subterránea.

En el análisis visual de los resultados se identifica al método OWA como el método que mejor se ajusta a la contaminación por nitratos, pues pone de manifiesto la zona problemática localizada al noroeste del área de estudio donde existe una alta contaminación por nitratos.

No obstante, no hay que olvidar que muchas de las inexactitudes y problemas de estos métodos pueden ser solventados con modelos de flujo de aguas subterráneas y de transporte, aunque el conjunto de técnicas es probablemente la mejor manera de obtener un conocimiento completo del acuífero, ya que este tipo de métodos son muy útiles para establecer los posibles asentamientos de actividades humanas, desarrollo urbano y agrario y gestión del agua.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la ayuda del proyecto del Ministerio de Ciencia e Innovación (CGL2010-17629) y de la Junta de Andalucía (Grupo de Investigación RNM122).

## BIBLIOGRAFÍA

- Aller, L. Bennet, T. Lehr, J.H., Petty, R.J. y Hackett, G. 1987. *DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C., 622 pp.
- Eastman, J. 2003. *IDRISI Kilimanjaro. Guide to GIS and Image Processing*, Clark Labs, Clark University, Worcester Massachusetts.
- García Soldado, M.J. 2009. *Metodología basada en SIG para el desarrollo de un Sistema de soporte de decisión en la gestión de la calidad de los recursos hídricos subterráneos de la "Vega de Granada"*, Universidad de Granada, 352 pp.
- Gemitzi, A., Petalas, C., Tsihrintzis, V.A. y Pisinaras, V. 2006. Assessment of groundwater vulnerability to pollution: a combination of GIS, fuzzy logic and decision making techniques, *Environ. Geol*, 49, 653-673.
- Gogu, R.C. y Dassargues, A. 2000. Current and future trends in groundwater vulnerability assessment, *Environ Geology*, 39(6), 549-559.
- Jankowski, P., 1995. Integrating geographical information systems and multiple criteria decision making methods, *International Journal Geographic Information System*, 9(3), 251-273.
- Matheron, G. 1971. *The theory of regionalized variables and its applications*. Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique de Fontainebleau, Fontainebleau, École des Mines de Paris, Fascicule 5, 211 pp.
- Saaty, T.L. 1977. A Scaling Method for Priorities in Hierarchical Structures, *Journal of Mathematical Psychology*, 15, 57-68
- Martínez Navarrete, C. y García García, A. 2003. *Perímetros de protección para captaciones de agua subterránea destinada al consumo humano. Metodología y aplicación al Territorio*, Madrid, IGME, 273 pp.
- Uddameri, V. y Honnunar, V., 2007. Combining Rough Sets and GIS Techniques to Assess Aquifer Vulnerability Characteristics in Semi-Arid South Texas, *Environmental Geology*, 51(6), 931-939.





# Pérdida y redundancia de información en imágenes aeroportadas georreferenciadas sobre zonas de montaña

M. González, E. de Miguel, M. Jiménez y E. Prado

Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial – INTA.

glezlm@inta.es, demiguel@inta.es, jimenezmm@inta.es, pradooe@inta.es

## RESUMEN

*El área de terreno que contribuye a cada píxel (GIFOV) y la distancia entre centros de píxel (GSD) son parámetros importantes a la hora de analizar las imágenes de teledetección. En el caso de imágenes adquiridas desde avión sobre terreno montañoso esos parámetros son especialmente variables y, por tanto, conocer su distribución a lo largo y ancho de la imagen resulta muy conveniente.*

*En el presente trabajo se estudia el efecto del tamaño del píxel de salida sobre el número de muestras perdidas y el número de muestras utilizadas más de una vez para generar la imagen georreferenciada, relacionándolo con el GIFOV y el GSD. Para ello, se han utilizado cuatro imágenes adquiridas por el Área de Teledetección del INTA con los sensores AHS y CASI sobre la Sierra de Guadarrama (Madrid). Sobre estas imágenes se ha aplicado un remuestreo directo por vecino más próximo, utilizando diferentes tamaños de píxel. El análisis realizado revela que los valores de GIFOV para las escenas analizadas varían entre 16 m<sup>2</sup> y 150 m<sup>2</sup>, para el sensor AHS, y entre 2 m<sup>2</sup> y 4 m<sup>2</sup> para CASI. El número de muestras no utilizadas es del orden del 20% y una cantidad similar se utiliza más de una vez en la imagen de salida. Estas cifras varían significativamente al variar el tamaño del píxel de salida.*

*Se hace patente la necesidad de proporcionar al usuario una información detallada sobre la geometría de adquisición y su impacto en la imagen georreferenciada. Y, en el caso de escenas con cambios muy significativos en el tamaño de píxel, puede ser interesante utilizar un método de remuestreo que considere este factor.*

## PALABRAS CLAVE

Teledetección aeroportada, georreferenciación, remuestreo, tamaño de píxel.

## ABSTRACT

*The area contributing to each pixel (GIFOV) and the distance between pixel centers (GSD) are important parameters when analyzing remote sensing imagery. In the case of images acquired from aircraft over mountainous terrain these parameters are highly variable, therefore knowing their distribution across both the length and width of the image is very convenient.*

*In this paper we study the effect of pixel size on the number of lost samples and the number of samples used more than once to generate the georeferenced image, related to the GIFOV and GSD. To do this, we used four images acquired by the Remote Sensing Laboratory of INTA with AHS and CASI sensors on the Sierra de Guadarrama (Madrid). Within these images the nearest neighbour technique has been used using different pixel sizes. The analysis shows that the values for GIFOV vary between 16 m<sup>2</sup> and 150 m<sup>2</sup> for the AHS sensor and between 2 m<sup>2</sup> and 4 m<sup>2</sup> for CASI. The number of samples not used is around 20%, and a similar quantity is used more than once in the output image. These amounts vary significantly by varying the output pixel size.*

*In conclusion, it is important to provide the user with detailed information on the acquisition geometry and its impact on the georeferenced image. And in the case of images with significant changes in pixel size, a resampling method may be of interest to consider in analyzing this factor.*

## KEY WORDS

Airbone sensors, georeferencing, resampling, pixel size.

## 1 INTRODUCCIÓN

La georreferenciación de imágenes hiperespectrales adquiridas desde plataformas aéreas es, a menudo, un paso indispensable para la correcta interpretación y evaluación de los datos. El método es ampliamente conocido (Boardman 1999; Clark *et al.*, 1998; Meyer, 1994; Schlöpfer *et al.*, 1998) y es utilizado para generar imágenes georreferenciadas de numerosos sensores hiperespectrales operativos o en fase de desarrollo (Fernández-Renau *et al.*, 2005; Bårs *et al.*, 1999; Stanz *et al.*, 1998; Wilson *et al.*, 1997; Schlöpfer y Richter, 2002; Müller *et al.*, 2005; Biesemans *et al.*, 2007). Dentro del proceso de georreferenciación, la elección de la resolución de la malla de salida se presenta habitualmente como una decisión sencilla y a menudo a conveniencia incluso del usuario. Sin embargo, es recomendable conocer algunos aspectos geométricos de la formación de la imagen georrectificada que comprometen el resultado final obtenido.

Principalmente existen dos parámetros que proporcionan información sobre la resolución de la imagen georreferenciada. El primero, Ground Instantaneous Field Of View (de aquí en adelante GIFOV), se traduce como el área de terreno que contribuye a cada píxel dentro de la imagen. Por otro lado, el GSD (Ground Sample Distance), o distancia entre centros de píxeles en el terreno, aporta información acerca de la precisión del muestreo de los datos. Ambos intervienen a la hora de elegir el tamaño de píxel del producto final. En principio, si se elige un tamaño de píxel algo superior a la distancia entre centros de píxel, un número de muestras, procedentes de la imagen original, no se utilizará. Si, por el contrario, se elige un tamaño de píxel algo inferior, tal y como recomiendan algunos autores (Schlöpfer, 2002), habrá un número de celdas donde se repetirá la información. La elección posterior de un algoritmo para relleno de píxeles alterará esta situación.

Existen varias razones para la existencia de píxeles perdidos e información redundada en la imagen registrada sobre una malla cartográfica.

i) Existe un cierto grado de redundancia en el

diseño de la adquisición de datos. Esta redundancia permite evitar la existencia de huecos en el registro de la señal del terreno, pero implica que, inevitablemente, en el remuestreo sobre una malla cartográfica regular se ignoren ciertos píxeles.

ii) En la dirección de avance de la plataforma, el recubrimiento del terreno está condicionado por la velocidad y el ángulo de cabeceo de la plataforma y estas variables pueden presentar cambios significativos a lo largo de la imagen.

iii) El tamaño de píxel no es constante en la imagen, pero sí debe serlo en el producto geográfico de salida.

Estos aspectos son especialmente relevantes cuando el terreno sobrevolado posee una topografía abrupta. En estos casos, la elección del Modelo Digital del Terreno utilizado en el proceso de georreferenciación cobra una especial relevancia (Boardman, 1999; Meyer, 1994; Schlöpfer *et al.*, 2003; Beekhuizen *et al.*, 2011). A su vez, los fuertes cambios de altura en el terreno implican una variabilidad en la distribución de GIFOV y GSD tanto a lo largo como a lo ancho de la imagen en función de la topografía de la zona.

Es por esto que se decidió abordar el tema de la elección del tamaño del píxel de la malla de salida y su repercusión en la imagen georreferenciada, para mostrar así la importancia que supone, para el usuario, contar con la mayor información posible sobre los datos antes de abordar cualquier análisis.

En este artículo se muestra la variabilidad de los parámetros descritos utilizando el caso particular de cuatro imágenes aéreas adquiridas en zonas de montaña con los sensores AHS y CASI. Además, se cuantifica el número de píxeles perdidos en el remuestreo desde la imagen original, así como el de redundantes en la imagen de salida, comparando los resultados entre mallas de distintos tamaños. Al tratarse de escenas naturales, con relieves muy variados, y al estudiarse dos sensores muy diferentes, los resultados darán una idea bastante generalizable de la situación esperable para otras imágenes y sensores.

## 2 MATERIAL Y MÉTODOS

### 2.1 Área de estudio

Con una longitud de unos 80 km, una anchura que no supera los 20 km y una dirección suroeste-noreste, la Sierra de Guadarrama forma parte de la división natural entre las mesetas norte y sur que conforman la zona centro de la Península Ibérica.

Este estudio se centra en las zonas centrales de la sierra comprendidas entre las provincias de Segovia y Madrid. Concretamente, se sobrevolaron las inmediaciones del Monte de Abantos y las proximidades de San Lorenzo de El Escorial, los Valles de Valsain y la Fuenfría, el cordal de La Mujer Muerta y la vertiente segoviana de Peñalara junto a La Granja de San Ildefonso. La zona está principalmente poblada por pinos silvestres (*Pinus sylvestris* L.) y cuenta con una orografía complicada, caracterizada por un entramado de valles y cumbres.

### 2.2 Material

Los métodos que se describen a continuación fueron aplicados a cuatro imágenes adquiridas por el Área de Teledetección del INTA, con los sensores hiperespectrales AHS y CASI sobre la Sierra de Guadarrama (Madrid).

El sensor AHS (Airbone Hyperspectral Scanner) (tabla 1) es un sensor de barrido mecánico (whiskbroom scanner) que posee 80 bandas, cubriendo las regiones espectrales VIS/NIR, SWIR, MIR y TIR, cuyos anchos de banda varían según la región.

El sensor CASI 1500i (Compact Airborne Spectrographic Imager) (tabla 2), es un sensor de barrido digital (pushbroom scanner) que cuenta con un total de 288 bandas que cubren las regiones VIS/NIR. Ambos se operan a bordo de la aeronave CASA C-212 del INTA, adecuadamente equipada para realizar campañas de teledetección.

La campaña de vuelo tuvo lugar el 15 de septiembre de 2011. Estuvo compuesta por cuatro pasadas que cubrieron diferentes áreas de interés de la Sierra de Guadarrama, con rumbos alternos de 153° y 333°, coincidentes con el plano solar, con el fin de evitar o, en todo caso minimizar, posibles problemas de iluminación diferencial. Durante la adquisición de los datos se fijaron tanto la velocidad de avance de la plataforma (72m·s<sup>-1</sup>) como la altitud de la misma (2750 msnm), sin embargo, la topografía local produjo cambios importantes en la distancia plataforma-terreno.

#### CONFIGURACIÓN AHS

<b>Adquisición de imágenes</b>	whisk-broom linescanning
<b>Cobertura espectral</b>	VNIR+SWIR+MWIR +LWIR (80 bandas)
<b>FOV/IFOV</b>	1.571 rad (90°)/2.5 mrad
<b>Velocidad de barrido</b>	12.5 revoluciones por segundo
<b>Nº píxeles imagen</b>	750 píxeles por línea
<b>Digitalización</b>	12 bits

Tabla 1. Configuración del sensor AHS durante la campaña de vuelo.

#### CARÁCTERÍSTICAS CASI 1500i

<b>Adquisición de imágenes</b>	push-broom linescanning
<b>Cobertura espectral</b>	VNIR (144 bandas) 380-1050 nm
<b>FOV/IFOV</b>	0.698 rad (40°)/0.49 mrad
<b>Tiempo de integración</b>	22 ms
<b>Nº píxeles imagen</b>	1440 píxeles por línea
<b>Digitalización</b>	14 bits

Tabla 2. Configuración del sensor CASI 1500i durante la campaña de vuelo.

En la tabla 3 se caracteriza la distribución de la elevación del terreno de cada pasada con respecto a la altitud de referencia. Esta altitud corresponde a la elevación media del terreno calculada para la zona de interés de cada escena. Según esto, los resultados obtenidos para los percentiles 5, 50 y 95, ponen de manifiesto la variabilidad en la altitud a lo largo de cada pasada y, en consecuencia, en la distancia plataforma-terreno, antes mencionada.

En total se emplearon 8 imágenes en geometría L1b (radiancia en el sensor calibrada). Además de las imágenes en radiancia, se dispuso de un Modelo Digital del Terreno con un paso de malla de 5 metros, procedente del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA).

## DISTRIBUCIÓN ELEVACIÓN TERRENO

pasada	Href (m)	P <sub>5</sub> (m)	P <sub>95</sub> (m)	P <sub>50</sub> (m)
P02	1200	-244	681	42
P03	1400	-207	574	89
P04	1100	-252	490	-134
P05	1200	-144	975	38

Tabla 3. Distribución de los valores de elevación del terreno en cada pasada con respecto a su altitud de referencia correspondiente ( $H_{ref}$ ). Resultados obtenidos para los percentiles 5, 95 y 50.

También fue necesario disponer de la información referente a los ficheros de navegación de cada sensor, donde queda registrada la geometría de adquisición (localización y altitud de la plataforma) de cada línea de la imagen. Este registro se hace posible mediante la integración de los sensores con un sistema POS/AV™ 410 de Applanix, compuesto por una antena y un receptor GPS, y una Unidad de Medida Inercial (IMU, por sus siglas en inglés) instalada en la cabeza del sensor.

## 2.3 Metodología

### 2.3.1 Cálculo de GIFOV y GSD

En primer lugar se comprobó cómo afecta la topografía del terreno en la generación del producto georreferenciado. Para ello se tuvieron en cuenta las geometrías de observación de cada uno de los sensores, de modo que se formularon ecuaciones para cada uno de los casos, diferenciando entre distancias across track (perpendicular a la dirección de vuelo) (figura 1) y along track (en la dirección de vuelo) (figura 2).

De modo general, el tamaño de un píxel en el nadir se obtendría a partir de (1).

$$D_N = R_N \cdot \tan(\theta_i) \quad (1)$$

Donde  $D_N$  corresponde al tamaño del píxel proyectado en el terreno,  $R_N$  a la distancia plataforma-terreno y  $\theta_i$  al ángulo instantáneo de observación de la distancia  $D_N$ .

Sin embargo, a medida que nos alejamos de la línea central de la imagen, el tamaño de píxel comienza a sufrir deformaciones tanto en la dirección across como along track, llegando a su máximo valor en los extremos de la imagen. Esto quiere decir que la formulación anterior (1) no es válida para aquellos píxeles que no se encuentren en el nadir.

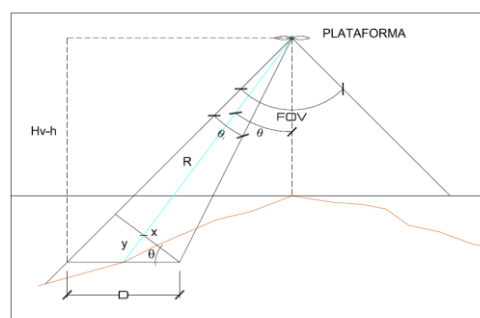


Figura 1. Esquema de la geometría de observación del sensor en la dirección across track.

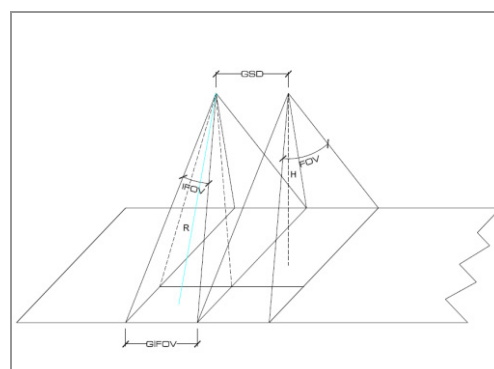


Figura 2. Esquema de la geometría de observación del sensor en la dirección along track.

Según esto, por resolución de triángulos (figura 1), la distancia proyectada en el terreno en la dirección across track vendría dada por la siguiente ecuación:

$$D = (H_V - h) \cdot \theta_i / \cos^2(\theta) \quad (2)$$

Donde  $D$  corresponde al tamaño del píxel proyectado en el terreno,  $H_V$  a la altura de vuelo,  $h$  a la altura del terreno en ese punto,  $\theta_i$  al ángulo instantáneo de observación de la distancia  $D$  en radianes y  $\theta$  al ángulo de observación del sensor, desde el nadir hasta el centro del píxel. Este modelo necesitaría ser corregido de las perturbaciones inherentes al movimiento de la plataforma (*roll* y *pitch*); sin embargo, esta corrección se ignoró, con el fin de simplificar el proceso.

Sustituyendo en (2) se obtienen las ecuaciones correspondientes para el cálculo del GIFOV (3) y el GSD (4) en la dirección across track.

$$GIFOV_{across} = (H_V - h) \cdot IFOV / \cos^2(\theta) \quad (3)$$

$$GSD_{across} = (H_V - h) \cdot SD / \cos^2(\theta) \quad (4)$$

Donde FOV (Field Of View) corresponde al ángulo total de observación de cada sensor, IFOV sería el cociente entre el FOV y el número de píxeles de una línea imagen y SD la distancia entre centros de píxeles, en milirradiantes.

En cuanto a la dirección *along track*, la fórmula derivada de la figura 2 quedaría de la siguiente manera:

$$D = H \cdot \theta_i / \cos(\theta_T/2) \quad (5)$$

Sustituyendo de nuevo en (5) se obtiene el valor para el GIFOV *along track* (6). Sin embargo, estas ecuaciones no son aplicables al cálculo del GSD en la dirección de vuelo, ya que la distancia entre centros, en este caso, corresponde a la distancia entre líneas de barrido. Por tanto, se obtendría un mismo valor de GSD *along track* para cada línea de la imagen y no para cada píxel como en el caso de la dirección *across track*. Según esto, por diferencia de coordenadas entre los centros de dos líneas imagen consecutivas (7), se obtiene la resolución del muestreo en la dirección de vuelo.

$$GIFOV_{along} = (H_V - h) \cdot IFOV / \cos(\theta) \quad (6)$$

$$GSD_{along} = \sqrt{(\Delta_x^2 + \Delta_y^2)} \quad (7)$$

### 2.3.2 Cálculo de píxeles perdidos y redundantes

La segunda parte de este estudio abarca el cálculo de los píxeles perdidos de la imagen original y los redundantes en la imagen final durante el proceso de georreferenciación. Así pues, partiendo de las imágenes L1b, se procedió a la corrección geométrica de las mismas.

Para las imágenes AHS, esta corrección se llevó a cabo mediante el software PARGE (PARAmetric GEocoding), especializado en la ortorrectificación de imágenes procedentes de teledetección aeroportada. Por su parte, el sensor CASI dispone de un paquete de rutinas específicas, distribuido por ITRES, que, de igual modo, permiten la georreferenciación de sus imágenes.

La imagen *raw* posee habitualmente distorsiones severas debido a las variaciones en la altura del terreno y el propio movimiento de la plataforma. El proceso de ortorrectificación utiliza un sistema de trazado de rayos para cada píxel de forma que se obtiene un fichero de geometría, denominado comúnmente IGM (*Input Geometry*

*Map*), que posee coordenadas UTM precisas para cada píxel de la imagen original

Además se obtiene el denominado fichero GLT (*Geometric Lookup Table*) que contiene información sobre la posición que ocupa cada píxel de la imagen original en la malla de salida georreferenciada. Este fichero lleva una codificación asociada (figura 3), de forma que señala si el píxel de salida se rellenará con un píxel original o con un píxel remuestreado:

- Codificación (0): píxeles que no son cubiertos por la imagen georreferenciada.
- Codificación (<0): píxeles que no tienen relación directa entre la imagen original y la imagen georreferenciada,
- Codificación (>0): píxeles con relación directa entre la imagen original y la georreferenciada.

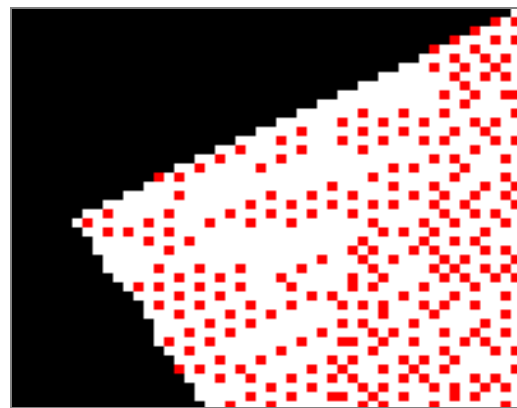


Figura 3. Apariencia del fichero GLT de una de las pasadas. En negro se muestran los píxeles con codificación (0); en blanco los codificados como (>0) y en rojo los codificados como (<0).

Por tanto, el número de muestras perdidas, que no encontraron una correspondencia directa con la imagen final, se obtiene a partir de los píxeles codificados con valores mayores de '0'. Se sabe que cada sensor registra un número fijo de píxeles por línea. La diferencia entre esta cifra y la resultante de contabilizar el número de muestras de cada línea del GLT, correspondería al total de píxeles perdidos de la imagen original.

Para el caso de las muestras redundantes, se calculó el número de "huecos" en el fichero GLT, es decir, aquellos píxeles codificados como '<0'. Todas estas muestras no encontraron una correspondencia directa con la imagen original durante el proceso de georreferenciación, por tanto necesitan ser rellenadas mediante interpolación. La técnica utilizada fue la de vecino más próximo a fin de evitar la asignación de valores espectrales 'artificiales' que nunca han sido medidos.



Estos cálculos fueron aplicados a imágenes con distintas resoluciones espaciales con el fin de comprobar el comportamiento del algoritmo de georreferenciación con respecto a la pérdida y redundancia de información durante el proceso. Así pues, se determinó el tamaño de píxel nominal para cada sensor. Esto es, el tamaño de píxel que mejor se adaptó a la escena teniendo en cuenta los resultados obtenidos en el apartado anterior para cada una de las pasadas. Una vez hecho esto, se establecieron otros dos tamaños de píxel, mayor e inferior al nominal, tanto para AHS como para CASI.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 GIFOV y GSD

El estudio realizado muestra que los valores de GIFOV de las escenas analizadas varían entre 16 m<sup>2</sup> y 150 m<sup>2</sup> aproximadamente para el sensor AHS (tablas 4 y 5). El valor medio resultante es de unos 50 m<sup>2</sup>. Para el caso del GSD los valores oscilan entre 20 m<sup>2</sup> y 75 m<sup>2</sup>, con una media de 35 m<sup>2</sup>. Esto es debido, entre otros factores, a que el ángulo instantáneo de observación (IFOV) y el ángulo entre centros de píxeles no son equivalentes, si no que este último es ligeramente inferior. En la figura 4 se puede observar la distribución de los dos parámetros, en las direcciones *across* y *along track*, para una imagen AHS.

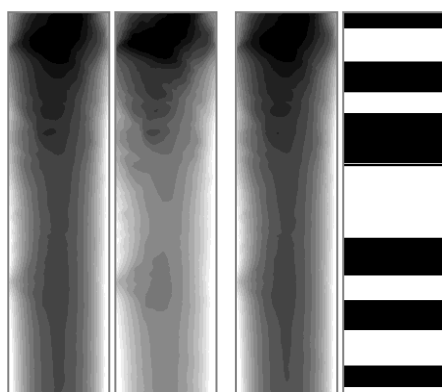


Figura 4. Datos de GIFOV y GSD de la pasada P05, para el sensor AHS. De izquierda a derecha:  $GIFOV_{across}$ ,  $GIFOV_{along}$ ,  $GSD_{across}$  y  $GSD_{along}$ . Los valores más bajos vienen representados por tonalidades oscuras.

Para el sensor CASI los resultados se muestran en las tablas 6 y 7. Los valores son sensiblemente inferiores con respecto al AHS debido a las diferentes características de los sensores en cuanto a la geometría observación. En este caso, los valores de GIFOV y GSD son bastante próximos entre sí, obteniendo unos mínimos de 2 m<sup>2</sup> y 1.4 m<sup>2</sup> y máximos de 4 m<sup>2</sup> y 2.7 m<sup>2</sup> respectivamente. En la figura 5 se muestra

el resultado final obtenido en el cálculo de GIFOV y GSD para una imagen adquirida con el sensor CASI. Las bandas de  $GIFOV_{across}$  y  $GSD_{across}$  son equivalentes, ya que los valores de los ángulos IFOV y SD son coincidentes para CASI.

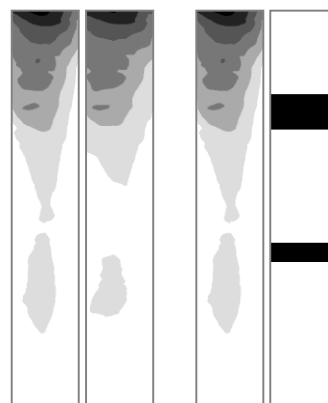


Figura 5. Datos de GIFOV y GSD de la pasada P05, para el sensor CASI 1500i. De izquierda a derecha:  $GIFOV_{across}$ ,  $GIFOV_{along}$ ,  $GSD_{across}$  y  $GSD_{along}$ . Los valores más bajos vienen representados por tonalidades oscuras.

#### 3.2 Píxeles perdidos y redundantes

Como se ha mencionado anteriormente, los cálculos fueron realizados variando el tamaño del píxel de salida. En primer lugar, se estableció como resolución nominal un valor de 6 metros para AHS y 1.5 metros para CASI, aproximándose estas cifras a los valores medios de GSD obtenidos para todas las escenas con cada uno de los sensores. Además, los cálculos se repitieron para unos tamaños de píxel de salida de 5 m y 7 m para AHS y 1.2 m y 1.8 m para CASI.

En la tabla 8 se puede apreciar la variabilidad de los resultados obtenidos para las tres resoluciones con el sensor AHS. Para un tamaño de píxel nominal, el porcentaje de muestras de la imagen original no utilizadas en la imagen georreferenciada es ligeramente similar al de píxeles "huecos" que deberán ser rellenados, posteriormente, entre el 15% y el 20%. Para el tamaño de píxel menor, el porcentaje de píxeles perdidos desciende considerablemente hasta el 3%, frente al 40% de píxeles redundantes. Finalmente, para un tamaño de píxel mayor que el nominal, los resultados anteriores se invierten, obteniendo un 30% de muestras perdidas frente al 10% de píxeles repetidos.

Los resultados para CASI (tabla 8) siguen una distribución muy similar a los obtenidos para AHS, aunque las diferencias entre las distintas resoluciones empleadas son más evidentes, si cabe, para el primero.

RESULTADOS GIFOV AHS						
	GIFOV <sub>across</sub>			GIFOV <sub>along</sub>		
pasada	P <sub>5</sub> (m)	P <sub>95</sub> (m)	P <sub>50</sub> (m)	P <sub>5</sub> (m)	P <sub>95</sub> (m)	P <sub>50</sub> (m)
P02	5.8	12.6	7.8	5.6	9.4	7.4
P03	6.0	12.4	7.8	5.9	9.3	7.3
P04	6.1	13.1	8.1	6.0	9.8	7.6
P05	5.0	12.2	7.6	4.7	9.2	7.1

Tabla 4. Distribución de los valores de GIFOV obtenidos para imágenes AHS. Resultados del cálculo de los percentiles 5, 95 y 50 en las direcciones across y along track.

RESULTADOS GSD AHS						
	GSD <sub>across</sub>			GSD <sub>along</sub>		
pasada	P <sub>5</sub> (m)	P <sub>95</sub> (m)	P <sub>50</sub> (m)	P <sub>5</sub> (m)	P <sub>95</sub> (m)	P <sub>50</sub> (m)
P02	4.8	10.5	6.6	5.7	5.8	5.8
P03	5.0	10.4	6.5	5.7	5.8	5.8
P04	5.1	10.9	6.8	5.7	5.8	5.8
P05	4.2	10.2	6.3	5.7	5.8	5.8

Tabla 5. Distribución de los valores de GSD obtenidos para imágenes AHS. Resultados del cálculo de los percentiles 5, 95 y 50 en las direcciones across y along track.

RESULTADOS GIFOV CASI 1500i						
	GIFOV <sub>across</sub>			GIFOV <sub>along</sub>		
pasada	P <sub>5</sub> (m)	P <sub>95</sub> (m)	P <sub>50</sub> (m)	P <sub>5</sub> (m)	P <sub>95</sub> (m)	P <sub>50</sub> (m)
P02	1.0	1.5	1.4	2.6	3.1	3.0
P03	1.1	1.5	1.3	2.7	3.1	2.9
P04	1.2	1.6	1.4	2.8	3.1	3.0
P05	1.0	1.5	1.4	2.6	3.0	3.0

Tabla 6. Distribución de los valores de GIFOV obtenidos para imágenes CASI. Resultados del cálculo de los percentiles 5, 95 y 50 en las direcciones across y along track.

RESULTADOS GSD CASI 1500i						
	GSD <sub>across</sub>			GSD <sub>along</sub>		
pasada	P <sub>5</sub> (m)	P <sub>95</sub> (m)	P <sub>50</sub> (m)	P <sub>5</sub> (m)	P <sub>95</sub> (m)	P <sub>50</sub> (m)
P02	1.0	1.5	1.4	1.6	1.7	1.7
P03	1.1	1.5	1.3	1.6	1.7	1.7
P04	1.2	1.6	1.4	1.6	1.7	1.7
P05	1.0	1.5	1.4	1.6	1.7	1.7

Tabla 7. Distribución de los valores de GSD obtenidos para imágenes CASI. Resultados del cálculo de los percentiles 5, 95 y 50 en las direcciones across y along track.

RESULTADOS SENSOR AHS				RESULTADOS SENSOR CASI 1500i			
pasada	tamaño píxel (m)	% perdidos	% redundantes	tamaño píxel (m)	% perdidos	% redundantes	
P02	5	2.4	39.6	1.2	7.1	36.7	
	6*	13.0	22.4	1.5*	22.9	17.9	
	7	27.0	11.4	1.8	39.0	6.5	
P03	5	2.0	38.6	1.2	5.8	36.4	
	6*	12.7	21.2	1.5*	21.8	17.5	
	7	27.1	10.4	1.8	38.3	6.3	
P04	5	1.8	42.3	1.2	4.5	39.0	
	6*	11.4	25.0	1.5*	19.2	19.4	
	7	24.9	13.5	1.8	35.4	7.2	
P05	5	3.5	37.9	1.2	5.8	37.0	
	6*	14.1	20.4	1.5*	21.9	18.3	
	7	28.3	9.5	1.8	38.0	6.7	

Tabla 8. Porcentaje de píxeles perdidos y redundantes para los sensores AHS y CASI 1500i.

(\*) Tamaño de píxel nominal calculado de acuerdo a la altura de referencia de cada pasada para ambos sensores.

## 4 CONCLUSIONES

El análisis de los efectos de la georreferenciación de imágenes de teledetección aeroportada en las que el terreno sobrevolado sufre grandes cambios de altura, revela

importantes datos acerca de su impacto sobre la información espectral.

Así pues, las siguientes particularidades han sido confirmadas en este estudio:

- Se ha comprobado que el relieve del terreno y las variaciones en la altitud de la plataforma modifican significativamente las dimensiones de los píxeles de la imagen. Es recomendable tener en cuenta estas variaciones a lo largo y ancho de la imagen tanto al decidir el tamaño de malla de salida como al considerar el área observada por cada píxel en el análisis de los datos.

- Debe considerarse con cuidado esta variabilidad al definir el usuario la altura de referencia para el diseño de la campaña de vuelo. En el caso del CASI, el usuario también deberá considerar este efecto al diseñar la configuración espectral del instrumento, que repercute en el mínimo tiempo de integración recomendable y, por tanto, en la resolución along-track.

- Para una resolución nominal equivalente a la resolución del muestreo (SD) de la imagen original, los porcentajes para píxeles perdidos y redundantes son similares entre sí, en torno al 15% y el 20% respectivamente.

- Cuando el tamaño del píxel de la malla de salida se modifica, los resultados varían sensiblemente con respecto a los obtenidos para la resolución nominal.

Es importante recordar que la pérdida o redundancia de información en las imágenes son hechos intrínsecos a la adquisición y el proceso de los datos hiperespectrales. Además, las cantidades de píxeles perdidos y redundantes están estrechamente relacionadas, siendo imposible minimizar ambas a la vez. El estudio realizado ilustra que se debe optar entre minimizar el número de muestras no utilizadas o el número de píxeles interpolados en la imagen de salida a la hora de elegir la resolución espacial del producto georregistrado. Esta preferencia estará determinada por el tipo de análisis a realizar sobre la imagen, por lo que es una decisión en la que el usuario de los datos deberá tomar un papel activo. En este punto, la información auxiliar sobre la distribución de GIFOV y GSD en la imagen puede ser muy útil.

Los resultados presentados corresponden al uso de un método de remuestreo directo (desde la imagen original a la malla de salida). El uso de métodos inversos, que no son habituales en teledetección aeroportada, presenta una problemática equivalente aunque no se ha estudiado en este trabajo.

## BIBLIOGRAFÍA

Bärs, R., Watson, L. y Weatherbee, O. 1999. AISA as a tool for timely commercial remote sensing, *4th International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition*, Vol.1, 239-246.

Beekhuizen, J., Heuvelink, G. B. M., Biesemans, J. y Reusen, I. 2011. Effect of DEM uncertainty on the positional accuracy of airborne imagery, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 49 (5), 1567-1577.

Biesemans, J., Sterckx, S., Knaeps, E., Vreys, K., Adriaensen, S., Hooyberghs, J., Meuleman, K., Kempeneers, P., Deronde, B., Everaerts, J., Schlöpfer, D. y Nieke, J. 2007. Image processing workflows for airborne remote sensing, *Proceedings 5th EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy*.

Boardman, J. 1999. Precision geocoding of low altitude AVIRIS data: lessons learned in 1998, 8th Annual JPL Airborne Earth Science Workshop, *JPL Publication*, 99-17, 63-68

Clark R.N., Livo, E. y Kokaly, R.F. 1998. Geometric correction of AVIRIS imagery using on-board Navigation and Engineering data, 7th Annual JPL Airborne Earth Science Workshop, *JPL Publication*, 99-21, 57-65.

Fernández-Renau, A., Gómez, J.A. y De Miguel, E. 2005. The INTA AHS system, Sensors, Systems, and Next-Generation Satellites IX, *Proceedings of the SPIE*, Vol. 5978, 471-478.

Meyer, P. 1994. A Parametric Approach for the Geocoding of Airborne Visible/Infrared Spectrometer (AVIRIS) Data in Rugged Terrain, *Remote Sensing of Environment*, 49(2), 118-130.

Müller, R., Holzwarth, S., Habermeyer, M. y Müller, A. 2005. Ortho Image Production within an Automatic Processing Chain for hyperspectral Airborne Scanner ARES, *EARSeL Workshop 3D-Remote Sensing*.

Schlöpfer, D., Schaepman, M. y Itten, K.I. 1998. PARGE: Parametric Geocoding Based on GCP-Calibrated Auxiliary Data, *Imaging Spectrometry IV*, SPIE Vol. 3438, 334-344.

Schlöpfer, D., Schaepman, M. y Strobl, P. 2001. Impact of Spatial Resampling Methods on the Radiometric Accuracy of Airborne Imaging Spectrometer Data, *5th Int. Airb. R. S. Conf. and Exh.*, VERIDIAN, San Francisco / Miami, CD-ROM, pp.8.

Schlöpfer, D., y Richter, R. 2002. Geo-atmospheric processing of airborne imaging spectrometry data. Part 1: Parametric Ortho-Rectification Process, *International Journal of Remote Sensing*, 23(13), 2609-2630.

Schlöpfer, D., Koetz, B., Gruber, S. y Morsdorf, F. 2003. The influence of DEM characteristics on preprocessing of DAIS/ROSIS data in high

- altitude alpine terrain, *3rd Earse/ workshop on Imaging Spectroscopy*, 132-139.
- hyperspectral data, *Canadian Journal of Remote Sensing*, 24 (2), 99-113.
- Staez, K., Szeredi, T. y Schwarz, J. 1998. ISDAS  
- A system for processing/analyzing



# Una metodología multiescala basada en objetos para la determinación automática de áreas de interés

C. Gonzalo<sup>1</sup>, M. Lillo<sup>2</sup>, A. M. García<sup>1</sup> y D. Fonseca<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Dpto. de Arquitectura y Tecnología de Sistemas Informáticos, Facultad de Informática, Universidad Politécnica de Madrid.

<sup>2</sup>Dpto. de Mecanización y Energía, Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción, CHILE.

consuelo.gonzalo@upm.es

## RESUMEN

*En este trabajo se propone una nueva metodología no supervisada para la determinación de regiones de interés. Esta metodología está basada en el paradigma OBIA (Object Based Image Analysis). La hipótesis de partida es que los objetos determinados y caracterizados por ciertos atributos, no solo espectrales, sino también texturales, morfológicos o de contexto, pueden ser utilizados como patrones de entrenamiento de un clasificador. Esta forma de determinar las áreas de interés, facilita la discriminación entre zonas correspondientes a cubiertas espectralmente similares, al no utilizar criterios espectrales exclusivamente. Además, la metodología propuesta permite la determinación de regiones a diferente escala, pudiéndose, por lo tanto, adaptar a los tamaños de los objetos de interés presentes en la escena. Con objeto de mostrar la potencialidad y validez del método propuesto, las regiones de interés se han utilizado como patrones de entrada a un clasificador no paramétrico y los resultados se han comparado con los resultados de clasificación obtenidos cuando dicho clasificador se ha entrenado con un conjunto de patrones de entrenamiento obtenidos de forma manual.*

## PALABRAS CLAVE

OBIA, GOBIA, segmentación, clasificación supervisada, áreas de interés.

## ABSTRACT

*This paper proposes a new unsupervised methodology for the determination of regions of interest. It is based on the paradigm OBIA (Object Based Image Analysis). The hypothesis is that the objects selected and characterized by certain attributes, not only spectral but also textural, morphological or contextual, can be used as training patterns of a classifier. This way of determining the regions of interest, by using not only spectral criteria, facilitates the discrimination between areas corresponding to spectrally similar covers. In addition, the methodology proposed allows the determination of regions at different scales, adapting to the sizes of the objects of interest present in the scene. In order to show the potential and validity of the proposed method, regions of interest have been used as input patterns to a nonparametric classifier and the results have been compared with classification results obtained when the classifier is trained with a set of training patterns obtained manually.*

## KEY WORDS

OBIA, GEOBIA, segmentation, supervised classification, region of interest.

## 1 INTRODUCCIÓN

La elevada cantidad de imágenes de satélite disponibles actualmente, con una resolución espacial cada vez mayor, junto a la necesidad de una explotación más eficiente y eficaz de las mismas, conlleva la demanda de metodologías y herramientas que reduzcan la participación de un operador de las tareas rutinarias involucradas en esta explotación. Ello implicará, además de un importante ahorro, tanto en costes como en tiempo, una reducción de la dependencia de los resultados obtenidos del operador que realice la tarea en un momento dado.

La selección de áreas de interés es una de las tareas rutinarias que habitualmente es realizada manualmente por un operador. En este trabajo proponemos una metodología para llevar a cabo esta selección de una forma no supervisada. Las imágenes de alta resolución espacial, se caracterizan por una alta variabilidad espacial que para el caso de la selección de áreas se traduce en la definición de áreas de interés poco homogéneas y con una baja discriminación espectral entre clases o áreas (Peña-Barragan *et al.*, 2011). Con objeto de reducir estos problemas han surgido en el campo del procesado de imágenes, en general, y de la Teledetección en particular, las conocidas como metodologías OBIA (Object Based Image Analysis) (Blaschke 2010). Estas metodologías interpretan las imágenes no en base a píxeles, sino a los objetos que aparecen en ellas, de forma análoga a como lo hace el Sistema Visual Humano (Blaschke 2008). La identificación de los objetos se basa en características espectrales, texturales, de forma y en información de contexto.

La determinación de los objetos implica un proceso de segmentación que divide la imagen en regiones con características comunes. La segmentación automática de imágenes de satélite es especialmente difícil debido a la complejidad, aleatoriedad e irregularidad de las cubiertas terrestres (Jones y Vaughan, 2010).

La mayoría de los trabajos publicados en la última década en el área de las metodologías OBIA, utiliza el software Definiens (Definiens 2007) para el procesado de las imágenes y más concretamente para llevar a cabo la segmentación de las mismas. Sin embargo, este software presenta, a juicio de los autores, dos importantes inconvenientes; en primer lugar, su alto coste y, en segundo, la necesidad de sintonizar una serie de parámetros que, en la mayoría de los casos, supone un trabajo arduo.

En este sentido, en este trabajo se propone una metodología para la obtención de los objetos que pretende sino obviar, al menos minimizar

todas las dificultades mencionadas. La validación de estos objetos a partir de información obtenida en las campañas de campo, proporciona de forma no supervisada un conjunto de regiones de interés o áreas de entrenamiento que permite obtener resultados de clasificación equiparables o incluso mejores que los proporcionados cuando estas áreas se obtienen manualmente por un operador.

## 2 DATOS Y METODOLOGÍA

### 2.1 Zona de estudio

La zona de estudio es un área agrícola situada en la región de Valparaíso, provincia de los Andes, comuna de Los Andes, Chile.

### 2.2 Datos de Campo

Previamente a la obtención de los datos in situ, se llevó a cabo una planificación previa de la campaña de campo, mediante una inspección visual supervisada por medio de Google Earth. Durante la campaña de campo, además del tipo de cobertura, se recopiló información adicional: estado fenológico de las diferentes cubiertas, altura de la cubierta vegetal y tipo de plantación (marco, en hileras y completa).

Las cubiertas identificadas en la zona de estudio fueron 7: suelo agrícola genérico, cuerpos de agua, edificios y construcciones urbanas, y cuatro tipos diferentes de cultivos (nectarina, parronal, alfalfa y maíz) en diferentes estados vegetativos.

Con los datos registrados, se realizó un catastro de los diferentes tipos de cubierta existentes en el sitio de estudio que permitió disponer de datos verdad-terreno para posteriormente poder realizar la validación de las regiones de interés y de los resultados de clasificación.

### 2.3 Imágenes de satélite

Las imágenes de satélite utilizadas en este trabajo han sido registradas por los sensores ópticos a bordo del satélite Worldview2. Estas imágenes proporcionan una resolución espacial de 2 m en las bandas multiespectrales y de 0.5 en la pancromática, fuera del nadir. La resolución espectral es de 8 bandas: red, blue, green, near-IR, red edge, coastal, yellow and near-IR2 (Digital Globe).

La figura 1 incluye una composición falso color de la escena correspondiente a la zona de estudio. El tamaño de la imagen es de 2048x2048 píxeles, equivalente a un área de 10.485 Ha. Las coordenadas de la esquina superior izquierda de la imagen son (32° 51' 7.91" E, 70° 39' 5.10"W).

La fecha de registro fue el 11 de septiembre de 2011.

## 2.4 Determinación automática de las áreas de interés basada en objetos

La metodología basada en objetos que se propone en este trabajo para la determinación automática de regiones de interés, se ilustra en la figura 2. La información de entrada al proceso, son todos aquellos Datasets que se consideren necesarios para la discriminación entre los diferentes tipos de cubiertas presentes en la escena objeto de estudio, entendiendo por Dataset la distribución espacial de cualquier atributo que pueda aportar información útil sobre las cubiertas a discriminar.



Figura 1. Composición falso color de la escena correspondiente al área de estudio.

Con objeto de reducir la dimensionalidad del problema, y por lo tanto el coste computacional, se lleva a cabo un Análisis de Componentes Principales (ACP), lo que, por otra parte, proporciona una representación simplificada de toda la información a partir de un número reducido de CP, sobre las cuales se realiza un análisis multiescala de los histogramas de cada una de estas componentes, mediante la transformada 1-D Wavelet (Mallat 2000). Este paso permite separar, a diferentes escalas, la señal de fondo del detalle (coeficientes de la transformada). La escala de trabajo se deberá determinar, dependiendo del tamaño de los objetos de interés en nuestra zona de estudio. Los segmentos para cada componente y para la escala seleccionada, se determinan mediante un proceso de umbralización de estos coeficientes. Este proceso permite seleccionar el número mínimo de píxeles que definen un segmento, así como la conectividad de los píxeles, proporcionando, de esta manera, un control sobre los resultados de la segmentación. De esta

forma, se obtiene tantas imágenes segmentadas como CP se hayan considerado. Los segmentos finales se definen como las áreas que son homogéneas para todas las CP. Y mediante la caracterización de estos segmentos con un conjunto adecuado de atributos, se obtienen finalmente los objetos. En este trabajo se han considerado tantos atributos como Datasets de entrada, calculándose cada uno de ellos, como el valor medio de las áreas asociadas a cada segmento:

$$V_j^i = \frac{1}{m_j} \sum_{m_j} Dataset_i \quad (1)$$

$V_j^i$  representa la componente i-ésima del vector de atributos que caracteriza al objeto j-ésimo, el cual está definido por un conjunto de  $m_j$  píxeles.

Las regiones de interés o de entrenamiento, se obtienen mediante la validación de los objetos obtenidos, utilizando un fichero vectorial de la zona, etiquetada a partir de los datos obtenidos en la campaña de campo. En este proceso se reduce considerablemente el número de regiones de interés validadas respecto al número de objetos obtenidos en el proceso de segmentación.

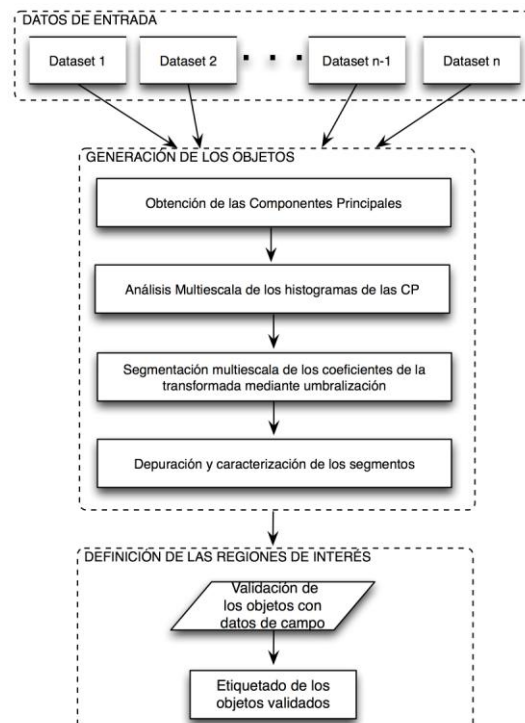


Figura 2. Esquema de la metodología propuesta para la determinación automática de áreas de interés

## 2.5 Evaluación de la calidad de las áreas de interés

Con objeto de evaluar la calidad de las áreas de interés determinadas, se han utilizado como patrones de entrenamiento y validación de un clasificador supervisado no-paramétrico, concretamente los mapas auto-organizativos dinámicos conocidos como Growing Cell Structures (GCS) (Delgado 2007).

## 3 RESULTADOS

### 3.1 Determinación automática de áreas de interés

Los *Datasets* que se han seleccionado para llevar a cabo este trabajo han sido las bandas espectrales de la imagen multiespectral 1, 3 y 6, el mapa de NDVI y un mapa de dimensión fractal de la imagen pancromática, generado con un tamaño de ventana de 15 (Lillo *et al.*, 2011). Los cuatro primeros *Datasets* tienen como objeto caracterizar las cubiertas desde un punto de vista espectral, mientras que el último permite la

caracterización desde un punto de vista textural de dichas cubiertas. En la figura 3 se incluyen las imágenes correspondientes a los 5 *Datasets*.

A partir de este conjunto de datos, se ha llevado a cabo un análisis de componentes principales y se han seleccionado las tres primeras componentes. Cada una de estas componentes ha sido segmentada mediante un proceso de umbralización de los coeficientes Wavelet de sus correspondientes histogramas. Se han realizado diferentes experimentos, en los que se ha variado el nivel de la transformada ( $n=1, 2$  y  $3$ ), así como el tamaño mínimo de los objetos segmentados (25, 50, 75 píxeles). Con los objetos obtenidos en cada uno de los experimentos, se ha llevado a cabo el proceso de validación y etiquetado para la obtención de las áreas de interés correspondientes a las 8 tipos de cubiertas identificadas en la campaña de campo: nectarina en dos estados vegetativos, parronal, alfalfa, maíz, cuerpos de agua, suelo agrícola y edificios y construcciones. Estas áreas se han utilizado en el entrenamiento del clasificador GCS y la posterior evaluación de su precisión

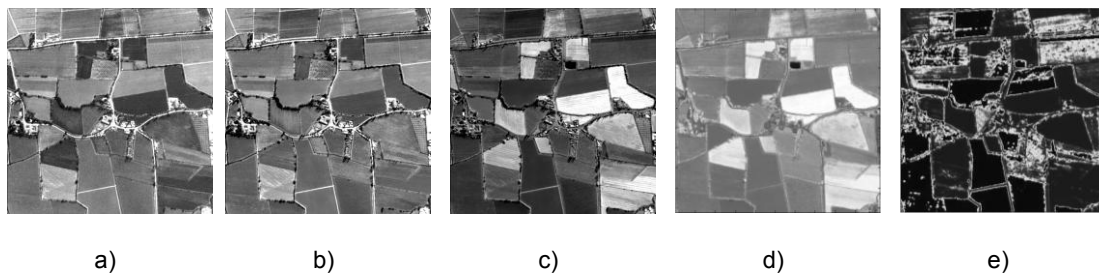


Figura 3. *Datasets* utilizados en el proceso de segmentación: a) Banda 1; b) Banda 3; c) Banda 6; d) Mapa de NDVI y e) Mapa de Dimesión Fractal de la imagen pancromática.

. En la tabla 1, se ha incluido un resumen de estos resultados. Se debe hacer notar que, dependiendo del nivel de la transformada (a mayor nivel, menos detalle), y a partir de un cierto tamaño mínimo de objetos, la metodología propuesta no encuentra muestras para determinadas clases, en concreto aquellas con un porcentaje de presencia en la escena muy bajo, especialmente edificios y construcciones. Así, para  $n=3$  no se obtuvieron muestras de esta clase para ninguno de los tamaños mínimos de segmentos considerados, razón por lo cual no se han obtenido resultados de clasificación para estos experimentos; esto mismo ocurrió para  $n=2$  a partir de un tamaño de 75 píxeles y para  $n=1$  a partir de 100. Para estos casos, el entrenamiento supervisado se ha llevado a cabo con 7 clases. En estas condiciones, para  $n=1$  disminuye la calidad de la clasificación, mientras que para  $n=2$  aparentemente mejora, de acuerdo a los valores de precisión global y del parámetro kappa

obtenidos; sin embargo, un análisis de la Matriz de Confusión y la visualización de la imagen clasificada muestran que los resultados de clasificación no son satisfactorios. La mejor clasificación se ha obtenido para el nivel  $n=1$  y tamaño mínimo de objeto de 75. Para este experimento, se obtuvieron un total de 1049 áreas de entrenamiento de las cuales se utilizaron 933 para la fase de entrenamiento y 116 para la de validación. En la tabla 2 y tabla 4, se muestran la Matriz de Confusión en valores absolutos y en porcentajes y en la figura 4 a) la imagen clasificada. Los valores obtenidos de precisión global y del parámetro kappa son, respectivamente: 0.7414 y 0.6499.

### 3.2 Selección manual de áreas de interés

Con objeto de comparar las prestaciones de la metodología propuesta frente a la metodología



clásica de selección de regiones de interés, se ha llevado a cabo una selección manual de las mismas, apoyándose en la información obtenida en las campañas de campo. Se han seleccionado áreas correspondientes a los 8 tipos de cubiertas ya mencionados. El proceso de selección se ha llevado a cabo controlando la desviación de los niveles de gris en todas las bandas implicadas en la clasificación (1, 3, 5 y 6), así como una adecuada distribución espacial en la imagen. El número total de áreas

seleccionadas fue de 83 que correspondían a un total de 5464 puntos de la imagen, de los cuales 4004 se utilizaron para entrenar un clasificador supervisado no paramétrico GCS y 1460 para validar dicho clasificador una vez entrenado. En la figura 4 b) se muestra el resultado de la clasificación y en la tabla 3 y 5 las Matrices de Confusión correspondientes. Los valores que se obtuvieron para la precisión global y el parámetro kappa fueron respectivamente de 0.7479 y 0.6988.

Nivel	Tamaño mínimo	Nº objetos	Áreas de Interés	Precisión Global	Kappa
1	25	13788	2820	0.7137	0.5799
	50	7588	1507	0.7161	0.5943
	75	5144	1049	<b>0.7414</b>	<b>0.6499</b>
	100	2995	590	0.7321	0.5992
2	25	9278	1559	0.7085	0.5853
	50	5435	1109	0.7387	0.6070
	75	3820	760	0.8082	0.7070

Tabla 1. Resultados de diferentes experimentos de obtención de áreas de entrenamiento de forma automática.

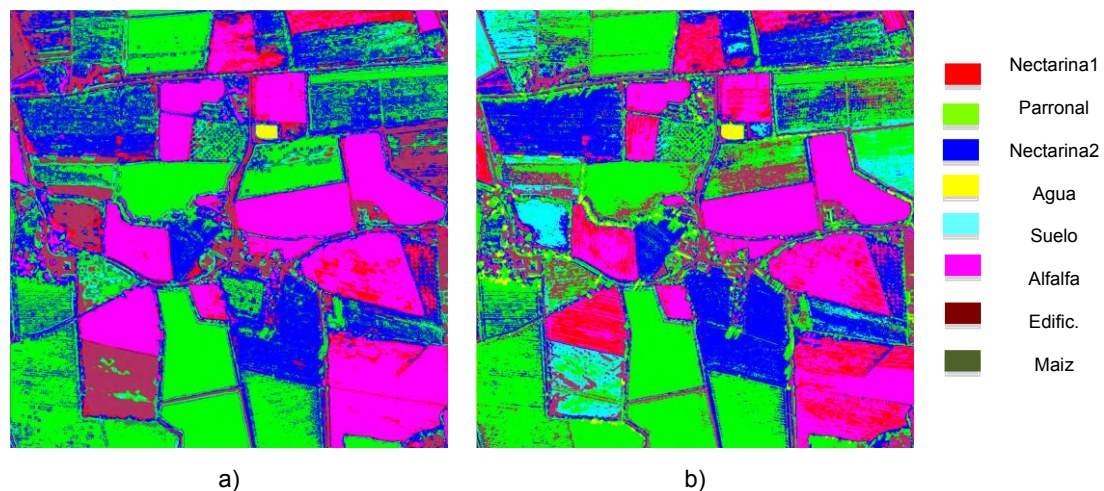


Figura 4. Imágenes clasificadas: a) Selección automática de áreas. b) Selección manual de áreas.

### 3.3 Discusión de los resultados

Los valores de kappa y precisión global obtenidos para las dos clasificaciones mostradas en este trabajo han sido similares, sin embargo, un análisis más detallado de los resultados de clasificación, a través de la imagen clasificada y de las Matrices de Confusión, ha permitido una mejor identificación de las fortalezas y debilidades de la metodología propuesta. En la comparación visual de las dos clasificaciones, se puede apreciar que la clasificación realizada en base a la metodología OBIA, tiene una menor variabilidad que la clasificación basada en la selección manual de las áreas, especialmente en

las parcelas correspondientes a cultivos y en particular en las parcelas de Alfalfa que es el cultivo con mayor cobertura vegetal. Además, en esta clasificación, y de acuerdo a los datos de campo, hay algunas parcelas de Nectarina1 mejor identificadas que en la clasificación de la figura 4 b). Sin embargo, en ella se puede apreciar la discriminación entre suelo (agrícola) y la cubierta correspondiente a edificios y construcciones (Edific) que no se distinguen en la figura 4 a), donde ambas clases aparecen como una sola. Ello puede ser debido a que los atributos que se han utilizado para la definición y caracterización de los objetos estaban orientados a la caracterización de cubiertas vegetales, por lo



que las cubiertas con respuesta espectral “no vegetal” o en un estado vegetativo temprano han resultado peor clasificadas; así como al hecho de que para aquellas cubiertas con una presencia muy baja en la escena, como por ejemplo Edific., el número de muestras utilizadas durante el

proceso de clasificación ha sido demasiado pequeño. En cuanto a la clase Agua, las dos metodologías proporcionan una identificación análoga. También se debe destacar el hecho de que la metodología propuesta, al trabajar a nivel de objeto y no de píxel, reduce las sombras.

## GROUND

GCS	NECTARINA1	PARRONAL	NECTARINA2	AGUA	SUELO	ALFALFA	EDIFIC.	MAIZ	
NECTARINA1	2	0	0	0	0	3	0	0	5
PARRONAL	0	8	10	0	0	0	0	0	18
NECTARINA2	0	5	41	0	1	0	0	0	47
AGUA	0	0	0	1	0	0	0	0	1
SUELO	0	1	0	0	4	0	0	0	5
ALFALFA	4	0	0	0	0	22	0	0	26
EDIFICACIONES	0	0	0	0	0	0	5	0	5
MAIZ	0	6	0	0	0	0	0	3	9
TOTAL	6	20	51	1	5	25	5	3	116

Tabla 2. Matriz de Confusión de la clasificación supervisada llevada a cabo con áreas de entrenamiento seleccionadas automáticamente.

## GROUND

GCS	NECTARINA1	PARRONAL	NECTARINA2	AGUA	SUELO	ALFALFA	EDIFIC.	MAIZ	
NECTARINA1	115	0	0	0	0	13	0	0	250
PARRONAL	0	247	44	0	0	0	21	31	343
NECTARINA2	0	0	261	0	0	0	0	0	261
AGUA	0	0	0	147	0	0	0	0	147
SUELO	0	0	65	0	62	0	24	22	173
ALFALFA	15	0	0	0	0	243	0	0	258
EDIFICACIONES	0	0	0	0	0	0	17	0	17
MAIZ	0	11	0	0	0	0	0	0	11
TOTAL	130	258	370	147	62	378	62	53	1460

Tabla 3. Matriz de Confusión de la clasificación supervisada llevada a cabo con áreas de entrenamiento seleccionadas manualmente.

El análisis de la Matriz de Confusión de la clasificación llevada a cabo con las áreas obtenidas mediante la metodología OBIA, se desvía, en algunas clases, de los resultados observados visualmente. Así, se desprende de esta matriz que aparentemente existe una buena discriminación entre las clases Suelo y Edific., cuando se ha observado que en la clasificación final aparecen como una única clase. De nuevo, la causa de esta desviación puede ser el bajo número de patrones tanto de la fase de entrenamiento como en la de validación, proporcionados por el método

utilizado. Sin embargo, la mejor clasificación de las clases Alfalfa y Nectarina2 que la clasificación realizada con áreas de entrenamiento basadas en píxeles, sí se puede apreciar en el análisis de las Matrices de Confusión. Es preciso hacer notar que estas clases son mayoritarias en la escena, por lo que el número de patrones disponibles era alto. Los errores producidos en las clases Nectarina1 y Parronal pueden ser debidos a que el estado vegetativo de algunas de estas parcelas no es homogéneo.

#### GROUND

GCS	NECTARINA1	PARRONAL	NECTARINA2	AGUA	SUELO	ALFALFA	EDIFIC.	MAIZ	
NECTARINA1	33.33	0	0	0	0	12.00	0	0	45.33
PARRONAL	0	40.00	19.61	0	0	0	0	0	59.61
NECTARINA2	0	25.00	<b>80.39</b>	0	20.00	0	0	0	125.39
AGUA	0	0	0	100.00	0	0	0	0	100.00
SUELO	0	5.00	0	0	80.00	0	0	0	85.0
ALFALFA	66.67	0	0	0	0	<b>88.00</b>	0	0	154.67
EDIFICACIONES	0	0	0	0	0	0	100.00	0	100.00
MAIZ	0	30.00	0	0	0	0	0	<b>100.00</b>	130.00
TOTAL	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

Tabla 4. Matriz de Confusión porcentual de la clasificación supervisada llevada a cabo con áreas de entrenamiento seleccionadas automáticamente.

#### GROUND

GCS	NECTARINA1	PARRONAL	NECTARINA2	AGUA	SUELO	ALFALFA	EDIFIC.	MAIZ	
NECTARIN1	88.46	0	0	0	0	35.71	0	0	124.18
PARRONAL	0	95.74	11.89	0	0	0	33.87	58.49	199.99
NECTARIN2	0	0	70.54	0	0	0	0	0	70.54
AGUA	0	0	0	100.00	0	0	0	0	100
SUELO	0	0	17.57	0	100.00	0	38.71	41.51	197.79
ALFALFA	11.54	0	0	0	0	64.92	0	0	75.82
EDIFICACIONES	0	0	0	0	0	0	27.42	0	27.42
MAIZ	0	4.26	0	0	0	0	0	0	4.26
TOTAL	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.0	100.0

Tabla 5. Matriz de Confusión porcentual de la clasificación supervisada llevada a cabo con áreas de entrenamiento seleccionadas manualmente.

## 4 CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran las ventajas de la metodología propuesta para realizar una selección automática de áreas de interés basada en el paradigma OBIA. Algunas de las ventajas de esta metodología son la independencia de los resultados obtenidos de la intervención de un operador, con el ahorro de coste y tiempo que ello supone. Además reduce considerablemente el número de patrones a procesar, suponiendo así mismo un ahorro de tiempo de cómputo en el procesamiento de los mismos.

Esta metodología ha proporcionado, de una forma no supervisada, un conjunto de áreas de interés que, utilizadas como patrones de entrenamiento y validación de un clasificador supervisado no-parámtrico, ha permitido obtener una imagen clasificada con unos valores de precisión global y del parámetro kappa (0.7414 y 0.6499) similares a los proporcionados

por la metodología clásica (0.7479 y 0.6988). Los resultados de clasificación proporcionados por el método propuesto son mejores para aquellas clases mejor caracterizadas por los atributos elegidos en los experimentos mostrados, lo que hace patente la capacidad de este método para adaptarse a las características de las cubiertas objeto de interés en una imagen en particular.

No obstante, es preciso indicar que la metodología debe ser investigada con mayor profundidad con objeto de solventar las debilidades detectadas. Así por ejemplo, se ha observado que tanto el nivel de la transformada Wavelet, como el tamaño mínimo de los objetos tienen una notable influencia en los resultados obtenidos. En este sentido, para la escena utilizada se ha fijado la escala de trabajo en el nivel 1 de la transformada Wavelet 1-D. Por otro lado, se ha observado que un tamaño demasiado pequeño de los objetos, aumenta el número de

áreas disponibles, pero no mejora los resultados de clasificación, por lo que, para este caso, un tamaño mínimo de objeto de 75 píxeles parece el valor adecuado. En cualquier caso, lo que es recomendable es llevar a cabo una sobresegmentación de la imagen, lo que, por otra parte, favorece la disponibilidad de un número suficientemente alto de objetos que se pueden utilizar como regiones de interés, lo cual también mejorará los resultados de la clasificación.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Fondo de Fomento al Desarrollo Científico y Tecnológico (FONDEF, project number: D0911069) de Chile.

## BIBLIOGRAFÍA

- Blaschke, T., Lang, S. y Hay, G. J. (editors), 2008. *Object-Based Image Analysis: Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications*, Springer Publishing Company, Incorporated, 1 edition.
- Blaschke, T. 2010. Object based image analysis for remote sensing, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65, 2-16.
- Delgado, S., Gonzalo-Martín, C., Martínez, E. y Arquero, A. 2007. Visualizing high-dimensional input data with Growing Self-Organizing maps, *Lecture Notes in Computer Science*, 4507, 580- 587.
- Definiens 2007. *Definiens Developer 7: Reference Book*, Munich, Definiens AG.
- Digital Globe, [http://worldview2.digitalglobe.com/docs/WorldView-2\\_8-Band\\_Applications\\_Whitepaper.pdf](http://worldview2.digitalglobe.com/docs/WorldView-2_8-Band_Applications_Whitepaper.pdf)
- Jones, H. G. y Vaughan, R. A. 2010. *Remote Sensing of Vegetation. Principles, Techniques and Applications*, Oxford University Press, 353 pp.
- Lillo-Saavedra, M., Gonzalo-Martín, C. y Lagos, O. 2011. Toward reduction of artifacts in fused images, *International Journal of Apply Earth Observation & Geoinformation*, 13, 368-375.
- Mallat, S. 2000. *A Wavelet tour of signal processing*. 2<sup>nd</sup> edition, Academic Press, Elsevier.
- Peña-Barragan, J. M., Ngugi, M. K., Richard, E. y Six, J. 2011. Object-based crop identification using multiple vegetation index, textural features and crop phenology, *Remote Sensing of Environment*, 115, 1301-1316.

# Agentes, escenarios y autómatas celulares; modelización espacial para la toma de decisiones en Doñana y su entorno

R. Hewitt<sup>1</sup>, V. Hernández-Jiménez<sup>2</sup> y F. Escobar<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá.

<sup>2</sup>Observatorio para una Cultura del Territorio. Colmenar Viejo, Madrid.

richard.hewitt@uah.es, vero.hj@observatorioculturayterritorio.org, francisco.escobar@uah.es

## RESUMEN

*El parque nacional de Doñana, objetivo del presente estudio, evidencia una tasa de cambio muy elevada en la configuración de los usos del suelo en las inmediaciones del espacio natural protegido. Ello es resultado tanto del aumento de la agricultura intensiva como del desarrollo urbanístico y de las infraestructuras fuera de los límites del espacio protegido. Los cambios detectados son potencialmente peligrosos para los valores naturales que han hecho a Doñana merecedor de las máximas figuras de protección de las que goza; declarado parque nacional en 1969 y Centro del Patrimonio Mundial por la UNESCO en 1994. La modelización de los usos del suelo basada en Autómatas Celulares (AC) nos permite extender las tendencias observadas en las dinámicas de los usos del suelo hasta un horizonte de 25-30 años, generando así escenarios futuros, simulaciones de posibles configuraciones futuras de los usos del suelo. Estos escenarios forman la base para un proceso de discusión y consulta acerca del futuro del espacio natural a partir de talleres participativos con agentes claves del territorio, como agricultores, gestores e investigadores (Palomo et al., 2011). La principal aportación de esta comunicación consiste en los mapas de usos del suelo generados a partir de los escenarios futuros para Doñana con el modelo AC. Hacemos hincapié en el proceso participativo, entendido como parte integrante del propio proceso de modelización, con el objetivo último de contribuir a un futuro más sostenible para Doñana y su territorio.*

## PALABRAS CLAVE

Modelización participativa, autómatas celulares, dinámicas de los usos del suelo, Doñana, escenarios.

## ABSTRACT

*Doñana National Park, object of the present study, demonstrates a very high rate of change in the configuration of land uses in the vicinity of the protected natural area. This is the result of both increased intensive agriculture and urban and infrastructure development outside the boundaries of the protected space. The changes detected are potentially hazardous to the natural values that have made Doñana worthy of the highest level of natural protection that it enjoys, declared a national park in 1969 and World Heritage natural property by UNESCO in 1994. Cellular Automata based land use modelling allows us to extend the trends observed in the dynamics of land use to a horizon of 25-30 years, generating future scenarios, simulations of possible future configurations of land uses. These scenarios form the basis for a discussion and consultation process through participatory workshops with key stakeholders in the territory, such as farmers, managers and researchers, about the future of the landscape (Palomo et al., 2011). The main contribution of this paper consists of land use maps generated from the Doñana future scenarios for the AC model. We emphasize the participatory process, understood as part of the modeling chain itself, with the ultimate goal of contributing to a more sustainable future for Doñana and its territory.*

## KEY WORDS

Participatory modelling, cellular automata, land use dynamics, Doñana, scenarios.

## 1 INTRODUCCIÓN

El Espacio Natural de Doñana (en adelante Doñana), comprende un sistema interconectado de ecosistemas de destacada importancia para la biodiversidad. Fue declarado parque nacional en 1969 y está reconocido como patrimonio de la humanidad por UNESCO desde 1994. Doñana ha sufrido, sin embargo, una grave degradación y pérdidas importantes de grandes extensiones de su marisma, dunas y hábitat litoral desde 1950. Esto ha sido el resultado de la ampliación de infraestructuras turísticas, el aumento de la agricultura intensiva y el establecimiento de áreas de repoblación forestal con especies no nativas, de maduración rápida, como el eucalipto. Estos procesos han contribuido a la sobre-explotación y contaminación de su acuífero. A pesar de la implementación de una serie de medidas, con el objetivo de promover un desarrollo más sostenible para Doñana y su zona de influencia, este importante espacio natural ha continuado degradándose, obligando a replantear el modelo actual económico de “producción y consumo sin límites” (Montes 2007), para apostar por un futuro más sostenible. En la presente comunicación, se presentan resultados del proyecto DUSPANAC (financiado por el Organismo Autónomo de Parques Nacionales en su convocatoria de 2010). Aunque el proyecto se encuentra en su ecuador, ya se han obtenido algunos resultados de interés. Aquí presentamos el proceso seguido en la modelización de los usos del suelo, basada en autómatas celulares (AC), en Doñana. El software empleado en la elaboración del modelo se denomina Metronamica® y ha sido desarrollado por el Research Institute for Knowledge Systems (RIKS), de Maastricht.

## 2 OBJETIVOS DE LA COMUNICACIÓN

La comunicación se articula en 4 secciones:

1. Antecedentes.
2. Metodología, donde se expone el proceso de preparación del modelo AC (calibración), la elaboración de un modelo piloto y la incorporación del proceso participativo en la parametrización y evaluación concurrente del modelo.
3. Resultados de la investigación sobre las dinámicas de cambio dentro del espacio natural con métodos analítico-técnicos y participativos y

utilización del modelo piloto para la creación de futuros escenarios de cambios de usos del suelo dentro del entorno de Doñana.

4. Discusión y conclusiones, con una apreciación de las lecciones aprendidas a partir de la elaboración del modelo AC, la incorporación de procesos participativos y la importancia de los escenarios futuros para apoyar a la toma de decisiones en espacios naturales.

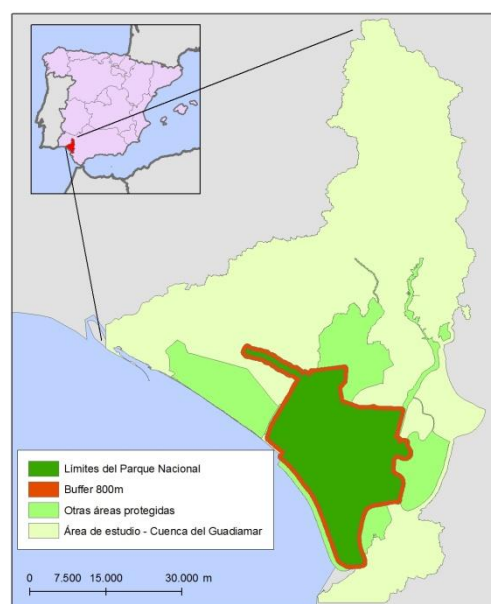


Figura 1. Doñana espacio natural protegido. El modelo piloto, objetivo de esta comunicación, comprende el parque nacional (área verde oscuro), más una zona de amortiguación (buffer) de 800m.

## 3 ANTECEDENTES

### 3.1 Modelización con autómatas celulares en espacios naturales

La aplicación de la técnica de autómatas celulares al modelado geográfico fue propuesta originalmente por Tobler (1979) y, posteriormente, ha sido aplicada en numerosos modelos de crecimiento urbano con el objetivo común de comprender mejor su evolución (Batty 1997; Couclelis 1997; Barredo y Gómez 2008; Cauvin *et al.*, 2010). En los últimos 10 años, la modelización AC de los usos del suelo ha ampliado su enfoque para incluir estudios no-urbanos (p.e. Wickramasuriya *et al.*, 2009), y ha progresado de la descripción pura y explicación de las tendencias de cambio hacia, por ejemplo, trabajos



aplicados a la gestión de recursos naturales y el desarrollo sostenible; (p.e. Lavalle *et al.*, 2004, EEA *et al.*, 2005, Hernández Jiménez y Winder 2006); metodologías integradas para la participación y el apoyo a la toma de decisiones (Kok y van Delden 2009) y la evaluación de riesgos naturales (Barredo y Engelen 2010). Sin embargo, su aplicación al estudio de cambios de ocupación del suelo en el medio natural - aunque véase Moreno *et al.*, (2007) - ha sido generalmente menos profusa que en el ámbito urbano, debido fundamentalmente a las dificultades que entraña modelar unos cambios menos drásticos y rápidos que los encontrados en áreas construidas.

En Doñana, el investigador se encuentra con dos mundos, a menudo enfrentados; el de la conservación, por un lado, y el del desarrollo, por otro. El desarrollo económico-social de la zona se ha basado principalmente en el turismo y la agricultura intensiva. Ello ha transformado la región a lo largo de 60 años, pasando de ser una de las zonas más empobrecidas de España a gozar de un nivel de renta por encima de la media nacional (Montes 2007). A la vez, ha aumentado el reconocimiento de la importancia de Doñana como espacio natural y abastecedor de servicios ecosistémicos, dando paso a medidas dirigidas a su protección. Desafortunadamente, durante el mismo periodo de tiempo, las áreas limítrofes al espacio protegido se han ido degradando, empezando así a sufrir las consecuencias debido a los efectos de proximidad con el área protegida (p.e., véase Muñoz-Reinoso, 2001). Esto demuestra que el modelo actual de gestión, en el que la conservación y el desarrollo se entienden como inevitablemente enfrentados, ha entrado en fase de crisis. Pese a que la causa del problema resulta evidente (un modelo de desarrollo regional guiado por una economía cortoplacista, poco respetuosa con el medio natural), su solución no lo es tanto, debido a la estrecha vinculación existente entre la economía regional y el modo de desarrollo (explotación intensiva de los recursos) que amenaza el espacio natural. En este contexto, discutimos aquí la aportación de la modelización dinámica espacial como una herramienta potente para entender este tipo de complejidad. Su fortaleza en este ámbito se deriva de su capacidad para representar las múltiples perspectivas diferentes que los agentes adoptan y cuyas consecuencias son directas para el territorio. Empezando con un diagnóstico de las pautas de cambio y las amenazas al espacio natural que se les suponen a estos cambios, se aplica el modelo AC conjuntamente con un proceso participativo. Ello ha permitido explorar las posibles futuras consecuencias de estos cambios, llegando así a una serie de

recomendaciones para la ordenación territorial. Si el modelo AC permite la representación de decisiones complejas y mutuamente exclusivas en el espacio geográfico, el proceso participativo asegura que el estudio no deja a un lado la dimensión humana perdiendo así su aplicabilidad al caso real.

### 3.2 Previsión de futuros alternativos para Doñana: modelización de escenarios de usos del suelo

La modelización de los cambios de los usos del suelo nos ofrece una metodología robusta para la proyección de caminos alternativos hacia el futuro a través de la creación de *escenarios futuros*, expresados en forma de mapas de usos del suelo simulados, a través de los cuales se intenta replicar los procesos o dinámicas claves de cambio en el territorio en cuestión. La construcción de escenarios permite la previsión de posibles consecuencias eventuales de procesos de cambio ya en marcha, la valoración de políticas de ordenación del territorio a través de su implementación en un entorno virtual, la evaluación y seguimiento de la sensibilidad de configuraciones de usos del suelo a hipotéticos motores de cambio y la comprobación de la estabilidad de los sistemas sociales y ecológicos (Veldkamp y Lambin 2001). Con una consideración adecuada dentro del entorno de modelización de las dinámicas impulsoras u obstructoras al cambio se pueden plasmar, como escenarios futuros de usos del suelo, las posibles consecuencias en el territorio de los retos a los que se enfrenta el espacio natural. Por lo tanto, la elaboración de escenarios futuros conforma la piedra angular de la modelización de los usos del suelo. Aunque tradicionalmente implementado en ámbitos urbanos, su uso engloba, por ejemplo, la evaluación de los impactos sobre los recursos naturales en Ecuador (Koning *et al.*, 1999), la desertificación en la cuenca del Guadalupe en España (Kok y Van Delden 2009), y la aplicación de los escenarios SRES del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) a Europa (Rounsvell *et al.*, 2006).

La modelización de escenarios es habitual desarrollarla en dos etapas; en la primera, se crean los escenarios en base a una narrativa que pretende expresar los acontecimientos futuros (conocidos como *storylines*) y, a menudo, se lleva a cabo a través de procesos participativos. En la segunda etapa, se incorporan estos escenarios en el modelo dinámico, para su posterior expresión de forma cartográfica como "previsiones" de las posibles configuraciones de los usos del suelo para una fecha futura.

Esta comunicación se centra, principalmente, en la segunda parte de este proceso. Se

presentan los resultados del modelo piloto, en el que se exploró el proceso de representación a través del software de modelización, de tres escenarios desarrollados por el equipo investigador. En las próximas tareas del proyecto DUSPANAC, se incorporarán escenarios más detallados, desarrollados con agentes implicados en la gestión de este territorio (véase Palomo *et al.*, 2011).

### 3.3 El proceso participativo

Hasta la fecha, los métodos no-participativos tradicionales no han conseguido ni frenar la degradación del espacio natural ni unir a los mundos enfrentados. Sin embargo, en los últimos años, ha empezado a extenderse la idea de que *otra Doñana es posible*. Desde la perspectiva de los servicios que aporta (entre otros la regulación de la calidad del aire y del agua, el aprovisionamiento de hábitats y biodiversidad, etc.), tanto desde las actividades ligadas al turismo como al ocio y a la producción de alimentos, están comenzando a verse los beneficios directos de la conservación del medio natural (Montes *et al.*, 2010, Martín-López *et al.*, 2011). Únicamente trabajando, desde abajo hacia arriba, con todos los agentes involucrados en el territorio se podrá conseguir un futuro Doñana que beneficie a todas las partes. Los objetivos comunes para Doñana, un territorio compartido y sostenible, hacen hincapié en la necesidad de una gestión local y consensuada que comprenda todo el espacio natural, en vez de un enclave interior con una protección severa basada en restricciones, con una ordenación tipo *laissez-faire* en su parte externa.

En este proyecto, por tanto, se pretendía involucrar a los agentes conocedores de Doñana en el proceso de modelización, logrando una mayor implicación de dichos agentes territoriales en el modelo, y permitiendo la incorporación de su conocimiento. Como señalan Voinov y Bousquet (2010), el concepto de “consulta” con empresas, ciudadanos, y grupos interesados sobre decisiones medioambientales que les afectan no es algo novedoso. En el caso de la modelización participativa, la participación ha demostrado su validez a lo largo de una trayectoria que se inició con investigaciones como la de Forrester (1961) y Wagner y Ortolando (1975). Aunque aún es demasiado frecuente encontrar procesos, supuestamente participativos, que se han adjuntado *a posteriori* a proyectos ya casi terminados por su “valor añadido”.

Como consecuencia, en el proyecto DUSPANAC se pretendió aplicar el proceso participativo de la manera más amplia posible, involucrando a los agentes, no solamente como

sujetos pasivos en un taller de despedida, sino desde el principio del proceso en la identificación y definición de las dinámicas a modelizar y los parámetros que se deberían incluir en el modelo para poder representarlas. Los beneficios de este método van más allá de una evaluación independiente del trabajo de modelización o, incluso, una mayor divulgación de los objetivos del proyecto. Quizás más importante aún es el hecho de que esta metodología permite al equipo de investigación y a los agentes locales acercarse unos a otros e iniciar un proceso de *shared learning* (formación compartida) e investigación participativa, con una mayor posibilidad de llegar a los objetivos comunes anteriormente señalados (Kok y Van Delden 2009).

## 4 METÓDOS

### 4.1 Modelización de los usos del suelo con Autómatas Celulares (AC)

El software Metronamica® pertenece a una clase de modelos denominados Autómatas Celulares, o AC, debido a su estructura basada en una matriz o rejilla de células, en la cual cada célula tiene asignado un valor. Las células en el modelo tienen autonomía, es decir, son capaces de atraer, repeler u ocupar células en su vecindad, en función de las normas establecidas por el usuario, en un proceso llamado *transición*, permitiendo así que el modelo evolucione paso a paso hasta llegar a configuraciones muy complejas desde estados iniciales muy simples. Se consideran los valores asignados a la matriz de células como categorías de los usos del suelo a través de las cuales es posible simular las dinámicas de transformación del uso del territorio. De esta forma, se obtienen mapas que pueden representar la posible configuración de los usos del suelo en un momento futuro. En el caso concreto del proyecto DUSPANAC se aplicó este sistema para desarrollar un modelo de cambios futuros en los usos del suelo.

### 4.2 Descripción del modelo

En Metronamica, a partir de un mapa inicial de formato raster, en que cada célula está asignada a un uso del suelo, la configuración futura de los usos del suelo será determinada por la susceptibilidad de cada célula para tomar otro valor, es decir, transformarse en otro uso del suelo. Para cada paso del modelo, por lo tanto, es preciso calcular la *potencialidad de transición* (PT) – el potencial para cada célula de cambiar de una categoría a otra. Cuatro variables determinan si una célula es susceptible de cambiar de categoría. Estas variables son: *aptitud* – las condiciones físicas de cada célula para ser ocupadas por una determinada categoría (en Metronamica se consideran típicamente atributos o características

físicas, ecológicas y medio-ambientales); *zonificación* (o aptitud institucional) tales como el nivel de protección para ciertas áreas de valor natural, *accesibilidad*, tal como la proximidad a las principales vías de comunicación y su cualidad para cumplir los requerimientos de movilidad de las actividades asociadas a las diferentes categorías de ocupación y *dinámicas de vecindad* - el comportamiento de las células que rodean a una célula específica, provocando que una célula particular, con un uso del suelo, afecte a la viabilidad de las células vecinas existentes (RIKS, 2011). La potencialidad total de transición se calcula a partir del producto de aptitud, zonificación, accesibilidad y *dinámicas de vecindad*, y para evitar sobre-determinismo se aplica también un parámetro estocástico. Así, donde  ${}^tR_{f,c}$  es *dinámicas de vecindad*,  ${}^tA_{f,c}$  es *accesibilidad*,  ${}^tZ_{f,c}$  es *zonificación*,  ${}^tS_{f,c}$  es *aptitud* y  $\alpha$  es el factor estocástico escogido de la distribución Weibull, el producto de las variables, PT ( ${}^tPf,c$ ) se obtiene a partir de la siguiente fórmula:

$${}^tPf,c = {}^tR_{f,c} * {}^tA_{f,c} * {}^tZ_{f,c} * {}^tS_{f,c} * \alpha \quad (1)$$

La cantidad total de cambio para cada uso del suelo está controlada por la demanda, que se determina a partir de factores exógenos al modelo. En el caso de un modelo urbano, la demanda podría determinarse (por ejemplo) a partir de la relación entre población y expansión urbanística. En el caso de contar con un área no-urbana, como es la zona de estudio del proyecto DUSPANAC, otros factores, como el cambio climático (altas temperaturas y escasez de agua) o el aumento de rentabilidad de ciertos cultivos, por ejemplo cultivos intensivos en regadío, podrían afectar la demanda y, como consecuencia, la configuración final del mapa simulado.

Aunque originalmente el modelo Metronamica se ha desarrollado para simular dinámicas urbanas, se puede adaptar a la simulación de otras clases de transiciones de usos del suelo (como ha sido el caso en este proyecto). Por supuesto, la tarea se complica en el caso en el que los usos modelizados no evolucionan paso por paso. Si, por ejemplo, se trata de simular la ocupación agrícola de sus terrenos colindantes, no presenta ninguna dificultad. De modo contrario, la conversión simultánea de múltiples hectáreas de secano en regadío es difícil de simular a través de las reglas de vecindad. Transformaciones de este tipo se pueden representar en los parámetros de zonificación, aplicando un estímulo activo para regadío sobre la zona de cambio.

### 4.3 Creación de los escenarios futuros

Los escenarios se desarrollaron de manera no lineal a través de calibración y experimentación con el modelo, integrados con talleres puntuales que servían para actualizar tanto a los investigadores como a los participantes e introducir así nueva información. De esta forma, se elaboraron escenarios experimentales o "pilotos" en los que se trataba de representar las dinámicas observadas a través de los análisis previos de cambios de usos del suelo. A través de talleres participativos (figura 2), se investigaron, con los agentes, las mismas dinámicas de cambio y se establecieron los parámetros más adecuados para la modelización del entorno.

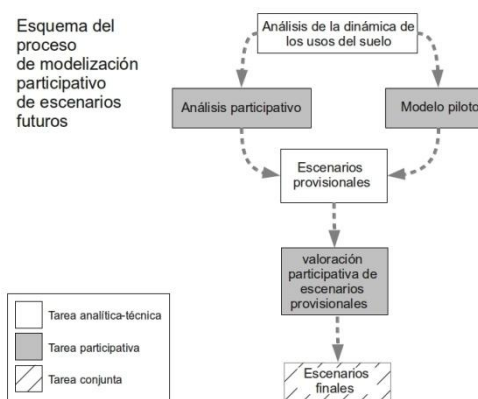


Figura 2. Esquema del proceso de modelización participativo de escenarios futuros.

### 4.4 Metodología participativa

El proceso participativo se basó en la metodología de Investigación Acción Participativa (IAP), un enfoque de reconocida aplicabilidad en el desarrollo rural (Chambers 1983) y la gestión de recursos naturales (Castellonet y Jordan 2002) desde los años 60. La IAP pretende superar la barrera entre investigador/a (sujeto) e investigado/a (objeto de estudio), a fin de implicar a la población local en la propia investigación para solucionar las problemáticas definidas.

A partir de un proceso inicial de identificación de los agentes locales más adecuados (Hewitt et al., 2012 *en prensa*), se celebraron una serie de talleres participativos con el objetivo simultáneo de informar a los participantes sobre el modelo y de recopilar información clave de los agentes para la parametrización del mismo. Aunque se pretendió conseguir la máxima inclusividad posible, en el taller inicial se mantuvo un número de participantes limitado a los que mejor podrían contribuir a alcanzar los objetivos concretos, es decir, la parametrización del modelo, con la posibilidad de aumentar el número y el tipo de

participantes en talleres posteriores. Una de las actividades clave del primer taller participativo consistió en recoger las opiniones de los agentes sobre los cambios de usos del suelo que se han observado en Doñana a partir de los estudios realizados previamente. Con este fin, se llevó a cabo un análisis participativo de las dinámicas observadas, de la siguiente manera:

Por grupos se discutieron las 3 preguntas para cada uno de los 9 ejemplos de las dinámicas expuestas. La información discutida se transfirió de forma escrita y sistemática (en *postits* de colores: amarillo, azul, rosa). La puesta en común del trabajo en grupos se realizó a través de los/las portavoces de cada grupo, quienes se encargaban también de colocar los *postits* de colores, con las decisiones consensuadas, en el papel continuo colgado en la pared. En <http://www.geogra.uah.es/duspanac/taller2.html> puede consultarse una extensiva recopilación de información acerca de este taller.

#### 4.5 La elaboración de escenarios futuros para Doñana

Una vez terminada la calibración del modelo, procedimos a la elaboración de los futuros escenarios de cambios que podrían resultar de las dinámicas observadas en el parque. A través de las dinámicas observadas en el análisis técnico (tabulación cruzada) y participativo (discutidos con los agentes) se elaboraron 3 escenarios futuros de usos del suelo para el parque nacional y su entorno más próximo. Los escenarios desarrollados eran basados en *storylines* muy simples, con el objetivo principal de proyectar, hacia el futuro, las características más destacadas del espacio natural a grandes rasgos para generar discusión y comprobar el funcionamiento del modelo piloto. Aunque el área de estudio modelizado se ampliará apreciablemente en las siguientes fases del proyecto para comprender toda la zona de influencia del espacio natural protegido, para la construcción del modelo piloto y la elaboración de los escenarios provisionales, se mantuvo limitada, considerando solo el parque nacional más una zona limítrofe de 800m. De esta manera, es posible definir y modelizar los cambios que más directamente amenazan al parque en una área pequeña y fácil de manejar, antes de indagar en las complicadas dinámicas de una zona más grande.

##### Escenario 1: *business as usual*

Este escenario es el considerado como base para simular, a 30 años vista, la continuación de las tendencias de cambio observados entre 1990 y 2006. La demanda para 2030 para cada uso se calculó con la diferencia de superficie ocupada

por cada uso entre 1990 y 2006, dividido por el número de años, llegando así a una tasa de crecimiento por año. La tasa de cambio anual se sumó a la tasa de cambio para cada uso en 2006, para llegar a la demanda para 2007. La demanda para 2007 se incrementó por la misma cantidad para calcular la demanda para 2008 y así sucesivamente hasta 2030 (tabla 1). La creación de un escenario base o *business as usual* es habitual y permite conocer las posibles futuras consecuencias sobre el territorio de la simple extensión temporal de las actuales pautas de cambio. Este escenario nos permite conocer dónde se encuentran las zonas más sensibles a este tipo de cambio.

USO	ha 1990	ha 2000	ha 2006	E1 2030	E2 2030	E3 2030
TC	407	407	451	517	781	517
TUD	6	6	6	6	6	6
ZC	53	53	38	15,5	15,5	15,5
IDR	13	65	65	143	455	143
TRP	419	369	351	249	249	249
F	100	241	241	452,5	452,5	2000
MC	0	50	50	125	125	125
MBT	3307	4464	4939	7387	7387	7387

Tabla 1. Demanda para usos dinámicos, según escenarios, E1 = *business as usual*, E2 = *ampliación de núcleos urbanos e infraestructuras turísticas*, E3 = *expansión masiva de frutales*. Véase el anexo I para leyenda de las categorías de usos del suelo.

##### Escenario 2: *Ampliación de núcleos urbanos e infraestructuras turísticas*.

El segundo escenario representa la posibilidad de ampliación urbanística alrededor de los núcleos urbanos actuales, junto con el desarrollo de equipamientos para ocio y uso turístico, (como se ha observado con la aparición de 52 hectáreas entre 1990 y 2000). Este escenario comprende la multiplicación de la demanda anual por un factor de 5 para las categorías TUC e IDR.

##### Escenario 3: *Expansión masiva de frutales*.

Por último, se creó un escenario más extremo, para representar lo que pudiera suceder en el caso de que aumentase la rentabilidad de los



cultivos en regadío comprendidos en la categoría F, es decir, la fruta roja y los cítricos. Aunque la demanda es extremadamente alta (hasta una total de 2000 ha en 2030, aproximadamente 8 veces la demanda anual observada), el objetivo del ejercicio consistía en identificar las ubicaciones más sensibles a esta transformación. Es importante destacar que la utilidad de modelos como este consiste principalmente en la visualización de los posibles resultados o impactos de cambios en el territorio en un futuro momento, no en ofrecer una visión precisa del futuro. Por este motivo, su aplicación más adecuada se encuentra en el ámbito de apoyo a la toma de decisiones, para la consideración en su conjunto de las complejas tendencias producidas por la presión que se ejerce sobre el área protegida relacionada con la *competición* de fuerzas entre los diferentes usos del suelo.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Dinámicas de los usos del suelo

Destacaron los siguientes cambios dentro del parque a base del análisis de tabulación cruzada (tabla 2; anexo I)

Expansión de frutales (F) entre 1990 y 2000 (cultivo intensivo de cítricos y fresa). Los usos cuyas superficies han cambiado más son los Pastizales Naturales (PN) (55 ha), otros cultivos en regadío (TRP) (44 ha), cultivos en secano (TLS) (30 ha) y vegetación esclerófila (VE) (15 ha). Otros cultivos en regadío también aumentaron con correspondientes pérdidas de VE y matorral (MBT). Queda claro que estos cambios representan intensificación agrícola; ha ocurrido en todos los casos fuera de los límites del parque nacional, dentro de una franja de terreno excluida del parque natural. Un área de 50 hectáreas de cultivos en regadío (TRP) en 1990 se ha convertido en mosaico de cultivos (MC) en 2000. Así se puede observar que los usos TRP, PN, TLS y MBT tendrán alta potencialidad de ocupación por F, y que MBT y VE serán vulnerables a ocupación por TRP. Por otra parte, dada la ubicación de las nuevas áreas de cultivo intensivo, la *zonificación* jugará un papel importante en el modelo.

La vulnerabilidad de esta zona al desarrollo de infraestructuras turísticas se evidencia por la construcción de un camping de 52 hectáreas (Instalaciones Deportivas y Recreativas, IDR) entre 1990 y 2000 en una zona de vegetación natural litoral (Vegetación Esclerófila, VE) en una pequeña bolsa de terreno sin protección asociado con el centro turístico costero de Matalascañas. También se puede observar una zona de construcción de 53 hectáreas en el segundo periodo analizado (2000-2006); 15

hectáreas de la cual se han convertido en tejido urbano.

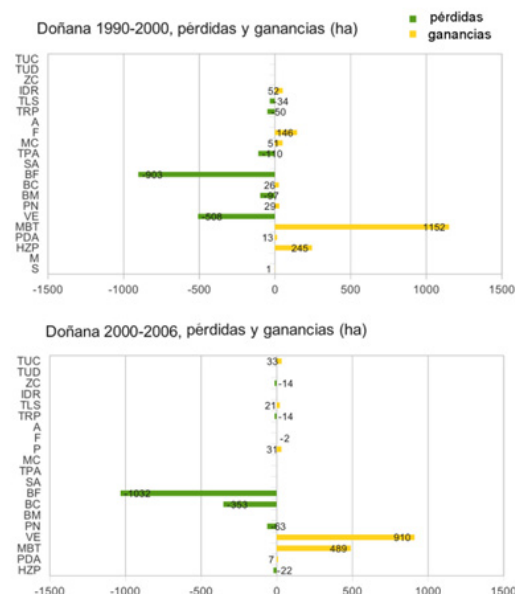


Tabla 2. Resultados de análisis de tabulación cruzada para Doñana parque nacional y buffer 800m. Véase Anexo I para leyenda de las categorías de usos del suelo.

### 5.2 Resultados del proceso participativo

El análisis participativo arrojó luz sobre los motores de cambio (causas y factores impulsores) de una amplia gama de procesos desconocidos a los investigadores. Por ejemplo, la pérdida de varias hectáreas de cultivos de secano a lo largo del corredor del Guadimar se atribuyó a la recuperación de vegetación, ocurrida con posterioridad al vertido minero de Aznalcollar, en 1998. Los agentes también identificaron las acciones específicas de la política agraria común (PAC) de la Unión Europea, responsables del aumento de ciertos cultivos como el arroz. Los agentes expresaron bajos niveles de confianza en algunas de las dinámicas representadas en la cartografía, por ejemplo, humedales e incendios forestales. En el caso de otras dinámicas, como el aumento de cultivos en regadío (tabla 3, figura 3), algunos grupos consideraban que la superficie real de cultivos no estaba adecuadamente representada. Esas dudas, por parte de los participantes del taller sobre la cartografía utilizada en el análisis preliminar y en el modelo piloto, nos confirmó la necesidad de pasar a otra base de datos cartográfica en las siguientes fases del proyecto.



Dinámica 1990-2000	motores de cambio	ganancias y pérdidas	fiabilidad de la información	grupo
Aumento de cultivos en regadío	Coyuntura económica Intereses particulares	ganancias: agricultura ganancias: economía local pérdida de calidad de agua pérdida de usos ambientales	Alto	1
	Escasa rentabilidad de cultivos de secano llegada de nuevos cultivos como: frutos rojos, cítricos, y frutales (todos ellos de regadío)	pérdidas en las niveles del acuífero pérdida de hábitat de secano ganancias en mano de obra, rentabilidad y facturación agrícola	Medio Alto	2
	PAC (ARROZAL) promoción de arranque del viñedo intereses privados	pérdidas de secano y forestal ganancias de agricultura intensiva, olivar, arrozal intensivo y frutos rojos	Las superficie de regadío no está adecuadamente representada	3

Tabla 3. Ejemplo de unas de las 9 dinámicas de cambio analizadas en talleres participativos.

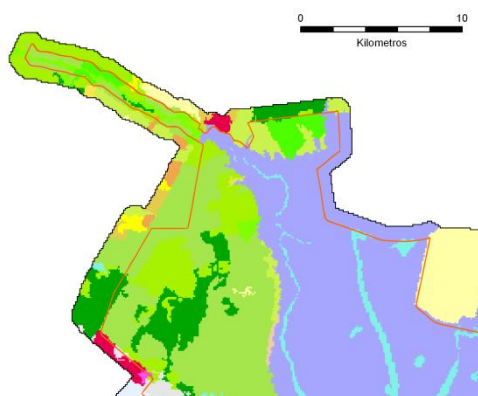


Figura 3. Norte del área del estudio mostrando la zona limítrofe (buffer de 800m) del parque nacional en 2006 (corine land cover). Nótese cómo el área sin protección destaca como una franja de cultivos intensivos (marrón pardo y amarillo). Límite de parque nacional en naranja.

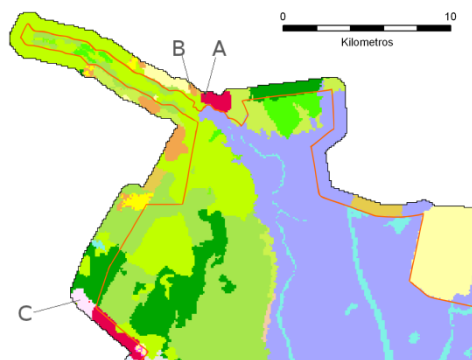


Figura 4: Escenario 1, business as usual 2030. A: ocupación de pastizal por suelo urbano al oeste de El Rocío; B: ampliación del área de cultivo de frutales; C: Expansión de instalaciones deportivas asociadas con el turismo. Límite de parque nacional en naranja.

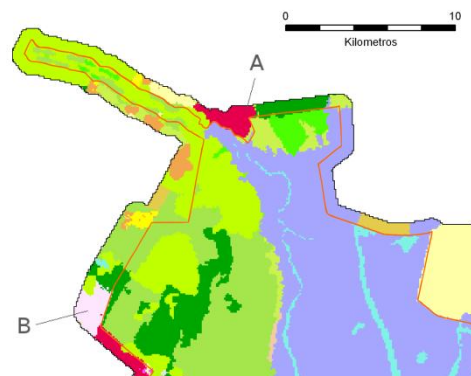


Figura 5. Escenario 2, ampliación de núcleos urbanos e infraestructuras turísticas 2030. A: ocupación de pastizal por suelo urbano en los alrededores de El Rocío; B: ampliación masiva de instalaciones deportivas asociadas con el turismo. Límite de parque nacional en naranja.

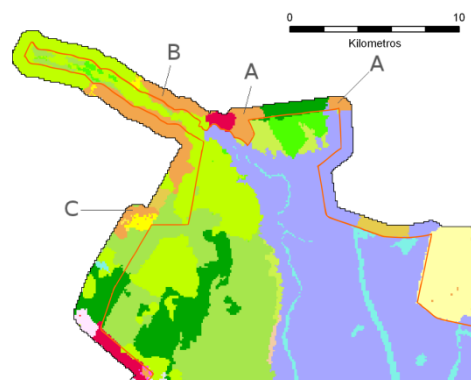


Figura 6. Escenario 3, expansión masiva de frutales 2030. A: ocupación de pastizal por nuevas hectáreas de frutales; B: ampliación masiva de instalaciones deportivas asociadas con el turismo. Límite de parque nacional en naranja.

## 6 CONCLUSIONES Y TRABAJO FUTURO

En las figuras 4-6, se presentan los resultados de la generación de escenarios futuros para el modelo piloto. Como se puede ver, el escenario 1, *business as usual* (figura 4), implica una ampliación del suelo urbano e instalaciones deportivas y recreativas en las áreas limítrofes del parque. Además, esto viene acompañado por una fuerte expansión de las hectáreas de cultivos de frutales. Los escenarios 2 y 3, respectivamente, exploran las consecuencias, para la configuración de los usos del suelo, de un aumento de la presión urbanística y los cultivos en regadío sobre el área limítrofe del parque nacional. Estos escenarios marcan los pasos iniciales de una modelización más elaborada; sin embargo, la comparación de las diferencias entre los mapas, sirve para dar una idea de las consecuencias de

las tres simples *storylines* que se han desarrollado para evaluar el funcionamiento del modelo. De momento, estos escenarios no han sido valorados de manera exhaustiva por la comunidad de agentes, y esto formará parte de la siguiente etapa del proyecto (figura 2). Posteriormente, se procederá a la elaboración de escenarios más realistas con referencia a este trabajo de valoración, en base a trabajos previos con escenarios en Doñana (Paloma *et al.*, 2011). Las respuestas iniciales del primer taller respecto a los datos y metodologías empleados permiten extraer algunas conclusiones interesantes:

1. Para entender las dinámicas del espacio natural protegido es preciso ampliar la zona de estudio hasta tener en cuenta toda la cuenca del río Guadiamar, dado que los procesos de cambio de los usos del suelo que tienen lugar en la cuenca influyen en el conjunto de ecosistemas abarcados por el Espacio Natural de Doñana.
2. Sin la protección otorgada por las figuras de protección, la configuración de los usos del suelo tiende a una explotación aún más intensiva que lo actual, puesto que todavía quedan amplios lugares aptos para la intensificación, incluso en la franja del parque nacional.
3. Algunas de las dinámicas cartografiadas son poco fiables en opinión de los agentes. Teniendo estas preocupaciones en cuenta, pasaremos a emplear otra base de datos de mayor escala y nivel de detalle (Moreira 2007), que refleja mejor las particularidades del espacio natural.

La combinación de procesos participativos con tareas analíticas-técnicas para la elaboración de un modelo basado en Autómatas Celulares ofrece una oportunidad única de estudiar el territorio desde el punto de vista de las dinámicas de cambio de uso del suelo. Las proyecciones futuras esbozadas en tres escenarios distintos constituyen el primer paso hacia una serie de recomendaciones para la mejora de la gestión del territorio. Confluyendo así los procesos participativos y la modelización dinámica espacial se permite el desarrollo de sistemas de apoyo a la toma de decisiones muy potentes, en los que nuevas políticas de zonificación o tendencias de cambio observadas a partir de trabajos de seguimiento en el espacio natural pueden ser evaluadas para averiguar sus impactos a largo plazo.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer al Organismo Autónomo de Parques Nacionales (OAPN) la financiación recibida para acometer este proyecto. Agradecemos también a los miembros del laboratorio de socio-ecosistemas de la Universidad Autónoma de Madrid, por su

imprescindible ayuda en este proceso participativo y a Jaime Díaz Pacheco, de la Universidad Complutense de Madrid, por sus comentarios sobre esta comunicación. Por último, queremos agradecer a los incansables participantes de los talleres por compartir con nosotros su conocimiento para avanzar en el estudio de Doñana.

## BIBLIOGRAFÍA

- Barredo, J. I. y Gómez Delgado, M., 2008. Towards a set of IPCC SRES urban land-use scenarios: Modelling urban land-use in the Madrid region, En Paegelow, M. & Camacho Olmedo, M. T. (Eds.) *Modelling Environmental Dynamics*, Springer.
- Barredo, J. y Engelen, G. 2010. Land Use Scenario Modeling for Flood Risk Mitigation, *Sustainability* 2, 5, 1327-1344.
- Batty, M. 1997. *Cellular automata and urban form: A primer*. J. Am. Plan. Assoc. 63 (2), 266-274.
- Castellanet y Jordan 2002. *Participatory Action Research in Natural Resource Management: A Critique of the Method Based on Five Years' Experience in the Transamazônica Region of Brazil*, Taylor & Francis.
- Cauvin, C., Escobar, F. y Serradj, A. 2010. *New Approaches in Thematic Cartography*, Londres, ed. Wiley-ISTE, 320 pp.
- Chambers, R., 1983. *Rural Development: Putting the last first*, Londres, Longmans.
- Couclelis, H., 1997. From cellular automata to urban models: A new principle for model development and implementation. *Environ. Plan. B*, 24, 165-174. SIG
- EEA. 2006. *Urban sprawl in Europe - the ignored challenge*, EEA Report No 10/2006. De: [http://www.eea.europa.eu/publications/eea\\_report\\_2006\\_10](http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2006_10). Marzo 2012
- Forrester, J.W., 1961. *Industrial Dynamics*, Cambridge, MA, MIT Press, Pegasus Communications.
- Hernández Jiménez, V., y Winder, N. 2006. *Running experiments with the Madrid Simulation Model*, Workpackage 5, Proyecto TiGrESS, Informe Final, Newcastle upon Tyne.
- Hewitt, R, Hernández-Jiménez, V., Encinas, M. y Escobar, F., 2012. Land use modelling and the role of stakeholders in natural protected areas: the case of Doñana, Spain, In: R. Seppelt, A.A. Voinov, S. Lange, D. Bankamp (Eds.) *Proceedings of the 2012 International Congress on Environmental Modelling and Software: Managing Resources of a Limited Planet*, Leipzig, Germany

- Kok, K., H. y van Delden, 2009. Combining two approaches of integrated scenario development to combat desertification in the Guadalentín watershed, Spain, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 36(1), 49-66.
- de Koning, G.H.J., Verburg, P.H., Veldkamp, A. y Fresco, L.O., 1999. Multi-scale modelling of land use change dynamics in Ecuador, *Agricultural Systems*, 61 (2), 77-93.
- Lavalle, C., Barredo, J. I., McCormick N., Engelen, G., White, R. y Uljee, I. 2004. *The MOLAND model for urban and regional growth forecast: A tool for the definition of sustainable development paths*, DG-JRC, Ispra, EUR 21480 EN
- Martín-López, B., García-Llorente, M., Palomo, I. y Montes, C. 2011. The conservation against development paradigm in protected areas. Valuation of ecosystem services in the Doñana social-ecological system (SW Spain), *Ecological Economics*, 70, 148.
- Montes, C. 2007, Construir Resiliencia para Doñana en un mundo cambiante. *Revista Sostenible* 35, 14-15,
- Montes, C., Gómez, E., Lomas, P., Martín, B., Sastre, S. y Zorrilla, P. 2010. Hacia una visión compartida del desarrollo sostenible en Doñana. *II Plan de Desarrollo Sostenible de Doñana*, WWF y Junta de Andalucía.
- Moreira, J. 2007, Serie cartográfica escala 1:25.000, Junta de Andalucía, De: REDIAM, [www.juntadeandalucia.es/medioambiente/rediam](http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/rediam), septiembre 2011
- Moreno, N., Quintero, R., Ablan, M., Barros, R., Dávila, J., Ramírez, H. y Tonella, G. 2007. Biocomplexity of deforestation in the Caparo tropical forest reserve in Venezuela: An integrated multi-agent and cellular automata model, *Environmental Modelling & Software*, 22(5), 664-673
- Muñoz-Reinoso, J.C. 2001. Vegetation changes and groundwater abstraction in SW Donana, Spain, *Journal of Hydrology*, Elsevier
- Palomo, I., Martín-López, B., López-Santiago C. y Montes, C. 2011. Participatory Scenario Planning for Natural Protected Areas management under ecosystem services framework: the Doñana social-ecological system, SW, Spain, *Ecology & Society*, 16:23.
- RIKS B.V., 2011. Documentación Metronamica. De: <http://www.riks.nl/resources/documentation/Metronamica%20documentation.pdf>, March 2012
- Rounsevell M.D.A., Reginster I., Araujo M.B., Carter T.R., Dendoncker N., Ewert F., House J.I., Kankaanpää, S., Leemans, R., Metzger, M.J., Schmit, C., Smith, P. y Tuck G. 2006. A coherent set of future land use change scenarios for Europe, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114 (1), 57-68.
- Tobler, W. 1979. Cellular Geography, En *Philosophy in Geography*, editado por S. Gale y G. Olsson, Dordrecht, Reidel, pp 379-386.
- Veldkamp, A. y Lambin, E.F. 2001. Predicting land-use change: editorial, *Agriculture, ecosystems and environment*, 85 (2001)1-3, 1-6.
- Voinov, A. y Bousquet, F. 2010. Modelling with stakeholders, *Environmental Modelling & Software*, 25, 1268.
- Wagner, T.P., y Ortolando, L. 1975. Analysis of new techniques for public involvement in water planning, *Water Resources Bulletin* 11 (2), 329-344.
- Wickramasuriya, R. C., Bregt, A. K., van Delden, H. y Hagen-Zanker, A. 2009. The dynamics of shifting cultivation captured in an extended Constrained Cellular Automata land use model, *Ecological Modelling*, 220(18), 2302-2309.

## ANEXOS

### Anexo I – Usos del suelo empleado en el estudio, según corine land cover, 1990-2006)

<b>TUC</b>	Tejido urbano continuo
<b>TUD</b>	Tejido urbano discontinuo
<b>ZC</b>	Zonas en construcción
<b>IDR</b>	Instalaciones deportivas y recreativas
<b>TLS</b>	Tierras de labor en secano
<b>TRP</b>	Terrenos regados permanentemente
<b>A</b>	Arrozales
<b>F</b>	Frutales
<b>P</b>	Praderas
<b>MC</b>	Mosaico de Cultivos
<b>TPA</b>	Terrenos principalmente agrícolas
<b>SA</b>	Sistemas agroforestales
<b>BF</b>	Bosques de frondosas
<b>BC</b>	Bosques coníferas
<b>BM</b>	Bosques mixtos
<b>PN</b>	Pastizales naturales
<b>VE</b>	Vegetación esclerófila
<b>MBT</b>	Matorral boscoso de transición
<b>PDA</b>	Playas, dunas y arenales
<b>HZP</b>	Humedales y zonas pantanosas
<b>M</b>	Marismas
<b>S</b>	Salinas
<b>LA</b>	Láminas de agua
<b>E</b>	Estuarios
<b>MO</b>	Mares y océanos





# Estudio de la influencia del estrés hídrico en la reflectividad y en los contenidos de materia seca y agua a nivel foliar. Ensayo experimental con *Pinus halepensis* L.

S. Jurdao<sup>1</sup>, P Oliva<sup>1</sup>, M. Yebra<sup>1,2</sup> y E. Chuvieco<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá.

<sup>2</sup>CSIRO Land and Water. Canberra, Australia.

sara.jurdao@uah.es, patricia.oliva@uah.es, emilio.chuvieco@uah.es, marta.yebra@csiro.au

## RESUMEN

Los incendios forestales son una de las catástrofes naturales que más daños provocan en las zonas europeas de clima Mediterráneo europeo. A pesar de que son un fenómeno natural, el cambio en los patrones del uso del suelo así como en el clima conlleva un aumento de sus efectos negativos. Debido a esto, ofrecer información precisa acerca de las variables relacionadas con el fuego es de extrema utilidad para predecir este fenómeno y manejarlo de forma eficaz. La humedad de la vegetación viva (LFMC) influye tanto en la ignición como en la propagación de los incendios por lo que está sirviendo actualmente como variable de entrada en índices de riesgo de incendio. En el presente trabajo se seleccionó la especie arbórea de *Pinus halepensis* L. y se estudió el espectro medido en diferentes plántulas sometidas a condiciones de estrés hídrico en laboratorio. De esta forma, se obtuvieron las zonas del espectro electromagnético más afectadas por el estrés hídrico, lo cual es clave para desarrollar índices de estimación del LFMC a partir de imágenes de satélite. Además, para establecer si los resultados obtenidos en laboratorio son aplicables en individuos adultos, se compararon espectros de plántulas y de un individuo adulto. En líneas generales, se observó una gran similitud entre los espectros. Finalmente, el LFMC fue meticulosamente calculado en cada fecha y fue relacionado a su vez con los parámetros de hoja: materia seca (DMC) y espesor equivalente en agua (EWT). A pesar de que la relación del LFMC con el DMC mostró no ser significativa ( $p$ .valor  $> 0,01$ ), sí lo fue con el EWT ( $r^2 = 0,925$ ,  $p$ .valor  $< 0,01$ ).

## PALABRAS CLAVE

LFMC (Live Fuel Moisture Content), reflectividad, *Pinus halepensis* L.

## ABSTRACT

Forest fires are one of the most harmful natural catastrophes in the Mediterranean European countries. Although they are a natural phenomenon, the changes in the land-use patterns as well as in the climate, involve an increase in their negative impacts. Therefore, precise information about the variables related to fire is extremely useful to predict and to effectively manage this phenomenon. The moisture of the living vegetation (LFMC) influences the ignition as well as the propagation of fires, so it is actually being used as one of the input variables in fire risk indices. In the present study the *Pinus halepensis* L. woodland species was selected and the spectra measured in several saplings exposed in laboratory to water drought was analyzed. In this way, the regions of the electromagnetic spectrum more affected by water drought were obtained. This task is a key issue in order to develop LFMC estimation indices from satellite images. In addition, the spectra from the saplings were compared to a spectrum obtained from an adult tree, in order to establish if the results obtained in laboratory were applicable to adult individuals. Finally, LFMC was measured in every date and related to the leaf

parameters: Dry Matter Content (DMC) and Equivalent Water Thickness (EWT). The relation between LFMC and EWT was significant ( $r^2 = 0,925$ ,  $p.value < 0,01$ ) while the relation between LFMC and DMC was not significant ( $p.value > 0.01$ ).

## KEY WORDS

LFMC (Live Fuel Moisture Content), DMC (Dry Matter Content), EWT (Equivalent Water Thickness), reflectance, *Pinus halepensis* L.

## 1 INTRODUCCIÓN

Para la evaluación del riesgo de incendio se consideran diferentes variables relacionadas con la ocurrencia de incendios. Una de ellas, es el contenido de humedad de la vegetación viva (Live Fuel Moisture Content, LFMC, %, ecuación 1) por su influencia tanto en la ignición como en la propagación de los incendios (Nelson 2001).

$$LFMC = \frac{P_f - P_s}{P_s} \quad (1)$$

Donde  $P_f$  es el peso fresco de las muestras y  $P_s$  es el peso seco obtenido tras es el secado de las muestras en una estufa a 60°C durante 48h (Viegas *et al.*, 1992).

Debido a lo mencionado anteriormente, la estimación del LFMC levanta un profundo interés siendo las imágenes de satélite la principal herramienta empleada para realizar la estimación (Caccamo *et al.*, 2011; Garcia *et al.*, 2008; Yebra *et al.*, 2008). Las imágenes de satélite cubren grandes áreas de una manera frecuente. Además, en muchos casos son gratuitas. Sin embargo, la reflectividad que presentan las imágenes de satélite está afectada por el efecto de nubes y la presencia de partículas en la atmósfera. Debido a esto, cuando se quiere estudiar en profundidad la relación entre un determinado parámetro con la reflectividad y desarrollar posteriormente un algoritmo aplicable a imágenes de satélite, es de gran utilidad realizar ensayos en laboratorio en los que la reflectividad de la vegetación es tomada a través de un radiómetro en condiciones controladas (temperatura, humedad, etc.).

En el presente trabajo hemos realizado un ensayo experimental en ocho ejemplares jóvenes de *Pinus halepensis* L. seleccionados como representativos de clima mediterráneo, los cuales han sido sometidos a estrés hídrico. De esta manera, se ha estudiado la evolución de la reflectividad y del LFMC ante esta situación de estrés, así como la evolución de dos parámetros íntimamente relacionados con el LFMC (ecuación 2): el espesor equivalente en agua (Equivalent Water Thickness, EWT, g/cm<sup>2</sup>) y la materia seca (Dry Matter Content, DMC, g/cm<sup>2</sup>).

$$LFMC = \frac{EWT}{DMC} \quad (2)$$

## 2 MÉTODOS

Debido a la representatividad del *P. halepensis* en la región mediterránea (figura 1), ésta fue la especie seleccionada para el presente estudio.

### 2.1. Criterios para la selección de los ejemplares

Se escogieron 8 plántulas de dos años de edad buscando seleccionar las que fuesen más homogéneas. Además, se tuvo en cuenta que la superficie de la copa fuese uniforme y densa para poder tomar medidas radiométricas en las que la influencia del suelo fuese mínima (figura 2).

### 2.2. Mediciones

Las mediciones se llevaron a cabo en el laboratorio de acuerdo al protocolo establecido por Imanishi *et al.*, (2004), el cual fue también tomado como referencia por De Santis *et al.*, (2006). Se trató de mantener en el laboratorio condiciones ambientales (temperatura, humedad, iluminación, etc.), próximas a las que habría en la naturaleza.

Las mediciones comenzaron a finales de mayo y continuaron hasta que las plántulas, mostraron que ya no había variación entre el  $P_f$  y el  $P_s$ . Este hecho fue considerado como indicador de que las plántulas ya no contenían LFMC.

La reflectividad fue medida, cada dos o tres días, con el espectroradiómetro Ger-2600 (GER Corp., Millbrook, New York). Las plántulas fueron nombradas de la A a la H y se puso una etiqueta identificativa en cada tiesto que se tomó como referencia para realizar las mediciones siempre con el tiesto ubicado en la misma posición.

Con la finalidad de conocer la aplicabilidad de estos resultados para representar a individuos adultos, se realizó una comparación de los espectros obtenidos en laboratorio con los medidos en campo en individuos adultos dentro del proyecto Espectra (Ref: 07M/0091/2002). Las medidas de reflectividad efectuadas en el

mencionado proyecto se elaboraron con el mismo radiómetro empleado en la experimentación (GER), aunque debido al porte de los individuos adultos, se precisó ubicar éste en una grúa (figura 3). Para visualizar los contrastes entre los diferentes espectros, se seleccionó un espectro representativo de un individuo adulto de *P.*

*halepensis* y tres obtenidos en la experimentación. Estos tres espectros correspondieron a una medida realizada al principio de la experimentación, otra a lo largo de la experimentación y finalmente, la última obtenida al final de la experimentación.

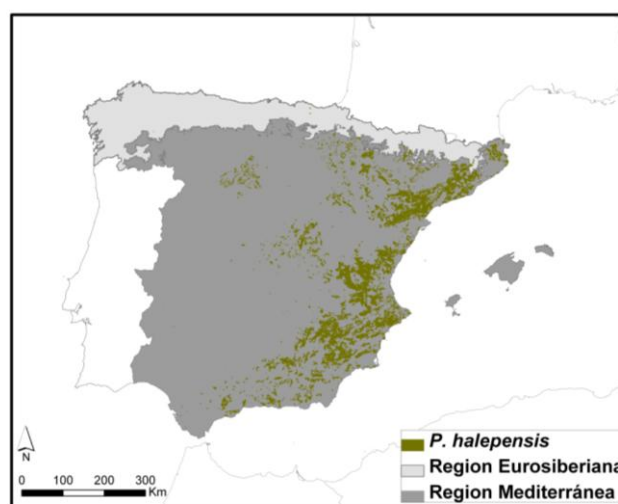


Figura 1. Localización del *Pinus halepensis*. Información tomada del Mapa Forestal de España MFE200 (<http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe200.aspx>, último acceso realizado en Mayo de 2012). Las regiones han sido establecidas tomando como referencia a Rivas Martínez (1983).



Figura 2. Ejemplo de plántula de *P. halepensis* L.

Para el cálculo del EWT y DMC se tomó una acícula por individuo en las mismas fechas en las que se midió la reflectividad. Estas acículas se pesaron con una balanza de precisión para obtener el  $P_f$ . Después, fueron escaneadas (figura 4) y procesadas con el programa Winfolia (Regent Instruments Inc, Canada) para calcular el área foliar. Posteriormente, se secaron en una estufa a 60°C durante 48h y se volvieron a pesar para obtener el  $P_s$ . Finalmente, el EWT y el DMC se calcularon de acuerdo a las ecuaciones 3 y 4.



Figura 3. Medición de reflectividad de un *P. halepensis* adulto (proyecto Espectra).

$$EWT = \frac{P_f - P_s}{Areafoliar} (g / cm^2) \quad (3)$$

$$DMC = \frac{P_s}{Areafoliar} (g / cm^2) \quad (4)$$

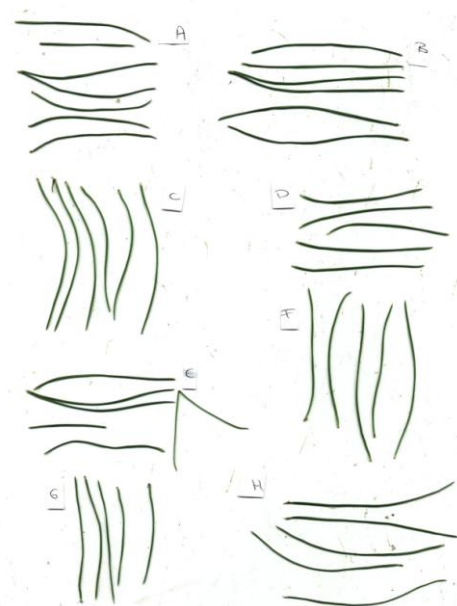


Figura 4. Imagen de las acículas escaneadas de los 8 individuos estudiados a partir de las cuales se calcula el área foliar.

### 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados permitieron estudiar las bandas del espectro electromagnético más

afectadas por el estrés hídrico (figura 5). Principalmente se produjo un aumento de la reflectividad en el Infrarrojo de onda corta (SWIR), aunque por el deterioro de los cloroplastos se puede observar cómo también la banda en el verde se vio afectada. El espectro del individuo adulto mostró una estructura de las hojas de mayor vigor mostrando una alta reflectividad en el Infrarrojo cercano. En el resto de longitudes de onda, la reflectividad del individuo adulto se mostró muy similar a la de la plántula antes de ser sometida al estrés hídrico.

Debido a la situación inducida de estrés hídrico, se obtuvo una relación negativa del LFCM a lo largo del tiempo ( $r^2 = 0.54$ ) tal y como se observa en la figura 6. Hay que tener en cuenta que se tomaba una única acícula por plántula para las mediciones de LFCM. Por ello, se puede observar que, en algún caso, el LFCM en días en los que la experimentación está avanzada (por ejemplo, en el día del año 176), hay alguna observación con máximos valores de LFCM ( $>200\%$ ). Comparando estos resultados con un estudio previo en el que se sometía a estrés hídrico a *Quercus robur* L. y a *Fagus sylvatica* L., especies típicas de la región Eurosiberiana, se observa cómo las plántulas de dichas especies se secan antes que el *P. halepensis* (Jurdao *et al.*, 2012). Esto demuestra la profunda adaptación del *P. halepensis* a la sequía estival propia de la región Mediterránea.

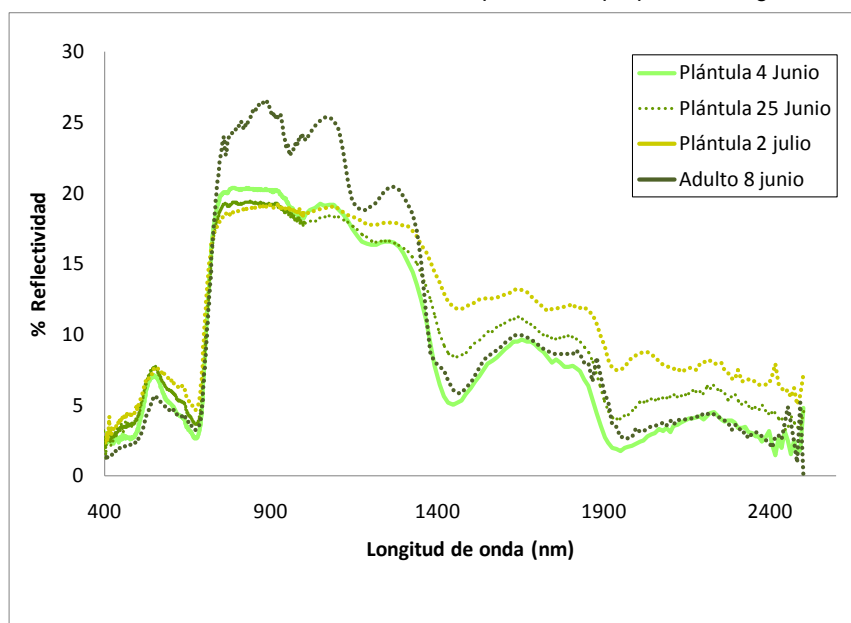


Figura 5. Comparación de la firma espectral medida en tres individuos jóvenes (al inicio de la experimentación, 4 de Junio, una medida tomada en una fecha intermedia, 25 de junio, y al final de la experimentación, 2 de Julio) y en un individuo adulto.

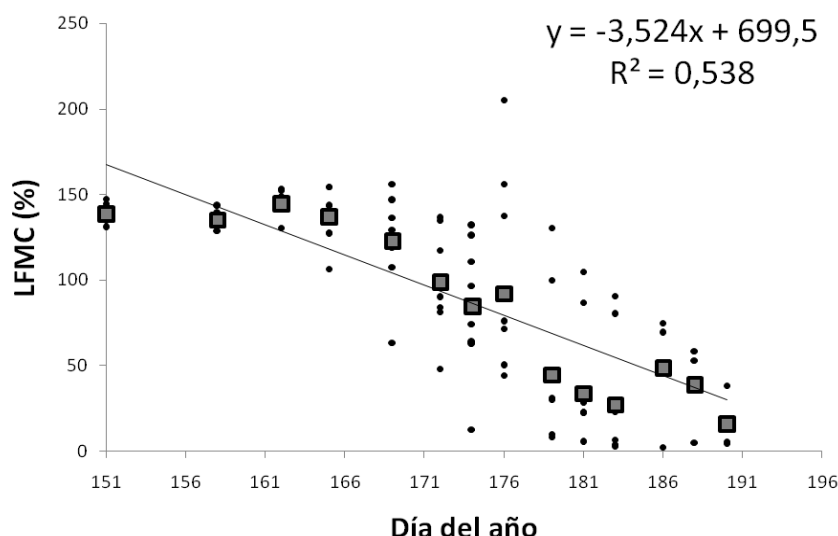


Figura 6. Evolución del contenido de humedad (LFMC) a lo largo del tiempo. Los puntos indican los valores de cada medición en cada uno de los individuos y los cuadrados los valores promedio por fecha.

Durante los áridos veranos, característicos de la región Mediterránea, la vegetación experimenta un descenso en su LFMC aumentando así el riesgo de incendio. Como estrategia para sobrevivir, la vegetación adopta mecanismos de defensa. Uno de ellos es la disminución de la superficie foliar por la que el agua transpira y se pierde incrementando el DMC (Gratani *et al.*, 2006; Yebra y Chuvieco, 2008). Sin embargo, en este estudio no se ha registrado un aumento considerable en este parámetro (figura 7). Esto puede ser debido a que el estrés fue inducido en individuos jóvenes en un margen de tiempo pequeño (31 de Mayo al 9 de Julio). Por ello, el DMC se presentó constante a lo largo de la experimentación tal y como obtuvo también De Santis *et al.*, (2006).

Por último, se obtuvo una relación positiva entre el LFMC y el EWT ( $r^2 = 0,925$ ). Teniendo en cuenta que el LFMC se calcula como el cociente entre el EWT y el DMC (ecuación 2), no es de extrañar que al haberse mantenido constante el DMC, las variaciones en el LFMC hayan estado acompañadas de la misma evolución en el EWT (figura 8).

#### 4 CONCLUSIONES

Mediante el presente trabajo se ha estudiado la región del espectro electromagnético más afectada por el estrés hídrico en la especie conífera *P. halepensis*. Se registró un aumento en el SWIR así como en la región del verde. A lo largo de la experimentación se midió cuantitativamente la disminución de la humedad. Debido a la fuerte adaptación de la especie seleccionada al estrés estival, el descenso de la

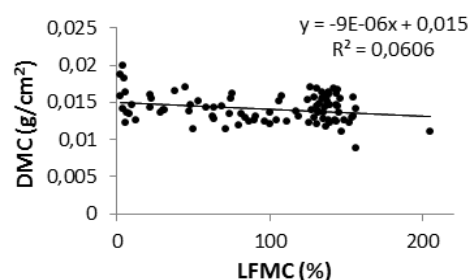


Figura 7. Diagrama de dispersión entre contenido de materia seca (DMC) versus el contenido de humedad (LFMC).

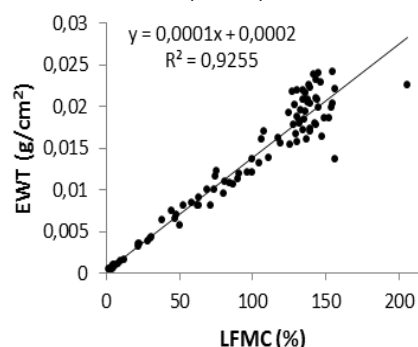


Figura 8. Diagrama de dispersión entre el espesor equivalente en agua (EWT) versus el contenido de humedad (LFMC).

humedad fue más suave que el experimentado por otras especies de la región eurosiberiana, las cuales fueron sometidas a condiciones muy similares (Jurdao *et al.*, 2012). La materia seca se mantuvo en un rango de valores muy estable en



toda la experimentación, mientras que el espesor equivalente en agua mostró la misma tendencia que el LFMC.

En futuros trabajos se estudiarán en profundidad los espectros obtenidos ante diferentes condiciones de humedad, con el fin de proponer índices de estimación de LFMC en coníferas.

## AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia español a través de una beca perteneciente al programa FPU que ha financiado a Sara Jurdao. Además, la investigación ha sido realizada bajo el marco del proyecto FIREGLOBE (CGL2008-01083), financiado por el Ministerio de Ciencia y tecnología español. Finalmente, agradecemos al "Vivero Escuela Río Guadarrama" ubicado en Madrid por la donación de las plántulas.

## BIBLIOGRAFÍA

- Caccamo, G., Chisholm, L.A., Bradstock, R.A., Puotinen, M.L. y Phippen, B.G. 2011. Monitoring live fuel moisture content of heathland, shrubland and sclerophyll forest in south-eastern Australia using MODIS data, *International Journal of Wildland Fire*, Published online
- Chuvieco, E., Aguado, I., Yebra, M., Nieto, H., Salas, J., Martín, M.P., Vilar, L., Martínez, J., Martín, S., Ibarra, P., de la Riva, J., Baeza, J., Rodríguez, F., Molina, J.R., Herrera, M.A. y Zamora, R. 2010. Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies, *Ecological Modelling*, 221, 46-58
- De Santis, A., Vaughan, P. y Chuvieco, E. 2006. Foliage moisture content estimation from 1-D and 2-D spectroradiometry for fire danger assessment, *Journal of Geophysical Research - Biosciences*, 111, doi: 10.1029/2005JG000149
- García, M., Aguado, I. y Chuvieco, E. 2008. Combining AVHRR and meteorological data for estimating live fuel moisture content in forest fire danger rating, *Remote Sensing of Environment*, 112, 3618-3627
- Gratani, L., Covone, F. y Larcher, W. 2006. Leaf plasticity in response to light of three evergreen species of the Mediterranean maquis, *Trees-Structure and Function*, 20, 549-558
- Imanishi, J., Sugimoto, K. y Morimoto, Y. 2004. Detecting drought status and LAI of two Quercus species canopies using derivative spectra, *Computers and Electronics in Agriculture*, 43, 109-129
- Jurdao, S., Yebra, M., Oliva, P. y Chuvieco, E. 2012. Ecological criteria for the parameterization of Radiative Transfer Models in two temperate tree species, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Submitted.
- Nelson, R.M. 2001. Water Relations of Forest Fuels. En Forest fires: behavior and ecological effects, editado por E.A. Johnson y K. Miyanishi, San Diego, California, USA, Academic Press, pp. 79-149.
- Rivas Martínez, S., 1983. Pisos bioclimáticos de España, *Lazaroa*, 5, 33-43.
- Viegas, D.X., Viegas, T.P. y Ferreira, A.D. 1992. Moisture content of fine forest fuels and fire occurrence in central Portugal, *International Journal of Wildland Fire*, 2, 69-85
- Yebra, M., y Chuvieco, E. 2008. Modelos de Simulación de Reflectividad en ecología: potencialidades y problemas, *Ecosistemas*, 17, 23-28
- Yebra, M., Chuvieco, E. y Riaño, D. 2008. Estimation of live Fuel Moisture Content from MODIS images for fire risk assessment, *Agricultural and Forest Meteorology*, 148, 523-536.

# Comparación de modelos digitales del terreno obtenidos mediante LiDAR y técnicas fotogramétricas en una zona forestal de la isla de Tenerife

A. Lorenzo<sup>1</sup>, M. Iseburg<sup>2</sup>, M. Arbelo<sup>1</sup> y A. Alonso-Benito<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Grupo de Observación de la Tierra y la Atmósfera (GOTA). Universidad de La Laguna.

<sup>2</sup> LAsTools developer, Alemania.

alejandro.lorenzo@ull.es, martin.iseburg@gmail.com, marbelo@ull.es, aaloben@ull.es

## RESUMEN

Los Modelos Digitales de Terreno (MDT) son la base para obtener diversos productos cartográficos que permiten mejorar la toma de decisiones sobre el territorio; por ello, conocer sus limitaciones y precisión es muy importante. En este trabajo se realiza una comparación entre dos tipos de MDT con medidas de altitud tomadas en campo, en una zona forestal de la isla de Tenerife. El primero de los dos MDT procede de técnicas fotogramétricas, con un tamaño de pixel de 5 m. El segundo se obtuvo a partir de datos LiDAR, con una resolución espacial igual al modelo anterior, de un vuelo realizado entre julio y agosto de 2010 con una densidad media de 0,8 puntos/m<sup>2</sup>. Las medidas de campo consistieron en el levantamiento de dos perfiles altimétricos mediante topografía clásica. El análisis de los perfiles obtenidos da como resultado un error de 0,94 m para el LiDAR y de 7,83 m para la fotogrametría. Los datos LiDAR son capaces de representar, de una manera más realista, la superficie del relieve en una zona de densa vegetación y elevada pendiente, donde el suelo queda oculto a los operadores fotogramétricos.

## PALABRAS CLAVE

MDT, LAsTools, LiDAR, fotogrametría.

## ABSTRACT

Digital Terrain Models (DTM) are the basis to obtain other cartographic products that allow us to improve decision-making regarding the territory and therefore, recognizing their limitations and accuracy is very important. This paper compares two types of DTM with ground elevation measures collected in field work in a forest area on the island of Tenerife. The first of the two DTMs is derived from photogrammetric techniques, with a pixel size of 5 m. The second was obtained using LiDAR data, with an identical spatial resolution to the previous model, acquired in a flight between July and August of 2010 with an average density of 0.8 points/m<sup>2</sup>. The field work consisted of the measuring of two elevation profiles with total station techniques. The analysis of the profiles obtained results with an error for the LiDAR of 0.94 m and 7.83 m for photogrammetry. LiDAR is able to define in a more realistic manner the ground surface in an area with dense vegetation and high slopes, where the ground is invisible to photogrammetric operators.

## KEY WORDS

DTM, LAsTools, LiDAR, photogrammetry.

## 1 INTRODUCCIÓN

Los Modelos Digitales del Terreno (MDT) son un producto cartográfico de gran relevancia en diferentes ámbitos de estudio y en la gestión del medio forestal y natural, siendo la base de algunos análisis y mapas derivados (pendientes, orientaciones, sombras).

Dejando aparte técnicas más complejas como la radargrametría y la interferometría radar, actualmente las principales técnicas que permiten obtener datos altimétricos para la creación de MDT son la fotogrametría y el LiDAR. (Höle y Höle, 2009).

En Canarias, los únicos MDT disponibles en la actualidad, son los obtenidos mediante técnicas fotogramétricas. Los datos altimétricos necesarios para obtener un MDT derivado de procesos fotogramétricos son fundamentalmente las curvas de nivel. Por todos es conocida la dificultad que entraña realizar el curvado de los mapas topográficos en zonas de densa cobertura forestal y fuertes desniveles, como es el caso de las Islas Canarias. En este caso, las curvas de nivel, en vez de ser verdaderos lugares geométricos que conectan puntos de igual altitud, se convierten en una representación aproximada de las formas del relieve (Cuenin, 1971).

Con los datos LiDAR disponibles para el archipiélago canario desde 2010, es posible crear nuevos MDT utilizando esta información. La ventaja del LiDAR, frente a las técnicas fotogramétricas, es su capacidad para traspasar la cubierta forestal y obtener información del suelo y de objetos que se encuentran debajo de la misma. Sin embargo, se desconoce el potencial de obtener un MDT de la precisión suficiente, con estos nuevos datos, para ser utilizado en aplicaciones forestales.

Existen numerosos trabajos que estudian la precisión vertical de los MDT derivados de datos LiDAR (Barreiro, 2010; Aguilar, 2009; Flood, 2004; Höle y Höle, 2009). Otros analizan la influencia de la cubierta forestal sobre la precisión del modelo obtenido (Reuterbuch, 2003; Hyypä *et al.*, 2005), pero son escasos los estudios que realizan comparaciones entre fotogrametría y LiDAR (Zhang, 2002; Baltsavias, 1999).

En este trabajo, se compara un MDT obtenido a partir de técnicas fotogramétricas (MDT<sub>fotogrametría</sub>) y un MDT derivado de datos LiDAR (MDT<sub>LiDAR</sub>), con datos de altitud medidos en campo. Estos datos fueron obtenidos mediante topografía clásica. El objetivo es comprobar cuál de los dos modelos refleja de una forma más real el relieve en la compleja orografía de Canarias.

## 2 ZONA DE ESTUDIO Y DATOS

### 2.1 Descripción

La zona de estudio se encuentra localizada al noreste de la isla de Tenerife (figura 1), con unas coordenadas en su centro de 28°25'32" N y 16°24'40" W. Tiene una superficie de 19,25 km<sup>2</sup>. La orografía es muy sinuosa y está conformada por barrancos con laderas de pendientes elevadas. El rango altitudinal oscila entre los 700 y 1.612 m sobre el nivel de mar.

La vegetación en toda el área es muy abundante. Las formaciones arbóreas principales son el pinar (*Pinus canariensis* C. Sm. Ex DC., *Pinus radiata* D Don), masas de frondosas (*Eucalyptus globulus* Labill, *Castanea Sativa* Mill), laurisilva (*Laurus azorica* (Seub.) Franco, *Persea indica* (L.) Spreng. o *Ilex canariensis* Poir., entre otros) y una asociación vegetal muy frecuente en la isla, el fayal-breza (*Erica arborea* L.- *Myrica faya* Ait.).

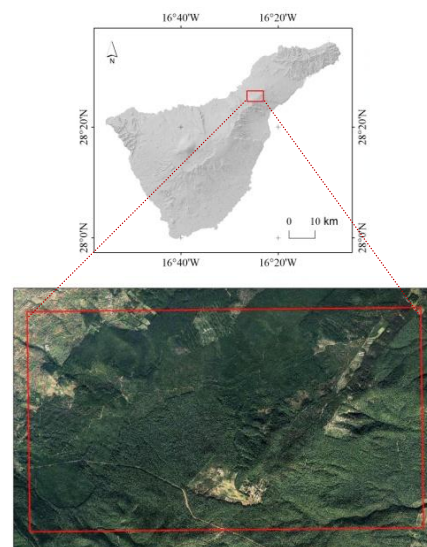


Figura 1. Situación de la zona de estudio en la isla de Tenerife

### 2.2 Datos

El MDT<sub>fotogrametría</sub> existente para la Isla de Tenerife lo distribuye la empresa Cartográfica de Canarias S.A. (GRAFCAN). Tiene como datos altimétricos de entrada curvas de nivel, puntos de cota y líneas de rotura, procedentes de procesos de restitución sobre pares estereoscópicos. Con estos datos se crea un TIN (del inglés *Triangulated Irregular Network*) que posteriormente, mediante interpolación bilinear,

se convierte a formato ráster. El tamaño de pixel de este modelo es de 5 m.

Los datos LiDAR fueron adquiridos en un vuelo realizado por GRAFCAN entre julio y agosto de 2010 (tabla 1). Son datos discretos y con una densidad media en el nadir de 0,8 puntos/m<sup>2</sup> (Proyecto SATELMAC, 2012). Se comercializan en escenas de 500 x 500 m y los puntos se encuentran sin clasificar. La zona de estudio abarca 77 escenas LiDAR. El vuelo fue planificado en su origen para realizar estudios de carácter urbano, de ahí la elevada altura (2.000 m) y el bajo número de puntos por metro cuadrado. Lo anterior, sumado a una elevada densidad de la cubierta forestal hace que se reduzca el número de pulsos que llegan al suelo (Hyypä *et al.*, 2005).

Modelo sensor	Leica ALS60
Ángulo de apertura	45°
Altura de vuelo sobre el suelo	2.000 m
Aircraft speed	110 kts
Frecuencia laser	112.600 Hz
Diámetro de huella en tierra	1,656 m
Densidad media de puntos	1,0 puntos/m <sup>2</sup>
Densidad en el nadir	0,8 puntos/m <sup>2</sup>
Solape	20 %

Tabla 1. Características del vuelo LiDAR

Los valores de elevación, tanto en los datos LiDAR como en el MDT<sub>fotogrametría</sub>, se refieren a altitud sobre el nivel medio del mar (altura

ortométrica), utilizando el mismo modelo de geoide del Instituto Geográfico Nacional (IGN) para las Islas Canarias (IGN, 2012a).

### 3 METODOLOGÍA

La metodología seguida en este estudio consiste en los cuatro pasos que se describen a continuación.

#### 3.1 Obtención MDTLiDAR

Las herramientas elegidas para trabajar con los datos LiDAR fueron las LAStools (Iseburg, 2010).

Inicialmente se creó un buffer de 25 m para cada una de las escenas LiDAR, con el objetivo de tener puntos comunes durante la triangulación, evitando un efecto lineal o de borde en el resultado final. Posteriormente, siguiendo la codificación de puntos que indica la American Society of Photogrammetry and Remote Sensing (ASPRS), se realizó el filtrado y clasificado de los puntos de cada una de las escenas, en puntos de suelo (2) y no suelo, sin clasificar (1). A continuación, se realizó una triangulación de los puntos clasificados como suelo, utilizando la técnica de Delaunay. El resultado es un TIN temporal que se *rasteriza* mediante interpolación bilinear. El producto final fue un MDT<sub>LiDAR</sub> de 5 m de tamaño de pixel como el MDT<sub>fotogrametría</sub>.

#### 3.2 Modelo de diferencias

Mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG) se calculó la diferencia entre MDT, obteniendo un modelo de diferencias de altitud  $\Delta$  (figura 2):

$$\Delta = MDT_{LiDAR} - MDT_{fotogrametría} \quad (1)$$

Los valores máximo y mínimo del modelo de diferencias son -19,93 m y +30,32 m respectivamente.

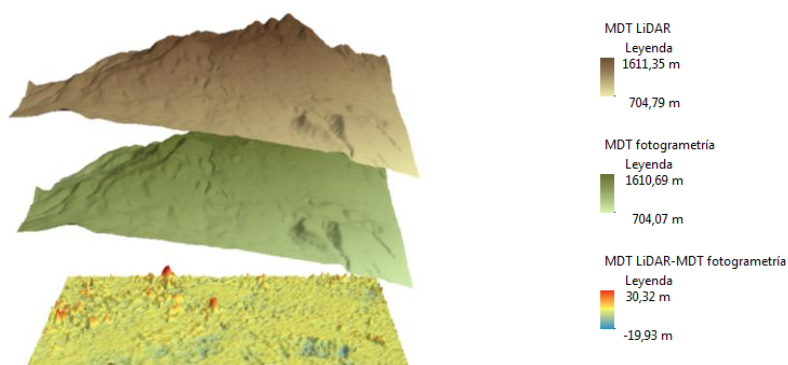


Figura 2. Diferencias entre MDT<sub>LiDAR</sub> y MDT<sub>fotogrametría</sub>.

### 3.3 Trabajo de campo

Durante esta fase se obtuvieron datos de altitud en dos zonas de grandes diferencias entre los modelos, calculadas en el paso anterior.

Se levantaron dos perfiles altimétricos (tabla 2) mediante estación total y se midieron las coordenadas XYZ de puntos del suelo cada dos metros, durante toda la longitud del perfil.

Cada uno de los perfiles comenzó y finalizó en puntos de coordenadas conocidas, lo que

permitió verificar la precisión alcanzada en cada uno de ellos (figura 3). Estas coordenadas se levantaron utilizando receptores de sistemas de navegación por satélite. Mediante el postproceso de las coordenadas se consiguió una precisión centimétrica. En esta corrección se utilizaron los ficheros de la estación TN002, situada en el Puerto de la Cruz (Tenerife), de la red permanente GNSS (Global Navigation Satellite System) del IGN (IGN, 2012b).



Figura 3. Toma de datos para el inicio y cierre de los perfiles altimétricos

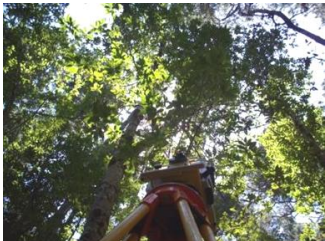

Perfil altimétrico 1	Perfil altimétrico 2
Coordenadas inicio: 359.810,64E-3.146.544,34 N Coordenadas fin: 359.974,15 E - 3.146.432,47 N	Coordenadas inicio: 364.017,86E-3.144.910,24N Coordenadas fin: 364.013,74 E - 3.144.912,97 N
Longitud: 180 m	Longitud: 517 m
Orientación: Noroeste ↔ Sureste	Orientación: Norte ↔ Sur
Error XYZ: 0,021 m/-0,056 m/-0,101 m	Error XYZ: -0,015 m/-0,035 m/-0,110 m
Altitud mínima - máxima: 928 m - 1.016 m	Altitud mínima - máxima: 1.099 m - 1.172 m
Vegetación:	Vegetación:
Cubierta principal: pino radiata 15-20 m altura y 30-40 cm de diámetro normal.	Cubierta principal: pino canario 20-25 m altura y 35-50 cm de diámetro normal.
Sotobosque: fayal-brezal de 4-6 m de altura Abundantes restos de troncos de árboles rotos y ramas caídas por temporal de viento.	Sotobosque: fayal-brezal de 4-5 m de altura en laderas orientadas al Norte; ausencia de sotobosque en laderas orientadas al Sur.
	

Tabla 2. Información sobre los perfiles altimétricos levantados mediante topografía clásica.



### 3.4 Comparación entre valores de altitud

Para cada uno de los puntos de los perfiles, y mediante un SIG, se calcularon sus tres valores de altitud: altitud obtenida mediante topografía clásica (suelo), altitud del MDT<sub>fotogrametría</sub> (suelo fotogrametría) y altitud del MDT<sub>LIDAR</sub> (suelo LiDAR). Se ha considerado como valor de altitud

de referencia del suelo, los valores procedentes del levantamiento topográfico.

## 4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Representando los tres valores de altitud en cada uno de los puntos de los dos perfiles altimétricos, se obtiene la forma del relieve de las zonas con grandes diferencias (figura 5a y figura 6).

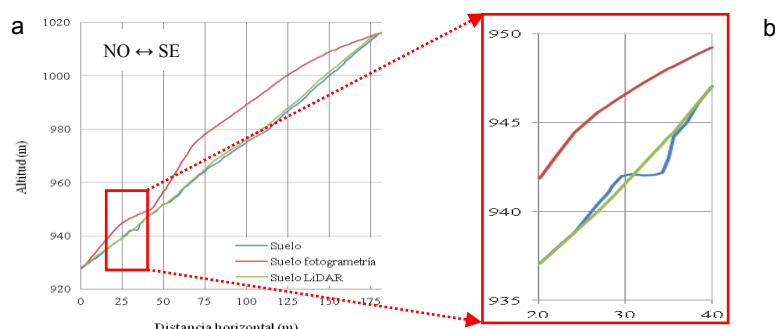


Figura 5. (a) Perfil altimétrico 1 y (b) detalle realizado verticalmente en el que se observa la plataforma de rodadura de una pista forestal a una distancia de 33 m.

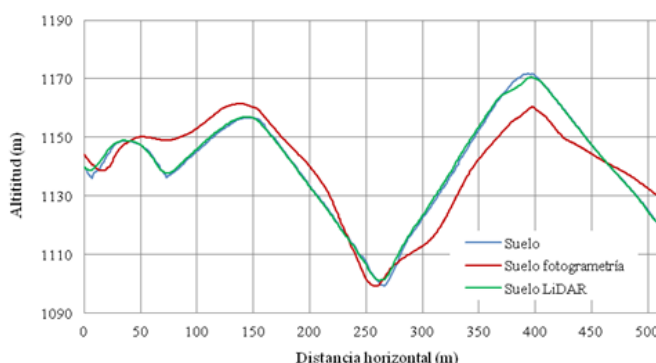


Figura 6. Perfil altimétrico 2.

Analizando visualmente las diferencias para el perfil altimétrico 1 (figura 5a) se observa cómo la línea derivada del MDT<sub>fotogrametría</sub> (color rojo) sobreestima (RMSE = 9,60 m) los valores de altitud del suelo, no siendo capaz de definir la forma de la ladera. Esto podría ser debido a la densa y alta cubierta forestal existente que impide ver el suelo a los operadores fotogramétricos. Sin embargo, los valores de altitud derivados del MDT<sub>LIDAR</sub> (color verde), aunque también sobreestiman los valores de altitud del suelo, debido al rebote del LiDAR en el tronco o ramas de la cubierta arbórea, del sotobosque o en restos de árboles muertos, mejoran notablemente la forma del relieve (RMSE = 0,95 m).

Analizando con más detalle el perfil altimétrico 1 (figura 5b), aproximadamente a una distancia horizontal de 33 m, se encuentra una pista forestal. Tanto la fotogrametría como el LiDAR son incapaces de detectar su plataforma de rodadura. Para la fotogrametría, resulta difícil ya que la pista queda oculta bajo la densa cubierta forestal. Y para el LiDAR, por la resolución del MDT obtenido, ya que en los datos brutos si se observa. De ahí la importancia de mejorar la calidad del MDT<sub>LIDAR</sub> añadiendo líneas de rotura o disminuyendo el tamaño del pixel.

El perfil 2 (figura 6) presenta una situación similar a la anterior. En este caso el MDT<sub>fotogrametría</sub> (color rojo) sobreestima los valores de altitud,

hasta un máximo de 12.67 m, llegando a omitir algunos valles, como es el caso de los situados en las distancias horizontales de 0 y 440 m. En otras zonas, por el contrario, se subestima el valor de altitud (11,68 m), como es el caso de la cumbre situada a una distancia horizontal de 137 m. Analizando la línea de altitud derivada del MDT<sub>LiDAR</sub> (color verde) podemos observar que en las vertientes sin sotobosque (orientadas al sur,

izquierda del perfil), o donde éste es muy escaso, el LiDAR es capaz de llegar al suelo y los valores de altitud son prácticamente iguales a los medidos en campo (RMSE = 0,25 m). Sin embargo, en las laderas del perfil con abundante sotobosque (orientadas al Norte - derecha del perfil), los valores de altitud del MDT<sub>LiDAR</sub> son superiores a los reales, alcanzando un valor máximo de 2,88 m (tabla 3).

		Número de datos	Máximo (m)	Mínimo (m)	RMSE Z (m)
Perfil 1	$\Delta_{\text{fotogrametría}}$	109	15,28	-0,29	9,60
	$\Delta_{\text{LiDAR}}$		1,95	-0,65	0,95
Perfil 2	$\Delta_{\text{fotogrametría}}$	735	12,67	-13,52	7,53
	$\Delta_{\text{LiDAR}}$		2,88	-2,87	0,94
Total	$\Delta_{\text{fotogrametría}}$	844	15,28	-13,52	7,83
	$\Delta_{\text{LiDAR}}$		2,88	-2,87	0,94

Tabla 3. Resumen de estadísticas para los perfiles

Las diferencias máximas, mínimas y error medio cuadrático (RMSE) entre los valores reales de altitud del suelo (Z), valores de altitud obtenidos del MDT<sub>fotogrametría</sub> (Z<sub>fotogrametría</sub>) y valores de altitud derivados del MDT<sub>LiDAR</sub> (Z<sub>LiDAR</sub>) para cada uno de los perfiles, se presentan en la Tabla 3, donde:

$$\Delta_{\text{fotogrametría}} = Z_{\text{fotogrametría}} - Z \quad (2)$$

$$\Delta_{\text{LiDAR}} = Z_{\text{LiDAR}} - Z \quad (3)$$

## 5 CONCLUSIONES

Se compararon valores de elevación de un MDT<sub>LiDAR</sub> y un MDT<sub>fotogrametría</sub>, con los obtenidos en la medición de dos perfiles altimétricos mediante topografía clásica, demostrando en estas zonas la mayor precisión del modelo digital derivado de datos LiDAR.

El MDT<sub>LiDAR</sub> muestra una mayor capacidad para reflejar las formas del relieve con un error inferior a 1 m en los dos perfiles levantados. La calidad de los modelos derivados de procesos fotogramétricos parece estar muy condicionada por la capacidad de visibilidad del operador, presentando errores superiores en aproximadamente 7 m a los obtenidos con el modelo LiDAR.

Realizar la diferencia entre modelos (MDT<sub>LiDAR</sub> - MDT<sub>fotogrametría</sub>) es útil para detectar zonas con alta probabilidad de ser erróneas en los MDT derivados de procesos fotogramétricos.

Este estudio se ampliará con la medida de más perfiles altimétricos en diferentes tipos de vegetación y con la inclusión de líneas de rotura en el MDT<sub>LiDAR</sub>.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado mediante el Proyecto SATELMAC PCT-MAC 2007-2013 MAC/1/C055, cofinanciado con fondos FEDER.

Expresar nuestro agradecimiento a GRAFCAN por la cesión de los datos LiDAR y, especialmente, a José Julio Rodrigo por sus buenas ideas y colaboración. También agradecemos el soporte técnico de Alberto de La Rosa de TOPCON, y a Juan Suárez de GMR por su ayuda durante el trabajo de campo.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, J., Mills, J. y Delgado, J., 2009. Modelling vertical error in LiDAR derived digital elevation models, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65, 103-110.
- Baltsavias, E.P. 1999. A comparison between photogrammetry and laser scanning, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 54, 83-94.
- Barreiro, L., González, E. y Corbelle-Rico, E. Quality control of a digital elevation model generated using LiDAR technology, *FORESTSAT 2010. Operational tools in forestry using remote sensing techniques*, pp 93- 96.
- Cuenin, R., 1971. *Cartographie Générale*, Paris, Ed. Eyrolles.
- Flood, M., 2004 *ASPRS Guidelines. Vertical Accuracy Reporting for LiDAR data*, 20 pp.
- Höhle, J. y Höhle, M., 2009. Accuracy assessment of digital elevation models by means of robust statistical methods, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 64, 398-406.

- Hyypä, H., Yu X. y Hyypä, J., 2005. *Factors affecting the quality of DTM generation in forested areas*, Workshop Laser scanning.
- Instituto Geográfico Nacional (IGN)-Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG) 2012a. *Datos geodésicos. Red de nivelación*. <http://www.ign.es/ign/layoutIn/actividadesGeodesiaRedn.do>
- Instituto Geográfico Nacional (IGN)-Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG), 2012b. *Datos geodésicos. Red de Estaciones Permanentes GNSS*, (<http://www.ign.es/ign/layoutIn/geodesiaEstacionesPermanentes.do>)
- Martin Isenburg, 2010, *LAStools user guides*, (<http://www.lastools.org/>)
- Proyecto SATELMAC, 2012. *Mapa de densidad de puntos LiDAR en la isla de Tenerife*, (<http://www.satelmac.com/index.php/es/inicio/132-mapas-de-cobertura-forestal-y-del-terreno-provenientes-de-datos-LiDAR>).
- Reutebuch, S.E., McGaughey, R.J., Andersens H. y Carson W.W., 2003. Accuracy of a high-resolution LiDAR terrain model under a conifer forest canopy, *Can. J. Remote Sensing*, (29) 5, 527-535.
- Zhang, J., 2002. *A comparison of digital photogrammetric and LiDAR high resolution digital elevation models*, Research project for the degree of Master of Arts in Geography. West Virginia University.



# Clasificación de coberturas del suelo en la Demarcación Hidrográfica del Segura mediante técnicas de minería de datos

J. Martín<sup>1</sup>, F. Cánovas<sup>2</sup>, F. Alonso<sup>2</sup>, F.J. Gomariz<sup>3</sup> y J. Moreno<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

<sup>2</sup>Instituto Universitario del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Murcia.

<sup>3</sup>Instituto Euromediterráneo del Agua.

bec\_sgapyc2@marm.es; fulgencio.canovas@um.es; alonsarp@um.es; ffgomariz@f-ia.es; jesusmb@um.es

## RESUMEN

*En este trabajo se ha realizado una clasificación de coberturas terrestres en la Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS) en el año 2003 mediante distintos métodos, procediéndose posteriormente a su comparación. Los métodos usados son máxima verosimilitud (uno de los más utilizados) y algunas de las técnicas englobadas en la minería de datos (redes neuronales, Random Forest y máquinas de vectores soporte). Las imágenes utilizadas proceden del satélite Landsat 5 y tienen una resolución espacial de 30 metros. Además, se ha realizado un experimento para determinar la influencia que tienen en la validación de las clasificaciones los errores en las áreas utilizadas para tal fin, debido a que al trabajar con imágenes del pasado, no es posible llevar a cabo trabajos de campo para la caracterización estadística de estas áreas, por lo que es necesario recurrir a información adicional. Los índices kappa obtenidos oscilan entre 0,63, con el algoritmo de máxima verosimilitud, hasta un 0,67, con las máquinas de vectores soporte. Por otro lado, se ha observado una fuerte autocorrelación espacial en la distribución de los píxeles erróneamente clasificados por los distintos métodos. Teniendo en cuenta los condicionantes del proyecto, el cual pretende clasificar un territorio tan amplio y diverso como es la DHS, los resultados obtenidos por los distintos sistemas clasificatorios son aceptables, pues, en líneas generales, todos los métodos han clasificado los diferentes usos de forma coherente, sin olvidar que los errores son inherentes a los procesos de clasificación supervisada.*

## PALABRAS CLAVE

Landsat, minería de datos, coberturas del suelo, demarcación hidrográfica del Segura.

## ABSTRACT

*This work shows the results of a land cover classification performed in the Segura River Basin using from Landsat 5 images using different methods. The methods used are maximum likelihood (that can be considered a classical technique) and some data mining techniques (Artificial Neural Networks, Random Forest and Support Vector Machines). The results of the different methods are finally compared. An experiment has been performed to determine the influence on the validation of errors in the areas used for this purpose. When working with images from the past, you can not take out fieldwork for the statistical characterization of these areas, making it necessary to use ancillary information. The kappa values obtained range from 0.63, obtained with Maximum Likelihood, up to 0.67, with Support Vector Machines. A strong spatial correlation has been observed in the distribution of misclassified pixels. Given the constraints of the project, which seeks to classify an area as large and diverse as the river Segura basin, the results obtained by the different classifiers are acceptable, in general all methods have classified the different uses consistently.*



## KEY WORDS

Landsat, data mining, land cover, Segura river basin.

## 1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Tradicionalmente, la generación de información cartográfica sobre usos o coberturas del suelo ha implicado técnicas de fotointerpretación apoyadas en revisiones de campo. La fuente principal de información son fotografías aéreas de escalas similares a las que actualmente ofrecen las imágenes de satélite de alta resolución espacial. El problema de esta metodología es que es muy intensiva en mano de obra especializada, requiere mucho tiempo y está notablemente influenciada por la subjetividad de los técnicos. Un buen ejemplo de lo costoso que es este procedimiento es el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos a escala 1:50.000 del Ministerio de Agricultura, cuya fecha de referencia es 2000-2010, es decir, 10 años de diferencia entre el inicio y el fin de la producción cartográfica (Cánovas, 2012).

Hasta mediados de la década de los 90, los métodos de clasificación supervisada aplicados al análisis de imágenes de satélite se basaban principalmente en técnicas estadísticas convencionales, como la clasificación por máxima verosimilitud o por mínima distancia. Aunque estas técnicas pueden dar buenos resultados, su capacidad para resolver problemas de confusión entre clases es muy limitada. Como consecuencia, en los últimos años, a raíz de los avances experimentados en el campo tecnológico de la computación, se han propuesto estrategias alternativas, particularmente el uso de redes neuronales artificiales, árboles de decisión, máquinas de vectores soporte o métodos derivados de la teoría de la lógica borrosa (Tso y Mather, 2009).

Los objetivos específicos de esta investigación son:

- Comparar los resultados obtenidos en una clasificación de coberturas del suelo a partir del método de máxima verosimilitud (MLC) con los obtenidos con redes neuronales artificiales (ANN), *Random Forest* y máquinas de vectores soporte (SVM).
- Realizar dos clasificaciones adicionales agregando estos cuatro criterios clasificatorios. La primera con un sistema de votación simple y la segunda con un sistema de votación ponderada por el índice *kappa* obtenido por cada método.

- Analizar la influencia que los errores en las áreas de validación pueden tener sobre proceso de comprobación de la fiabilidad de los resultados obtenidos en la clasificación.

El último punto es importante, ya que, al contrario de lo que sucede en la mayoría de investigaciones de teledetección, no se puede asumir que los datos de entrenamiento y validación sean correctos. Este hecho es herencia de las circunstancias concretas en las que se enmarca el presente proyecto, las cuales se pueden consultar en Cánovas *et al.*, 2009. Estas se pueden resumir en que la clasificación llevada a cabo en esta investigación se enmarca en un estudio histórico, en el que se pretende obtener un mapa de coberturas del suelo de la Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS) cada año, desde 1976 hasta 2011. Esto ha obligado a emplear un conjunto de áreas de entrenamiento y validación comunes a todas las imágenes, optando por la selección de áreas que no hayan variado su cobertura durante todo el periodo de estudio, que son más de 30 años. De esta manera de proceder se derivan algunas consecuencias:

- No es posible la realización de trabajo de campo de cara a identificar las coberturas presentes en las áreas de entrenamiento y validación, por lo que solo es posible el empleo de fuentes auxiliares (Cánovas *et al.*, 2009).
- La selección de las áreas de validación no se ha llevado a cabo mediante un muestreo probabilístico.
- Existe una incertidumbre relativamente alta en cuanto a la veracidad de la cobertura presente en cada área de validación y entrenamiento.

## 2 MATERIAL Y MÉTODOS

### 2.1 Área de estudio

El ámbito territorial del trabajo es la DHS, la cual está ubicada en el sureste del territorio español y comprende el territorio de las cuencas hidrográficas que vierten al mar Mediterráneo entre la desembocadura del río Almanzora y la margen izquierda de la Gola del Segura en su desembocadura; además, la cuenca hidrográfica de la Rambla de Canales y las endorreicas de Yecla y Corral-Rubio.

Cuenta con una superficie aproximada de 18.870 km<sup>2</sup> y se extiende por cuatro comunidades autónomas (figura 1).

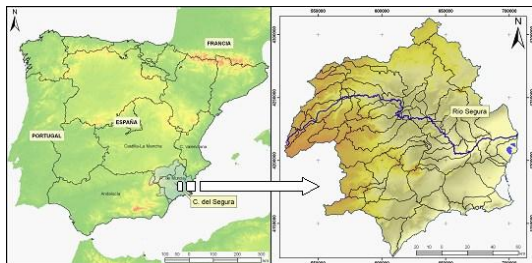


Figura 1. Situación de la DHS.

En la DHS, en contra de visiones simplificadas que la conciben como un territorio semiárido relativamente homogéneo, existe en realidad una muy rica diversidad geográfica y climática, que da a lugar a ambientes hidrológicos muy diferenciados entre sí, los cuales se pueden consultar en la memoria del plan Hidrológico de la Cuenca del Segura vigente en la actualidad (Confederación Hidrográfica del Segura, 1998).

## 2.2 Datos utilizados

El programa *Landsat* ha constituido el proyecto más fructífero de teledetección espacial desarrollado hasta el momento. La buena resolución de sus sensores, el carácter global y periódico de la observación que realizan y su buena comercialización, explican su profuso empleo por expertos de muy variados campos en todo el mundo (Chuvieco, 2007). Aunque la tecnología de los sensores a bordo de los satélites *Landsat* ha sido superada con creces, es innegable la utilidad del archivo histórico de este programa espacial para estudios que abarquen un periodo temporal relativamente amplio, como es aquel en el que se inserta la presente investigación.

Las escenas usadas en este proyecto fueron tomadas por el satélite *Landsat 5* en la primavera y verano del año 2003 y corresponden al *path* 199 y 200 y *row* 33 y 34. Estas escenas solo cubren 17.945 km<sup>2</sup> de los 18.870 km<sup>2</sup>, lo que supone el 95,1% de la superficie total de la demarcación hidrográfica.

El conjunto de técnicas de preprocesado utilizadas puede consultarse en Alonso *et al.*, 2010.

## 2.3 Software utilizado

GRASS es un SIG de código abierto, estructurado modularmente y que proporciona un gran número de módulos para el procesamiento de imágenes multispectrales (Mitasova y Neteler, 2002, Neteler *et al.*, 2012).

R (Salas, 2008; R Development Core Team, 2009) es un programa estadístico y un lenguaje de programación de uso libre, de distribución gratuita y de código abierto, desarrollado como un gran proyecto colaborativo por estadísticos de diversos países y procedentes de diversas disciplinas. R también es un programa basado en funciones, en el que se puede acceder a todos los procedimientos y opciones a través de sintaxis computacional. Fue oficialmente presentado en 1997 y se distribuye bajo licencia GPL.

El programa utilizado para el tratamiento digital de las imágenes ha sido GRASS debido a la experiencia del equipo de trabajo con este software y a la potencia que tiene a la hora de automatizar tareas y aplicar procedimientos de trabajo en forma de *script*. La alta integración con R permite utilizar este último para implementar métodos sofisticados de análisis de datos y gráficos avanzados a partir de los datos de GRASS. En concreto R se ha utilizado para la ejecución de los métodos de clasificación procedentes del ámbito de la minería de datos.

## 2.4 El esquema de clasificación

El esquema de clasificación es el conjunto de clases en las que se pretende categorizar la zona de estudio y a las que puede ser asignado cada elemento del mapa temático, cada píxel de la imagen. Es un aspecto fundamental de todo el proceso de análisis efectuado sobre las imágenes.

Las categorías que forman el esquema de clasificación empleado en esta investigación son: 1) Bosque; 2) Matorral; 3) Arbóreo de secano; 4) Arbóreo de regadío; 5) Herbáceo de secano; 6) Herbáceo de regadío; 7) Urbano; 8) Agua; 9) Vid; y 10) Suelos alterados.

## 2.5 Incorporación de información adicional al proceso de clasificación

Se ha incorporado información textural, esta representa la variación espacial del brillo de una imagen (Berberoglu *et al.*, 2007). Según estos autores, la utilización de este tipo de información resulta especialmente interesante en paisajes mediterráneos debido a la gran variedad y fragmentación de patrones espaciales.

Si las características espectrales del conjunto de clases seleccionado no permiten garantizar la separabilidad entre éstas, la información textural puede introducir información adicional que incremente la separabilidad de las clases.

En los últimos años se ha experimentado con el uso de información textural en teledetección; se trata del cálculo, píxel a píxel, de índices texturales que cuantifican los criterios texturales cualitativos tradicionales de la fotointerpretación.

Para el cálculo de las capas de información textural se ha utilizado la función semivariograma como indicador de la variación espacial del brillo en torno a un píxel:

$$\gamma = \frac{\sum_{i=1}^4 (b - b_i)^2}{8} \quad (1)$$

Donde  $b$  hace referencia al valor en la celdilla analizada de la banda de que se trate,  $b_i$  hace referencia al valor en las cuatro celdillas vecinas (norte, sur, este y oeste).

Este índice se ha aplicado a dos bandas obtenidas a partir de los valores de reflectividad:

- Primer componente de un PCA con las bandas de reflectividad, que aparece relacionado con un albedo medio ponderado de la imagen.
- Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI).

## 2.6 Los algoritmos de clasificación

La clasificación supervisada parte de un grupo de elementos pertenecientes a la imagen, conocidas como áreas de entrenamiento, de los que se conoce con un nivel de exactitud alto la clase a la que pertenecen dentro del esquema de clasificación previamente definido. La clasificación del conjunto de la imagen es el proceso por el que a cada elemento contenido en la imagen se le asigna una categoría basándose en los atributos contenidos en las áreas de entrenamiento. La clasificación supervisada fuerza el resultado para que se corresponda con coberturas del suelo definidas por el usuario, y por tanto, de su interés, pero no garantiza que las clases sean separables desde el punto de vista estadístico (Rees, 2005).

El algoritmo de máxima verosimilitud es el más empleado en clasificación digital de imágenes de teledetección. Este método se basa en considerar que los valores de los datos pertenecientes a una misma clase presentan una variación natural que sigue una distribución teórica bien conocida (Sobrino, 2000). Esta hipótesis de trabajo permite describir cada clase por una función de probabilidad, a partir de su vector de medias y matriz de varianza-covarianza. Esa función estima la distribución real de los valores en esa clase, por lo que sirve para calcular la probabilidad de que un píxel (con un determinado ND) sea miembro de ella (Chuvienco, 2007). El cálculo se realiza para todas las clases que intervienen en la clasificación, asignando el píxel a aquella que maximice la función de probabilidad. Si bien el MLC es el más ampliamente utilizado en clasificación digital de

imágenes, sus limitaciones en cuanto al cálculo y la exigencia de contar con una distribución normal multivariante en cada clase, hacen que se hayan buscado criterios alternativos menos sensibles a esos requisitos.

Las ANN son una técnica de aprendizaje automático inspirada en la forma en que funciona el sistema nervioso de los animales. En una red neuronal, cada una de las variables descriptoras de un objeto (capa de entrada) se multiplica por unos pesos (capa oculta) que van variando durante la fase de aprendizaje hasta llegar a la solución buscada (capa de salida). Una vez obtenidos los pesos correspondientes a las distintas variables, la red neuronal se puede aplicar a casos distintos de los utilizados en el aprendizaje para obtener la salida deseada (Recio, 2009).

Las ventajas principales de las redes neuronales frente a otros métodos de clasificación son que no requieren una distribución normal de los datos y su habilidad para adaptarse a patrones complejos y no lineales (Jensen, 2004).

La estructura de una red neuronal aplicada a la clasificación de imágenes está formada normalmente por tres capas (Recio, 2009):

- Una capa de entrada que puede estar formada por datos de reflectividad en unas determinadas bandas espectrales, datos de textura, características extraídas de un modelo de elevaciones, etc.
- Una o varias capas ocultas que permiten la simulación de patrones no lineales en los datos de entrada.
- Una capa de salida que contiene las clases contenidas en la leyenda de la clasificación.

En una red neuronal ya entrenada, el conjunto de los pesos determina el conocimiento de esa red y permiten resolver el problema para el que ha sido entrenada. El paquete de R que se utiliza para el entrenamiento de la red neuronal es *nnet* (Venables y Ripley, 2002).

Uno de los métodos de clasificación más empleados en el ámbito de los árboles de decisión es el algoritmo CART, *Classification and Regression Trees* (Breiman, 1996). Se trata de una técnica no paramétrica que permite seleccionar, de entre un amplio conjunto de variables independientes, aquellas que mejor permiten discriminar la variable dependiente, sea ésta cuantitativa (regresión) o cualitativa (clasificación).

Un inconveniente de un modelo de clasificación con un único árbol es que resulta poco robusto, ya que para cada división pueden existir un conjunto de variables con una capacidad discriminante similar. De este modo, pequeñas modificaciones en los datos pueden generar modelos muy diferentes.

Para evitar este tipo de problemas, últimamente se ha prestado mucha atención al aprendizaje por conjuntos (*ensemble learning*), métodos que generan numerosos clasificadores y por algún procedimiento, más o menos complejo, agrupan los resultados de éstos en una clasificación final. Dos métodos bastante conocidos son *boosting* y *bagging* (Hernández *et al.*, 2004; Martínez, 2006; Sierra, 2006; Hastie *et al.*, 2009). En *bagging*, cada árbol se genera de forma independiente, utilizando un procedimiento de muestreo del conjunto inicial de entrenamiento. Finalmente, se utiliza un sistema de votos simple para realizar la predicción (Liaw y Wiener, 2002).

El algoritmo *Random Forest* fue propuesto por Breiman (2001), y añade un elemento de aleatoriedad al *bagging*. Además de generar cada árbol de decisión usando un subconjunto de elementos de entrenamiento diferente en cada iteración, cambia la forma por la que se genera la clasificación: en la creación de árboles de decisión con el algoritmo CART (Timofeev, 2004; Tso y Mather, 2009), cada nodo se divide utilizando el mejor umbral en todas las variables introducidas, mientras que en *Random Forest*, los nodos se dividen utilizando la mejor de las variables de una muestra aleatoria de éstas. Esta modificación, un tanto antiintuitiva, ha resultado ser una estrategia que ofrece muy buenos resultados frente a otros clasificadores con enfoques completamente diferentes o frente a otros algoritmos de árboles de decisión (Liaw y Wiener, 2002). Para la clasificación final de cada elemento, cada uno de los árboles aleatorios generados aporta un voto simple, asignándose finalmente la clase que más votos ha recibido. El paquete de R empleado para la aplicación de este algoritmo es *randomForest* (Liaw y Wiener, 2002).

Recientemente, se ha asistido al desarrollo de una familia de algoritmos denominados de forma genérica métodos *kernel*, los cuales han suscitado gran interés debido, en parte, al éxito alcanzado por el que se considera el primer método *kernel*: las SVM. La pieza fundamental de todo método *kernel* es la función *kernel*, que sirve como mecanismo de representación de la información de entrada al algoritmo.

Los fundamentos teóricos de las SVM se encuentran en los trabajos de Vapnik y otros autores sobre la teoría del aprendizaje

estadístico, desarrollados a finales de los 70. Pero es a mediados de los 90 cuando se da el salto de la formulación teórica a su aplicación práctica en problemas de reconocimiento de formas. A partir de este momento se ha experimentado un creciente interés por esta técnica, hasta el punto que, en la actualidad, las SVM constituyen un referente completamente establecido en las disciplinas del aprendizaje automático y la minería de datos. Los fundamentos matemáticos de las funciones *kernel* exceden las pretensiones de este trabajo, para su consulta se recomienda a Hernández *et al.* (2004) y Sierra Araujo (2006), en el caso de que se pretenda conocer su funcionamiento general, y a Camps-Valls y Bruzzone, 2009; y Tso y Mather, 2009, para el ámbito específico de teledetección. El paquete de R utilizado ha sido *e1071* (Dimitriadou *et al.*, 2011).

## 2.7 Combinación de clasificadores

Se han presentado varios algoritmos de clasificación; inicialmente, se puede suponer que algunos de ellos serán bastante precisos y de su aplicación se obtendrán resultados válidos, al menos aceptables. Sin embargo, en este trabajo se propone, siguiendo a Yu (2003), Alpaydin (2004) y a Tso y Mather (2009), que ningún algoritmo de clasificación independiente es el óptimo, que es posible obtener mejores resultados por la combinación de múltiples algoritmos que sean complementarios.

Existen dos puntos clave que afectan a la calidad final de un método con combinación de clasificadores, principalmente la elección de modelos lo suficiente diferentes y precisos y, posteriormente, la forma de combinación de los modelos (Martín, 2011).

Los métodos de votación son los más sencillos e intuitivos de estos últimos. La votación simple consiste en elegir la clase que más votos ha obtenido de todos los clasificadores utilizados. Mientras que el sistema de votos ponderados consiste en la asignación, a cada clasificador, de un coeficiente de ponderación (que se puede extraer de cualquier medida de exactitud global de la clasificación), de forma que se otorga mayor confianza a aquel clasificador que ha demostrado mayor acierto. Como medida de precisión, a la hora de establecer la ponderación, se ha utilizado el índice *kappa*.

## 2.8 Valoración de los resultados: error de clasificación

La tarea de validación de resultados se ha llevado a cabo analizando una serie de áreas de validación obtenidas del mismo modo que las áreas de entrenamiento pero que no fueron utilizadas para este fin. Esta forma de proceder



permite obtener una estimación realista de los errores a partir del cálculo de las matrices de confusión y de los indicadores que se desprenden de ella. Como aproximación general del resultado de la clasificación se ha utilizado el índice de fiabilidad y el índice *kappa* (Congalton y Green, 2008).

## 2.9 Aplicación

A la hora de aplicar los métodos de minería de datos (clasificación mediante ANN, *Random Forest* y SVM), ha resultado imposible cargar todos los píxeles de las áreas de entrenamiento como filas en una tabla. En lugar de ello, se ha optado por hacer 500 muestreos sobre las áreas entrenamiento de 5.000 píxeles (500 de cada clase), mientras que otra muestra de 20.000 píxeles en las áreas de validación se utiliza para determinar los errores. Para cada muestreo se realiza una clasificación mediante cada una de las técnicas de minería de datos solamente en las áreas de validación. Posteriormente, se han agrupado de forma aleatoria en grupos de 1, 2, 3, ..., hasta 500 muestreos, obteniendo, a partir de cada grupo, una clasificación por votación para evaluar el cambio del índice *kappa* en función del número de simulaciones realizadas.

A continuación, se emplea el número de simulaciones con las que se consigue el valor de *kappa* más elevado para obtener una clasificación de todo el área de trabajo con cada uno de los métodos. La clasificación final para cada método se obtiene, entonces, con un procedimiento de votación entre las 25 simulaciones que es el número de simulaciones con el que mayor índice *kappa* se obtiene.

Se generan dos clasificaciones más mediante procedimientos de votación:

- Clasificación mediante votación simple.
- Clasificación mediante votación en la que, a cada uno de los 4 métodos, se le asigna un número de votos igual al valor obtenido en el índice *kappa*.

A parte de realizar la clasificación de coberturas del suelo utilizando distintos criterios, se pretende determinar la influencia que los píxeles de las áreas de validación erróneos tienen en la clasificación, por lo que se lleva a cabo un experimento consistente en evaluar, para cada píxel de las áreas de validación, cuántas veces ha sido correctamente clasificado en las clasificaciones con técnicas de minería de datos, utilizando los datos obtenidos en cada una de las clasificaciones generadas con los muestreos realizados al comienzo del trabajo.

A la vista de los resultados, que indican un importante número de píxeles mal clasificados en

la mayoría de las simulaciones y utilizando las 25 simulaciones realizadas para las clasificaciones finales, se asigna, a cada celdilla de las áreas de validación, una puntuación que es la suma del número de clasificaciones correctamente realizadas (25 con ANN, 25 con *Random Forest* y 25 con SVM), más 25 puntos si han sido correctamente clasificados mediante máxima verosimilitud (aunque solo hay una clasificación por máxima verosimilitud, se le otorgan 25 puntos para mantener a los cuatro métodos en igualdad de condiciones).

Finalmente, se recalcula el índice *kappa* eliminando aquellas celdillas que no han sido clasificadas correctamente en ningún caso, en un caso, en dos, etc., calculando, de esta forma, la influencia que, sobre cada método, tiene el hecho de eliminar los píxeles dudosos.

Por último, se realiza la validación y determinación de errores de las diferentes clasificaciones generadas.

## 3 RESULTADOS

En la figura 2 se tienen los gráficos de evolución del índice *kappa* en función del número de muestreos agrupados aleatoriamente. Cada muestreo supone una clasificación distinta, de modo que, al agrupar los muestreos, las clasificaciones se combinan obteniendo una clasificación por votación, que es a la que se le calcula el índice *kappa*. Los grupos están compuestos desde 1 hasta 500 muestreos y, como puede observarse, entorno a las 25 simulaciones en los tres sistemas clasificadores se llega al valor máximo, pues a partir de 25 muestreos comienza una meseta, de manera que al aumentar el número de muestreos no mejora el índice *kappa*. Solo se muestran los primeros 100 muestreos para facilitar la visualización del gráfico.

También se incluye un gráfico que muestra para cada píxel de las áreas de validación cuántas veces ha sido correctamente clasificado mediante ANN, *Random Forest* y SVM, utilizando los datos obtenidos para cada una de las clasificaciones de los 500 muestreos con cada método, realizados al comienzo del trabajo (figura 3).

En el gráfico se observan dos concentraciones: una principal que muestra que la mayoría de píxeles de las áreas de validación han sido clasificados correctamente en la mayor parte de las clasificaciones y una concentración secundaria que refleja un grupo de píxeles que no han sido bien clasificado en ninguno de los casos.

Unas áreas de validación sin errores, generarían un gráfico con una concentración



mayoritaria de píxeles en la zona donde éstos se clasifican de forma correcta en la mayoría de simulaciones, con dispersión hacia la zona de mala clasificación.

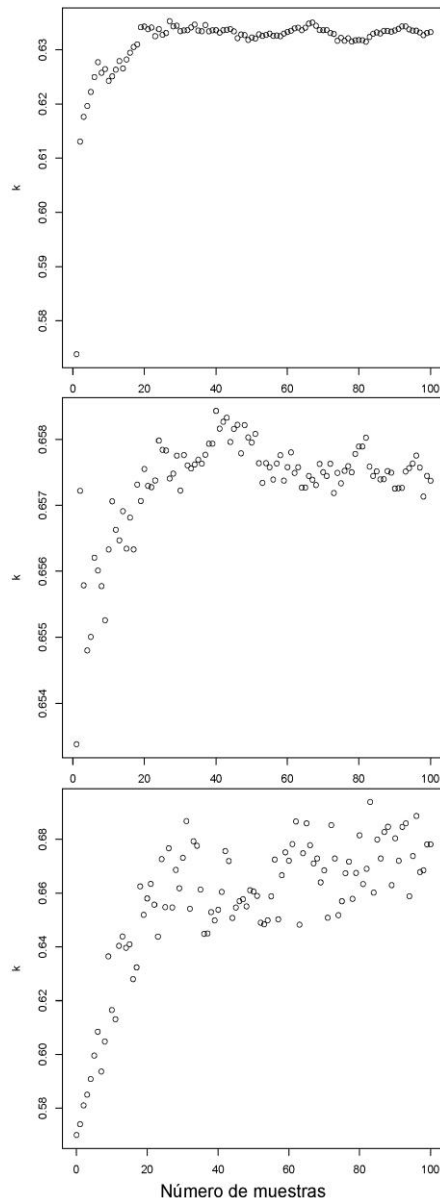


Figura 2. Índice kappa según número de muestreos.

El mapa representado en la figura 4 es el resultado del siguiente paso en el experimento: asignar a cada uno de los píxeles de las áreas de validación una puntuación igual a la suma del número de veces que ha sido correctamente clasificada (25 con ANN, 25 con *Random Forest* y 25 con SVM), más 25 puntos si han sido correctamente clasificados MLC, con el objetivo de comprobar si existe algún patrón espacial.

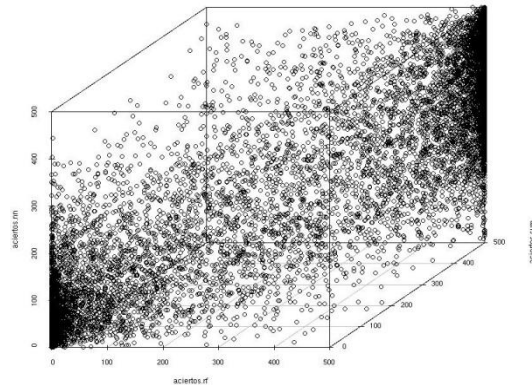


Figura 3. Píxeles de validación correctamente clasificados.

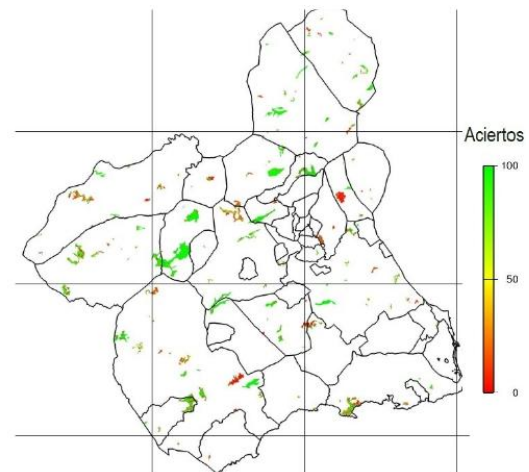


Figura 4. Mapa de los píxeles de validación clasificados según la puntuación de aciertos.

Lo más interesante que se puede observar en este mapa es cómo los píxeles peor clasificados y, por tanto, con una puntuación más baja, no se presentan con una distribución espacial al azar, sino que están formando agrupaciones. Esto posiblemente se deba a una mala definición de las áreas de validación, dado que, o bien no son lo suficiente homogéneas (aquellas en las que aparecen manchas interiores de píxeles mal clasificados) o simplemente no son lo bastante representativas de las clases que definen (cuando un área de validación en su mayor parte aparece ocupada por celdillas mal clasificadas).

En la figura 5 se observa cómo evoluciona el índice kappa para cada método al eliminar sucesivamente los píxeles dudosos. También se representa la proporción de píxeles que se mantienen en el cálculo del mismo.

Al haber recalculado kappa eliminando las celdillas que no han sido clasificadas correctamente en ningún caso, en un caso, dos,

etc., se observa cómo el índice aumenta desde los valores más bajos, los cuales se dan al utilizar todos los píxeles para su cálculo, es decir, cuando se mantienen incluso las celdillas que no han sido clasificadas correctamente en ninguna de las simulaciones, hasta valores cercanos al 1 (que para este índice supone una clasificación perfecta), cuando se utilizan solo aquellos píxeles menos conflictivos, lo que supone una proporción de píxeles utilizados entorno al 70%.

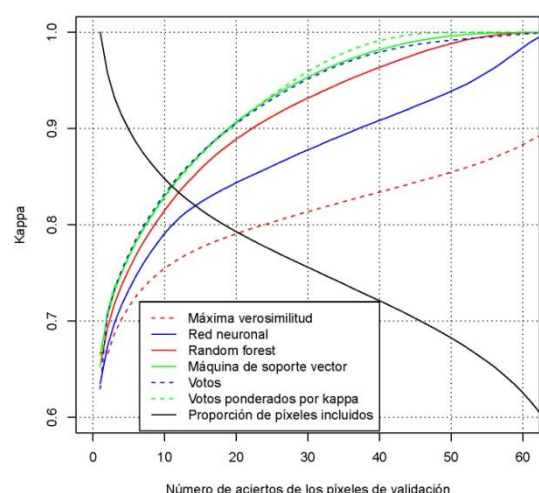


Figura 5. Evolución del índice kappa en función del número de aciertos en los píxeles de validación.

Al ir eliminando los píxeles dudosos se observa el verdadero potencial de los métodos, mejorando el comportamiento de todos ellos. El método de máxima verosimilitud es el que presenta una mejora menos evidente y está muy por debajo del resto. Dentro de los métodos englobados en la minería de datos, la mejora más moderada se da en las ANN, mientras que es destacable el comportamiento de las SVM, pues su curva se sitúa al mismo nivel que los métodos basados en votaciones, pero cuando se eliminan las áreas con 25 aciertos aproximadamente, la votación ponderada supera a las SVM.

La valoración cuantitativa del resultado de la clasificación se lleva a cabo por medio de las matrices de confusión, y muy especialmente de los estadísticos por clases que se derivan de ellas.

Es importante comentar, como aspecto global de todas las matrices, que la mayor parte de los errores se producen por confusiones entre clases similares, es decir, con una respuesta espectral muy similar, por lo que son muy difíciles de distinguir para cualquier procedimiento de clasificación.

A nivel general, las clases peor clasificadas son:

- En relación a los errores de comisión, los valores más altos se dan en suelos alterados, donde la confusión se produce sobre todo con matorral; arbóreo de regadío, donde la confusión se produce con herbáceo de regadío y, en menor medida, con herbáceo de secano y, por último, arbóreo de secano, donde la confusión se da con herbáceo de secano.
- En relación a los errores de omisión, los valores más bajos se dan en agua, donde la confusión se produce principalmente con el bosque y en arbóreo de regadío, donde los errores por omisión se producen con el arbóreo de secano.

Por otro lado, las clases mejor clasificadas en la mayoría de los métodos son bosque y matorral, teniendo en cuenta tanto la exactitud del usuario como la del productor.

Es reseñable la clase suelos alterados, pues presenta una de las mejores exactitudes del productor mientras que tiene la peor exactitud del usuario de todas las clases.

A partir de la información contenida en la tabla 1 se confirma que, al aumentar el índice kappa, los errores cometidos por los métodos se reducen, así como que la combinación de diferentes paradigmas en un método único hace que se suavicen los errores de los clasificadores base de los que están compuestos, ya que para ninguna cubierta, la clasificación por votación simple o la clasificación por votación ponderada presentan el error más grave y para muchas de ellas cometen el error mínimo de entre todos los métodos.

En la figura 6 se tiene el mapa de coberturas obtenido tras la clasificación por votación ponderada por el índice kappa.

Al realizar un examen visual de los resultados no se observa ningún artefacto extraño en las clasificaciones. En las grandes sierras como Sierra Espuña o Carrascho predomina el bosque, al igual que en la zona noroeste. Las zonas de agua como las lagunas de la zona de la desembocadura se encuentran bien diferenciadas, al igual que la zona final de La Manga en el entorno de las salinas de San Pedro. En la vega del Segura y huerta de Murcia dominan los cultivos de regadío, mientras que en la zona norte se concentra la vid. En la vega del Guadalentín predominan los herbáceos de regadío y las zonas mineras de La Unión se encuentran bien clasificadas como suelos alterados.

Las mayores diferencias se observan en la clasificación por máxima verosimilitud respecto al resto. Zonas de agua, como el embalse del

Cenajo, son clasificadas como suelos alterados, mientras que el resto de métodos lo hacen bien.

ERRORES DE OMISIÓN						
	MLC	ANN	RF	SVM	VS	VPK
Bosque	11,6	9,2	9,0	9,7	10,0	9,1
Matorral	30,4	25,5	27,4	25,3	24,7	25,00
Arb.Sec.	44,9	42,7	42,3	42,7	42,5	41,1
Arb.Reg.	50,3	53,2	53,7	49,4	53,1	50,6
Herb.Sec.	41,1	55,7	46,6	43,3	44,7	44,2
Herb.Reg.	50,1	39,8	36,7	38,3	35,8	37,5
Urbano	29,3	27,0	37,0	27,0	28,5	27,6
Agua	62,9	62,4	62,4	62,4	62,4	62,4
Vid	37,2	38,1	40,5	41,3	35,1	38,2
Suelo Al.	19,8	26,9	16,8	13,2	12,9	13,5

ERRORES DE COMISIÓN						
	MLC	ANN	RF	SVM	VS	VPK
Bosque	12,9	10,7	9,9	9,5	9,3	9,7
Matorral	22,3	20,2	19,6	19,7	19,4	18,9
Arb.Sec.	76,7	79,1	77,2	76,2	74,6	76,0
Arb.Reg.	81,4	80,7	75,5	76,9	73,9	76,3
Herb.Sec.	19,9	17,0	19,5	21,3	18,1	19,1
Herb.Reg.	19,9	22,5	21,0	14,1	19,2	15,7
Urbano	39,9	43,0	43,5	43,7	40,6	41,5
Agua	2,6	33,7	39,1	26,1	30,2	24,3
Vid	64,5	65,8	66,0	63,9	66,0	63,6
Suelo Al.	81,7	79,6	79,2	75,8	80,5	76,4
I. fiabilid	0,71	0,72	0,73	0,74	0,74	0,75
I. kappa	0,63	0,64	0,66	0,67	0,67	0,67

Tabla 1. Estadísticos de exactitud derivados de las matrices de confusión (RF: Random Forest; VS: votación simple; VPK: votación ponderada por índice kappa).

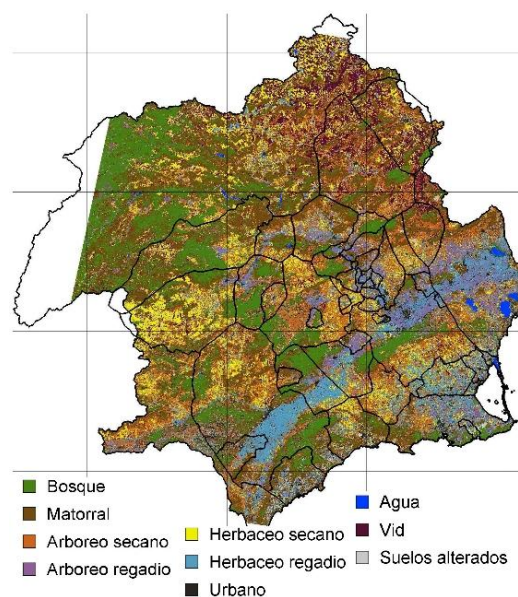


Figura 6. Clasificación de de coberturas mediante votación ponderada por índice kappa.

## 4 DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Teniendo en cuenta los condicionantes del proyecto, los resultados obtenidos por los distintos clasificadores son aceptables, pues, en líneas generales, todos los métodos han clasificado los diferentes usos de forma coherente.

En relación al índice *kappa*, a priori se podría esperar una mayor diferencia entre el método de máxima verosimilitud y las técnicas de minería de datos. Esto se puede deber a que en estos últimos, en la fase de entrenamiento únicamente se ha empleado una fracción de toda la información disponible, de modo que el método MLC posee mucha más información a la hora de caracterizar numéricamente cada una de las clases propuestas, que los tres métodos procedentes del ámbito de la minería de datos. Por otro lado, Yuan (2002) indica que las técnicas de minería de datos parecen ser muy sensibles a la calidad de las áreas de entrenamiento, ya que no se basan en estadísticos-resumen sino en toda la muestra, de manera que los valores anómalos no resultan filtrados de ningún modo.

Con respecto al primer problema, será conveniente plantear estrategias que permitan la incorporación de toda la información existente de cara al entrenamiento de los clasificadores. En este sentido, cabe mencionar el *análisis de imágenes basado en objetos* (OBIA, por sus siglas en inglés), ya que al realizar la

segmentación de la imagen se reduce en órdenes de magnitud el número de casos con los que se cuenta, además de aumentar considerablemente el número de variables explicativas disponibles (Cánovas, 2012).

Entre los aspectos más destacables del trabajo es de destacar el experimento final para determinar la influencia y distribución espacial de los píxeles erróneos en el proceso de validación. Aquellos píxeles que han sido clasificados de forma incorrecta en la mayoría de simulaciones generan un cálculo del índice *kappa* distorsionado, pudiéndose suponer que sus asignaciones a clases por parte de un fotointérprete, se han realizado de forma errónea.

Este resultado presenta cierto interés. Por un lado, si se pretende llevar a cabo un estudio histórico, como aquel en el que se enmarca el presente trabajo, en el que se genere un mapa de coberturas anual, durante una serie de 34 años (de 1977 a 2011) es completamente inviable la selección de un conjunto distinto de áreas de entrenamiento y validación para cada año. La solución adoptada ha sido la búsqueda de parcelas en las que se pueda asumir, a partir de información auxiliar, que no se ha producido un cambio de cobertura en dicho periodo. Pero tampoco es viable comprobar este supuesto en cada uno de los años apoyándose en los datos multispectrales empleados para la clasificación. A partir de los resultados obtenidos en esta investigación se plantea la hipótesis de que la metodología propuesta puede ser una forma válida para localizar las áreas de entrenamiento o validación erróneamente asignadas a clase por un fotointérprete en un estudio histórico, en el que no es posible la comprobación en campo de las áreas dudosas, y en el que la única forma viable de cuestionarlas es observando la predicción que sobre ellas realizan varios algoritmos de clasificación supervisada.

## BIBLIOGRAFÍA

- Alonso, F., Gomariz, F. y Cánovas, F. 2010. Análisis temporal de los usos del suelo en la Cuenca del Segura mediante teledetección. Implicaciones sobre la degradación, *Cuaternario y Geomorfología*, 24, 73-88.
- Alpaydin, E. 2004. *Introduction to Machine Learning*, MIT, 415 pp.
- Berberoglu, S., Curran, P.J., Lloyd, C.D. y Atkinson, P.M. 2007. Texture classification of Mediterranean land cover, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 9, 322-334.
- Breiman, L. 1996. Bagging Predictors, *Machine Learning*, 24, 123-140.
- Breiman, L. 2001. Random Forest, *Machine Learning*, 45, 5-32.
- Camps-Valls, G. y Bruzzone, L. 2009. *Kernel Methods for Remote Sensing Data Analysis*, Wiley, 414 pp.
- Cánovas, F., Moreno, J., Gomariz, F. y Alonso, F. 2009. *Utilización de software libre para el análisis de la evolución de usos del suelo en la Cuenca del Segura mediante teledetección*, III Jornadas de SIG Libre, Girona, 13 pp.
- Cánovas, F. 2012. *Análisis de imágenes basado en objetos (OBIA) y aprendizaje automático para la obtención de mapas de coberturas del suelo a partir de imágenes de muy alta resolución espacial. Aplicación en la Unidad de Demanda Agraria nº28, Cabecera del Argos*, tesis doctoral, Universidad de Murcia, 332 pp.
- Chuvieco, E. 2007. *Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el Espacio*, Ariel, 586 pp.
- Confederación Hidrográfica del Segura. 1998. *Plan Hidrológico de la cuenca del Segura*, informe técnico.
- Congalton, R. y Green, K. 2008. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data. Principles and Practices*, CRC Press, 192 pp.
- Dimitriadou, E., Hornik, K., Leisch, F., Meyer, D. y Weingessel, A. 2011. *e1071: Misc Functions of the Department of Statistics (e1071)*, TU Wien, R package version 1.6.
- Hastie, T., Tibshirani, R. y Friedman, J. 2009. *The Elements of Statistical Learning: Data Mining, Inference, and Prediction*, Springer, 745 pp.
- Hernández, J., Ramírez, M. y Ferri, C. 2004. *Introducción a la minería de datos*, Pearson Prentice Hall, 656 pp.
- Jensen, J. 2004. *Introductory Digital Image Processing*, Prentice Hall, 544 pp.
- Liaw, A. y Wiener, M. 2002. Classification and Regression by randomForest, *R News*, 2, 18-22.
- Martín, J. 2011. *Clasificación de usos del suelo en la Cuenca del Segura mediante técnicas de minería de datos*, tesis de máster, Universidad de Murcia, 92 pp.
- Martínez, G. 2006. *Clasificación mediante conjuntos*, tesis doctoral, Universidad Autónoma de Madrid, 162 pp.
- Mitasova, H. y Neteler, M. 2009. *Freedom in geoinformation science and software development: A GRASS GIS contribution*,



- Proc. of the Open Source Free Software GIS - GRASS users conference 2002, Trento, 13 pp.
- Neteler, M., Bowmanb, M., Landa, M. y Metz, M. 2012. GRASS GIS: A multi-purpose open source GIS, *Environmental Modelling & Software*, 31, 124-130.
- R Development Core Team. 2009. *R: A language and environment for statistical computing*, R Foundation for Statistical Computing, 1706 pp.
- Recio, J. 2009. *Técnicas de extracción de características y clasificación de imágenes orientada a objetos aplicadas a la actualización de bases de datos de ocupación del suelo*, tesis doctoral, Universidad Politécnica de Valencia, 289 pp.
- Rees, G. 2005, *The Remote Sensing Data Book*, Cambridge University Press, 262 pp.
- Salas, C. 2008. ¿Por qué comprar un programa estadístico si existe R?, *Ecología Austral*, 18, 223-231.
- Sierra, B. (ed). 2006. *Aprendizaje automático: conceptos básicos y avanzados*, Pearson Prentice Hall, 483 pp.
- Sobriño, J.A. (ed). 2000. *Teledetección*, Servicio de Publicaciones de la Universidad de Valencia, 467 pp.
- Timofeev, R. 2004. *Classification and Regression Trees (CART) Theory and Applications*, tesis de máster, Humboldt University, 39 pp.
- Tso, B. y Mather, P. 2009. *Classification Methods for Remotely Sensed Data*, Springer, 495 pp.
- Venables, W. y Ripley, B. 2002. *Modern Applied Statistics with S*, Taylor & Francis, 347 pp.
- Yu, X. 2003. *Feature Selection and Classifier Ensembles: A Study on Hyperspectral Remote Sensing Data*, tesis doctoral, Universidad de Antwerp, 114 pp.
- Yuan, H. 2002. *Development and Evaluation of Advanced Classification Systems using Remotely Sensed Data for Accurate Land-Use/Land-Cover Mapping*, tesis doctoral, North Carolina State University, 235 pp.





# El papel del estándar WPS en la arquitectura orientada a servicios en SIG

D. Oliveros<sup>1</sup> y J. Bosque<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Indra Sistemas. Departamento Geoespacial y Movilidad.

<sup>2</sup>Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá.

doliverosescribano@yahoo.es

## RESUMEN

*En los Sistemas de Información Geográfica se está pasando progresivamente de utilizar sistemas autónomos a utilizar sistemas orientados a servicios debido a las ventajas de estos últimos, entre las que se encuentra la interoperabilidad. El uso de estándares es fundamental para conseguir la interoperabilidad y, por ese motivo, el Open Geospatial Consortium (OGC) se encarga de promover los estándares en las tecnologías de la información geográfica. Web Processing Service (WPS) surge dentro del OGC con el objetivo de estandarizar la oferta de servicios de procesamiento geográfico a través de Internet. En este trabajo se pretende analizar qué papel tiene WPS dentro de la arquitectura orientada a servicios en los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y estudiar su posible función en el futuro. Para ello, se ha llevado a cabo una doble estrategia. Por un lado, se tendrán en cuenta los avances tecnológicos actuales en cuanto a orientación a servicios analizando en qué situación se encuentra WPS ante los mismos. Por otra parte, se estudiará qué aplicaciones del servicio WPS está desarrollando la comunidad SIG, ya que analizar la motivación que lleva a utilizar WPS, nos puede mostrar cuál es el rol que tiene este estándar en la arquitectura orientada a servicios.*

## PALABRAS CLAVE

SIG, OGC, WPS, orientación a servicios.

## ABSTRACT

*Concerning geographic information systems (GIS), stand-alone systems are increasingly giving way to service-oriented systems owing to their advantages, among which is Interoperability. The use of standards is essential to achieve interoperability and that is why the Open Geospatial Consortium (OGC) is responsible for promoting these standards in geographic information technologies. The Web Processing Service (WPS) emerged from the OGC with the one objective of standardizing the range of geographic processing services on the Internet. This essay tries to analyze the role of WPS in the service-oriented architecture in GIS and study its potential role in the future. In order to achieve this goal, a double strategy has been carried out. On the one hand the current technological advances relating to service orientation will be taken into account; analyzing, at the same time, in what situation WPS is in connection with them. On the other hand, the diverse WPS applications developed by the GIS community will be studied; since the study of the motivation which leads to the use of WPS can show us the role that this standard plays in the service-oriented architecture.*

## KEY WORDS

GIS, OGC, WPS, Service-oriented

## 1 INTRODUCCIÓN

Los avances en las Ciencias de la Información Geográfica han estado íntimamente ligados al desarrollo tecnológico (Yang *et al.*, 2010). Concretamente, el continuo progreso en las Tecnologías de la Información y de las Comunicaciones (TICs) ha permitido la evolución de los Sistemas de Información Geográfica.

Si hacemos una mirada retrospectiva a la evolución que han seguido los SIG, veremos cómo se ha pasado progresivamente de utilizar sistemas autónomos, denominados stand-alone en su nomenclatura anglosajona, a emplear una arquitectura orientada a servicios. En los sistemas stand-alone existe un alto acoplamiento con los datos, es decir, todo forma una unidad. Sin embargo, en la orientación a servicios existe interoperabilidad entre diversos sistemas distribuidos. Según el Institute of Electrical and Electronics Engineers IEEE, la interoperabilidad es la habilidad de dos o más sistemas para intercambiar información y utilizar la información intercambiada (IEEE, 1990). Esta evolución hacia las arquitecturas orientadas a servicios no sólo ha sido motivada por el avance tecnológico, también ha influido el incremento de la demanda de Sistemas de Información Geográfica en muy diversos ámbitos (Alameh, 2002). La orientación a servicios tiene las siguientes ventajas:

- Interoperabilidad de aplicaciones software independientemente de las plataformas sobre las que se instalen.
- Se fomentan los estándares y, por tanto, se facilita su uso.
- Se permite, en cualquier momento, combinar diversos servicios ubicados geográficamente en distintos puntos.

Por otro lado, el uso de estándares es fundamental para conseguir la interoperabilidad que se mencionaba anteriormente (Borges, 2007). El Open Geospatial Consortium (OGC) es el consorcio que agrupa a organizaciones privadas y públicas y trabaja para facilitar el intercambio de información geográfica en beneficio de los usuarios (Oliveros, 2012). Para ello, definen estándares abiertos dentro de los cuales se encuentra el Web Processing Service (WPS).

Las Infraestructuras de Datos Espaciales son las encargadas de facilitar el acceso e interoperabilidad de los servicios geográficos distribuidos. Ya existen estándares bastante maduros como son Web Map Service (WMS) ó Web Featuring Service (WFS), los cuales ofertan información geoespacial mediante imágenes e imágenes editables, respectivamente. En cuanto

a WPS, su función es ofertar servicios de geoprocésamiento distribuido.

Si observamos la figura 1, podemos ver cómo el número de servicios WPS registrados en la Infraestructura de Datos Espaciales de España, es mucho menor a la de los servicios WFS y WMS. Esto puede ser un indicativo del menor grado de madurez de este estándar.

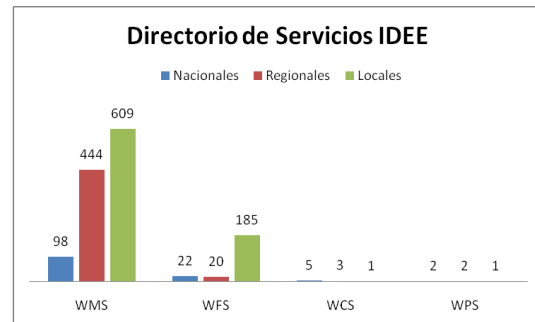


Figura 1. Directorio de Servicios IDEE (Oliveros, 2012).

El objetivo de este trabajo es estudiar el papel que juega el estándar WPS dentro de la arquitectura orientada a servicios en SIG. Para ello se hará una doble revisión:

- Por un lado, se tendrán en cuenta los avances tecnológicos actuales en cuanto a orientación a servicios y ver en qué situación se encuentra WPS ante los mismos. Como ya se comentó al principio de este punto, los avances tecnológicos guían, en cierta manera, los progresos en los Sistemas de Información Geográfica. Esta revisión se verá en el punto 2.
- Por otro lado, se verá qué aplicaciones del servicio WPS está desarrollando la comunidad SIG. Estudiar la motivación que lleva a utilizar WPS nos puede mostrar cuál es el rol que tiene este estándar en la arquitectura orientada a servicios. Esta parte se verá en el punto 3.

## 2 WPS

### 2.1 Definición

Como ya se ha comentado en el punto anterior, el servicio WPS surge dentro del consorcio OGC con el objetivo de estandarizar el ofrecimiento de servicios de procesamiento geográfico a través de Internet. Dicho estándar es relativamente reciente y su última versión estable es la 1.0.0 y es del año 2007. En esta última especificación se definen tres operaciones; todas ellas emplean XML como formato para el intercambio de datos. Dichas operaciones son:

- **GetCapabilities.** Devuelve un listado de los servicios disponibles.
- **DescribeProcess.** Describe en qué consiste cada uno de los servicios disponibles.
- **Execute.** Permite ejecutar el proceso a partir de unos parámetros de entrada.

El origen de datos de entrada para el servicio WPS puede ser diverso (datos en el propio servidor, servicios WFS ó WCS, extracción de datos de una geodatabase o embebidos como GML en la propia petición). En cuanto a los datos de salida, estos también pueden ser de distintos tipos (almacenados en el propio servidor, como servicio WMS, datos descargables WFS, WCS o ftp y objetos GML dentro de la respuesta).

## 2.2 Arquitecturas Software

Se puede ofertar cualquier tipo de proceso de carácter geoespacial como servicio WPS. Desde los algoritmos de análisis más sencillos hasta los modelos más complejos. Por tanto, puede existir mayor o menor granularidad. Al ofertar procesos más complejos se mejora la eficiencia pero se pierde en reutilización (Díaz *et al.*, 2008).

Masó y Pons (2008) estudian dos de las posibles arquitecturas que puede presentar un servicio WPS en función del punto de vista del usuario, del rendimiento y de la dificultad de implementación. Estas posibles arquitecturas son emplear un servidor de procesos en WEB y, por otro lado, un servidor de procesos remoto. Existen otras arquitecturas no tan centradas en el usuario y que implica la interacción directa entre servicios. Los procesos de negocio combinarán estos servicios mediante orquestación y coreografías. Estos tres tipos de arquitecturas se describen a continuación.

### 2.2.1 Servidor de procesos en WEB

En este caso todo se centra en el servidor, tanto almacén de datos como procesamiento. Es una arquitectura ligada a la Web 2.0 en la cual el usuario es, a la vez, suministrador y consumidor de datos. El acceso a la funcionalidad generalmente se realiza desde un cliente web.

### 2.2.2 Servidor de procesos remoto

En esta aproximación los datos se siguen manteniendo en el cliente, mientras que el servidor simplemente ejecuta el proceso y devuelve los resultados. Ante esta arquitectura es necesario un mayor ancho de banda ya que los datos de entrada y de salida no están disponibles en el servidor. Es necesario enviar la información de entrada desde el cliente al servidor a través de

la red. En este caso, se suele utilizar un cliente de escritorio.

### 2.2.3 Orquestación y coreografía de servicios

Las organizaciones están viviendo un cambio en sus sistemas de información. Actualmente, se busca dar la máxima importancia a los procesos de negocio y no a los datos que generan (De Soto y Cuervo, 2006). Muchas organizaciones necesitan combinar geoprocesamiento con otro tipo de procesos. Esta combinación se lleva a cabo a través de la orquestación y coreografía de servicios. La orquestación consiste en una interacción de servicios en los cuales uno de ellos controla el flujo de ejecución, mientras que la coreografía es más colaborativa. Los servicios WPS son el medio natural para la ejecución distribuida de los geoprocesos.

## 2.3 Tendencia actual en la orientación a servicios.

Desde un punto de vista técnico los servicios web pueden ser implementados de varias maneras. Dos de los tipos de servicios más usados actualmente son los servicios SOA (Service-Oriented Architecture), cuyo diseño implica un acoplamiento estrecho (utilizando XML como formato de intercambio de datos) y los servicios REST (REpresentational State Transfer) con un acoplamiento flexible, estos últimos más parecidos a la navegación web mediante enlaces ya que el cliente interactúa directamente con los recursos. SOA es más adecuado para la interconexión con otros servicios mientras que REST se adapta mejor para utilizarlos directamente desde una aplicación web, facilitando su uso (Jendrock *et al.*, 2012). Pero, ¿qué sucede con WPS? En el ámbito geoespacial se ha utilizado comúnmente el estilo SOA (Yang *et al.*, 2010) y WPS no es una excepción. En cuanto a REST, WPS no cumple completamente con todas las características propias de esta arquitectura (Granell *et al.*, 2012). Por tanto, existen deficiencias tecnológicas en el estándar WPS si se pretende utilizar el estilo REST en vez de SOA.

## 3 APLICACIONES DE WPS

Hasta ahora se ha realizado una revisión más técnica sobre WPS. A partir de aquí se mostrarán algunas de las aplicaciones de WPS que la comunidad SIG, principalmente española, ha realizado. Para cada una de ellas se mencionará el tipo de desarrollo, la tecnología empleada y porqué se eligió WPS para ofertar la funcionalidad, siendo esto último lo más importante dado el objetivo de este trabajo.

### 3.1 Procesamiento y accesibilidad de datos LiDAR

Siabato y Fernández-Rivas (2010) estudian algunas soluciones para el procesamiento remoto y la accesibilidad de datos LiDAR mediante el uso de WPS. Concretamente mencionan tres proyectos que son SDI-GRID, GEON y DielmoLiDAR. En los tres proyectos se integra WPS dentro de la arquitectura GRID con el fin de obtener una mayor capacidad de cómputo. Las principales motivaciones para utilizar WPS fueron, en este caso, por un lado, la limitación de procesamiento masivo de información en ordenadores personales y, por otro lado, el alto coste de licencias que conlleva utilizar software de escritorio propietario para el procesamiento.

### 3.2 Servicio de impresión de información geográfica

Los servicios WMS sólo permiten obtener imágenes, es decir, no están pensados para presentar la información cartográfica en un documento listo para ser impreso. Desde el Laboratorio de Bases de Datos de la Universidad de La Coruña (Fariña *et al.*, 2008) se utilizó WPS para permitir impresión cartográfica desde múltiples entornos. Las herramientas de generación de informes no están pensadas para incluir mapas y soluciones de escritorio, como gvSIG, permiten impresión pero sólo dentro del programa.

### 3.3 Modelos medioambientales. Predicción de incendios

Una de las principales amenazas medioambientales son los incendios forestales (De la Cita, 2009). En la Universitat Jaume I se ha realizado un proyecto cuyo objetivo es ofertar modelos medioambientales para analizar y modelar el comportamiento de cualquier incendio como servicio WPS (Trilles *et al.*, 2012). El servicio WPS tiene como datos de entrada el formato shapefile de ESRI y como datos de salida ofrece la predicción de riesgo de incendio obtenida en KML. Para el procesamiento se utiliza R, que es un lenguaje y entorno de programación para análisis estadístico y gráfico. En la figura 2 se muestran las entradas y salidas del sistema de predicción de incendios.

Los motivos principales que llevaron a los autores a usar WPS fueron, principalmente, la mejora de la interoperabilidad y el poner al alcance de todo el mundo unos modelos de predicción de riesgo de incendio. Se menciona también la importancia que tiene para la comunidad científica el poder compartir herramientas y resultados.

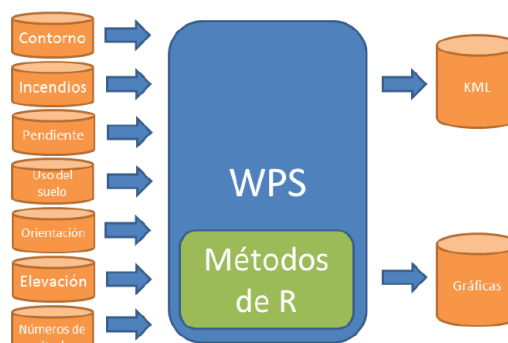


Figura 2. Entradas y salidas del sistema de predicción de incendios (Trilles *et al.*, 2012).

### 3.4 Resolución de topónimos

Una de las tareas más comunes dentro de los Sistemas de Información Geográfica es relacionar nombres de lugar con las coordenadas correspondientes. En el Laboratorio de Bases de Datos de la Universidad de La Coruña (Cerdeira-Pena, 2008) se ha realizado un servicio WPS para realizar resolución de topónimos. El servicio define dos operaciones. Una de ellas, *getAll*, permite obtener todas las posibles descripciones geográficas con el nombre de lugar consultado, ordenadas según un ranking de relevancia. La segunda operación, *getMostProbable*, filtra el resultado de la anterior devolviendo la descripción geográfica más importante. Además, ambas operaciones pueden ser parametrizadas de acuerdo con el nivel de detalle necesario en el resultado. La motivación que llevó a los autores a usar WPS fueron las ventajas propias de los servicios web tradicionales. Además, mencionan que WPS es apropiado para el desarrollo de nuevos procesos que están sometidos a cambios continuos. De esta forma, el usuario siempre accederá al último cambio realizado en el sistema.

### 3.5 Implantación de nuevas instalaciones eléctricas

Una de las labores que se llevan a cabo cuando se construyen nuevas instalaciones es ver la afección de dichas instalaciones sobre una serie de propiedades inmuebles. El documento resultante de la combinación de la información catastral, la información de afección de la nueva instalación y la información de propietarios de las parcelas se llama Relación de Bienes y Derechos afectados (RBD) (Moreno *et al.*, 2010). En Red Eléctrica de España han propuesto una metodología empleando WPS para generar RBDs. En este caso, la minimización en los plazos de ejecución y el aumento en la fiabilidad de los resultados fueron los motivos mencionados



por los autores a la hora de elegir el estándar WPS.

### 3.6 Generación automática de cartografía

El Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales del Parque Nacional de Doñana adquiere información sobre más de 100 indicadores de diferentes procesos ecológicos y el estado de multitud de especies de flora y fauna (Díaz-Delgado, 2010). En este caso, los autores han empleado WPS para representar gráficos temporales de tendencias poblacionales con las cartografías correspondientes seleccionadas por el usuario. Es decir, se permite la generación automática de datos y cartografía de forma dinámica, a partir de la filosofía de la Web 2.0.

### 3.7 Información meteorológica

Meteoclimatic es una gran red de estaciones meteorológicas automáticas no profesionales en tiempo real y un importante directorio de recursos meteorológicos. Parte de esta información posee carácter geográfico, lo que ha dado lugar a una nueva generación de datos llamada VGI (Volunteered Geographical Data). Esta información está accesible desde un entorno web, sin embargo, lo ideal sería que estuviesen accesibles a través de estándares OGC como Sensor Observation Service (SOS). Este estándar está especialmente indicado en casos en los que los datos de los sensores deben ser utilizados de forma interoperable. Desde la Universitat Jaume I se lleva a cabo un proyecto para permitir mejorar el acceso interoperable y multiplataforma a información geográfica (García-Martí et al., 2011). En este caso, se ha utilizado el estándar WPS para facilitar al usuario la incorporación al sistema de nuevos datos, siguiendo la directiva INSPIRE.

En la figura 3 se puede ver la arquitectura propuesta. GSF es un Servicio Web implementado como un Web Processing Service (WPS) del OGC que propone un punto de entrada único para la publicación de todo tipo de contenido en una IDE, disminuyendo la complejidad de tener que tratar con los diferentes interfaces y tecnologías a la hora de publicar nuevo contenido en una IDE. Por tanto, se ha presentado un sistema basado en estándares de OGC (entre ellos WPS) para la administración y consulta de datos de sensores.

### 3.8 Proyecto AWARE

El proyecto AWARE (A tool for monitoring and forecasting Available Water Resource) tiene como objetivo el desarrollo de herramientas novedosas para automatización de tareas de monitorización y predicción de la disponibilidad de agua y su distribución por aquellas cuencas

hidrográficas donde el deshielo es el factor más importante del balance de agua anual, una condición que tienen en común las cuencas de la región alpina (Granell y Gould, 2006).

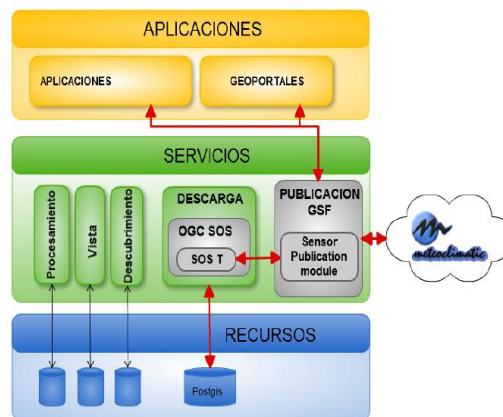


Figura 3. Arquitectura basada en INSPIRE extendida con el servicio de Publicación y, en particular, con el módulo de publicación de datos de sensores meteorológicos (García-Martí et al., 2011).

La Universitat Jaume I y el Institut Cartogràfic de Catalunya participan en el proyecto con el desarrollo de modelos ambientales de escorrentía como servicios geoespaciales con WPS (Díaz et al., 2008). Lo que motivó a usar la Orientación a Servicios y más concretamente WPS fue la interoperabilidad. Tradicionalmente, los hidrólogos necesitaban usar diversas herramientas de escritorio, y por tanto convertir formatos de datos para pasar de unas a otras. Con un sistema orientado a servicios se permite el descubrimiento, acceso, visualización y procesamiento de datos de manera distribuida, facilitando la reutilización de procesos científicos.

### 3.9 Agricultura de precisión

La agricultura de precisión requiere de adquisición y manejo de datos geoespaciales. En este ámbito suele ser necesario integrar datos internos de la plantación (equipamiento y software) con información externa como podría ser la información meteorológica. Por tanto, es necesario integrar datos entre sistemas de información. Por ese motivo, es importante el uso de estándares. En un trabajo realizado en Finlandia (Polojärvi et al., 2012) se propone el uso de WPS para el geoprocesamiento dentro de la agricultura de precisión.

### 3.10 Modelos de localización-asignación

Una de las aplicaciones de los Sistemas de Información Geográfica es la resolución de

problemas de localización óptima de equipamientos. En la Universidad de Alcalá se desarrolló un software denominado Localiza (Bosque, Palm y Gómez, 2008), el cual está especializado en la localización de equipamientos sociales. Sin embargo, dicha aplicación está basada en el software Idrisi (Versión para Windows 2.0) y depende directamente de los formatos de datos de este SIG. Para solucionar este problema, se consideró la posibilidad de ofertar este tipo de software como servicio (Oliveros, 2012). La especificación Web Processing Service, del OGC brinda un marco para ofertar los modelos de localización-asignación como servicios a través de Internet. La implementación de estos modelos como servicios WPS facilita la interoperabilidad entre sistemas y la posibilidad de ejecutar modelos, independientemente de la plataforma y el lenguaje de programación. Esto permite obtener dicha funcionalidad tanto en entornos web como de escritorio. En la figura 4 se muestran los datos complejos de entrada y salida a los servicios WPS de localización-asignación.

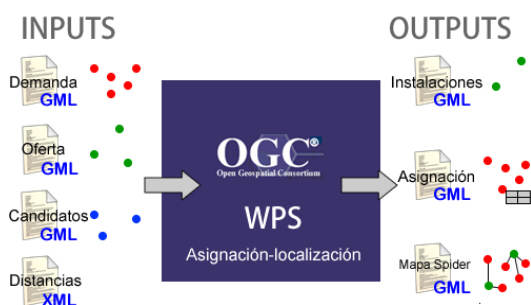


Figura 4. Inputs y Outputs de WPS de localización-asignación (Oliveros, 2012).

## 4 CONCLUSIONES

A lo largo de este trabajo se ha intentado mostrar el papel que desarrolla WPS dentro de los SIG orientados a servicios. Para ello se ha hecho una revisión técnica de la tendencia actual en el desarrollo de Servicios Web, además de una búsqueda de aplicaciones realizadas con WPS por parte de la comunidad SIG.

Desde el punto de vista de la tendencia tecnológica actual en el uso de Servicios Web, se está observando un aumento en el uso de servicios REST en aplicaciones web y dispositivos móviles en comparación a SOA. Esto es debido principalmente a que con REST existe una mayor escalabilidad, portabilidad y facilidad para cambiar (Vinoski, 2007). Además, facilita el desarrollo de clientes y es especialmente útil cuando se espera un grupo de usuarios desconocidos grande. Sin embargo, WPS no cumple completamente con todas las

características propias de la arquitectura REST. OGC aun no ha propuesto un servicio para geoprocésamiento basado en REST (Foerster et al., 2011)

Los motivos que llevan a la comunidad SIG a utilizar WPS se podrían resumir en los siguientes puntos:

- **Interoperabilidad.** Es una motivación común a todos los proyectos. La interoperabilidad facilita la utilización de geoprocésos desde diversas plataformas con hardware y software distintos.
- **Ubicuidad.** Cualquier dispositivo con acceso a internet puede acceder a la funcionalidad independientemente de su localización física.
- **Procesamientos masivos sobre servidor.** Existen ciertos procesamientos que requieren de máquinas con alta capacidad de cómputo. Con un servidor de altas prestaciones, un cliente ligero podría acceder a un geoprocésos pesado el cual sería imposible de ejecutar en local.
- **Evitar coste elevado de licencias en aplicaciones de escritorio.** La instalación en máquinas locales de software de escritorio privativo puede suponer un coste excesivo. Ofertar el geoprocésamiento desde un servidor puede ser una forma de ahorrar en el pago de licencias.
- **Facilitar la reutilización de modelos científicos.** La orientación a servicios ya ha sido ampliamente utilizada en el ámbito empresarial. En el ámbito científico y académico también tiene mucho que ofrecer ya que muchos geoprocésamientos aplicados a modelos científicos pueden ser ofertados a toda la comunidad de una forma más sencilla.
- **Facilitar el desarrollo de nuevos procesos que están sometidos a cambios continuos.** En el desarrollo de software es común la mejora e incremento de funcionalidad de una aplicación. Una de las ventajas de la orientación a servicios es que esos cambios los tendrán los usuarios disponibles inmediatamente, sin necesidad de una actualización o instalación de componente software adicional en su máquina local.
- **Aumentar la fiabilidad de los resultados.** En ciertos ámbitos distribuidos es conveniente que todos los usuarios accedan a los mismos datos para tener mayor fiabilidad de resultados.

- Potenciar la filosofía de la Web 2.0. La Web 2.0 se basa en la colaboración y la interacción entre los usuarios.

A la vista de las motivaciones anteriores, se puede observar actualmente un incremento en la implementación de servicios WPS por parte de la comunidad de desarrolladores SIG. Esto también es debido a que los geoprosesamientos con WPS pueden proceder de ámbitos muy distintos. Se pueden crear tanto servicios aplicables a nivel general (p. ej. WPS para impresión) como a ámbitos muy concretos (p. ej. WPS para ofertar modelos hidrológicos).

En cuanto a un hipotético panorama futuro de WPS, en primer lugar es necesario ver cuál puede ser la tendencia futura de las ciencias de la información geográfica. Goodchild, en su artículo *Twenty years of progress: GIScience in 2010*, menciona cinco puntos clave en el futuro de las ciencias de la información geográfica.

a) Conocer dónde está cualquier elemento en cualquier momento. Gracias al avance en las técnicas de posicionamiento sería factible conocer dónde está un objeto en cualquier momento. Es lo que se conoce como el Internet de las Cosas.

b) El papel de los ciudadanos. Los ciudadanos no expertos en tecnologías de la información geográfica tienen un papel importante al contribuir con información geoposicionada en lo que se ha denominado Información Geográfica Voluntaria (VGI). Los ciudadanos son a la vez productores y consumidores de información geográfica.

c) Tiempo real. Se abre la posibilidad de la monitorización continua y análisis y modelado en tiempo real.

d) Tercera, cuarta y quinta dimensión. A pesar del avance en el 3D, el mundo SIG sigue centralizado en 2D. También en el futuro se tendrá en cuenta que varios atributos podrían existir en una localización en el espacio-tiempo.

e) El papel de la educación. Actualmente el acceso a los SIG se ha democratizado y las aplicaciones son más sencillas de utilizar que hace unos años. El desconocimiento de teorías básicas en los SIG puede provocar errores críticos.

De los puntos anteriores es quizás en el punto c) donde más puede ofrecer WPS ya que un análisis en tiempo real requiere de un geoprosesamiento que esté accesible para cualquier terminal en cualquier momento. Para el punto b) WPS también puede tener cosas que ofrecer. Los usuarios no expertos pueden requerir el uso de

un geoprosesamiento y no necesitan tener instalado ningún software, sólo requieren acceder a la funcionalidad en un momento puntual.

Como conclusión final, podemos decir que WPS está siendo utilizado y se seguirá empleando en el ámbito SIG por las ventajas intrínsecas de las arquitecturas orientadas a servicios. Por otro lado, quizás sea necesaria por parte del OGC una revisión de WPS, dadas las ventajas particulares de la arquitectura REST.

## BIBLIOGRAFÍA

- Alameh, N. 2002. Service Chaining of Interoperable Geographic Information Web Service, *IEEE Internet Computing*, 2002 - Citeseer
- Borges Chamorro, A. 2007. La interoperabilidad y los estándares abiertos, base del desarrollo de la Sociedad de la Información, *Bit. Revista del Colegio Oficial de Ingenieros de Telecomunicaciones*, 161, 36-39
- Bosque Sendra, J., Palm, F. y Gómez, M. 2008. Localiza: Una herramienta SIG para resolver problemas de localización óptima, *I Jornadas de SIG libre*, Girona.
- Cerdeira-Pena, A., Luaces, M., Pedreira, O. y Seco, D. 2008. Un Servicio de Resolución de Topónimos siguiendo el estándar OGC WPS, *Jornadas Técnicas de la IDE de España - JIDEE2008*
- De La Cita, F.J., Lerner, M., Robla, E. y Vallejo, R. 2009. El mapa forestal de España a escala 1:50.000 (1998-2007). Resumen y resultados de un proyecto, *5º Congreso Forestal Nacional*.
- De Soto, A.R. y Cuervo, E. 2006. Nuevas Tendencias en Sistemas de Información. Procesos y Servicios, *Pecunia*, 2 (2006), 129-158
- Díaz, L., Granell, C., Gould, M., Pascual, V. y Guimet, J. 2008. Resultados del proyecto AWARE: Reutilización de procesos científicos en una IDE, *Jornadas Técnicas de la IDE de España - JIDEE2008*
- Díaz-Delgado, R., Pesquer, L., Prat, E., Bustamante, J., Masó, J. y Pons, X. 2010. Generación automática de cartografía de seguimiento del Parque Nacional de Doñana, En: Ojeda, J., Pita, M.F. y Vallejo, I. (Eds.), *Tecnologías de la Información Geográfica: La Información Geográfica al servicio de los ciudadanos*, Sevilla, Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla, 1.236-1.250.

- Fariña, V., Luaces, M. y Trillo, D. 2008. Servicio de impresión de información geográfica en forma de mapas siguiendo el estándar OGC WPS, *Jornadas Técnicas de la IDE de España - JIDEE2008*
- Foerster, T., Brühl, A. y Schäffer, B. 2011. RESTful Web Processing Service *AGILE 2011 Conference*
- García-Martí, I., Benedito-Bordonau, M., Núñez-Redó, M., Viciano, P., Díaz, L. y Huerta, J. 2011. Mejorando el acceso interoperable y multiplataforma a información meteorológica, *Jornadas Ibéricas de Infraestructuras de Datos Espaciales -JIIDE 2011*
- Granell, C., Díaz, L., Tamayo, A. y Huerta, J. 2012. Assessment of OGC Web Processing Services for REST principles, *International Journal of Data Mining, Modelling and Management*, (Special Issue on Spatial Information Modeling, Management and Mining)
- Granell, C. y Gould, M. 2006. *Avances en las infraestructuras de datos espaciales*, Castelló de la Plana, Publicacions de la Universitat Jaume I.
- Goodchild, M.F. 2010. Twenty years of progress: GIScience in 2010, *Journal of spatial information science*, 1, 3–20.
- Institute of Electrical and Electronics Engineers. IEEE. 1990. *Standard Computer Dictionary: A Compilation of IEEE Standard Computer Glossaries*.
- Jendrock, E., Evans, Ian., Gollapudi, D., Haase, K., Oliveira, W.M. y Srivathsa, C. 2012 *The Java EE 6 Tutorial. Part III Web Services*.
- Masó, J. y Pons, X. 2008. Del SIG de escritorio al entorno cliente servidor con Web Processing Service, *Jornadas Técnicas de la IDE de España - JIDEE2008*
- Moreno, F.J. y Gutierrez Corea, F.V. y Bernabe Poveda, M.A. 2010. Estándares OGC en el flujo de trabajo para la implantación de nuevas instalaciones eléctricas, *1º Congreso Internacional de Ordenamiento Territorial y Tecnologías de la Información Geográfica*, 11/10/2010 - 16/10/2010, Tegucigalpa, Honduras.
- Oliveros, D. 2012. Implementación de modelos de localización-asignación espacial siguiendo el estándar OGC WPS, *VI Jornadas de SIG Libre de Girona*.
- Polojärvi, K., Luimula, M., Verronen, P., Pahkasalo, M., Koistinen, M. y Tervonen, J. 2012. Distributed System Architectures, Standardization, and Web-Service Solutions in Precision Agriculture, *GEOProcessing 2012: The Fourth International Conference on Advanced Geographic Information Systems, Applications, and Services*
- Siabato Vaca, W.L. y Fernández-Rivas, J. 2010. Procesamiento y accesibilidad de datos LiDAR a través de aplicaciones distribuidas, *I Congreso Internacional de Ordenamiento Territorial y Tecnologías de la Información Geográfica*, 11/10/2010 - 16/10/2010, Tegucigalpa, Honduras.
- Trilles, S., Juan, P., Díaz, L. y Huerta, J. 2012. Integración de modelos medioambientales en infraestructuras de datos espaciales: un caso de uso en predicción de incendios, *Revista Catalana de Geografia*, Febrero 2012. ISSN: 1988-2459
- Vinoski, S. 2007. REST Eye for the SOA Guy, *IEEE Internet Computing*, 11 (1), 82-84, doi:10.1109/MIC.2007.22
- Yang, C., Raskin, R., Goodchild, M. y Gahegan, M. 2010. Geospatial Cyberinfrastructure: Past, present and future, *Computers, Environment and Urban Systems*, 34 (4), 264-277.
- <http://www.opengeospatial.org/standards/sos>  
Consultado el 20/05/2012
- <http://www.meteoclimatic.com/index/pg.1.36.html>  
Consultado el 20/05/2012.

# Clasificación de imágenes de satélite mediante software libre: Nuevas tendencias en algoritmos de Inteligencia Artificial

V. Rodríguez-Galiano<sup>1</sup> y M. Chica-Rivas<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Geodinámica, Universidad de Granada

<sup>2</sup>Departamento de Análisis Matemático. Universidad de Granada

vrgaliano@ugr.es

## RESUMEN

*El seguimiento de las cubiertas del suelo mediante Teledetección requiere de la aplicación de métodos de clasificación robustos que permitan la cartografía exacta de las cubiertas del suelo de áreas de estudio, en muchos casos muy complejas. En los últimos años se han propuesto un gran número de metodologías de clasificación, gran parte de ellas basadas en Inteligencia Artificial. Las más notables incluyen Árboles de Decisión (AD), Redes Neuronales Artificiales (RNA), Máquinas de Vectores Soporte (MVS) y clasificadores de conjunto como Random Forest (RF). Los objetivos de este estudio son estudiar cómo afecta la elección del clasificador a la exactitud de los mapas y analizar la significatividad estadística de las diferencias en los resultados obtenidos por diferentes metodologías de clasificación.*

*Los diferentes métodos de clasificación fueron evaluados cuantitativamente considerando 600.000 combinaciones diferentes de parámetros para la clasificación de las cubiertas del suelo de la provincia de Granada. Para la clasificación del área de estudio se identificaron 14 categorías de cubiertas del suelo diferentes y se usaron dos imágenes Landsat TM5 de primavera y verano así como diferentes variables auxiliares obtenidas a partir de un Modelo Digital del Terreno. Las técnicas de clasificación RNA, MVS y RF dieron lugar a mapas de exactitud mayor al 91%. Los AD se comportaron peor que el resto de metodologías (86%). Sin embargo, los resultados de este estudio muestran diferencias importantes en la eficiencia de los clasificadores. RF no sólo produjo la cartografía más exacta sino que, también, requiere de una configuración de parámetros simple.*

## PALABRAS CLAVE

Cartografía de las cubiertas del suelo, métodos de clasificación digital, Landsat, Inteligencia Artificial, Aprendizaje de máquinas.

## ABSTRACT

*Land cover monitoring using remotely sensed data requires robust classification methods which allow the accurate mapping of complex land cover categories. A number of machine learning classification algorithms have been developed over the past years. The most notable include individual classification trees, artificial neural networks, support vector machines and ensembles of trees such as Random Forest. This paper discusses the limitations and crucial issues related to the application of different up-to-date machine learning classifiers: CART classification trees (CT), feed-forward neural networks (ANN), support vector machines (SVM) and Random Forest (RF). This involved the examination of relationships between classification accuracy and algorithm selection, and the analysis of the statistical significance of the differences between the performance of these algorithms.*



*The results of four machine learning methods were quantitatively analyzed for the classification of a Mediterranean area, considering six hundred thousand different parameter settings. Landsat-5 Thematic Mapper data captured in European spring and summer were used with auxiliary variables derived from a Digital Terrain Model to classify fourteen different land categories in the south of Spain. Overall, statistically similar accuracies of over 91% were obtained for ANN, SVM and RF. The CT performed worse than the rest of methodologies (overall accuracy of 86%). However, the findings of this study show important differences in the efficiency of the classifiers, being RF the most accurate classifier with a very simple parametrization.*

## KEY WORDS

Land-cover mapping, digital classification methods, Landsat, Artificial Intelligence, Machine learning.

## 1 INTRODUCCIÓN

La clasificación digital de imágenes de satélite requiere de metodologías que sean operativas, interpretables, transparentes y susceptibles de tener un alto grado de automatización. En la cartografía de cubiertas del suelo, a partir de datos de teledetección, se han usado numerosas metodologías, fundamentalmente paramétricas (máxima probabilidad). Sin embargo, debido a la alta disponibilidad de datos, consecuencia del elevado desarrollo tecnológico acaecido en los últimos años, los algoritmos de aprendizaje de máquinas han surgido como alternativas exactas y eficientes a las técnicas paramétricas convencionales en la cartografía de cubiertas del suelo a partir de espacios de datos complejos de alta dimensionalidad. La proliferación en el campo de la teledetección de este tipo de métodos en los últimos años se debe a diferentes factores (Mas y Flores, 2008; Mountrakis *et al.*, 2011): a) la habilidad de estas técnicas para aprender patrones complejos, considerando relaciones no lineales entre las variables explicativas y las variables dependientes (bandas de la imagen y clases temáticas); b) la capacidad de generalización de estos algoritmos hace posible su aplicación en bases de datos incompletas o ruidosas; c) permiten la incorporación en el análisis de información a priori; d) y debido a la ausencia de asunciones sobre los datos usados (ej. normalidad) permiten la integración de diferentes tipos de datos en el análisis. Esta última característica posibilita la incorporación de datos de diferentes sensores y de variables auxiliares como la elevación, pendiente, temperatura, emisividad, textura, así como mapas temáticos.

El objetivo de este estudio es evaluar la idoneidad de diferentes algoritmos de aprendizaje de máquinas: Árboles de Decisión (AD), Redes Neuronales Artificiales de propagación hacia delante (RNA), Máquinas de Vectores soporte (MVS) y Random Forest (RF), para la clasificación de las cubiertas del suelo de la provincia de Granada; un área compleja con un alto número de cubiertas o categorías.

## 2 FUNDAMENTOS

### 2.1 Árboles de Decisión

Un AD representa un conjunto de condiciones que se organizan de forma jerárquica, y que se aplican sucesivamente desde una raíz hasta llegar a un nodo terminal u hoja del árbol (Breiman, 1984; Quinlan, 1993). Los árboles de decisión se representan mediante un grafo con estructura arbórea que ha sido inducido desde un conjunto de datos de entrenamiento. Todo AD comienza con un nodo al que pertenecen todos los casos de la muestra que se quiere clasificar, a este nodo se le denomina nodo raíz. Además del nodo raíz, en un AD pueden distinguirse nodos internos y nodos terminales, que también se denominan hojas. Los nodos internos se corresponden con una condición elegida en el conjunto de atributos y cada ramificación de un nodo interno representa un valor del dominio de la condición del atributo. Los nodos terminales u hojas contienen una única etiqueta, que corresponde, en este caso, a la cubierta del suelo. Desde la raíz del árbol hasta una determinada hoja, el camino conforma una regla de clasificación.

### 2.2 Random Forest

RF es un clasificador de conjunto que utiliza árboles de decisión como clasificadores base, en el que cada clasificador contribuye con un voto para la asignación de la clase más frecuente al vector de entrada. RF incrementa la diversidad de los árboles de decisión haciéndolos crecer a partir de diferentes subconjuntos de datos creados mediante un procedimiento denominado bagging (Breiman, 1996). Bagging es una técnica diseñada para la creación de datos de entrenamiento que remuestrea aleatoriamente el conjunto de datos originales con reemplazamiento, es decir, sin eliminar el conjunto de datos seleccionados de forma previa a la elección del siguiente subconjunto. Por tanto, algunos datos pueden ser usados más de una vez en el entrenamiento de los clasificadores individuales. Esta propiedad de RF lo hace menos sensible a ligeras variaciones de los datos

de entrada (cambios en el entrenamiento, outliers, ruido...), y, al mismo tiempo, incrementa la exactitud de las clasificaciones (Breiman, 2001; Rodríguez-Galiano *et al.*, 2012).

## 2.3 Redes Neuronales Artificiales

Como en el cerebro, los elementos básicos de procesamiento de una red neuronal artificial son las neuronas. En una RNA, las neuronas se sitúan en capas y están conectadas de forma que la información fluye, desde las unidades de entrada, a través de las unidades situadas en la capa de entrada o capas ocultas, hasta las unidades en la capa de salida. Las unidades de entrada distribuyen la señal a las unidades ocultas de la segunda capa. Estas unidades suman las entradas considerando diferentes pesos, añaden una constante (el sesgo) y aplican una función de activación al resultado (Venables y Ripley, 2002).

Para que la red pueda representar cualquier función útil, los pesos han de ser ajustados. Para ello, se presentan a la red ejemplos consistentes en pares entrada-salida: un vector de entrada y la correspondiente salida deseada para la red. Por ejemplo, el vector de entrada puede ser los valores de las bandas espectrales de las áreas de entrenamiento y el de salida las categorías temáticas correspondientes a las diferentes cubiertas del suelo. Entonces, la entrada se propaga a través de la red como se ha descrito antes y la red produce su propia salida. La salida de la red es comparada con la salida deseada (categoría asignada a cada área de entrenamiento) y posteriormente los pesos de las conexiones son modificados para reducir esta diferencia. Este proceso se lleva a cabo de manera iterativa, minimizando el error total, típicamente calculado como la suma de los errores al cuadrado, para todos los pares entrada-salida con respecto a los pesos de la red, mediante el uso de métodos de optimización no lineal.

## 2.4 Máquinas de Vectores Soporte

En la última década las máquinas de vectores soporte (MVS) han surgido como una alternativa a las metodologías descritas previamente para la clasificación de datos de teledetección (Mountrakis *et al.*, 2011; Pal y Mather, 2003). Las MVS fueron introducidas por Vapnik a principios de los 90 (Boser *et al.*, 1992; Cortes y Vapnik, 1995). Las MVS se fundamentan en hacer predicciones en las que se pueda tener mucha confianza, aun a riesgo de cometer algunos errores. Para ello, tratan de encontrar el hiperplano óptimo de separación entre las clases; es decir, el plano para el cual la separabilidad entre clases es máxima. A los ejemplos que se

encuentran en la frontera con este hiperplano se les denomina vectores soporte. Estos ejemplos son los más difíciles de clasificar puesto que presentan una menor separabilidad. En el caso más simple, dos clases en un espacio bidimensional en el que los datos son separables linealmente, el hiperplano óptimo vendría definido por una línea recta. Sin embargo, los datos de teledetección son especialmente complejos; no tienen únicamente dos dimensiones, ni tampoco el objetivo último de la clasificación suele ser diferenciar únicamente dos clases. Las MVS, en la clasificación de datos procedentes de satélite, deben tratar con múltiples variables predictoras, y, en ocasiones, también con variables auxiliares (modelos digitales del terreno...). Por otro lado, la separabilidad entre las categorías puede ser baja, con curvas no lineales de separación. Cortes y Vapnik (1995), para resolver el problema de la separación no lineal de las clases, incorporaron una aproximación basada en un margen blando que permite la comisión de algunos errores. En este caso, para encontrar el hiperplano que cometa el mínimo número de errores, se introduce una constante de regularización (coste). Esta constante controla la solución de compromiso entre la complejidad de la MVS y el número de ejemplos no separables. Cuando esta última aproximación no es posible, es necesaria la aplicación de funciones de transformación no lineales denominadas kernels, que transforman el espacio de entrada en un espacio de Hilbert de mayor dimensionalidad en el que los datos son separables linealmente (Muller *et al.*, 2001).

## 3 ÁREA DE ESTUDIO Y DATOS

El área elegida para este estudio es la provincia de Granada, situada en el sur de España, a orillas del mar Mediterráneo y en plena cordillera Penibética. Este área ocupa una superficie de 12.635 km<sup>2</sup> y su elevación oscila entre el nivel del mar, en la Costa Tropical, y los 3.482 m del Mulhacén, en el Parque Nacional de Sierra Nevada. El clima de la provincia de Granada es de tipo mediterráneo, caracterizado por veranos cálidos y secos e inviernos fríos y húmedos.

La temperatura media anual es, en general, moderada, y varía entre los 18°C de las zonas de costa y los 10°C de las zonas montañosas. El ombroclima varía de seco a semiárido (entre 300 y 500 mm). La acción antrópica ha producido una importante transformación en las cubiertas del suelo naturales que se manifiesta fundamentalmente en la gran extensión de los cultivos (46%), entre los que destacan los regadíos de las proximidades de los ríos, los olivares y los cultivos tropicales e invernaderos de la costa. El resto del área de estudio se caracteriza fundamentalmente por la presencia de

formaciones de coníferas (18%), matorrales y pastizales (22%) y quercíneas (8%).

Para este estudio se usaron dos escenas Landsat Thematic Mapper 5. Las imágenes fueron adquiridas el 18 de Agosto y el 12 de Abril de 2004. Las imágenes fueron corregidas geométricamente de forma independiente usando, aproximadamente, 150 puntos de control, lo cual produjo un error cuadrático medio de, aproximadamente, 15 m. Las imágenes, corregidas en valores de reflectividad, fueron realizadas espectralmente mediante la transformación lineal Tasseled Cap o Kauth Thomas antes de ser usadas en la clasificación.

La escena de clasificación se basó en los mapas de cubiertas del suelo desarrollados en 2003 por el gobierno de la Comunidad Autónoma de Andalucía. La complejidad del relieve y la alta influencia antrópica hacen que, en el área de estudio, se puedan diferenciar 14 categorías temáticas a la escala de este estudio (tabla 1). Para el entrenamiento y la validación de las clasificaciones se utilizaron un conjunto de 100 áreas de entrenamiento y 50 áreas de validación para cada categoría, obtenidas a partir de muestreos de campo y de ortofotos correspondientes a la fecha de adquisición de las imágenes.

Id.	Clase	Id.	Clase
1	Urbano	8	Quercíneas
2	Chopos	9	C. Herb. Reg.
3	Coníferas	10	C. Leñ. Reg.
4	Invernaderos	11	C. Herb. Sec.
5	Matorral	12	S. desnudos
6	Olivar	13	C. Tropicales
7	Pastizal	14	Agua

Tabla 1. Cubiertas del suelo clasificadas.

## 4 METODOLOGÍA

Los algoritmos de aprendizaje de máquinas se entrenaron a partir de diferentes variables espectrales y auxiliares. Se utilizaron las variables de la transformación Kauth Thomas de las imágenes Landsat de primavera y verano, además de las variables del modelo digital del terreno de la provincia de Granada: elevación, pendiente y orientación.

En este estudio se han usado diferentes implementaciones de clasificadores, incluidos en distintos paquetes del software libre R 2.10.1 (R-Project): "rpart", "nnet", "e1071" y "randomForest". Con objeto de realizar una comparación

insesgada de los clasificadores, se efectuaron numerosas clasificaciones correspondientes a diferentes combinaciones de los parámetros de ajuste de los algoritmos. Finalmente, para cada uno de ellos, se utilizó la combinación de parámetros que dio lugar al mapa clasificado con mayor exactitud cartográfica.

### 4.1 Parametrización de AD

En este estudio se construyeron modelos de árboles de decisión de tipo CART (Breiman, 1984). Para la inducción de los árboles se contemplaron dos tipos de medidas de disimilitud diferente, el índice Gini y la ganancia de información (Breiman, 1984; Quinlan, 1993). Con el objeto de obtener modelos robustos y generalizables se evaluaron todos los modelos de árboles de decisión posibles para profundidades de árbol de 2 a 29 y el mínimo número de observaciones por nodo entre 1 a 50, lo que dio lugar a 2700 modelos de árboles de decisión diferentes.

### 4.2 Parametrización de RF

A diferencia de la mayor parte de las metodologías basadas en aprendizaje de máquinas, RF sólo necesita la definición de dos parámetros para la generación de un modelo de predicción: el número de árboles de clasificación (k) y el número de variables predictivas (m) que son usadas en cada nodo para hacer crecer los árboles de decisión. Para establecer el valor óptimo de m, se llevó a cabo un gran número de experimentos usando diferentes números de árboles y de variables de división. El rango del número de árboles se fijó entre 1 y 1000 y el número de variables de división de 1 a 9, a intervalos de 1. Esta combinación de parámetros dio lugar a 9000 modelos diferentes RF para la clasificación del área de estudio.

### 4.3 Parametrización de RNA

Con el objetivo de encontrar una solución de compromiso entre la exactitud de la red y el poder de generalización, se construyeron diferentes modelos de redes neuronales de propagación hacia delante, usando una función de transferencia sigmoidea estándar. Para ello, se entrenaron redes neuronales de arquitecturas diferentes, formadas por una única capa oculta, cuyo número de unidades fue fijado desde 1 hasta 20. Del mismo modo, para optimizar el entrenamiento de la red, el rango de pesos iniciales asignados por la red fue fijado entre el intervalo comprendido entre -1 y 1, con incrementos de 0,02. A partir de estos valores iniciales, se consideraron diferentes valores de decaimiento de los pesos, (desde 0,01 a 0,1 a intervalos de 0,005). El valor óptimo de los pesos

fue establecido mediante una función de mínimos cuadrados. Esta combinación de parámetros dio lugar a un total de 15.580 modelos de redes neuronales diferentes.

#### 4.4 Parametrización de MVS

Las MVS necesitan del ajuste de un elevado número de parámetros para su optimización: a) funciones kernels, del tipo lineal, polinomial, sigmoidea y de base radial (RBF), b) coste c) gamma de la función kernel, a excepción del kernel lineal, d) sesgo en la función kernel, sólo aplicable al kernel polinomial y sigmoideo y, por último, e) grado del polinomio, sólo aplicable al kernel polinomial. El valor adecuado de estos parámetros es específico de la naturaleza de los datos, por lo que es necesaria su optimización para obtener modelos generalizables; es decir, que no sobreajusten o subajusten a los datos y sean, por tanto, exactos (Yang, 2011).

Para evaluar el impacto en la exactitud cartográfica de cada uno de los parámetros mencionados en el párrafo anterior se construyeron un conjunto de 621.000 MVS para las diferentes combinaciones de parámetros. En la construcción de las MVS el coste fue fijado entre 0,1 y 100 a intervalos de 0,1 y gamma entre 0,05 y 1 a intervalos de 0,05. En el caso del kernel polinomial se calcularon los modelos considerando las distintas combinaciones de parámetros anteriores para cada uno de los 10 grados posibles del polinomio (número de variables +1). El sesgo, que también tomó valores entre 1 y 10, se aplicó a cada uno de los modelos del kernel sigmoideo. Sin embargo, en el caso del kernel polinomial, el sesgo sólo se aplicó al grado del polinomio para el cual se obtuvieron los mejores resultados derivados del test.

## 5 RESULTADOS

La evaluación de la exactitud se efectuó en base a las matrices de confusión, a partir de las cuales se calcularon la exactitud global, exactitudes del usuario y el productor y el índice kappa general y por categorías (Congalton, 1991; Congalton y Green, 2009).

Los resultados obtenidos de la evaluación de la exactitud cartográfica pueden considerarse, en general, como muy positivos, teniendo en cuenta la complejidad del área de estudio y el elevado número de categorías. La exactitud global y el índice kappa de todas las metodologías de clasificación, a excepción de AD, fueron superiores a 0,9. La clasificación generada por RF fue la más exacta con coeficientes de exactitud global y kappa iguales a 0,92, seguida de las clasificaciones efectuadas con MVS (Radial) y RNA con valores de exactitud global

iguales a 0,92 y 0,91 e índices kappa de 0,91 y 0,90, respectivamente. La clasificación realizada por el árbol de decisión (AD) tuvo una exactitud cartográfica significativamente menor que la del resto de metodologías con coeficientes de exactitud global y kappa iguales a 0,86 y 0,85, respectivamente.

La tabla 2 muestra los valores del índice kappa de las cubiertas del área de estudio. Puede observarse un patrón común en la clasificación por los diferentes algoritmos, independientemente de la exactitud relativa de cada metodología en la clasificación de cada cubierta, consecuencia de la separabilidad espectral de las categorías. Las cubiertas mejor clasificadas por las diferentes metodologías comparadas fueron los chopos, invernaderos y agua. En concreto, las clasificaciones efectuadas por RF y MVS dieron lugar a valores de kappa iguales a 1, lo cual indica que todas las áreas correspondientes a estas categorías fueron clasificadas correctamente. Los regadíos herbáceos clasificados por RF también presentaron valores de kappa iguales a 1. Las cubiertas más difíciles de clasificar fueron las de mayor variabilidad intraclase y las que presentan un comportamiento espectral similar, como matorral, pastizal, suelos, quercíneas y urbano. Así, la clase urbano fue clasificada en algunas ocasiones como suelos y viceversa, ya que ambas cubiertas presentan valores altos de reflectividad. Por otro lado, la alta reflectividad de los suelos del área de estudio puede enmascarar la respuesta espectral de parches de vegetación de escasa cobertura como es el caso del olivar y dificultar su clasificación. Las cubiertas matorral, quercíneas y coníferas, debido a su alto parecido espectral, también fueron clasificadas menos exactamente. De igual forma, las cubiertas con un alto parecido en su comportamiento espectral y estacional, los cultivos herbáceos en secano y el pastizal (vegetación herbácea con un elevado vigor en primavera), también fueron confundidos entre sí.

Id. Clase	AD	RF	RNA	MVS
1	0,72	0,87	0,85	0,93
2	0,98	1,00	0,98	1,00
3	0,70	0,91	0,87	0,89
4	0,96	1,00	0,96	1,00
5	0,85	0,79	0,87	0,87
6	0,83	0,98	0,93	0,91
7	0,79	0,83	0,85	0,85
8	0,70	0,85	0,91	0,87
9	0,91	1,00	1,00	0,91
10	0,85	0,85	0,89	0,89
11	0,93	1,00	0,98	1,00
12	0,72	0,81	0,64	0,66
13	0,94	0,98	0,89	0,96
14	0,98	1,00	1,00	1,00

Tabla 2. Valores del índice kappa por categorías.



En cuanto a las diferencias en la exactitud de la clasificación de las cubiertas en relación a la metodología de clasificación utilizada, en términos generales, RF y MVS fueron los que mejor clasificaron las cubiertas del área de estudio. Las cubiertas coníferas, olivar, suelos y cultivos tropicales fueron clasificadas de forma más exacta por RF. MVS mejoró la clasificación del resto de metodologías para la cubierta urbano. Sin embargo, las RNA clasificaron de forma más exacta las quercíneas.

La evaluación de la exactitud normalmente se realiza en base al cálculo y comparación de los coeficientes kappa, y la proporción de casos correctamente clasificados (exactitud global) derivados de cada mapa. Esta aproximación asume que las muestras utilizadas para el cálculo del índice kappa (test) son independientes, lo cual en muchos casos no se cumple, puesto que se usa el mismo conjunto test en la evaluación de la exactitud de cada mapa. En los casos en los que los test no son independientes, la significatividad estadística de las diferencias en exactitud de dos mapas clasificados puede ser evaluada mediante el test de McNemar (Foody, 2004; Foody, 2009). Este test considera que las diferencias en exactitud son estadísticamente significativas para un nivel de confianza del 5%, es decir, para valores de Z mayores de 1,96.

De forma complementaria a la comparación de la exactitud cartográfica, se ha evaluado la significatividad de las diferencias en exactitud de los resultados obtenidos por las diferentes metodologías de clasificación a través de la aplicación del test de McNemar. La tabla 3 muestra los valores de Z calculados entre los resultados de la aplicación de las diferentes metodologías de clasificación, una vez se seleccionaron los parámetros óptimos relativos a cada clasificador. Como puede observarse a partir de esta tabla, todos los clasificadores fueron significativamente más exactos que AD. En términos generales, los resultados de la exactitud cartográfica derivada de RF, RNA y MVS pueden considerarse al mismo nivel.

	AD	RF	RNA	MVS
RF	4,96	--	1,48	0,93
RNA	3,63	1,48	--	0,7
MVS	4,4	0,93	0,7	--

Tabla 3. Resultados de la evaluación de la significatividad estadística (Z) de las diferencias en los coeficientes kappa de los mapas temáticos clasificados por los diferentes clasificadores.

## 6 CONCLUSIONES

La mayor exactitud de las clasificaciones fue alcanzada por RF y MVS, con valores de kappa iguales a 0,92 en ambos casos. Las redes

neuronales también consiguieron un alto nivel de exactitud cartográfica (kappa igual a 0,91), aunque únicamente para una combinación muy concreta de sus parámetros de ajuste. Por tanto, la exactitud de la cartografía generada, depende, en gran medida, de la configuración de los parámetros intrínsecos de cada clasificador. Aunque para algunos clasificadores como RNA y MVS se pueden alcanzar niveles elevados de exactitud para una configuración de parámetros concreta, la dificultad de la estimación de estos parámetros hace que su aplicación sea poco operativa. En cuanto a los resultados de las clasificaciones por categorías, este estudio demuestra que la elección del clasificador da lugar a diferencias en la exactitud de las clasificaciones en función del tipo de cubierta. Así, RF y MVS fueron los que mejor clasificaron las cubiertas del área de estudio. Las cubiertas coníferas, olivar, suelos y cultivos tropicales fueron clasificadas de forma más exacta por RF. MVS mejoró la clasificación del resto de metodologías para las cubiertas urbanas. Por último, las RNA clasificaron de forma más exacta las quercíneas.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha desarrollado con la financiación del Proyecto GEOSDA CGL2010-17629 del Ministerio de Economía y Competitividad y del grupo de investigación RNM122 de la Junta de Andalucía.

## BIBLIOGRAFÍA

- Boser, B.E., Guyon, I.M., Vapnik, V.N. 1992. A training algorithm for optimal margin classifier, En *Fifth ACM Annual Workshop on Computational Learning*, Pittsburgh, PA, USA, 144-152.
- Breiman, L. 1984. *Classification and regression trees*, Chapman & Hall/CRC.
- Breiman, L. 1996. Bagging predictors, *Machine Learning*, 24 (2), 123-140.
- Breiman, L. 2001. Random forests, *Machine Learning*, 45 (1), 5-32.
- Cortes, C. y Vapnik, V. 1995. Support-Vector Networks, *Machine Learning*, 20 (3), 273-297.
- Foody, G.M. 2004. Thematic Map Comparison: Evaluating the Statistical Significance of Differences in Classification Accuracy, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 70, 627-633.
- Foody, G.M. 2009. Classification accuracy comparison: Hypothesis tests and the use of confidence intervals in evaluations of



- difference, equivalence and non-inferiority, *Remote Sensing of Environment*, 113, 1658-1663.
- Mas, J.F. y Flores, J.J. 2008. The application of artificial neural networks to the analysis of remotely sensed data, *International Journal of Remote Sensing*, 29 (3), 617-663.
- Mountrakis, G., Im, J. y Ogole, C. 2011. Support vector machines in remote sensing: A review, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 66 (3), 247-259.
- Muller, K.R., Mika, S., Ratsch, G., Tsuda, K. y Scholkopf, B. 2001. An introduction to kernel-based learning algorithms, *Neural Networks, IEEE Transactions on*, 12 (2), 181-201.
- Pal, M. y Mather, P.M. 2003. An assessment of the effectiveness of decision tree methods for land cover classification, *Remote Sensing of Environment*, 86 (4), 554-565.
- Quinlan, J.R. 1993. *C4.5 Programs for Machine Learning*, 1st ed. San Mateo, CA, Morgan Kaufmann.
- Rodríguez-Galiano, V.F., Ghimire, B., Rogan, J., Chica-Olmo, M. y Rigol-Sánchez, J.P. 2012. An assessment of the effectiveness of a Random Forest Classifier for land-cover classification, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 67, 93-104.
- Venables, W.N. y Ripley, B.D. 2002. *Modern Applied Statistics with S*, 4th ed., New York, USA, Springer.
- Yang, X. 2011. Parameterizing Support Vector Machines for Land Cover Classification, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 77 (1), 27-37.



# Uso de modelos lidar para el análisis multitemporal de la vulnerabilidad costera ante temporales excepcionales en litorales altamente antropizados

I. Sánchez, J. Guillén<sup>1,4</sup>, J. Jiménez<sup>2,4</sup> y A. Ruiz<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Ciencias del Mar (CSIC). Departamento de Geología Marina.

<sup>2</sup>Universitat Politècnica de Catalunya (UPC). Laboratorio de Ingeniería Marítima.

<sup>3</sup>Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC). Unidad de Desarrollo en Fotogrametría.

<sup>4</sup>Unidad Asociada de Geología, Morfodinámica y Gestión Costera (UPC-CSIC).

jorge@icm.csic.es

## RESUMEN

*Los litorales altamente antropizados tienen una problemática específica respecto a los riesgos costeros a causa de la modificación de su dinámica natural por la ocupación urbanística del medio. En este estudio se aborda el análisis del impacto de un temporal excepcional en el litoral catalán a partir de los datos obtenidos con vuelos lidar y su integración en un Sistema de Información Geográfica (SIG) para la cuantificación de los cambios morfológicos, la definición de parámetros morfológicos para el estudio de la vulnerabilidad y la valoración de las capacidades de la técnica lidar frente al uso de la fotografía aérea. El análisis de los datos lidar y el estudio y la definición de los parámetros morfológicos útiles han permitido cuantificar los cambios morfológicos ocasionados por el temporal y la variación de la línea de costa. El estudio pone de manifiesto que los datos lidar permiten la evaluación de la erosión e inundación en playas antropizadas cuando se utiliza un protocolo de análisis adecuado, así como la importancia de integrar la información de todo el perfil de playa para comprender la dinámica litoral tras un evento excepcional.*

## PALABRAS CLAVE

Lidar, ArcGIS 10, vulnerabilidad costera, dinámica litoral.

## ABSTRACT

*Coastal areas that are highly inhabited have specific problems with regard to coastal risks due to the modification of its natural dynamics by the urban occupation of the environment. This study deals with the analysis of the impact of an exceptional storm on the Catalan coast from airborne lidar data and its integration into a Geographic Information Systems (GIS) in order to measure the morphological changes, define morphological parameters for the vulnerability study and assess the ability of the lidar technique versus the use of aerial photography. The analysis of lidar data and the study and definition of useful morphological parameters have allowed quantifying the morphological changes caused by the storm/because of the storm and the variation of the coastline. The study shows that lidar is appropriate for the evaluation of erosion and flooding in anthropised beaches, and the importance of integrating information across the beach profile to understand coastal dynamics after an exceptional event.*

## KEY WORDS

Lidar, ArcGIS 10, coastal vulnerability, coastal dynamics.

## 1 INTRODUCCIÓN

Una característica común a lo largo del litoral catalán es la fuerte presión urbanística, consecuencia del impacto del turismo -que en los últimos veinte años ha aumentado su actividad-, y de las actividades de ocio (bloques de apartamentos, campings, hoteles, paseos marítimos, golf, puertos de recreo). Sin olvidar la construcción del trazado del ferrocarril, longitudinal a la costa y a lo largo de todo el litoral, como alteración importante y de modificación del paisaje natural en áreas de litoral. Actualmente, esta franja está prácticamente urbanizada en su totalidad y las edificaciones e infraestructuras limitan o invaden la propia playa. La sobreocupación del suelo en esta frágil área conlleva la pérdida de espacios naturales y cambios en el uso del espacio. Este hecho se traduce en un fuerte impacto ambiental que ha ocasionado cambios importantes en la morfología de la línea de costa, así como en la dinámica sedimentaria.

El litoral está expuesto al peligro natural que suponen los temporales excepcionales. La probabilidad de ocurrencia de un temporal de una cierta magnitud en un lugar determinado se cuantifica asignando un periodo de retorno. En el campo de los riesgos naturales, hay dos fenómenos de máximo interés en la zona litoral: a) erosión y cambios en la configuración de la línea de costa y b) inundación de áreas emergidas. La vulnerabilidad y la exposición son factores de riesgo modificables; se pueden reducir con acciones de mitigación planificadas como la prevención, la predicción, la protección y un buen planeamiento territorial, es decir, aplicando una buena gestión del riesgo.

Como consecuencia de la alta ocupación de la costa, se precisa de una gestión adecuada en la planificación y en la ordenación territorial de la franja costera y por ello se recomienda conocer con precisión la dinámica de las playas para así determinar soluciones de carácter preventivo ante eventos excepcionales como los temporales de gran intensidad.  
([http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/el-litoral-zonas-costeras/08\\_terminadas\\_tcm7-29999.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/el-litoral-zonas-costeras/08_terminadas_tcm7-29999.pdf)). Es necesario hacer compatible el uso de ese territorio con los efectos potenciales de los fenómenos naturales.

El objetivo del trabajo es la evaluación del lidar como técnica para la determinación de las variaciones morfológicas de las áreas de estudio

(erosión y acreción), y el análisis de la vulnerabilidad a través de unos parámetros morfológicos.

## 2 ÁREAS DE ESTUDIO

La selección de las áreas de estudio se basó en los datos disponibles de vuelos lidar sobre el litoral catalán realizados por el Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC) para el estudio de los impactos del temporal que tuvo lugar el 26 de diciembre de 2008 (temporal de "San Esteban"). Se seleccionaron dos áreas de estudio, una en un sector del Maresme y otra en la ciudad de Barcelona basándose en los datos lidar disponibles, las fotos aéreas del ICC y utilizando el servicio ortoXpres (<http://www.ortoxpres.cat>) (figura 1). Ambas zonas presentan diferencias morfológicas, de orientación y fueron alcanzadas por diferentes intensidades del oleaje durante el temporal.



Figura 1. Localización de las áreas de estudio

El Maresme se extiende de norte a sur desde el río Tordera hasta la población de Montgat. Estas playas están constituidas por arena gruesa y segmentadas en seis grandes células sedimentarias, a consecuencia de la construcción de puertos deportivos que impiden el transporte sedimentario longitudinal. El área de Barcelona se extiende desde el río Besòs hasta el río Llobregat (Puerto de Barcelona) y es una costa con playas artificiales formadas por arena de tamaño grueso. Se trata de playas urbanas, sin aporte natural de sedimentos y que deben ser mantenidas de forma artificial (Ojeda y Guillén, 2008). En definitiva, se han seleccionado tres playas para este estudio: Nova Icària y Bogatell, en la costa de Barcelona, y la playa de Santa Susana en la costa del Maresme. Son tres playas de tipología urbana, por estar próximas o incluso dentro del núcleo urbanizado y están muy integradas en el paisaje litoral.

La playa de Bogatell se extiende desde el espigón del Bogatell hasta el espigón de la Mar Bella. Tiene una longitud de 640 m y una anchura media en torno a 40 m antes de los temporales. La playa de Nova Icària ocupa desde el Port Olímpic hasta el espigón del Bogatell. Tiene una longitud de 400 m y una anchura media de 60 m. Esta playa cuenta con la presencia de dos estructuras que sirven de protección y contención de la arena; se trata del espigón de Nova Icària, paralelo a la playa y una prolongación del brazo sur del espigón dándole forma de diapasón de desagüe de Bogatell (brazo de Bogatell poniente), orientado hacia el Sur, y rematado en su morro con una losa circular de hormigón emergida (figura 1). Tanto la playa de Nova Icària como la de Bogatell, presentan una morfología regresiva pero es, en la segunda, donde encontramos una tendencia al retroceso en casos de temporal de levante y suroeste (Ojeda y Guillén, 2008).

La segunda zona analizada está situada en Santa Susana (Maresme), compuesta por las playas de Les Caletes y de Llevant (límitrofe con el municipio de Malgrat de Mar) (figura 1). La playa de Les Caletes está formada por un primer tramo de 550 metros de calas separadas por rocas, seguida de la playa de Llevant, paralela al paseo marítimo, de 650 metros de longitud; limita con la playa del Astillero (Malgrat de Mar). Tiene una anchura variable de entre 25 y 75 metros y una morfología abierta. Estas playas, no tienen la protección de espigones por lo que potencialmente son playas más vulnerables a la erosión y a la inundación de la playa emergente que las playas protegidas.

### 3 CARACTERIZACIÓN DEL TEMPORAL Y DEL OLEAJE

Este trabajo se centra en un evento concreto, ocurrido el día de San Esteban del año 2008. Ese día se dieron las condiciones meteorológicas favorables para que se produjera una situación de temporal excepcional. La situación sinóptica estaba caracterizada por un marcado anticiclón centrado en el norte de Europa con estabilidad atmosférica relativa en Cataluña (presiones de 1016 hPa). Las características meteorológicas más destacables fueron la dirección, el recorrido y la fuerza del flujo del viento. El gradiente de presión a nivel continental favorecía un flujo continuo de viento de componente este. Esto permitió que las olas adquirieran altura en su recorrido a través del Mediterráneo desde las costas de Córcega y el Norte de Italia hasta llegar a la costa catalana y se registró un temporal marítimo de gran magnitud. En los mapas del área del Mediterráneo podemos observar para las 18UTC cómo las olas más significativas se concentran en el área de la Costa Brava y disminuyen en altura en dirección SW.

La influencia de las olas en el litoral, sea por erosión o por deposición de sedimentos, es determinante en la morfología costera. Típicamente, la caracterización de un temporal marítimo se realiza a partir de la información de altura sobre la ola significativa ( $H_{m0}$ ), altura de ola máxima ( $H_{max}$ ) y periodo de pico ( $T_p$ ). Se han utilizado los datos registrados en las boyas direccionales de los Deltas Llobregat y Tordera-Blanes localizadas a 45 y 74 metros de profundidad, respectivamente. Las boyas dependen de la Red de Instrumentos Oceanográficos y Meteorológicos (XIOM) de la Generalitat de Catalunya. Para nuestro estudio se han representado los datos horarios desde el 02/12/08 hasta el 30/01/09, para poder describir el temporal en un marco temporal amplio.

Las dos boyas registraron un máximo de 4,65 m en  $H_{m0}$ . Podemos destacar que el día 28 la boyas de Tordera-Blanes señaló dos máximos de 3,0 y 2,75 m, y que se registraron valores de 1.5 m hasta 72h después del máximo anotado. Este evento excepcional también se caracteriza por ser un temporal largo. En el gráfico de  $H_{max}$  se aprecia un pico de más de 2,0 m entre los días 30 y 31 de diciembre (72h después del máximo registrado). La altura de ola máxima registrada fue de 7,31 m en la boyas de Blanes y de 7,99 m en la del Llobregat. Finalmente, los periodos de pico máximos observados fueron, de 14,3s y 13,3s en Tordera-Blanes y Llobregat, respectivamente (figura 2).



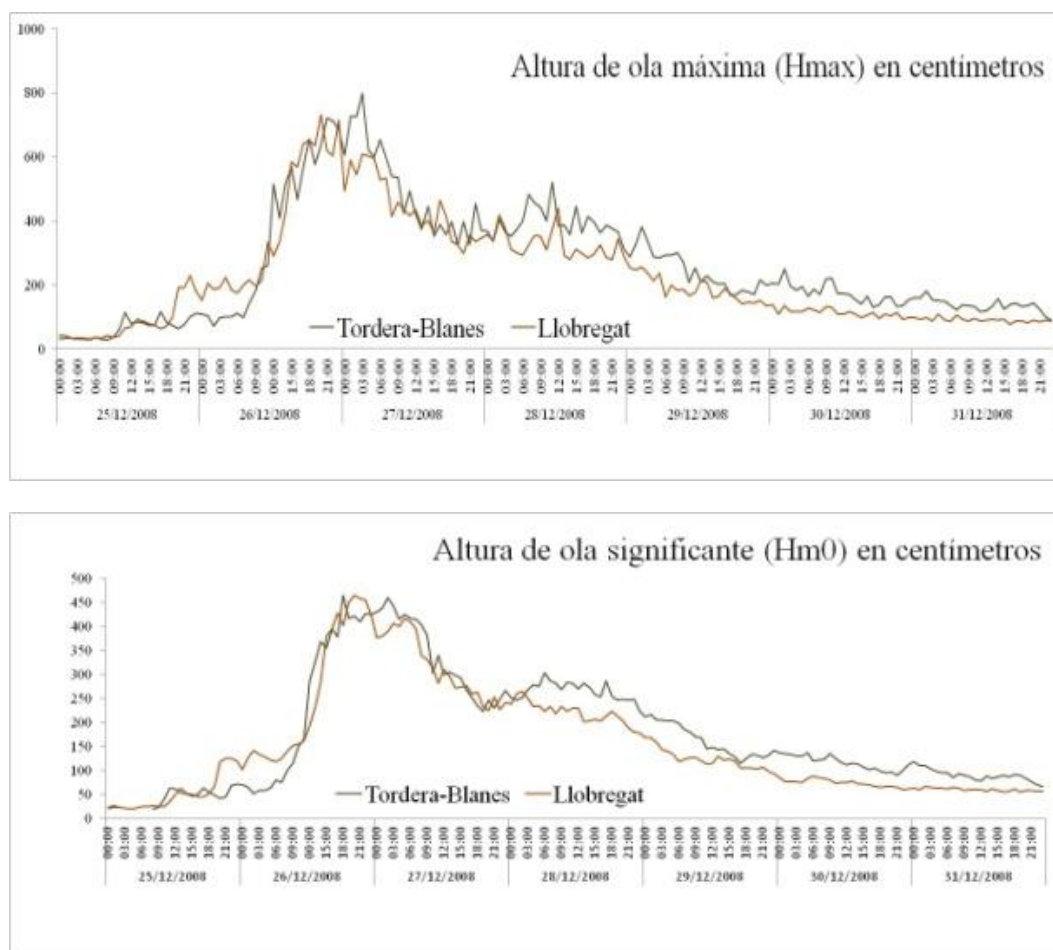


Figura 2. Altura de ola máxima ( $H_{max}$ )-arriba-, y significativa ( $H_{m0}$ )-abajo-, registradas del 25 al 31 de diciembre de 2008. Datos de las boyas de Tordera-Blanes y Llobregat

## 4 METODOLOGÍA

La utilización del lidar en el análisis de los cambios morfológicos de la costa proporciona datos de alta resolución y precisión y pueden ser obtenidos con gran rapidez. Al ser un sensor activo, existe la posibilidad de trabajar de noche y resulta muy apropiado para áreas de bajo relieve y con poca textura como las playas, condiciones en las cuales la fotogrametría tiene dificultades. También proporciona información sobre cambios en la costa después de temporales severos de manera casi inmediata, pudiéndose obtener la cartografía del área.

### 4.1 LIDAR (Light Detection and Ranging)

El lidar aerotransportado es un sistema de teledetección basado en la medida de distancias con un láser que emite pulsaciones y realiza un barrido de la superficie terrestre para obtener una nube de puntos sobre el terreno. Se caracteriza por la rapidez en la obtención de datos, la alta

resolución y su precisión (Ruiz, 2008). Esta técnica se ha utilizado para el estudio de daños sobre estructuras urbanas (diques, puertos, paseos marítimos), en el control de cambios en la línea de costa, así como en el estudio de la dinámica sedimentaria en playas. La captura de datos lidar utilizados en este estudio se realizó con un sensor Leica ALS50-II, propiedad del ICC. Emplea un láser infrarrojo y, por tanto, no hay penetración del rayo en el agua. El ICC realiza un vuelo anual de la costa catalana y se realizan vuelos adicionales si se producen temporales excepcionales. Este estudio se ha realizado con datos capturados en los vuelos ordinarios correspondientes a los años 2008 y 2009 y con un vuelo realizado a comienzos de 2009 correspondiente al temporal que se produjo entre el 26 y el 29 de diciembre de 2008. Los datos corresponden a dos vuelos para cada área de estudio. Anteriores al temporal de 03/11/08 para Barcelona y de 16/10/08, Maresme, y posttemporal de 17/01/09 para ambas zonas. También, en el área del Maresme, se ha

dispuesto de datos posteriores, obtenidos el 17/08/09.

## 4.2 Tratamiento de datos

Para reducir los errores sistemáticos debidos a la orientación directa se realizó un ajuste de las pasadas lidar con campos de control siguiendo el procedimiento habitual del ICC (Kornus *et al.* 2003). Para ello se utilizaron campos de control y pasadas adicionales, a las que denominamos transversales, pertenecientes al proyecto LidarCat que cubre con lidar toda Catalunya. Cada uno de los campos de control dispone de unos 40 puntos medidos con GPS-RTK que tienen una precisión de 2 ó 3 cm. Las pasadas transversales, que se han utilizado en el ajuste, pasan sobre estos campos y se cruzan con las pasadas correspondientes a la costa. Mediante un ajuste por mínimos cuadrados se ha calculado para cada pasada lidar una corrección vertical que minimiza las diferencias en las áreas de solapamiento (Ruiz, 2009). Algunos de los campos de control no se utilizaron en el ajuste y se reservaron como campos de comprobación para tener una estimación de los errores. En el ajuste, para la época 2008, se utilizaron 65 pasadas, de las cuales 22 eran transversales, 18 campos de control y 16 campos de comprobación. El error sigma de esos campos de comprobación fue de 3,1 cm, con un error máximo de 5,5 cm (Ruiz *et al.*, 2010).

Los puntos lidar se clasificaron de manera automática con TerraScan de Terrasolid (<http://www.terrasolid.fi>) que emplea el algoritmo de triangulación incremental de Axelsson (Axelsson 1999, 2000). Con los puntos clasificados como terreno se generó un modelo de malla irregular de triángulos (TIN) mediante una triangulación de Delaunay. Los puntos situados sobre la superficie del agua también fueron clasificados como terreno. Se utilizó TerraModeler, también de Terrasolid, para convertir el modelo TIN en un modelo del terreno de malla regular (DEM) con paso de 1 m para cada una de las épocas. Para hacer la interpolación este programa considera que las caras de los triángulos son planas.

En el análisis espacial se ha empleado la herramienta ArcGIS/ArcMap 10 como Sistema de Información Geográfica que permite el proceso de datos espaciales y la elaboración de documentos cartográficos a través del procesado digital.

Dado que uno de los objetivos fue cuantificar el volumen de material erosionado y sedimentado después del temporal, sólo nos interesan aquellos valores de píxel que corresponden al área de playa. Se debe delimitar el área de estudio creando un polígono vectorial a partir del cual se desarrolla el análisis y la cuantificación de la variación morfológica

Se utilizaron las ortofotos para delimitar el límite superior de la playa, asumiendo que más allá de este límite no deben ocurrir cambios morfológicos asociados al temporal. Las fechas de los vuelos lidar y de las ortofotos utilizadas no coinciden exactamente, pero esto no es un inconveniente a la hora de definir el límite dinámico de las playas. Principalmente, se ha trabajado a E: 1/2.500, y a E: 1/5.000 para el área de Santa Susana (16/10/08).

## 4.3 Límites de las playas (interior e inferior)

La definición de los límites de las playas de Barcelona no ha presentado dificultad porque quedan definidos por los espigones que separan las playas de Nova Icaria y Bogatell y el Puerto Olímpico de Barcelona. La parte interior de las mismas queda definida por el Paseo Marítimo, en nuestro caso paralelo a las playas. Más compleja ha sido la delimitación del litoral de Santa Susana, porque no hay una definición perfectamente clara de sus límites. El trazado seleccionado está ocupado de forma heterogénea a lo largo de toda el área por un camping, varias infraestructuras hoteleras, zonas habilitadas como aparcamiento y una zona residencial. Se incluyeron en el área a investigar zonas de vegetación rala dado que el lidar atraviesa la vegetación y proporciona puntos sobre la superficie del terreno. En aquellas zonas donde fue posible se marcó el límite de la playa en el paseo marítimo. Para la definición del límite inferior de la playa, zona de *swash*, utilizamos un intervalo comprendido entre las cotas de 0,30 y los 0,10 metros. Esta es una zona importante porque nos define las variaciones temporales que dependen de la llegada de la ola a la zona de *swash*.

## 4.4 Análisis con ArcMap

Se ha extraído una máscara ráster para cada uno de los polígonos vectoriales que nos ha permitido aislar el área que nos interesa analizar del total de la capa ráster. El resultado son dos capas ráster, una pretemporal y otra posttemporal, para cada una de las zonas de estudio, además de una tercera correspondiente a la playa de Santa Susana con los datos correspondientes a unos meses después del temporal.

Para analizar con mayor detalle los cambios morfológicos se utilizó la herramienta *Cutfill* de ArcGIS *Spatial Analyst* que calcula los volúmenes de material ganados y perdidos y las áreas en donde se ha producido la ganancia o pérdida de material. El resultado es el volumen de sedimento ganado o perdido únicamente de las áreas donde se ha producido erosión o acreción. En el proceso se añade un nuevo

campo en la tabla de atributos vectorial y se edita para la campaña correspondiente. Fue necesario aislar previamente las áreas de interés para no contabilizar como cambio las diferencias que aparecen en los modelos pre y en zonas muy irregulares o con grandes pendientes, como los espigones. Se hizo con la herramienta *overlay* que permitió calcular la intersección geométrica de cada uno de los modelos de entrada con el área de interés. Esto nos permite detectar aquella información correspondiente a los cambios de un año respecto al otro pudiendo obtener una nueva capa vectorial con dos polígonos superpuestos con información pre y posttemporal.

En el último paso se selecciona cada polígono teniendo en cuenta la campaña y se edita creando una nueva capa vectorial que sólo contiene datos de la parte seleccionada que corresponde a un momento pretemporal. Volvemos a repetir el mismo paso de extracción de máscara para poder ejecutar el análisis espacial. Este proceso se realiza en las tres playas pre y posttemporal.

Finalizada la operación de tratamiento se lleva a cabo el análisis de los cambios volumétricos para, de este modo, completar la cuantificación. Hay que tener en cuenta que solo podemos evaluar una cota mínima, porque no podemos contabilizar los cambios producidos en las zonas cubiertas con agua debido a que este lidar no penetra en el agua. El análisis se aplica a un plano de referencia por encima de los 0 metros. Con ArcGIS obtendremos el área y el volumen de acreción y erosión, así como el área y perímetro total de los polígonos en donde se ha producido acreción o erosión.

#### 4.5 Parámetros morfológicos

Además de cuantificar los cambios de volumen, se definen tres parámetros morfológicos que pueden ser de utilidad para el análisis de la vulnerabilidad costera en las áreas objeto del estudio. Se ha definido la **cota máxima** de cambios morfológicos significativos, que indica el límite superior de la playa seca donde el impacto de las olas llega a causar una variación morfológica significativa y que, de forma indirecta, da información sobre la vulnerabilidad de la playa inundada y la **variación de la línea de costa**, que cuantifica la variabilidad del límite inferior de la playa. En el proceso utilizamos las capas vectoriales que hemos creado anteriormente. En ellas se observan los límites superiores que nos muestran la vulnerabilidad de la playa ante un nuevo episodio de temporal excepcional con las mismas características de oleaje.

Otro de los parámetros analizados se centra en los cambios morfológicos en **el perfil de**

**playa**. La diferencia entre los modelos del terreno con datos pretemporal y posttemporal en la playa de Santa Susana (que es la que presenta más variaciones a lo largo del área analizada) permite identificar las áreas donde se ha producido un cambio de volumen, sea erosión o acumulación. Se han seleccionado tres perfiles en lugares que aparecen como significativos entre el extremo sur de la playa, el centro y el extremo norte, con el objetivo de determinar el balance sedimentario en perfiles de playa que presentan una acumulación de sedimento en su parte inferior. Estos perfiles se trazan desde el límite superior hasta el límite inferior de la playa, para obtener una visión integrada de los cambios de comportamiento que se han originado.

Finalmente, se ha analizado **la pendiente**, que proporciona información de la morfología a través de los cambios de pendiente ocasionados por el temporal. A partir de las capas ráster originales se crean nuevas capas para mostrar la pendiente de la playa.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Variación de la línea de costa y análisis de volúmenes

Los cambios en el volumen de la playa emergida y la variación de la línea de costa se calculan por la resta de mallas de los datos post y pretemporal y se representan en mapas con una escala de valores donde el azul representa acreción y el rojo erosión.

Las playas de Barcelona han tenido un comportamiento basculante debido a los efectos del temporal. En la playa de Nova Icària este basculamiento se traduce en erosión hacia la mitad sur de la playa y acreción en el norte. El punto de pivotaje de este basculamiento está ligeramente desplazado hacia el sur de la parte central de la playa. En la playa de Bogatell, la basculación tiene un comportamiento opuesto a Nova Icària, con acreción en el sur y erosión hacia el norte de la playa (figura 3). La playa de Santa Susana ha experimentado procesos de erosión y acreción en diferentes sectores a lo largo de la playa. En esta playa se ha observado que en determinadas zonas la erosión de la línea de costa está acompañada por la acumulación de sedimento en la parte superior del perfil de playa (figura 4).

Todas las playas presentan una pérdida de volumen después del temporal. La mayor pérdida de volumen de arena tiene lugar en la playa de Bogatell ( $13,168 \text{ m}^3$ ), seguida de Santa Susana ( $6,689 \text{ m}^3$ ) y de Nova Icària ( $3,408 \text{ m}^3$ ), aunque en términos relativos respecto a la longitud de la playa representan pérdidas de  $10,89 \text{ m}^3/\text{m}$ ,  $3,1 \text{ m}^3/\text{m}$  y  $1,4 \text{ m}^3/\text{m}$  respectivamente. Finalmente, la playa de Santa Susana experimenta una

recuperación después del temporal, con un aumento de volumen de  $5.1 \text{ m}^3/\text{m}$  entre enero y agosto de 2009, de tal forma que el volumen final de la playa es superior al medido antes del temporal (figura 5). Puesto que no se han realizado aportaciones artificiales de arena durante este período, este crecimiento del volumen de arena debe estar relacionado con los aportes procedentes de la deriva litoral.

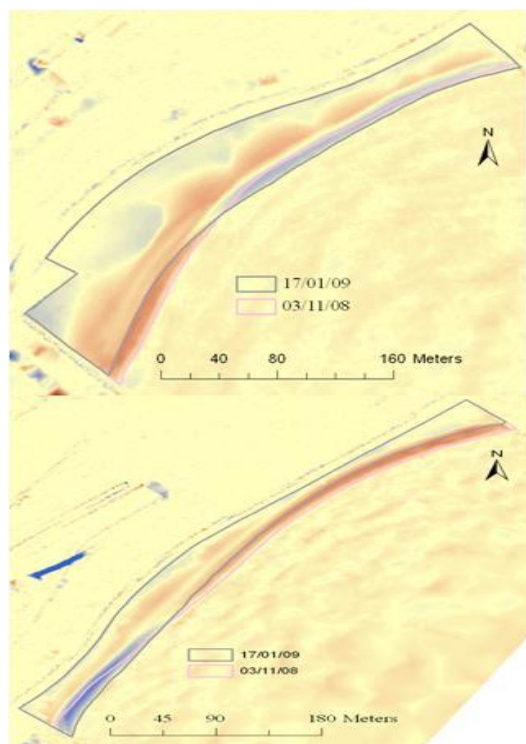


Figura 3. Variación de la línea de costa en las playas de Nova Icària (arriba) y Bogatell (abajo). Estos cambios se representan con una paleta de colores que asocia el color rojo con la pérdida de sedimento y el azul con la sedimentación.

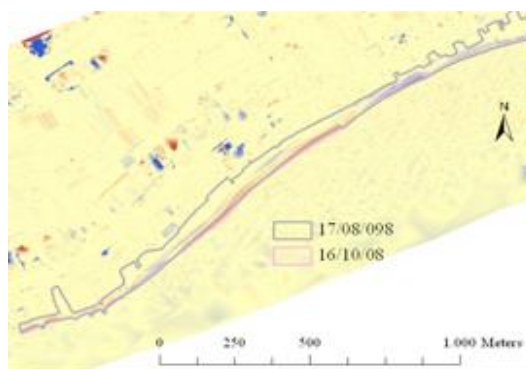


Figura 4. Variación de la línea de costa en la playa de Santa Susana con acumulación de sedimento en la parte superior del perfil de playa.

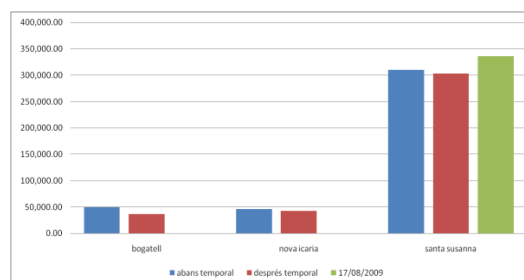


Figura 5. Gráfico comparativo del cálculo de volumen. Bogatell (Izda.), Nova Icària (centro) y Santa Susana (Dcha). Datos representados en azul para pretemporal, en rojo para posttemporal y verde para datos de agosto de 2009 en Santa Susana.

## 5.2 Variación de la pendiente de la playa

Las variaciones en la pendiente de las playas están estrechamente relacionadas con los cambios volumétricos en la playa emergida. En la playa de Bogatell se observan cambios significativos de la pendiente en los dos extremos de la playa. De tal forma que la pendiente se suaviza en la parte acrecional (sur) y aumenta en la parte erosional (norte). En la playa de Nova Icària, se observan cambios de la pendiente en la zona central y norte de la playa. La pendiente presenta cambios poco significativos hacia el sur de la playa; en cambio, la pendiente aumenta en la zona central, justo en el punto de pivotaje del basculamiento de la variación de la línea de costa. En las zonas donde hay acreción la pendiente queda suavizada. En el caso de la playa de Santa Susana se observa un cambio significativo en la pendiente a lo largo de la línea de costa, en general con un aumento de la pendiente después del temporal. No obstante, los cambios de pendiente son muy irregulares a lo largo del perfil de playa.

## 5.3 Cambios morfológicos en el perfil de playa

La diferencia entre los modelos del terreno con datos pretemporal y posttemporal en la playa de Santa Susana permite identificar las áreas donde se ha producido un cambio de volumen, sea erosión o acreción. Se han seleccionado tres perfiles significativos en el sector sur de la playa, la parte central y en el sector norte, con el objetivo de determinar el balance sedimentario en perfiles de playa que presentan una acumulación de sedimento en su parte interior.

La comparación entre los perfiles de la playa de Santa Susana, de la zona sur de la playa (figura 6, perfil 1), indica que la morfología antes del temporal estaba caracterizada por un escarpe en la parte alta de la playa, seguido por un



trazado más suave y con una berma hasta la línea de mar. El perfil de la playa después del temporal nos muestra la destrucción de los elementos morfológicos previos. En la parte superior de la playa desaparece el escalón como consecuencia de la acumulación de sedimento dando lugar a un relieve de pendiente más suave. Por el contrario, en la parte inferior del perfil se observa una fuerte erosión y una pendiente más acentuada hasta llegar a la línea de costa. El cambio morfológico después del temporal muestra que se produce acreción en la parte superior de la playa y erosión en la parte inferior de la misma.

En el perfil de la zona central (figura 6, perfil 2) se observa un perfil previo al temporal con un escarpe de pendiente suave desde la parte superior de la playa hasta encontrar una primera berma con una pendiente pronunciada y una

segunda berma hasta el límite inferior de la playa. Después del temporal se identifica una acumulación de sedimento en la parte superior del perfil, erosión parcial de la berma anterior y la formación de una nueva berma con dos escarpes de playa de fuerte pendiente. Las diferencias entre el perfil anterior y posterior al temporal permiten interpretar una sucesión de eventos de acumulación/erosión y erosión/acumulación a lo largo del perfil de playa.

En el perfil representativo del sector norte de la playa (figura 6, perfil 3) observamos que antes del temporal existía un escarpe suave con berma hasta llegar al límite inferior de la playa. Después del temporal, se ha formado un nuevo escarpe y la berma ha perdido elevación con una pendiente suave hasta el límite inferior. El cambio morfológico muestra una sedimentación y una erosión que suavizan la pendiente del escalón.

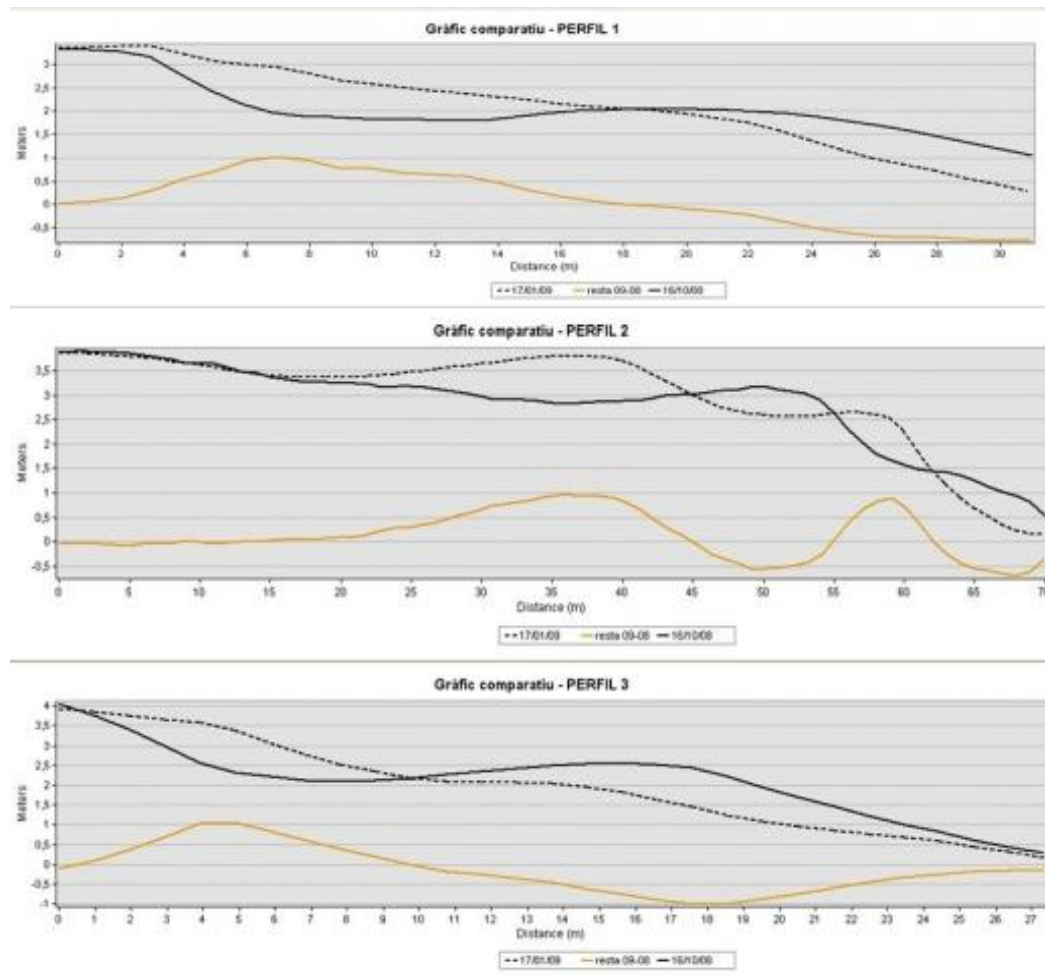


Figura 6. Perfiles de la playa de Santa Susana. Perfil 1 (arriba) de la zona sur de la playa. Perfil 2 (centro) de la zona central de la playa. Perfil 3 (abajo), de la zona norte. Resultados pretemporal, línea negra continua, posttemporal, línea discontinua y la diferencia se presenta en línea continua naranja.



## 6 CONCLUSIONES

En este trabajo se valida el sistema de teledetección lidar como una técnica adecuada para el estudio de los cambios morfológicos en playas antropizadas y se demuestra que puede ser una herramienta útil para el análisis de los riesgos naturales que ocurren en la franja costera. Respecto a la fotografía aérea, el lidar ofrece las ventajas de permitir la aplicación del análisis volumétrico y la obtención de información topográfica. En este trabajo se ha puesto de manifiesto la importancia de desarrollar protocolos de análisis apropiados puesto que los resultados obtenidos con lidar pueden ser diferentes en función del método aplicado. Por este motivo, este estudio desarrolla y propone la utilización de un protocolo metodológico para optimizar el análisis de los datos lidar.

Se ha aplicado la técnica lidar para evaluar los cambios morfológicos provocados por un temporal de alta energía en tres playas del litoral catalán. Los parámetros que se han analizado son la cota máxima de afectación, los cambios en la línea de costa, cambios de pendiente y cambios en el perfil de playa, de los que se han extraído las variaciones volumétricas. Estos parámetros son de utilidad para la evaluación de la erosión e inundación de las playas afectadas por un temporal. La técnica lidar también ha permitido el análisis de los elementos morfológicos situados en la playa. Se ha observado la formación de escarpes y bermas en la playa de Santa Susana que originan cambios en la pendiente.

El temporal de Sant Esteve de 2008 con un periodo de retorno de 10 años es un excelente ejemplo para la evaluación del impacto de los temporales sobre la costa catalana y para evaluar la utilidad de los datos lidar para el estudio de los riesgos litorales.

Las tres áreas de estudio presentan variaciones de la línea de costa, pendiente y cambios volumétricos después del temporal. Las playas más protegidas, Nova Icària y Bogatell, han tenido un comportamiento basculante en la variación de la línea de costa (erosión/acreción) debido a los efectos del transporte longitudinal de sedimento.

En las playas analizadas se han observado cambios morfológicos significativos desde la línea de costa hasta la cota de los 4 metros. La playa de Santa Susana es la que ha sufrido menos erosión y de manera más irregular a lo largo de la línea de costa, aunque es la que presenta una morfología más abierta y por lo tanto está más expuesta a los fenómenos naturales. En contra, la playa del Bogatell protegida por espigones, es el área de estudio

que presenta una erosión más intensa después del temporal.

Las tres playas perdieron volumen de sedimento a causa del temporal. La pérdida de arena de las playas corresponde a un porcentaje respecto al volumen total inicial de Bogatell, Nova Icària y Santa Susana del 26,6%, 7,4% y 2,2%, respectivamente. Bogatell es la que presentó una pérdida más severa de sedimento hasta el punto de perder gran parte de la franja superior del sector norte de la playa. En las tres playas se observó que las pendientes son más pronunciadas donde hay erosión y se suavizan cuando hay acreción en la línea de costa.

La importancia de los procesos que suceden en la parte superior de la playa para la comprensión de la dinámica sedimentaria de la playa también se ha puesto de manifiesto en este estudio. Por ejemplo, se ha observado acreción en la parte superior de la playa de Santa Susana, probablemente como consecuencia del transvase de la arena erosionada en la línea de orilla hacia la parte superior del perfil durante el temporal.

En el futuro, la sistematización de la obtención de datos lidar y su análisis permitirán un conocimiento cuantitativo de precisión de toda la franja costera catalana para una correcta gestión de los riesgos naturales asociados.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado como tesina final de maestría por un convenio de prácticas con el Departamento de Geología Marina del ICM-CSIC, así como también, gracias al acceso a datos, tanto de oleaje como de datos lidar, cedidos por el Laboratorio de Ingeniería Marítima de la Universitat Politècnica de Catalunya y del Institut Cartogràfic de Catalunya, respectivamente.

## BIBLIOGRAFÍA

- Axelsson P. 1999. Processing of laser scanner data – algorithms and applications, *ISPRS, Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 54, 138-147.
- Axelsson P. 2000. DEM Generation from Laser Scanner Data Using Adaptive TIN Models, *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, Amsterdam, Netherlands 32,B4/1, 110-117.
- Ojeda, E. y Guillén, J. 2008. Shoreline dynamics and beach rotation of artificial embayed beaches. *Marine Geology*, 253, 51-62.
- Kornus W. y Ruiz A. 2003. Strip Adjustment of LIDAR Data, *V Semana Geomática de Barcelona*, Barcelona.

Ruiz, A. 2009. Aplicaciones del Lidar i Fonaments dels Lidar, Altímetre láser, 8 anys d'experiència a l'ICC, *Institut Cartografia de Catalunya* (comunicación oral).

Ruiz, A., Kornus, W. y Talaya, J. 2009. Coastal applications of lidar in Catalonia. *6th European Congress on Regional*

*Geoscientific Cartography and Information Systems*, Munich, Alemania.

Ruiz, A. 2010. ALS Processing at the Institut Cartogràfic de Catalunya. *1st European Lidar Mapping Forum*. Den Haag, Netherlands. 30.11.2010 – 1.12.2010 (comunicación oral)

# Relación entre la humedad superficial de suelo y otros factores espaciales a través de mapas de humedad SMOS desagregados con productos MODIS

N. Sánchez<sup>1</sup>, M. Piles<sup>2</sup>, A. Scaini, J. Martínez-Fernández<sup>1</sup>, M. Vall-Ilosera<sup>2</sup> y A. Camps<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Centro Hispano Luso de Investigaciones Agrarias. Universidad de Salamanca.

<sup>2</sup>Universitat Politècnica de Catalunya y SMOS Barcelona Expert Center.

nilda@usal.es, maria.piles@tsc.upc.edu, anna.scaini@gmail.com, jmf@usal.es, merce@tsc.upc.edu, camps@tsc.upc.edu

## RESUMEN

El producto de humedad L2 del satélite Soil Moisture and Ocean Salinity (SMOS) tiene una resolución espacial aproximada de 40 km. Con el objetivo de mejorar dicha resolución se desarrolló un algoritmo de desagregación de píxel del producto L2 (humedad del suelo) de SMOS utilizando datos L1 (temperaturas de brillo) de SMOS y una serie del Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) y temperatura de superficie del sensor MODIS a 1 km, que es la resolución de los mapas resultantes. Para evaluar la precisión de los mapas obtenidos se usaron las observaciones de la Red de Estaciones de Medición de la Humedad del Suelo (REMEDIHUS) durante 2010, y se compararon los valores de humedad en 20 estaciones con los de los mapas. Los resultados de la validación muestran un coeficiente de correlación entre 0.40 y 0.70 y una diferencia cuadrática media entre 0.07 y 0.19 m<sup>3</sup>m<sup>-3</sup>; valores similares a los de otros trabajos con SMOS en REMEDIHUS. El segundo objetivo fue determinar la influencia de tres factores que, a priori, pueden considerarse fundamentales en la distribución espacial de la humedad del suelo: precipitación, relieve y usos de suelo. El primer factor se consideró a través del Antecedent Precipitation Index (API), el segundo mediante el Topographic Wetness Index (TWI), y el tercero mediante una clasificación supervisada de una escena Landsat 5. Tras aplicar correlaciones espaciales entre estos factores y los mapas de humedad, se concluyó que no existe un patrón estadísticamente significativo que relacione la topografía y los usos del suelo con la humedad, aunque la similitud de ésta con los ciclos de la vegetación y cultivos en la zona puede apreciarse cualitativamente. Por lo que respecta a la precipitación, el comportamiento espacial del API fue el más similar al de las series de mapas de humedad de suelo, con coeficientes de correlación en torno a 0.50, estadísticamente significativos.

## PALABRAS CLAVE

SMOS, MODIS, humedad de suelo, resolución espacial, API, TWI

## ABSTRACT

The L2 soil moisture data of the Soil Moisture and Ocean Salinity (SMOS) mission has a spatial resolution of approximately 40 km. To improve the spatial resolution of the SMOS L2 soil moisture estimates product, a disaggregation algorithm has been developed, which uses SMOS L1 brightness temperatures and 1 km MODIS Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and temperature series. The resulting soil moisture maps have a spatial resolution of 1 km. The validation of these series was performed using in situ soil moisture observations acquired by the the Soil Moisture Measurement Stations Network (REMEDIHUS) during 2010. Twenty REMEDIHUS stations data were compared to the downscaled maps. Values of the correlation coefficient vary between 0.40 and 0.70,

with root mean squared differences between 0.07 and 0.19  $\text{m}^3\text{m}^{-3}$ . These results were similar to those obtained in a previous validation exercise of the SMOS L2 soil moisture over the network. The second objective was to study the influence of three factors (precipitation, topography, and land use) in the spatial distribution of soil moisture. The Antecedent Precipitation Index (API) was chosen as an indicator of precipitation, the Topographic Wetness Index (TWI) as an indicator of topography, and the land uses were mapped through a supervised classification of a Landsat 5 image. no statistically significant correlations were found when considering the topography and the land uses, although spatial patterns can be observed relating the growing cycle of the vegetation covers with its soil moisture content. Spatial patterns within the downscaled soil moisture maps were related with the spatial distribution of precipitation, with significant correlation coefficients of around 0.50.

## KEY WORDS

SMOS, MODIS, soil moisture, spatial resolution, API, TWI.

## 1 INTRODUCCIÓN

La Agencia Europea del Espacio lanzó en noviembre de 2009 la misión Soil Moisture and Ocean Salinity, SMOS (Kerr *et al.*, 2001, Mecklenburg *et al.*, 2012). Tras la fase de calibración y validación, están siendo diseñados y elaborados mapas globales de humedad y salinidad oceánica cada 3 días con una resolución espacial de aproximadamente 40 km. El producto de humedad del suelo (L2) permite un seguimiento de la humedad de suelo superficial a escala planetaria, pero carece de la resolución espacial adecuada para estudios localizados o para cuencas hidrológicas de pequeño tamaño. Para mejorar la resolución espacial de SMOS se han estudiado combinaciones con otros datos de mayor resolución procedentes de otros sensores remotos en el espectro visible e infrarrojo (VNIR) (Piles, 2010). Aunque no proporcionan estimaciones directas de humedad, las imágenes VNIR son una estrategia para facilitar su estimación indirecta combinadas con sensores de microondas, tal y como se demuestra en buen número de trabajos (Adegoke y Carleton, 2002, Chauhan *et al.*, 2003, Zhang y Wegehenkel, 2006, Carlson, 2007, Merlin *et al.*, 2005). El algoritmo de desagregación de píxel que se utiliza en este estudio es una extensión del concepto del 'triángulo universal' (Carlson *et al.*, 1994), que relaciona la humedad de suelo con el Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) procedente del VNIR y la temperatura de superficie del infrarrojo térmico, que incorpora temperaturas de brillo de SMOS (Piles *et al.*, 2011).

El primer objetivo del trabajo, tras la aplicación del algoritmo, consistió en evaluar la fiabilidad de la humedad de suelo de los mapas resultantes, para lo que se usó la Red de Estaciones de Medición de la Humedad del Suelo (REMEDIUS) y se compararon los valores de humedad in situ en 20 estaciones con los correspondientes valores en los mapas. El segundo objetivo fue determinar el grado de influencia de tres factores que, a priori, pueden

considerarse fundamentales en la distribución espacial de la humedad del suelo: precipitación, relieve y usos de suelo. No hay consenso acerca de qué factores controlan la dinámica espacial y temporal de la humedad de suelo (Martínez *et al.*, 2008). Cabría citar factores topográficos (pendiente, orientación, curvatura), edáficos (textura, capacidad de retención), litológicos (composición, estratigrafía), relativos a la vegetación y usos del suelo (actividad foliar, porcentaje de cobertura, longitud y extensión de raíces) además, obviamente, de los factores climáticos y de la interrelación entre todos ellos. Estos factores son dependientes de la escala espacial de observación y/o medida. Así, a escala de parcela o pequeña cuenca, la humedad de suelo se ve afectada por las características del suelo, la topografía y la vegetación, causando variaciones en pocos metros (Ceballos *et al.*, 2005), mientras que, a escala regional, es mayor la influencia de la distribución de la precipitación, la radiación atmosférica y la temperatura (Das *et al.*, 2010).

Por otra parte, los mapas que se analizan estiman humedad superficial. La banda L de SMOS penetra entre 0 y 5 cm del suelo y el infrarrojo térmico de MODIS adquiere la temperatura de la capa en contacto con el aire. Es necesario, por tanto, centrar el análisis espacial en la respuesta superficial de la humedad de suelo, que es particularmente compleja y variable (Svetlitchnyi *et al.*, 2003). Por ejemplo, hay que tener en cuenta que la humedad superficial se agota a una tasa mucho mayor que en la zona de raíces (Martínez *et al.*, 2008), y que depende más directamente de los eventos de precipitación (De Lannoy *et al.*, 2006). Por todo ello, se han considerado como factores de análisis la precipitación, a través del Antecedent Precipitation Index (API); la topografía, mediante el Topographic Wetness Index (TWI), y los usos de suelo, mediante una clasificación supervisada de una imagen Landsat 5 en las fechas de estudio. El API es un índice ampliamente utilizado para parametrizar

diferentes condiciones de humedad de suelo (Pellarin *et al.*, 2009). Por su parte, el TWI (Beven y Kirkby, 1979) es un índice que utiliza atributos del relieve y se relaciona con la distribución de la humedad de suelo (Beven y Kirkby, 1979, Deng y Li, 2002). Finalmente, respecto a los usos de suelo, el propio algoritmo de extracción de humedad del procesador L2 de SMOS está diseñado para diferentes tipos de cobertura de suelo (Wigneron *et al.*, 2003), aunque con clases muy generalistas. En concreto, toda la zona REMEDHUS, salvo un pequeño porcentaje de clase forestal (en torno a un 10%), se clasifica en las imágenes como 'nominal class', es decir, vegetación y cultivos herbáceos (Sánchez *et al.*, 2012). Resulta de interés, por tanto, estudiar si la mejora de la resolución espacial puede relacionarse con categorías más descriptivas.

## 2 METODOLOGÍA

### 2.1 Método de mejora de la resolución espacial de los mapas de humedad de suelo.

El método de desagregación de píxel propuesto para SMOS (producto L2, con versiones de procesado 4.00 y 4.01) utiliza las temperaturas de brillo de SMOS (producto L1c), la temperatura de superficie (producto MOD11A1/MYD11A1 para los satélites TERRA y AQUA respectivamente) y el NDVI de 16 días (producto MOD13A2 de TERRA) a 1 km de MODIS. Los productos MODIS se agregan previamente a 40 km y se construye un sistema de ecuaciones utilizando todos los píxeles de la imagen y la siguiente regresión (linking model) (Piles *et al.*, 2011):

$$sm = \sum_{i=0}^n \sum_{j=0}^n \sum_{k=0}^n a_{ijk} NDVI^i T_s^j T_B^k \quad (1)$$

En la que  $sm$  es la humedad superficial de suelo,  $T_s$  la temperatura de superficie de MODIS, y  $T_B$  la temperatura de brillo de SMOS. Este sistema de ecuaciones se resuelve para obtener los coeficientes de la transformación ( $a_{ijk}$ ), que luego se aplican de nuevo a escala de 1km resultando los mapas de humedad de alta resolución.

El resultado son dos series de mapas de humedad, a 1 km de resolución espacial, obtenidos a lo largo de 2010, uno utilizando MODIS/TERRA LST, y otro utilizando MODIS/AQUA LST. Se realizó un estudio previo de porcentaje de cobertura de las imágenes de temperatura de MODIS (que se ve afectada por la presencia de nubes) y de datos SMOS L2. Se consideraron para este estudio los días en los que había una cobertura de más 60% en

REMEDHUS, resultando una serie de 52 mapas de alta resolución con la serie de temperaturas de superficie AQUA y 57 con TERRA.

### 2.2 Validación en la Red de Estaciones de Medición de la Humedad del Suelo (REMEDHUS)

La red REMEDHUS (figura 1) ha sido utilizada en diversos trabajos de validación de sensores remotos en microondas, entre ellos el reciente SMOS (Sánchez *et al.*, 2012). Está enclavada en la zona central de la cuenca del Duero, entre las coordenadas geográficas (41°31',-5°43') y (41°04',-5°03'), que corresponden al SE de la provincia de Zamora y pequeños sectores de las provincias de Valladolid y Salamanca. Comprende una superficie de unos 1.300 km<sup>2</sup>, de dimensiones lineales 30x40 km. REMEDHUS se compone de diferente instrumental agro-hidro-climático, entre el que se encuentra una red de 20 estaciones equipadas con sensores de humedad *Hydra probes* (Stevens® Water Monitoring System, Inc.). Esta red mide, de forma continua, humedad de suelo a una profundidad de 0-5 cm.

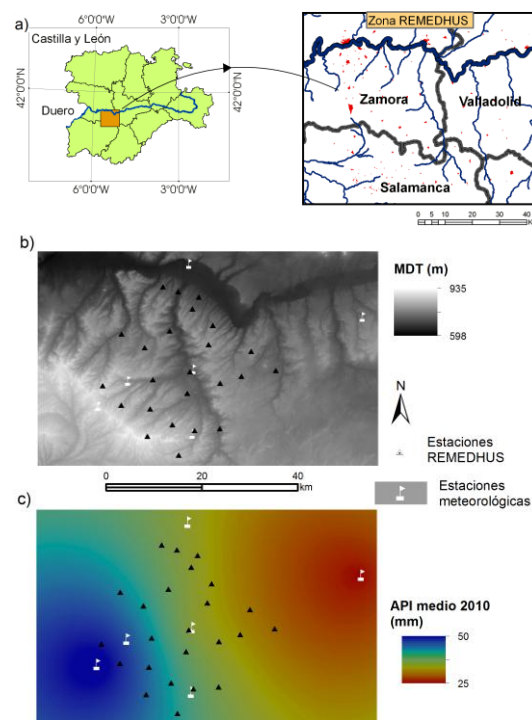


Figura 1. Zona de estudio (a), MDT de REMEDHUS (b) y mapa de API medio extraído mediante kriging (c). Se indican también las estaciones REMEDHUS y las meteorológicas

La validación de los mapas de humedad de suelo se realizó bajo dos enfoques: 1)



puntualmente, comparando los datos diarios de humedad de suelo de las estaciones y la humedad imagen de cada fecha de 2010, y 2) realizando la comparación por usos de suelo, promediando tanto las estaciones como los mapas de humedad según las categorías. Para ello se aplicó una máscara de usos de suelo sobre los mapas de humedad extraída tras una clasificación de imágenes Landsat. Respecto a los usos del suelo en las estaciones, existen siete sobre viña, diez sobre cereal de secano, dos en forestal-pradera y una en regadío.

Para evaluar las comparaciones se obtuvieron los valores del coeficiente de correlación (R), el *bias* o diferencia entre la humedad del mapa menos la humedad *in situ*, la diferencia media cuadrática (RMSD) y el estimador *p* de significación estadística.

### 2.3 Extracción de los índices topográficos y climáticos para el análisis espacial.

El relieve de la zona se obtuvo a través del modelo digital del terreno (MDT) de la Junta de Castilla y León, de malla 25 m<sup>2</sup> y resolución de 1 m en altura, generado a partir de la altimetría de curvas de la base topográfica 1:50.000 (figura 1a). A partir del MDT se obtuvieron mapas de pendiente y orientación. Respecto al TWI, se siguió la formulación de Beven *et al.* (1979), que tiene en cuenta la pendiente y el flujo acumulado en una localización del MDT de la forma (2):

$$TWI = \ln(As/\tan\beta) \quad (2)$$

donde *As* (flujo acumulado) representa la relación entre la superficie que drena en una celda determinada y el contorno de la propia celda. *As* se calcula a través de un paso intermedio, la dirección de flujo desde cada celda en el ráster, tomando la pendiente más alta.  $\beta$  es el ángulo de pendiente de cada celda.

Por lo que respecta a la precipitación, el API se calculó a partir de los datos diarios de precipitación de seis estaciones meteorológicas automáticas presentes en REMEDHUS (figura 1). Entre diversas formulaciones, se eligió la forma (3 y 4):

$$API_i = K_i * API_{i-1} + P_i \quad (3)$$

$$K_i = \exp(-ET_{0i}/\theta_{max}) \quad (4)$$

donde  $API_i$  es el índice diario, *P* la precipitación para cada día *i*, y *K* es un coeficiente de recesión relacionado con la evapotranspiración de

referencia,  $ET_0$  y el contenido máximo de humedad en las series temporales,  $\theta_{max}$ . El API se tomó como el valor acumulado de los tres días precedentes.

Mientras que el TWI y la clasificación de usos del suelo se obtienen en forma de mapas con la resolución de los datos de partida (MDT y Landsat), el API se considera como un valor asociado a los datos puntuales de las estaciones meteorológicas.

### 2.4 Obtención del mapa de usos de suelo

Se seleccionó una escena Landsat 5 del mes de julio de 2010, fecha que permite separar el regadío y la viña, en plena actividad vegetativa, de las zonas de secano, ya cosechado y por tanto sin actividad. El método utilizado fue el de clasificación supervisada mediante el algoritmo de máxima probabilidad. Se obtuvieron las siguientes categorías: regadío, secano, viña, forestal-pradera y una clase general con el resto. La exactitud del mapa se evaluó mediante un muestreo de 148 áreas verdad terreno, que arrojaron una coincidencia general del 89%. Los porcentajes de ocupación de las categorías son: 6% de regadío, 54% de secano, 8% de viña, 12% de forestal-pradera y 20% del resto (figura 2).

### 2.5 Métodos y alternativas de correlación espacial

Las relaciones espaciales entre los mapas de humedad, el mapa de TWI, el mapa de usos de suelo y los datos de API se establecieron mediante correlación espacial bajo las siguientes alternativas:

- El mapa de TWI y el de usos de suelo fueron remuestreados e integrados en el fichero con los mapas de humedad a su misma resolución. De esa forma, se pudieron comparar, a modo de bandas espectrales, la humedad y los parámetros mediante la herramienta de dispersograma, que indica el número de píxeles que ocupan valores concretos de humedad para valores concretos del parámetro del mapa, en este caso valores de TWI y categoría de uso de suelo. Si existe coincidencia espacial entre valores de humedad y el parámetro, habrá un alto número de píxeles asociados a ambos valores. Al presentarse como un gráfico de dispersión bidimensional de la humedad vs. el parámetro, en el dispersograma se indica también el valor del coeficiente de determinación y la ecuación de regresión.

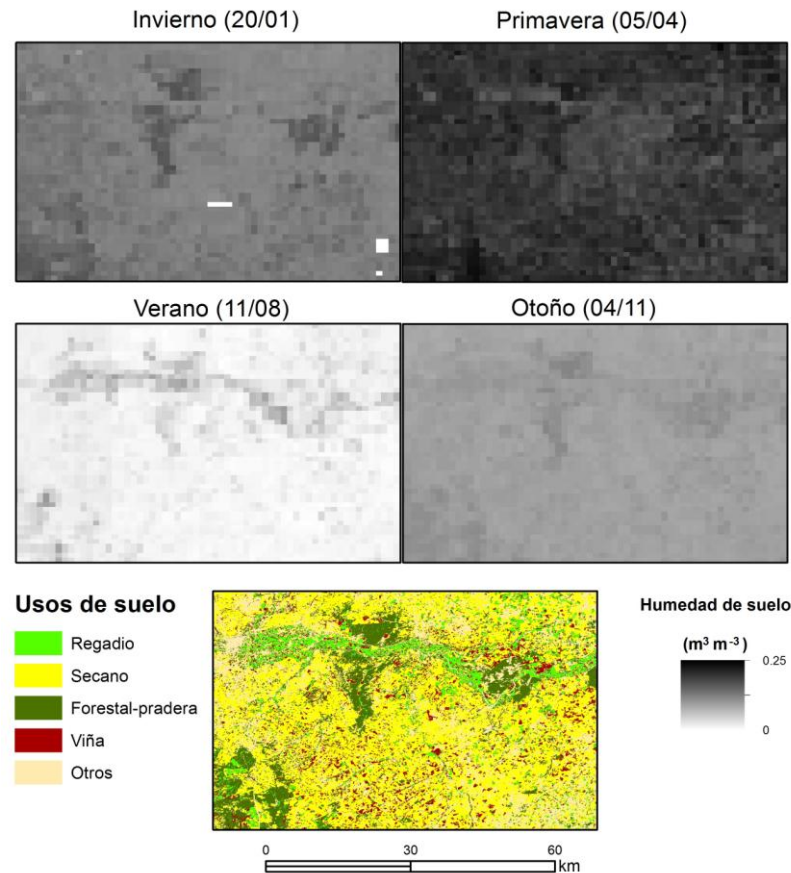


Figura 2. Mapas de humedad de suelo a 1 km de resolución en cuatro períodos de 2010, junto al mapa de usos de suelo.

- Sobre los mapas de TWI y usos de suelo a su resolución original se realizó un muestreo aleatorio en 100 puntos y se estableció regresión lineal con los valores de humedad de los mapas en esas mismas localizaciones. De esta forma, se intenta evitar la posible modificación que supone un remuestreo de los valores originales a 25 m (MDT) o 30 m (Landsat) hasta 1 km de los mapas de humedad.

- Los valores de API en las seis estaciones meteorológicas se compararon con la humedad de los mapas en esas zonas, tomando un valor promedio de 3x3 píxeles de humedad alrededor de la posición de cada estación.

### 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1 Análisis y validación de los mapas mejorados de humedad

Tras comparar los mapas de humedad (figura 2) con las estaciones REMEDHUS, se obtiene que, en cuatro de ellas, los resultados de la correlación no son estadísticamente significativos ( $p > 0.05$ ). Para las 16 restantes, los resultados de R varían entre 0.34 y 0.69, y el RMSD entre 0.05

y  $0.22 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$ . El *bias* es negativo en once estaciones, lo que supone que la humedad del mapa es menor que la de las estaciones ( $-0.22 \text{ m}^3 \text{m}^{-3} < \text{bias} < -0.05 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$ ), y en cinco de ellas es positivo ( $0.01 \text{ m}^3 \text{m}^{-3} < \text{bias} < 0.06 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$ ).

Por usos de suelo, la categoría mejor descrita en términos de R es el forestal-pradera (0.66), pero su RMSD y *bias* es el mayor ( $0.189 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$  y  $-0.156 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$  respectivamente), debido a que estas estaciones presentan mayor contenido de agua. Inversamente, la categoría con menor *bias*, y la única con signo positivo, es la viña ( $\text{RMSD} = 0.066 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$  y  $\text{bias} = 0.043 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$ ), ya que son usos de suelo que presentan muy bajo contenido de humedad.

Estos resultados de la validación son similares a los obtenidos con el producto L2 de SMOS en la zona (Sánchez *et al.*, 2012), lo que implica que no hay una degradación del producto debido a su mejora espacial y no empeora la estimación remota de humedad. Sin embargo, al igual que ocurría con SMOS, la humedad del suelo, es subestimada en un rango entre 5-20 %. Además, los contenidos bajos de humedad resultan difíciles de estimar, como se verifica en la falta de

significación estadística en las estaciones con contenidos más bajos, y en las altas diferencias en las estaciones de forestal-pradera. Los valores muy fluctuantes tampoco se estimaron correctamente, como ocurre en el caso del regadío (figura 3).

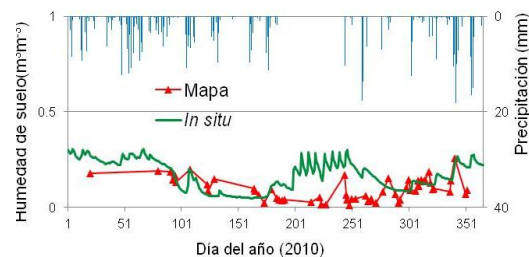


Figura 3. Evolución de la humedad de suelo, estimada desde el mapa para el promedio de las áreas de regadío, comparada con la humedad de la estación de regadío.

### 3.2 Correlación espacial con las variables topográficas y climáticas

La comparación de los píxeles de los mapas de humedad y los parámetros TWI y usos de suelo, analizados en términos de regresión lineal a través del dispersograma, no mostraron ningún tipo de relación espacial ni patrón discernible. Los coeficientes de determinación son cercanos a 0 en prácticamente todas las fechas de los mapas y para ambos parámetros (figura 4). A consecuencia de la mala correlación espacial, y teniendo en cuenta las conclusiones de algunos trabajos (Martínez *et al.*, 2008) que indican que la orientación es el principal factor que controla la distribución de la humedad de suelo superficial, se analizaron también la pendiente y la orientación extraídas del MDT, con resultados idénticamente negativos. Estos resultados podrían explicarse por el relieve poco pronunciado de la zona, con pendientes menores del 12% (Sánchez, 2010)

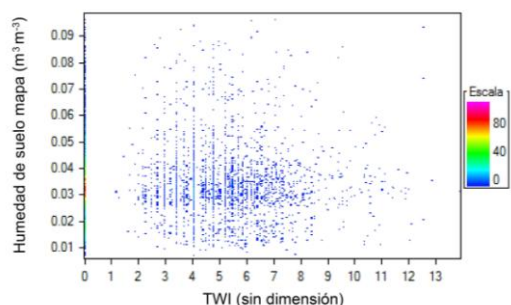


Figura 4. Dispersograma entre los valores del TWI y el mapa de humedad de suelo de la fecha 19/09/2010.

Tampoco la correlación aplicada en los puntos de muestreo permitió identificar relación alguna entre humedad y los factores citados. Sin embargo, al observar el comportamiento estacional de la humedad en los mapas se encontró una relación con las coberturas vegetales (figura 2). La cobertura que presenta una mayor humedad de forma casi constante a lo largo del año es la forestal, que es perennifolia en la zona. Es notable la retención de humedad de esta cobertura especialmente en invierno. En primavera, cuando toda la zona está prácticamente cubierta de vegetación debido al desarrollo de los cultivos de secano, la humedad es más alta y generalizada; mientras que en verano esta cobertura ya ha desaparecido y las zonas de humedad se distribuyen casi exclusivamente en los cultivos regados a lo largo del río Duero. En otoño este patrón continúa, pero con valores de humedad mayores en toda la imagen debido a las lluvias características de esa estación. El diferente comportamiento de la humedad en las coberturas podría explicarse por la dependencia del algoritmo con el NDVI, que es sensible a la actividad vegetativa, y por tanto puede relacionarse también con un mayor contenido de humedad en la vegetación (Jackson *et al.*, 1995). Por otra parte, las microondas son sensibles a la constante dieléctrica de la vegetación, que a su vez también se relaciona con el contenido de humedad (Owe *et al.*, 2001). No obstante, este efecto es débil en cuanto a que las diferencias en contenidos de humedad en los mapas son muy pequeñas (figura 2), y se requiere un análisis más exhaustivo que la simple correlación para detectar patrones espaciales.

El análisis de correlación con el API realizado en las estaciones resultó estadísticamente significativo en todos los casos, aunque con discretos valores de R, que oscilan entre 0.44 y 0.55. Ello permite inferir que el gradiente SE-NW de precipitación presente en la zona REMEDHUS, que es patente al obtener un mapa de API medio (figura 1b) y que ha sido observado en trabajos previos en esta zona (Sánchez *et al.* 2012), es captado por los mapas de humedad. No obstante, debido al reducido número de estaciones y a la inherente dificultad de realizar una interpolación espacial con tan pocos datos, se ha optado por una verificación en una pequeña matriz de píxeles de humedad alrededor de cada estación. Esta elección podría debilitar el análisis frente a la comparación con todos los píxeles de la imagen realizada con los parámetros TWI y usos de suelo.

## 4 CONCLUSIONES

En este trabajo se ha presentado el análisis y validación de un nuevo producto de humedad de suelo extraído a partir de la combinación del

producto L2 de SMOS y la temperatura de superficie y NDVI de MODIS. Los resultados de la validación en las estaciones REMEDHUS son prometedores, ya que se mantienen los estándares de calidad de la estimación de SMOS, pero se mejora el producto con una resolución espacial mucho mayor. El estudio estadístico no ofreció patrones claros de distribución espacial de humedad relacionados con el relieve. La ausencia de un patrón relacionado con los factores topográficos pone de manifiesto la dificultad de encontrar índices topográficos de humedad para zonas con relieves poco pronunciados. Sin embargo, la comparación por usos de suelo fue acorde con el comportamiento fenológico de la vegetación y cultivos presentes en la zona desde un análisis cualitativo, aunque verificar el patrón espacial de los usos de suelo requiere un análisis más exhaustivo.

Finalmente, el análisis de la distribución espacial de la precipitación, utilizando el API como índice de estudio, ofreció mejores resultados y correlaciones estadísticamente significativas, que permitieron describir un patrón espacial acorde a las características climáticas de la zona. No obstante, se requieren futuros análisis con series temporales más largas aplicados sobre otras zonas con diferentes características topográficas y climáticas. Estos mapas de humedad de suelo presentan un gran potencial tanto para integrarse en nuevos productos de teledetección como para nuevas aplicaciones.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a los proyectos AYA2010-22062-C05-02 y AYA2010-22062-C05-05 del Ministerio de Ciencia e Innovación y al proyecto AO-3230 de la Agencia Europea del Espacio.

## BIBLIOGRAFÍA

- Adegoke, J. O. y Carleton, A. M. 2002. Relations between soil moisture and satellite vegetation indices in the U.S. Corn Belt, *American Meteorological Society*, 3, 395-405.
- Beven, K. y Kirkby, M. J. 1979. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology, *Hydrological Science Bulletin*, 24, 43-69.
- Carlson, T., Gillies, R. y Perry, E. 1994. A method to make use of thermal infrared temperature and NDVI measurements to infer surface soil water content and fractional vegetation cover, *Remote Sensing Reviews*, 9, 161-173.
- Carlson, T. 2007. An overview of the 'triangle method' for estimating surface evapotranspiration and soil moisture from satellite imagery, *Sensors*, 7, 1612-1629.
- Piles, M., Camps, A., Vall-Ilosera, M., Corbella, I., Panciera, R., Ruediger, C., Kerr, Y. y Walker, J. 2011. Downscaling SMOS-derived soil moisture using MODIS Visible/Infrared data, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 49(9), 3156-3166.
- Ceballos, A., Scipal, K., Wagner, W. y Martínez-Fernández, J. 2005. Validation of ERS scatterometer-derived soil moisture data in the central part of the Duero Basin, Spain, *Hydrological Processes*, 19, 1549-1566.
- Chauhan, N., Miller, S. y Ardanuy, P. 2003. Spaceborne soil moisture estimation at high resolution: a microwave-optical/IR synergistic approach, *International Journal of Remote Sensing*, 22, 4599-4622.
- Das, N. N., Mohanty, B. P. y Njoku, E. G. 2010. Profile soil moisture across spatial scales under different hydroclimatic conditions, *Soil Science*, 175(7), 315-319.
- De Lannoy, G. J. M., Verhoest, N. E. C., Houser, P. R., Gish, T. J. y Van Meirvenne, M. 2006. Spatial and temporal characteristics of soil moisture in an intensively monitored agricultural field (OPE3), *Journal of Hydrology*, 331(3-4), 719-730.
- Deng, H. y Li, X. 2002. Relationships of upslope contribution area and soil water content in TOPMODEL, *Progress in Geography*, 21, 103-110.
- Jackson, T. J., Le Vine D. M., Swift, C. T., Schmugge, T. J. y Schiebe, F. R. 1995. Large area mapping of soil moisture using the ESTAR passive microwave radiometer in Washita'92, *Remote Sensing of Environment*, 53, 27-37.
- Kerr, Y. H., Waldteufel, P., Wigneron, J. P., Martinuzzi, J. M., Font, J. y Berger, M. 2001. Soil moisture retrieval from space: The Soil Moisture and Ocean Salinity (SMOS) mission, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 39(8), 1729-1735.
- Martínez, C., Hancock, G. R., Kalma, J. D. y Wells, T. 2008. Spatio-temporal distribution of near-surface and root zone soil moisture at the catchment scale, *Hydrological Processes*, 22, 2699-2714.
- Mecklenburg, S., Drusch, M., Kerr, Y. H., Font, J., Martín-Neira, M., Delwart, S., Buenadicha, G., Reul, N., Daganzo-Eusebio, E., Oliva, R. y Crapolicchio, R. 2012. ESA's Soil Moisture and Ocean Salinity Mission: Mission Performance and Operations, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 50(5), 1354-1366.



- Merlin, O., Chehbouni, A., Kerr, Y., Njoku, E. y Entekhabi, D. 2005. A combined modelling and multispectral/multiresolution remote sensing approach for disaggregation of surface soil moisture: Application to SMOS configuration, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 43(9), 2036-2050.
- Owe, M., de Jeu, R. y Walker, J. P. 2001. A methodology for surface soil moisture and Vegetation Optical Depth retrieval using the Microwave Polarization Difference Index, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 39, 1643-1654.
- Pellarin, T., Tran, T., Cohard, J.-M., Galle, S., Laurent, J.-P., de Rosnay, P. y Vischel, T. 2009. Soil moisture mapping over West Africa with a 30-min temporal resolution using AMSR-E observations and a satellite-based rainfall product, *Hydrology and Earth System Sciences*, 13, 1887-1896.
- Piles, M. 2010. *Multiscale soil moisture retrievals from microwave remote sensing observations*, Departament de Teoria del Senyal i Comunicacions. Barcelona, Universitat Politècnica de Catalunya. 136 pp.
- Piles, M., Camps, A., Vall-Ilosera, M., Corbella, I., Panciera, R., Ruediger, C., Kerr, Y. y Walker, J. 2011. Downscaling SMOS-derived soil moisture using MODIS Visible/Infrared data, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 49(9), 3156-3166.
- Sánchez, N., Martínez-Fernández, J., Calera, A., Torres, E. A. y Pérez-Gutiérrez, C. 2010. Combining remote sensing and in situ soil moisture data for the application and validation of a distributed water balance model (HIDROMORE), *Agricultural Water Management*, 98, 69-78.
- Sanchez, N., Martinez-Fernandez, J., Scaini, A. y Perez-Gutierrez, C. 2012. Validation of the SMOS L2 soil moisture data in the REMEDHUS network (Spain), *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 50(5), 1602-1611.
- Svetlitchnyi, A. A., Plotnitskiy, S. V. y Stepovaya, O. Y. 2003. Spatial distribution of soil moisture content within catchments and its modelling on the basis of topographic data, *Journal of Hydrology*, 277, 50-60.
- Wigneron, J. P., Calvet, J. C., Pellarin, T., Van de Griend, A. A., Berger, M. y Ferrazzoli, P. 2003. Retrieving near-surface soil moisture from microwave radiometric observations: Current status and future plans, *Remote Sensing of Environment*, 85(4), 489-506.
- Zhang, Y. y Wegehenkel, M. 2006. Integration of MODIS data into a simple model for the spatial distributed simulation of soil water content and evapotranspiration, *Remote Sensing of Environment*, 104, 393-408.



# Programación de herramientas de geoprocésamiento en Python: Implementación de la variable visual tamaño en ArcGIS

J. Solanas, A. Pueyo, R. Postigo y M. Zúñiga

Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Zaragoza

j.solanas@gmail.com

## RESUMEN

*En el lenguaje cartográfico la variable visual tamaño, combinada con el color o el valor, refuerza las propiedades de asociación y selección, posibilitando una mayor precisión en la representación de la información. La mayoría de los módulos de simbología en los sistemas de información geográfica comerciales no permiten utilizar de manera conjunta las variables visuales anteriormente citadas a través del escalado proporcional. Este trabajo presenta una herramienta para realizar este tipo de mapas en ArcGIS. Mediante secuencias de comandos (script) en lenguaje Python se implementan modelos de escalado de la variable tamaño que se describen en la cartografía temática.*

## PALABRAS CLAVE

Cartografía temática, variable visual tamaño, script ArcGIS.

## ABSTRACT

*In the cartography language the size variable, combined with the color or value, enhances the association and selection properties, enabling a more accurate representation of information. Most of symbology modules in commercial geographic information systems do not allow use jointly the above mentioned variables through proportional scaling. This paper presents a tool for this kind of maps in ArcGIS. Through scripting in Python are implemented proportional scaling models described in thematic mapping*

## KEY WORDS

Thematic cartography, size variable, scripts ArcGIS.

## 1 MARCO TEÓRICO

Las nuevas tecnologías permiten automatizar un gran número de procesos geográficos y cartográficos como el cálculo de símbolos proporcionales para representar una variable (Dent, 1999). Aun así, es necesario comprender estos procesos para hacer buen uso de ellos y adecuar el dimensionamiento y sus características para la correcta transmisividad de

la información y sobre la percepción y respuesta del lector de mapas (Calvo *et al.*, 2002; Zúñiga, 2008).

Los mapas de símbolos proporcionales están basados en una idea fundamental: el cartógrafo selecciona un símbolo y varía su tamaño en cada punto en proporción a la cantidad de la variable que desea representar sobre ese punto (Bertin, 1967; Robinson *et al.*, 1995; Steinberg, 2000).

Aunque, a priori, puede parecer sencillo, hay múltiples factores a tener en cuenta para que la cartografía sea legible como un escalado inadecuado o una mala elección de la forma del símbolo (Dent, 1999; Slocum *et al.*, 2010 ).

La gran ventaja de este tipo de representación es que transmite de manera precisa la información cuantitativa y que, a pesar de las limitaciones técnicas de las herramientas informáticas, es uno de las variables más utilizadas por geógrafos y cartógrafos desde la primera aparición de este método en cartografía (Robinson, 1955; Robinson, 1967; Béguin y Pumain, 2003).

Fundamentalmente existen dos tipos de símbolos proporcionales, los símbolos geométricos, como círculos, cuadrados, esferas o cubos, y los símbolos pictográficos, como los diagramas de barras o dibujos esquemáticos de, por ejemplo, personas (Bertin, 1967; Dent, 1999; Cauvin *et al.*, 2008; Slocum *et al.*, 2010).

Pero es el círculo la forma más popular, probablemente debido a su tamaño compacto y a su facilidad de construcción. Además, Slocum *et al.* (2010) y Dent (1999) coinciden en que es la variable más estable visualmente.

Actualmente, cartógrafos y geógrafos han experimentado con símbolos tridimensionales, ya que resulta agradable, plástico y atractivo (Dent, 1999, Fremlin y Robinson, 2005). Pero con estas nuevas formas de representación es importante que se transmitan adecuadamente la información de los valores correctos a través de estos símbolos tridimensionales (Calvo *et al.*, 2002).

Existen tres tipos de escalado (Flannery, 1972; Dent, 1999; Slocum *et al.*, 2010) para símbolos proporcionales tanto para representaciones de figuras superficiales como volumétricas (figura 1):

- El escalado matemático.
- El escalado perceptual o de magnitud aparente.
- El escalado por doble constricción.

El cálculo de estos tres tipos puede simplificarse a la siguiente expresión con la única variación del factor de dimensión (D), que es el que define el tipo de escalado utilizado:

$$r_i = \left( \frac{v_i}{v_L} \right)^D \cdot r_L$$

$r_i$  = radio del símbolo creado.

$v_i$  = valor del dato para el símbolo que será creado.

$v_L$  = valor predeterminado asociado al radio establecido.

$D$  = dimensión del símbolo.

$r_L$  = radio establecido para el valor predeterminado.

Así pues, en la figura 1 todos los símbolos se han dimensionado a partir de la variable menor (25), lo que significa que, en todos los tipos de escalado, los símbolos que representan ese valor tendrán el mismo tamaño, es decir, el mismo radio (mitad del lado en el caso de los cuadrados), escalándose el resto de valores desde este tamaño al mayor en función del método utilizado. Se aprecia, claramente, cómo los símbolos de escalado aparente crecen más que los del resto de escalados, así como que los escalados por doble constricción crecen menos.

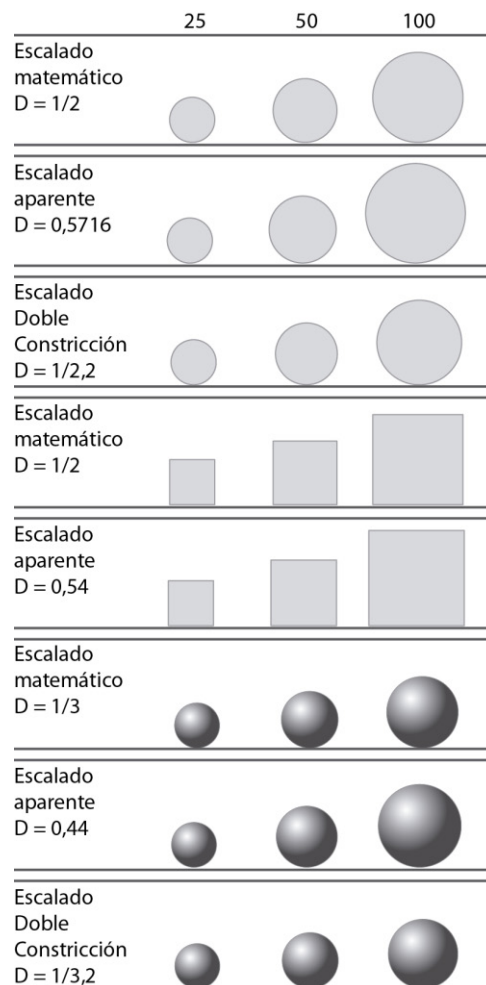


Figura 1. Comparación de tipos de escalado.

Por otra parte, también resulta muy evidente que el escalado volumétrico, sea cual sea el método utilizado, crece menos que los escalados superficiales, lo que hace del escalado volumétrico muy útil en casos en los que el espacio en el mapa sea limitado y el rango de valores a representar sea muy alto.

Muchos de los estudios psicofísicos sugieren el abandono del escalado aparente en favor del escalado matemático, pero con mayor atención en el diseño de la leyenda. También algunos autores recomiendan el uso de círculos o esferas debido a que las figuras poligonales o símbolos pictográficos pueden influir o ser confundidas con otros elementos del mapa (Pueyo, 1994; Calvo *et al.*, 2002; Zúñiga, 2009).

Autores como Dent o Slocum, discuten sobre cuál es el mejor diseño de símbolo para reducir los efectos de la superposición (transparente, opaco, con halo, etc.). En todo caso, coinciden en que el orden de los símbolos debe de ser siempre de mayor a menor (los mayores al fondo) para que sean los símbolos pequeños los que se superpongan sobre los grandes. Añadir al símbolo un halo de un color que contraste con el de las esferas puede ser suficiente para que el lector de mapas sea capaz de distinguir y reconstruir correctamente cada símbolo (Dent, 1999; Slocum *et al.*, 2010).

## 2 DESARROLLO TÉCNICO

Uno de los objetivos de esta comunicación es poder aplicar las diferentes posibilidades de escalado de la variable tamaño, sin las limitaciones de las herramientas de los sistemas de información geográfica. Así, para la utilización de los símbolos proporcionales en ArcGIS Desktop 10, esta posibilidad está muy limitada, ya que la única forma posible de representar dos variables sobre elementos puntuales es mediante el graduado de rangos para la variable tamaño. Además, en el caso de representación por símbolos proporcionales el programa solamente permite dos tipos de escalado, el matemático superficial y el aparente, con el factor de corrección de Flannery, por lo que resulta imposible realizar un escalado volumétrico o de doble constricción. Por otra parte, el programa no ofrece información clara y precisa para el cálculo de la variable tamaño a través del escalado aparente, con resultados distintos dependiendo si se aplica a cuadrados, círculos o símbolos pictográficos.

Cuando ArcGIS representa la variable tamaño de manera precisa, se realiza a través de un campo que contenga su superficie o su radio en unidades mapa, pero no permite la visualización de una segunda variable sobre los símbolos.

Por otra parte, es imposible representar la variable tamaño de forma volumétrica con otra variable. Para ello, es necesario realizar un post-proceso de la cartografía mediante programas de diseño vectorial para lograr la apariencia volumétrica de los símbolos y mejorar la comprensión de éstos por parte del lector.

Es por esto que esta comunicación presenta las últimas propuestas técnicas que se han desarrollado por parte del Grupo en Ordenación del Territorio (GEOT) de la Universidad de Zaragoza (Pueyo, 1994; Calvo *et al.*, 2002; Zúñiga, 2009) basadas en secuencias de comandos en lenguaje Python (Van Rossum, 2000; Lutz y Ascher, 2001; Butler, 2005; González, 2008) y en el post-procesado con Adobe Illustrator para poder crear cartografía con símbolos proporcionales a través de ArcGIS.

### 2.1 Desarrollo de la secuencia de comandos mediante Python en ArcGIS

Python es un lenguaje de tipado dinámico, lo que quiere decir que no es necesario declarar el tipo de dato que contendrá una variable ya que lo adopta dependiendo del valor que se le asigne, que está orientado a objetos (González, 2008). Así pues, la ejecución del programa consiste en una serie de interacciones entre los objetos.

Para ello se han creado dos herramientas que solo difieren entre sí en la forma de creación de la clase de entidad de salida; una de ellas crea polígonos circulares y la otra crea polígonos cuadrados. La razón es que así se responde a las necesidades del usuario final de la forma más directa posible. Si el usuario va a realizar, por ejemplo, un dimensionamiento superficial de la variable, puede realizar el proceso completo sobre ArcMap a través de la herramienta que crea círculos proporcionales. Si, por el contrario, el usuario pretende realizar un dimensionamiento volumétrico o una infografía más compleja deberá de utilizar el programa que crea cuadrados proporcionales para luego sustituir la forma del símbolo por la deseada en un programa de diseño vectorial (Solanas, 2011).

Los aspectos comunes de estos programas son:

- Importación de módulos.
- Definición de parámetros.
  - Clase de entidad de puntos de entrada; ésta contendrá la variable que queremos representar.
  - Archivo de salida intermedio igual que el de entrada pero con el campo que determina el tamaño del símbolo

calculado y con las entidades ordenadas en función de este campo.

- Clase de entidad de polígonos de salida de todo el proceso, el resultado final.
- Expresión en formato Visual Basic para el cálculo del tamaño de los símbolos.
- Definición de variables locales.
  - En este campo es en el que se calcularán, a continuación, los tamaños de los símbolos. Se invoca a ésta a través del módulo ArcPy para, a continuación, poner en el orden correcto los parámetros requeridos por ArcGIS para llevar a cabo el proceso, ordenando al programa que añada un campo nuevo en la clase de entidad, definida por el parámetro "Input", que ese nuevo campo se llame "size".
- Calcular el tamaño del símbolo en el nuevo campo.
  - Calculará el valor del nuevo campo (radio de los símbolos) a través de la expresión definida como parámetro
- Ordenar la clase de entidad.
  - Se trata de un paso muy importante para el programa, ya que ordena todos los símbolos creados en el paso anterior, de forma que los objetos calculados con un tamaño más grande sean los primeros de la base de datos. Esto supone reasignar las ID de las entidades para que este orden sea consolidado. Aunque ArcGIS permite variar la visualización de una clase de entidad de polígonos para mejorar su visualización, son variaciones muy limitadas, ya que se tiene que representar sobre los polígonos una variable, a través de la que se ordenará la visualización. Para ello, se utiliza la función "Sort" u "Ordenar" del paquete de geoprocésamiento de administración de datos de ArcGIS.
- Creación de círculos.
  - Para generar círculos proporcionales se ha utilizado la herramienta de geoprocésamiento de ArcGIS "Buffer analysis", creando polígonos circulares con centro en los puntos de la clase de entidad procedente del proceso anterior y la distancia queda definida por el campo "size" calculado anteriormente. Del resto de parámetros solamente es importante el "NONE", gracias al cual se mantiene

un área de influencia individual para cada entidad sin tener en cuenta la superposición. El resultado es una clase de entidad de círculos dimensionados según la expresión definida por el usuario que contienen los mismos campos que la clase de entidad de entrada. El proceso de creación de círculos proporcionales es relativamente sencillo, por lo que se puede construir a través de ModelBuilder de ArcGIS sin necesidad de tener conocimientos de programación. Sin embargo, se ha desarrollado a través de una secuencia de comandos debido a que así, resultará posible insertar las mejoras del proceso en las que ya se están trabajando.

- Creación de cuadrados.
  - La programación para la creación de polígonos cuadrados es mucho más compleja (figura 2), ya que no existe una herramienta para este fin disponible en ArcGIS, por lo que hay que escribirla desde el principio. Inicialmente se partió de la creada por David Wynne en 2009 para la versión 9.3 de ArcGIS que crea polígonos regulares no escalados a través de puntos, por lo que todos los polígonos tienen el mismo tamaño. Previamente, se lee la lista de campos de la clase de entidad creada en el proceso anterior y su referencia espacial. Luego se definen dos parámetros internos para el proceso, el número de lados, que será 4 para que cree cuadrados, y la rotación del polígono, que será 45.0 para que el primer punto no lo cree justo encima del punto original, sino a 45 grados a la izquierda. Para cada vértice del polígono, definiendo así la forma de éste, se calculan las coordenadas espaciales, que son definidas por las siguientes ecuaciones:

$$x_i = x - \sin(90 \cdot i - 45) \cdot \frac{r}{\cos 45} \quad \forall i = 1, 2, 3, 4$$

$$y_i = y + \cos(90 \cdot i - 45) \cdot \frac{r}{\cos 45} \quad \forall i = 1, 2, 3, 4$$

donde (figura 3):

**x<sub>i</sub>** = Valor de la coordenada en el eje X para el vértice **i** del cuadrado.

**y<sub>i</sub>** = Valor de la coordenada en el eje Y para el vértice **i** del cuadrado.

**x** = Valor de la coordenada en el eje X para cada punto de la clase de entidad original.

**Y** = Valor de la coordenada en el eje Y para cada punto de la clase de entidad original.

**R** = Radio del círculo inscrito en el cuadrado. Este valor ha sido calculado, anteriormente, a través de la fórmula de escalado.

## 2.2 Post-proceso en Adobe Illustrator

Debido a que ArcGIS no permite la representación de símbolos proporcionales tridimensionales y una segunda variable, es necesario realizar un post-procesado del mapa en un programa de diseño vectorial.

Para ello se utiliza Adobe Illustrator, ya que desde ArcGIS se exporta la cartografía en

formato AI. Las capas y el orden de éstas se importan perfectamente a Adobe Illustrator. De esta forma, basta con exportar la cartografía maquetada en ArcMap a formato AI para poder trabajar con ella en Illustrator.

Para intercambiar la forma de los cuadrados por otra basta con seleccionarlos y seleccionar el nuevo tipo de símbolo, que debe de estar en la misma capa y organizado al frente, y hacer correr el script desde el menú "Archivo" en "Secuencias de Comandos" y "FindAndReplaceGraphic\_centered" (nombre del script). En la figura 4, se muestra la provincia de Madrid, donde se puede observar cómo ya se han reemplazado las esferas anaranjadas y azules oscuras y está preparado para reemplazar los cuadrados grisáceos por las esferas azules claras.

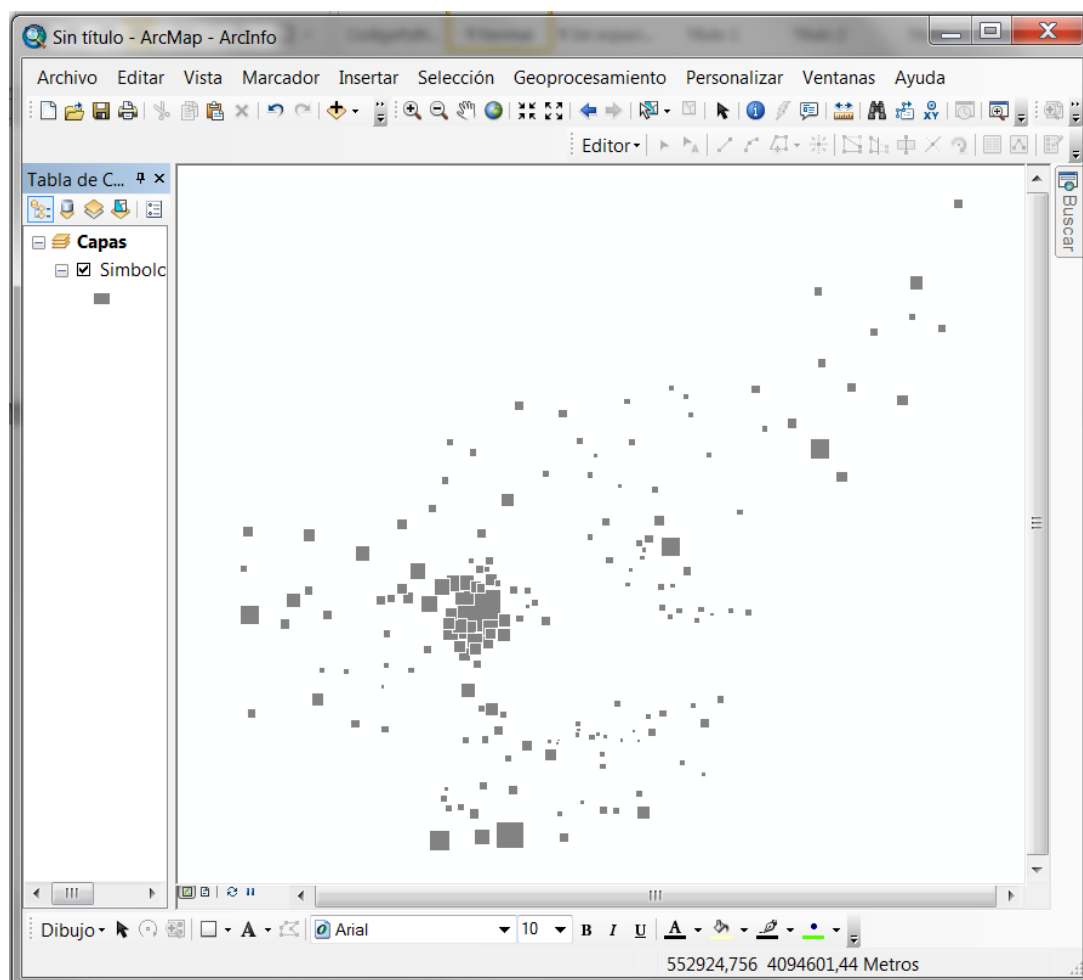


Figura 2. Resultado del proceso.



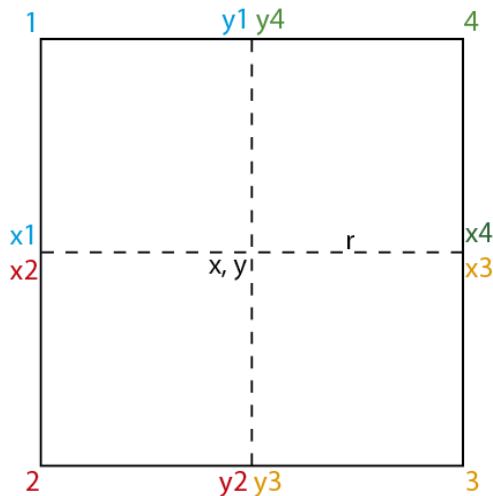


Figura 3. Orden de creación de los vértices del cuadrado

La selección de los objetos que comparten forma y color la realiza el programa automáticamente con la función “Seleccionar objetos similares”, por lo que no existen problemas de diferenciación entre símbolos. También se observa como los nuevos símbolos mantienen el escalado de los cuadrados, introduciendo las esferas dentro de estos, por lo que el radio de estas es el que se ha establecido al realizar el cálculo del escalado en ArcGIS.

El resultado, tras la sustitución de todos los símbolos, se aprecia en la figura 5.

Uno de los problemas de esta exportación directa a Adobe Illustrator es que se pierden los enlaces con las bases de información. Este contratiempo se podría solucionar mediante programas intermedios o híbridos como Mapublisher, o soportándose en aplicaciones online como ArcGIS Online o Google Data Explorer.

### 3 CONCLUSIONES

La combinación de la programación en Python con ArcGIS dota al usuario de la

capacidad de automatizar cualquier tarea. Aunque la doble representación de dos variables a través del tamaño no se encuentre o no se haya previsto por los desarrolladores de ArcGIS, el uso tan común del tipo de mapas sobre los que trata el trabajo debería ser tenido en cuenta en futuras versiones de ArcGIS e implementar esta funcionalidad en las opciones de simbología (Zúñiga, 2009), sobre todo porque se abren nuevos horizontes para la cartografía temática que se habían perdido con el uso intensivo de los sistemas de información geográfica.

Esta comunicación propone nuevas posibilidades en el campo de las variables visuales con el fin de mejorar la usabilidad y minimizar, al máximo, los posibles errores introducidos por el usuario en ArcGIS. Tal vez lo más interesante sería abrir una discusión abierta sobre la efectividad a la hora de transmitir los estímulos por parte de los distintos métodos de escalado. El hecho de que se haya demostrado que la subestimación puede corregirse con un cuidadoso diseño de la leyenda hace que no tenga mucho sentido aplicar el escalado aparente que, si el espacio del mapa es limitado, puede aumentar el efecto de la superposición, sobre todo si el rango de datos representado es muy alto (Zúñiga *et al.*, 2010).

El uso de los programas de diseño vectorial para el post-proceso de la cartografía ofrece muchas posibilidades para el diseño de ésta, sobre todo cuando las nuevas formas de presentación de la cartografía en formatos digitales, con posibilidades de interacción por parte del lector de mapas y con acceso a los datos exactos representados, exige una puesta al día de los profesionales para ser capaces de atender la demanda de este tipo de productos. Para ello, los programas puente entre SIG y programas de diseño o de desarrollo web son una excelente herramienta que ha de ser explotada.

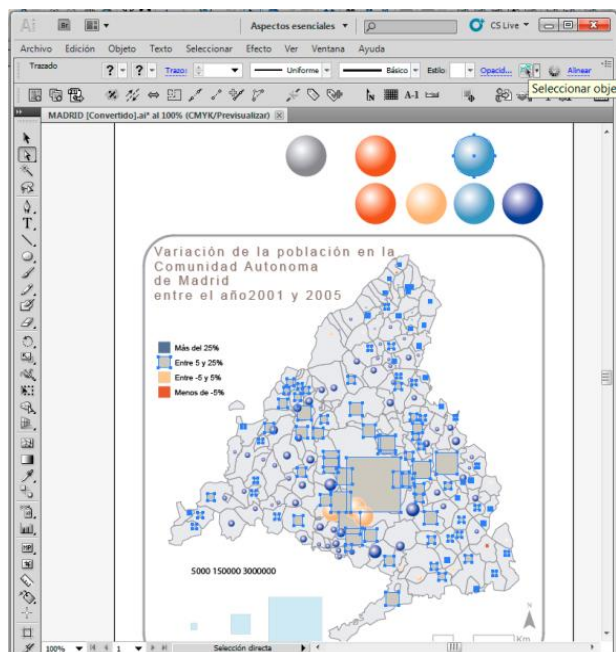


Figura 4. Emulación de la función "Buscar y Reemplazar" en Adobe Illustrator.

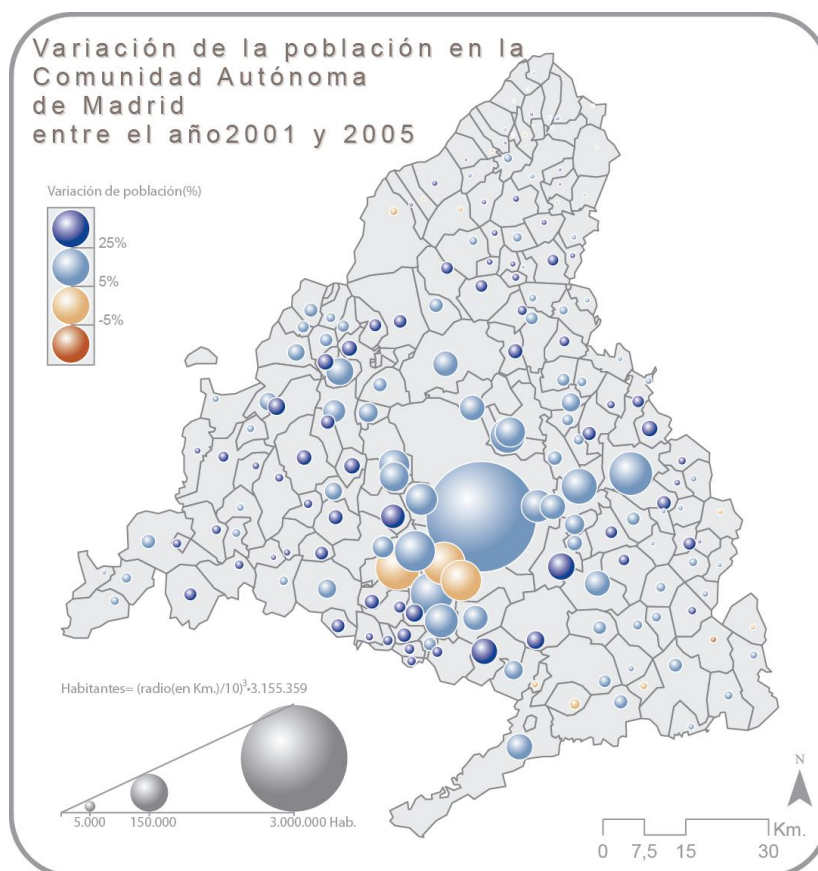


Figura 5. Ejemplo de resultado tras el post-proceso en Adobe Illustrator.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores de esta comunicación quieren agradecer a la Asociación para el Desarrollo Estratégico de Zaragoza y su entorno, EBROPOLIS por la realización de este trabajo dentro de los proyectos de investigación CSO2010-16389 del Programa Nacional de I+D+I y del convenio entre EBROPOLIS y la Universidad de Zaragoza para la realización de actividades de investigación.

## BIBLIOGRAFÍA

- Béguin, M. y Pumain, D. 2003. *La représentation des données géographiques. Statistique et cartographie*, Paris, Armand Colin.
- Bertin, J. 1967. *Sémiologie graphique. Les diagrammes - Les réseaux - Les cartes*, Paris, Ed. Gauthiers-Villars.
- Butler, H. 2005. A Guide to the Python Universe for ESRI Users. *ArcUser* April-June. 34-37.
- Calvo, J.L., Pueyo, A. y Tricas, F. 2002. *Instrumentos de gestión territorial para la toma de decisiones en el medio local*. Sevilla, Consejería de Gobernación. Junta de Andalucía.
- Cauvin, C., Escobar, F. y Serradj, A. 2008. *Cartographie thématique 2 des transformations incerturnables*, Paris, Hermes-Lavoisier.
- Dent, B.D. 1999: *Cartography. Thematic Map Design*, New York, WCB McGraw-Hill.
- Flannery, J.J. 1971. The relative effectiveness of some common graduated point symbols in the presentation of quantitative data, *Canadian Cartographer*, 8, 96-109.
- Fremlin, G y Robinson, A.H. 2005. *Maps as mediated seeing. Fundamentals of cartography*, Trafford, Victoria.
- González, R. 2008. *Python para todos*. Autoeditado. Disponible en: [mundogeek.net/tutorial-python](http://mundogeek.net/tutorial-python)
- Lutz, M. y Ascher, D. 2001. *Learning Python*. O'Reilly.
- Pueyo Campos A. 1994. *Utilización de cartografía para el análisis y diagnóstico de la localización de equipamientos*, Tesis doctoral, Zaragoza, Ed. Publicaciones de la Universidad de Zaragoza, 800 pp.
- Robinson, A.H. 1955. The 1837 Maps of Henry Drury Harness, *The Geographical Journal*, 121, 440-450.
- Robinson, A.H. 1967. The Thematic Maps of Charles Joseph Minard, *Imago Mundi* 21, 95-108.
- Robinson, A.H., Morrison, J.L., Muehrcke, P.C., Kimerling, A.J. y Guptill, S.C. 1995. *Elements of Cartography*, USA, John Wiley & Sons.
- Slocum, T.A., McMaster, R.B., Kessler, F.C. Y Howard, H.H. 2010. *Thematic Cartography and Geovisualization*, New Jersey, Pearson Education International.
- Steinberg, J. 2000. *Cartographie. Télédétection. Systèmes d'information géographique*, Paris, SEDES.
- Solanas, J. 2011. *Implementación de la variable visual tamaño en ArcGIS: programación de herramientas de geoprocésamiento en Python*. Memoria del Máster Universitario en Tecnologías de la información geográfica para la ordenación del territorio: sistemas de información geográfica y teledetección. Zaragoza, Universidad de Zaragoza.
- Van Rossum, G. 2000. *Guía de aprendizaje de Python*. BeOpen PythonLabs.
- Zúñiga, M. 2009. *Propuesta cartográfica para la representación y análisis de la variable población mediante Sistemas de Información Geográfica: el caso español*, Zaragoza, Universidad de Zaragoza.
- Zúñiga, M., Pueyo, A., Sebastián, M. y Calvo, J.L. 2009. Estudio de la población en el atlas nacional de España. Variables relevantes para la ordenación territorial, *Revista Electrónica Proyección*, 9.

# Sistematización de las variables cartográficas para la realización de mapas temáticos: protocolos de trabajo en mapas de población

M. Zúñiga, J.L. Calvo, A. Pueyo, A. Arranz, C. Salinas y R. Montorio

Universidad de Zaragoza.

mz@unizar.es

## RESUMEN

*Este trabajo sistematiza una parte del proceso de diseño cartográfico basándose en una propuesta de Zanin y Trémélo (2002), y desarrolla una serie de protocolos que aseguran la corrección de los mapas finales y que incluyen los conceptos básicos de la naturaleza de información, escala de medida, tipo de implantación y variable visual.*

*Esta propuesta incide en los aspectos didácticos y mejora los procesos de decisión al apoyarse en los conceptos de "trayectoria" y "composición" cartográfica, destacando la importancia crucial de la variable visual tamaño como contextualizadora temática de los fenómenos geográficos.*

*Como ejemplo se presenta su aplicación a los mapas de población, que ha supuesto simplificar los trabajos de selección y representación de las variables demográficas, mejorando la transmisividad y comprensión de los resultados cartográficos.*

## PALABRAS CLAVE

Diseño de cartografía temática, población, variables visuales, trayectoria cartográfica, composición cartográfica.

## ABSTRACT

*This paper systematizes part of the map design process basing on a Zanin and Trémélo proposal. It develops a protocol to assess the correct design of maps. It is based on four concepts: nature of information, level of measurement, implantation and visual variable, any combination of all of them is called "cartographic trajectory". This proposal considers didactic aspects and can be considered a decision support system. As an example, this work applies the protocol to demographic data, demonstrating the importance of the visual variable size in population maps.*

## KEY WORDS

Map design, demography, visual variables, cartographic trajectory, cartographic composition.

## 1 INTRODUCCIÓN

En la actualidad, la elaboración de mapas temáticos mediante Sistemas de Información Geográfica o programas de cartografiado automático resulta sencilla. No obstante, los software más utilizados no incluyen módulos de

simbología con capacidad para utilizar adecuadamente todas las posibilidades que ofrecen las teorías clásicas de codificación cartográfica (Bertin, 1967) que aún mantienen su vigencia.

A consecuencia de este hecho, la fase de diseño de mapas temáticos en la que se codifica la información puede quedar condicionada no tanto por el modelo de representación teóricamente óptimo sino por el módulo específico de simbología que tenga un determinado programa.

Diversos autores han ido desarrollando sistemas para apoyar el proceso de diseño cartográfico bien sea a través de herramientas particulares que faciliten el trabajo con las variables visuales color y valor (Brewer, 2003) o a través de sistemas más completos en los que se sistematiza todo el proceso de codificación de mapas univariados (Zanin y Trémelo, 2002). Obviamente deben mencionarse los grandes manuales de cartografía que tratan de dar una dimensión didáctica a todo el proceso pero que no suponen una herramienta ágil en algunos casos por tener vocación de recoger todo el cuerpo teórico de cartografía (Robinson *et al.*, 2006) o compartimentar el proceso cartográfico de una manera más alejada del diseño (Dent, 1999; Slocum *et al.*, 2005).

## 2 OBJETIVO

El objetivo de este trabajo es crear un protocolo sencillo que ayude en la toma de decisión del modelo cartográfico a utilizar para representar las distintas variables geográficas. Este protocolo se estructura en una serie de fases en las que se debe ir analizando los datos a representar y decidiendo el tipo de representación a utilizar.

## 3 METODOLOGÍA

Una vez contextualizado el proyecto cartográfico, determinando la finalidad del mapa, su público objetivo y su formato, debe decidirse el número de variables reales que van a reflejarse en el mapa. Puede ser solo una variable, por lo que se configura un mapa univariable o varias, generando un mapa multivariable. En ambos casos el proceso es semejante, con la única diferencia de que en los multivariados deberá repetirse la secuencia tantas veces como variables se consideren y además se tendrán en consideración los modelos ya seleccionados.

Como se menciona, el protocolo que se presenta se compone de dos fases: (1) una secuencia de análisis en la que se indica la naturaleza y la escala de medida que caracteriza la variable real y (2) una secuencia de decisiones en la que se selecciona el tipo de implantación que se va a utilizar y la variable visual mediante la que se va a codificar. Cada una de las combinaciones posibles de estos cuatro aspectos configura una "trayectoria cartográfica", en definitiva, un modelo de representación.

### 3.1 Secuencia de análisis

El primer paso de esta secuencia es analizar la variable real en base a una clasificación sencilla de la información basada en su naturaleza, que distinga la información cualitativa de la cuantitativa:

**Cualitativa:** Se refiere a información que expresa cualidades, es decir, cada uno de los caracteres o condiciones, naturales o adquiridos, que distinguen a los objetos (Aguilera Arilla *et al.*, 2003).

**Cuantitativa:** Se refiere a la información que representa magnitudes con posibilidad de ser expresadas numéricamente (Dent, 1999; Aguilera Arilla *et al.*, 2003).

El segundo paso antes de seleccionar propiamente el sistema gráfico de representación está constituido por los llamados niveles o escalas de medida.

Con el objetivo de proporcionar un marco teórico de trabajo para la caracterización de la información, Stanley Stevens propuso esta clasificación en 1946 (Stevens, 1946), cuya utilización está ampliamente extendida en el ámbito de las ciencias sociales y se ha convertido en un esquema básico en cartografía y SIG (Chrisman, 2002).

Este autor definió la medida como la asignación de números a objetos de acuerdo con una regla. Basándose en el concepto de invariabilidad a las transformaciones, considerada como el grado de información esencial que cada escala puede retener, definió cuatro escalas de medida: nominal, ordinal, de intervalos y de razón (Stevens, 1946). Sin embargo la sistematización de Stevens, aunque es normalmente presentada como una teoría completa, no es suficiente para clasificar todos los tipos de información geográfica, por lo que Chrisman aporta cuatro nuevas escalas de medida, que abarcan fenómenos más complejos o que matizan las anteriores: escala absoluta, medidas cíclicas, recuento y grado de pertenencia (Chrisman, 1998).

De cara a la caracterización completa de la información en este protocolo, se ha considerado relevante incluir la definición de los ocho niveles mencionados, a los que se añaden las consideraciones oportunas desde el punto de vista de la cartografía temática.

(1) Escala nominal: Es el nivel más básico, se describe como la escala en la que los objetos se clasifican en grupos no ordenados, en categorías o clases (Chrisman, 2002). La verificación mediante esta escala de medida se realiza por la asignación de los individuos de un colectivo a una



categoría o clase de entre un número limitado de las mismas, con un nombre representativo de su significado (Bernhardsen, 2002). Los nombres de las clases en que se subdivide cada una de las variables nominales sólo sirven para clasificar a los individuos u objetos de estudio, determinando si son iguales o diferentes en la característica que estemos analizando (Aguilera Arilla *et al.*, 2003).

(2) Escala ordinal: Esta escala de medida, también conocida como de atributos jerarquizados (Aguilera Arilla *et al.*, 2003), introduce el concepto de orden sin ofrecer ninguna definición de los valores numéricos (Robinson *et al.*, 2006). Los valores tienen la condición de estar ordenados de manera que los códigos asignados (por ejemplo: 1, 2, 3... o alto, medio y bajo) representan una jerarquización. Si bien este código no facilita información acerca de la distancia entre unos elementos y otros en la escala de medida, permite reconocer que los datos de unas entidades espaciales son superiores a los de otras (Lo y Yeung, 2007).

(3) Escala de intervalos: Esta escala añade la información de distancia entre las distintas categorías ya ordenadas (Chrisman, 2002). Debe utilizar algún tipo de medida convencional, es decir asignar un valor cero como origen de la medición, que puede ser arbitrario y que no significa que el objeto tenga ausencia en ese punto de la característica que se mide (Gutiérrez Puebla y Gould, 2000). El cero es fruto de una convención o de la conveniencia, lo que se demuestra por el hecho de que el factor de escala se mantiene al añadir un valor constante (Stevens, 1946). Aun así, no se puede afirmar que se mantenga una proporcionalidad entre los distintos valores de la variable (Robinson *et al.*, 2006).

(4) Escala de razón: Es un refinamiento de la escala anterior, proporciona magnitudes significativas mediante la utilización de un sistema de medida no arbitrario (Aguilera Arilla *et al.*, 2003). La razón entre dos valores cualesquiera es independiente de la unidad de medida (Gutiérrez Puebla y Gould, 2000) lo que no sucede en la de intervalos. El cero absoluto está siempre presente en esta escala (Stevens, 1946). La codificación de los valores obtenidos puede hacerse por el resultado cuantitativo de la medición (Aguilera Arilla *et al.*, 2003). Gracias a esto, la escala de ratios permite no solo la medida de la diferencia entre valores, sino también la proporcionalidad y el empleo de operaciones aritméticas tales como la suma, resta, multiplicación o división (Lo y Yeung, 2007) o estadísticas como medias, índices de correlación, etc.

(5) Escala absoluta: La escala de ratios no es el nivel más elevado de medida, aunque es más preciso que la escala de intervalos debido a que el cero no es un valor arbitrario (Chrisman, 2002). El siguiente paso consiste en que no sólo el cero no es un valor arbitrario, si no que las unidades de medida tampoco lo son. Cuando la escala de medida es absoluta los valores se mueven en un rango dado (Ellis, 1966). Un ejemplo es la probabilidad, donde el significado del cero y del uno está predeterminado.

(6) Escala de recuento: Se considera escala de recuento cuando se cuentan objetos que están agrupados en una entidad espacial: el resultado del recuento es un número. Ya que el cero es un valor fijo (ausencia de la variable) podría ser considerado como escala de razón pero las unidades del recuento no son arbitrarias. La escala de recuento es similar a la absoluta con la distinción de que los elementos contados aquí son discretos. Pasaría a ser de razón cuando las unidades de medida se reescalaran, contando la población 'en miles' o de alguna forma que perdiera la identidad discreta de los objetos (Chrisman, 2002).

(7) Escala de medida cíclica: Algunas medidas se encuentran limitadas en un rango determinado y se repiten de forma cíclica. Los ángulos podrían ser considerados en escala de ratios, ya que pueden adquirir el valor 0 y tienen una medida arbitraria ya sea en grados o radianes, sin embargo la dirección 359° está a la misma distancia de 0° que 1°, por lo que es considerada como una variable cíclica (Chrisman, 2002).

(8) Grado de pertenencia: La escala nominal no es siempre tan sencilla como parece. Estas medidas se pueden aplicar a las estrictas normas de la clásica Teoría de Conjuntos, pertenencia a una u otra categoría, sin embargo muchas clasificaciones pueden adoptar reglas más flexibles que implican distintos grados de pertenencia a un grupo como se formula en la Teoría de Conjuntos Difusos (Chrisman, 2002).

### 3.2 Secuencia de decisiones

Esta segunda secuencia se centra en establecer qué tipo de implantación se utilizará y la variable visual mediante la que se codificará la información temática.

El tipo de implantación se define como la representación gráfica de un objeto geográfico en un mapa (Zanin y Trémelo, 2002). Se reconocen tres modos básicos distintos: punto, línea y superficie (Bertin, 1983); si bien es cierto que otros autores amplían hasta cinco los tipos de implantación incluyendo una o dos opciones de

volumétrica (Slocum *et al.*, 2005; Cauvin *et al.*, 2007a).

Las variables visuales se definen como la expresión gráfica de la variable real, son los distintos modos en los que los elementos gráficos pueden ser modificados para representar la variable real (Bertin, 1967; Cauvin y Reymond, 1986).

Las variables visuales consideradas en este trabajo son: forma, orientación, textura, tamaño, color y valor.

**Forma:** Se refiere a la estructura externa de una figura; las variaciones de esta variable implican variaciones en los contornos del objeto (Zanin y Trémelo, 2002).

**Color:** Corresponde con cada una de las dimensiones perceptuales del color, comúnmente asociada al nombre de los colores: rojo, amarillo, verde, azul... (Dent, 1999; Slocum *et al.*, 2005; Robinson *et al.*, 2006)

**Textura:** Se entiende la disposición repetida de elementos simples repartidos de forma uniforme por una superficie (Robinson *et al.*, 2006).

**Orientación:** Se define como el ángulo de giro de un elemento respecto a un eje (Zanin y Trémelo, 2002)

**Valor:** Se define como la relación entre la cantidad de negro y blanco sobre una figura o del fondo de representación, entendiéndose que el negro es un gris con valor 100% y, por el contrario, el blanco es un gris con valor 0%. Entre estos dos extremos aparece una serie continua de grises intermedios; esta gradación es denominada valor (Bertin, 1967).

**Tamaño:** El tamaño de un objeto se define por su anchura y altura (longitud), su superficie o su volumen (Zanin y Trémelo, 2002). Esta variable permite la traducción directa de valores cuantitativos reales a los visuales y permite estimar el valor de la relación existente entre ellos (Cauvin *et al.*, 2007b).

Se puede establecer una relación entre la naturaleza de la variable real y la variable visual que debe utilizarse para su codificación temática. De este modo, la información cualitativa nominal requiere la utilización de colores, formas, texturas o incluso orientaciones que diferencien cada una de las categorías. Los datos cualitativos ordinales así como los cuantitativos medidos en escala de intervalos, absoluta, de medidas cíclicas o de grado de pertenencia, implican la necesidad de expresar el orden para lo que pueden ser utilizadas distintas intensidades de valor o textura. Por último, la escala de razón y la de recuento son las únicas que permiten la

representación mediante la variable visual tamaño puesto que refieren a información absoluta.

### 3.3 Sistematización del proceso de selección de un modelo cartográfico para mapas univariados: las trayectorias cartográficas.

Tal y como se ha indicado, del estudio de la semiología gráfica (Bertin, 1967) se deduce que cada tipo de dato, dependiendo de su naturaleza y escala de medida, puede codificarse en un mapa a través de una implantación y de una variable visual, sin embargo no todas las combinaciones posibles son correctas. La ventaja de esta sistematización del proceso es que se indica, mediante un esquema para cada tipo de variable real, qué implantación y qué variable visual es correcta utilizar configurando lo que se ha definido como "trayectorias cartográficas" (figura 1). Una vez el autor de un mapa haya analizado la información que quiere representar, tan solo tendrá que determinar sobre qué tipo de implantación se realizará el mapa y verá cuáles son las variables visuales que puede utilizar. De este modo, se garantiza que el mapa final emplee adecuadamente la semiología gráfica.

Cabe destacar que el esquema recoge las trayectorias cartográficas correctas (indicado en el color verde del número) pero también algunas cuya aplicación no es estrictamente correcta pero cuyo empleo está extendido (indicado en el color rojo del número). Este es el caso de la trayectoria 6, por ejemplo, donde se representa información cualitativa nominal mediante el color aplicado a superficies, cuando no se debería representar ninguna variable sobre polígonos si no está normalizada por la superficie de los mismos de manera que su tamaño no influya de manera significativa en la percepción.

### 3.4 Sistematización del proceso de selección de un modelo cartográfico para mapas multivariados: las composiciones cartográficas.

El autor de un mapa puede considerar que éste queda más completo reflejando dos variables reales en vez de una. En este caso, el mapa será multivariable y empleará dos trayectorias cartográficas, una por cada variable real representada. Ambas trayectorias se superpondrán, pudiendo hacerlo sobre el mismo o distinto tipo de implantación. Por ejemplo, se puede realizar un mapa de densidad de población sobre superficie (trayectoria 25) al que se le añada la población total mayor de 65 años sobre implantación puntual (trayectoria 37) o, por el contrario, se puede hacer un mapa que

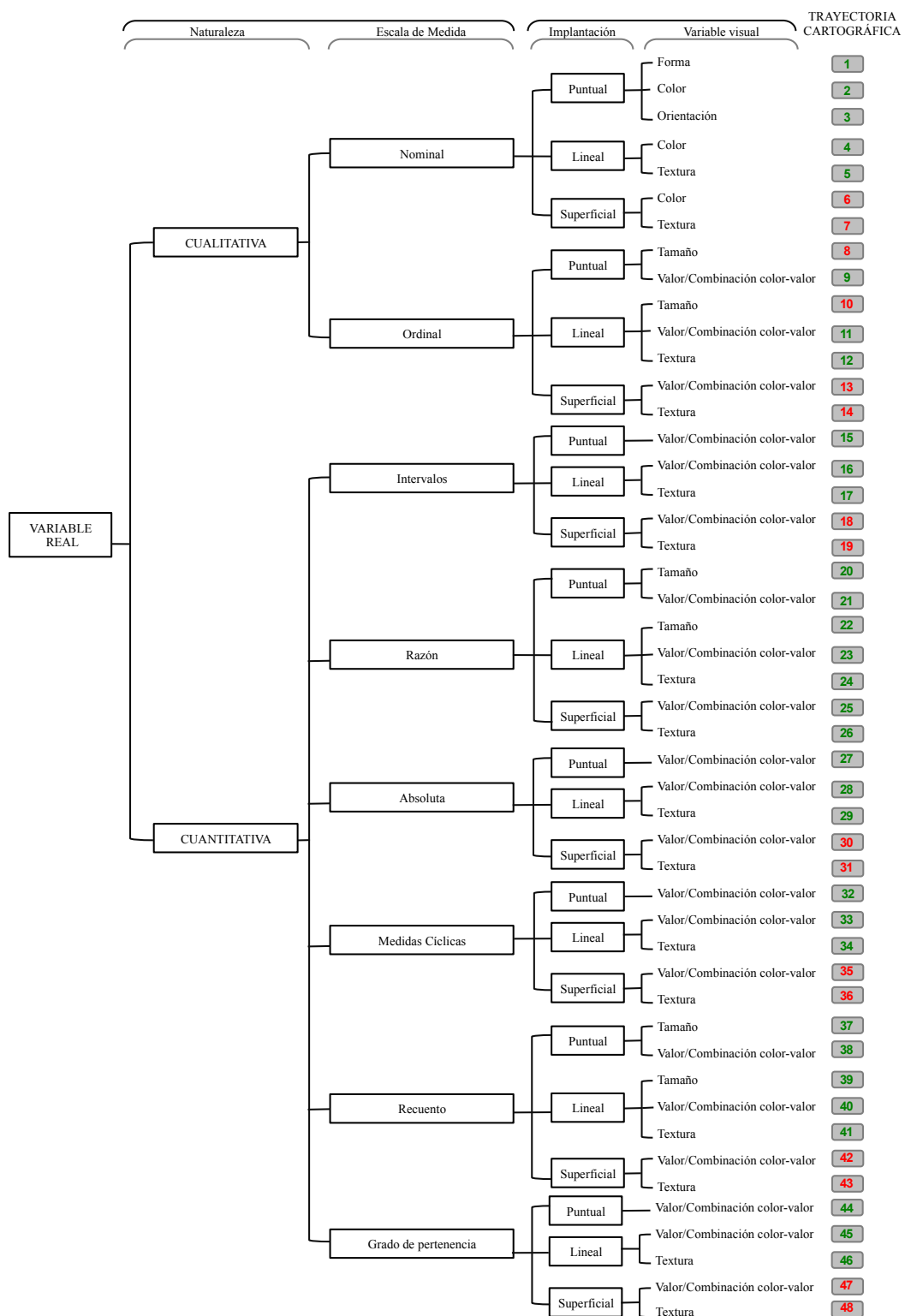


Figura 1: Esquema de las trayectorias cartográficas; en verde las correctas, en rojo las de empleo común pero no totalmente correctas.

represente la población total en círculos graduados por tamaño (trayectoria 37) y que los mismos círculos representen, mediante el valor, la tasa de envejecimiento (trayectoria 15). Estas combinaciones de trayectorias cartográficas se han denominado “composiciones cartográficas”.

#### 4 EJEMPLO DE APLICACIÓN A MAPAS DE POBLACIÓN: LA IMPORTANCIA DE LA VARIABLE VISUAL TAMAÑO

Los códigos cartográficos que permiten la visualización de información temática a través de su representación en un mapa se caracterizan por la posibilidad de una aplicación universal. Sin embargo, resulta evidente que el cartografiado de información vinculada a un mismo tema seguirá una serie de patrones similares vinculados a sus características. En el caso de la información demográfica son varias las particularidades que influyen en su cartografiado, entre otras la posibilidad de trabajar a diferentes grados de agregación o la disponibilidad de datos para un rango temporal amplio. En este trabajo se considera de relevancia el hecho de que es conveniente contextualizar la información demográfica apoyándose en la presentación de los valores totales de población.

El cartografiado de variables en cifras absolutas mediante la variable visual tamaño ha sido tradicionalmente abandonado debido a que da como resultado documentos de una mayor complejidad tanto en lo que refiere a su diseño como a su implementación y lectura. Sin embargo, la vocación cartográfica de la Geografía y el papel revelador que ésta puede jugar de cara a aspectos relacionados con la Ordenación del Territorio ponen de manifiesto la importancia de la representación de las cifras totales. Las causas de la puesta en valor de este tipo de representaciones enlazan con su capacidad de anclar la cartografía con la realidad territorial, de crear una contextualización que complete la lectura de los mapas. Debe tenerse en cuenta que en geodemografía los marcos de referencia a nivel espacial los constituyen los límites administrativos pero es importante reflejar también los marcos de referencia a nivel temático, que quedan configurados por la utilización de la implantación puntual ligada al dimensionamiento proporcional del tamaño de los símbolos en relación con sus cifras totales de población.

La variable visual que por excelencia permite la representación óptima de cifras totales es el tamaño, gracias a la propiedad cuantitativa que le permite expresar el orden en términos de

cantidades o proporciones (Bertin, 1983). Uno de los factores que han limitado la expansión de la cartografía basada en cifras absolutas ha sido la complejidad técnica que supone su empleo (Dent, 1999).

Esto sucede especialmente cuando los dimensionamientos proporcionales a la superficie de los elementos puntuales no generan resultados satisfactorios, debido a que la complejidad territorial, derivada de un elevado número de entidades con un rango dispar de cifras demográficas, genera un cubrimiento excesivo del mapa. En estos casos, es conveniente recurrir a soluciones cartográficas que minimicen los inconvenientes del empleo del tamaño y potencien sus ventajas. Algunas de estas soluciones son:

(1) Empleo de leyendas de doble constricción. La mayoría de SIG tienen implementados en sus módulos de simbología herramientas que permiten la graduación por tamaño de los elementos puntuales; sin embargo, esta graduación se acostumbra a realizar introduciendo como parámetro tan solo el tamaño de los elementos situados en el extremo inferior. De esta manera, en el caso de existir un rango amplio de datos, la diferencia entre el elemento de menores dimensiones y el de mayores puede ser tan elevada que la representación cartográfica quede invalidada.

En las leyendas construidas con doble constricción se predefinen las dimensiones tanto del elemento más pequeño como el de mayor tamaño, que corresponden con la cifra mínima y la máxima del recorrido de la variable real, de manera que el dimensionamiento del resto de símbolos se realiza por interpolación. De este modo, se adjudica al símbolo menor las dimensiones mínimas que el ojo humano es capaz de percibir y al mayor la superficie máxima que un elemento pueda ocupar en el mapa lo que se establecerá en relación con la escala de representación, puesto que si solo se determina el pequeño, el grande puede desbordar los límites permitidos y al contrario si solo se determina el grande, el pequeño puede llegar a no ser visible (Calvo Palacios y Pellicer Corellano, 1987)

(2) Empleo del dimensionamiento volumétrico. Esta solución cartográfica se aplica especialmente a objetos puntuales circulares, que se convierten en esferas figuradas en el plano con la transformación. La principal ventaja del uso del volumen en el escalado por tamaño reside en la forma de establecer las dimensiones de los símbolos. La graduación respecto a la superficie utiliza la raíz cuadrada mientras que el

dimensionamiento respecto al volumen utiliza la raíz cúbica. Por lo tanto, el rango de tamaños se reduce permitiendo representar una amplitud mayor de datos con menos superficie de papel utilizada. El empleo del volumen como recurso cartográfico es válido y, en ocasiones, se torna necesario para representar correctamente determinadas distribuciones de asentamientos cuyas cifras sean muy contrastadas, pero el cartógrafo debe ser consciente de las consecuencias de la utilización del mismo: visualmente las entidades de menor envergadura se ven potenciadas mientras que los tamaños con los que se representan los asentamientos con mayores efectivos demográficos quedan suavizados, en ocasiones en exceso.

La cartografía volumétrica tiene ventajas de representación y también estéticas, sin embargo su uso no está extendido por dos razones principales: el proceso de creación de cartografía es más complejo y a la mayoría de usuarios les resulta más complicado de decodificar (Dent, 1999).

#### 4.1 Trayectorias cartográficas más utilizadas en Geografía de la población.

Respecto a las trayectorias mostradas (figura 1), las de uso más común para cartografiar variables demográficas son la 6, 18, 20, 22, 23, 25, 30, 37, 39 y 40. Entre ellas, caben destacar dos que se analizan más en detalle: la 25 (datos cuantitativos medidos en escala de razón y representados sobre superficies mediante la variable visual valor) y la 37 (datos cuantitativos de recuento codificados mediante la modificación de tamaño de la implantación puntual). Para cada una de estas trayectorias se realiza un análisis en el que se incluye su definición, sus ventajas e inconvenientes y por último su implementación en programas SIG y un ejemplo.

Por otra parte, la composición cartográfica compuesta por las trayectorias 37 y 27 resulta de especial interés en cartografía de población. En este tipo de mapas se presenta la información en implantación puntual graduada por tamaños en referencia a los totales de población, utilizando el valor para mostrar una segunda variable medida en porcentajes o en tantos por mil.

##### 4.1.1 Trayectoria 25

(1) Definición: Son mapas de tipo coroplético, entendiendo los mismos como aquellos en los que se representan variables directamente sobre superficies. A diferencia de otras trayectorias, en las que la representación sobre superficie no es correcta, esta vez puede serlo. Esto se debe a que las variables sobre las que se trabaja están

medidas en escala de razón, en la que los valores derivan de procesos de cuantificación (en caso de ser variables fundamentales) o de operaciones aritméticas o estadísticas (en el caso de ser derivadas). Entre estas últimas aparece la posibilidad de obtener nuevas variables por la división entre los efectivos demográficos y la superficie de las unidades administrativas en las que éstos residen, de forma que se obtienen cifras de densidad relacionadas con el área de los polígonos y permiten la representación directa sobre los mismos.

Este tipo de variables son muy utilizadas, ya que la densidad de población es considerada una de las variables básicas en cualquier estudio de índole geográfica para mostrar la distribución demográfica y su posible repercusión en el territorio.

(2) Ventajas: Si hay un tipo de mapas cuyo uso esté ampliamente extendido es éste. Los mapas destinados al gran público, tales como los que aparecen en periódicos y revistas de carácter general, suelen adquirir este formato: mapas de coropletas representando indicadores de cualquier temática a través ya sea del valor o de la combinación de valor y color. Se puede considerar que la interpretación del mapa suele resultar al lector especialmente sencilla gracias al alto poder de transmisión del valor, especialmente si ha sido combinado con el color, lo que potencia aun más su empleo.

(3) Inconvenientes: El principal es la exigencia de que este tipo de mapas presente variables relacionadas con el área de los polígonos, pero también se puede mencionar el hecho de que un proceso de discretización adecuado, tanto de la variable real como de la visual, requiere una inversión considerable en tiempo de análisis de las mismas. Cabe mencionar una última limitación; los mapas de densidades se aplican a bases espaciales que representan entidades administrativas que, en ocasiones, no reflejan toda la problemática existente.

(4) Implementación en los SIG: Es una de las opciones que, por defecto, aparecen en los módulos de simbología, por lo que su implementación resulta sencilla. Tan solo se complica el proceso si en vez de utilizar las clases que por defecto propone el programa se analiza la variable más a fondo y se personalizan los intervalos, adaptándolos a la distribución de los datos para buscar una representación más significativa.

(5) Ejemplo: Mapa de densidad de población en Grecia (figura 2).



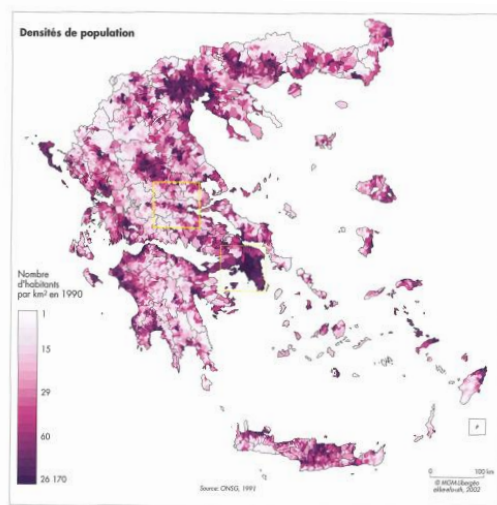


Figura 2: Mapa de densidad de población en Grecia (Sivignon, 2003).

#### 4.1.2 Trayectoria 37

(1) Definición: Este tipo de mapas presentan la variable real a través de la graduación por tamaño de símbolos puntuales.

(2) Ventajas: Una de las fortalezas de este tipo de mapas reside en el amplio abanico de posibilidades que ofrece. Por una parte, la variable real puede discretizarse en una serie de intervalos, cada uno de los cuales es representado con el tamaño proporcional a su marca de clase. La otra opción es mantener la continuidad en la representación de forma que cada uno de los valores se represente en el mapa con un símbolo cuya área sea proporcional al mismo. Éstas son las opciones más convencionales, para cuya implantación están preparados los SIG.

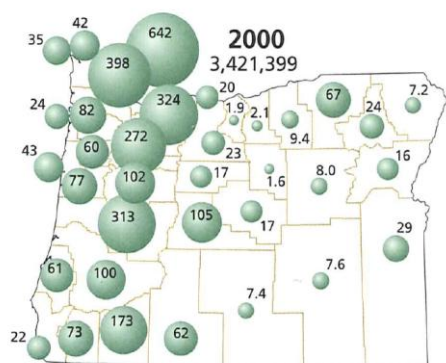
Otra de las ventajas de las representaciones puntuales por tamaño es que son la mejor opción para la codificación de variables cuantitativas, en concreto, de cifras totales. La relación directa entre el tamaño de las figuras y el valor de la variable real que representan permite una interpretación intuitiva, que favorece el establecimiento de orden sin necesidad siquiera de recurrir a la leyenda; sin embargo, la utilización de la misma posibilitará la estimación de las cifras exactas que corresponden a cada elemento.

(3) Inconvenientes: Aun siendo técnicas que consiguen una transmisión muy eficiente, determinados casos, en el marco de las variables demográficas, no encuentran en ellas una solución cartográfica adecuada. Estos casos se caracterizan por disponer de distribuciones muy desiguales en las que existen gran número de entidades administrativas caracterizadas por su escasa población frente a un número reducido de unidades con cifras elevadas de efectivos demográficos. La búsqueda de un dimensionamiento adecuado a esta situación no supone una tarea sencilla y, en ocasiones, el porcentaje de cubrimiento que suponen las figuras respecto al total de la superficie del mapa llega a ser excesivo, por lo que hay que recurrir a dimensionamientos asociados al volumen en vez de a la superficie.

(4) Implementación en los SIG: Solamente las opciones de dimensionado volumétrico y de aplicación de leyendas de doble constricción presentan dificultades a la hora de implementarlas. El proceso de elaboración en los programas SIG no ha sido totalmente desarrollado. Aunque están empezando a aparecer módulos que potencialmente son capaces de realizar dicha graduación, por el momento los resultados distan de ser óptimos. El empleo de este tipo de técnicas requiere de la programación previa que permita su implementación, y puede requerir un traslado a programas de carácter infográfico para poder incorporar imágenes vectoriales de calidad que generen en el espectador sensación de volumen.

Cualquiera de las otras opciones de representación -símbolos graduados, figuras cuyo radio o superficie sea proporcional a la variable real o, incluso, el sistema compensatorio descrito por Flannery (Flannery, 1956) para realizar un escalado psicológico- están plenamente integradas en los programas SIG, de manera que la elaboración de cartografía con estas características no ofrece dificultad. Tan solo la discretización de la variable, en el caso de los símbolos graduados, introduce la necesidad de reflexión acerca de los intervalos a utilizar, la elección de la forma de la figura o del sistema de proporcionalidad pueden complicar su realización.

(5) Ejemplo: Mapa de población total del estado de Oregón (EEUU) por condados (figura 3).



On each map county populations shown in thousands on sphere proportional to county population at that date.

Figura 3: Mapa de población total en el estado de Oregón (EEUU) por condados (Loy, 2001).

### 4.1.3 Composición cartográfica (37 + 27)

(1) Definición: En este tipo de cartografía la variable tamaño contextualiza temáticamente presentando, sobre implantación puntual, un recuento de población o una cifra total. El peso temático recae sobre la variable valor, que presenta la variable principal del mapa.

(2) Ventajas: La ventaja principal de este tipo de mapas es la capacidad de contextualizar temáticamente la situación demográfica de una región, pudiendo presentar, al mismo tiempo, dos variables sin que la lectura de ninguna de ellas entorpezca la de la otra, si bien al contrario, se complementan.

(3) Inconvenientes: A nivel de lectura puede destacarse como inconveniente que son mapas ligeramente más complejos puesto que presentan más de una variable, lo que puede suponer un sobre-esfuerzo por parte del lector. Sin embargo, el principal inconveniente es que no es cartografía que se pueda realizar de manera automática en algunos de los principales programas SIG, tal y como se explica a continuación.

(4) Implementación en SIG: No es posible, de manera directa, implementar este tipo de cartografía en programas SIG. Aunque aparecen opciones de mapas de atributos múltiples, sólo se permite la realización directa de mapas que combinen informaciones cuantitativas graduadas por tamaño con datos cualitativos graduados por color o forma. De este modo, la elaboración de estas composiciones cartográficas supone un esfuerzo adicional que requiere bien un trabajo

previo en la tabla de atributos o bien la programación de scripts que permitan graduar, mediante dos variables visuales, el mismo tipo de implantación (Solanas, 2011).

(5) Ejemplo: Mapa de variación de población en Eslovenia entre 1961 y 1991 (figura 4). Cabe destacar, en este mapa, la combinación de las dos trayectorias: la 37, que refleja la población total graduada sobre símbolos puntuales graduados por tamaño, y la 27, que muestra el porcentaje de variación de población a través de una leyenda divergente que utiliza el color-valor como variable visual. En este caso, se puede ver cómo aparecen determinados patrones de comportamiento que pasarían desapercibidos en otro tipo de representaciones. Es el caso de la asociación entre cifras de crecimiento positivo (que se representan en colores cálidos) y tamaños de asentamientos superiores a 500 habitantes o, por el contrario, los espacios con menos población en la actualidad que tienden a presentar valores negativos de crecimiento entre 1961 y 1991.

## 5 CONCLUSIONES

La sistematización que se presenta en este trabajo tiene la función de simplificar y facilitar la toma de decisión del modelo cartográfico a elegir dependiendo del tipo de información que se vaya a mostrar. Este esquema resulta de especial utilidad a aquellos usuarios de SIG que no están familiarizados con los conceptos teóricos vinculados a la semiología gráfica y también a aquellos que estudian por primera vez cartografía temática. En la actualidad, se está utilizando con fines didácticos en asignaturas de introducción al diseño de mapas temáticos tanto a nivel de grado como de postgrado en la Universidad de Zaragoza.

La tendencia futura de este protocolo de trabajo es que se complete en las fases previas en las que, dependiendo del usuario final o del mensaje, se pudieran elegir un tipo u otro de información y de codificación. En fases sucesivas, se podría ampliar el esquema añadiendo el concepto de tipo de leyenda (secuencial, divergente, cualitativa...) a aquellas trayectorias que utilizan las variables visuales color y valor.

Por otra parte, se espera implementar este esquema creando una herramienta online de apoyo al diseño cartográfico al estilo del ColorBrewer o el TypeBrewer (Brewer, 2003).

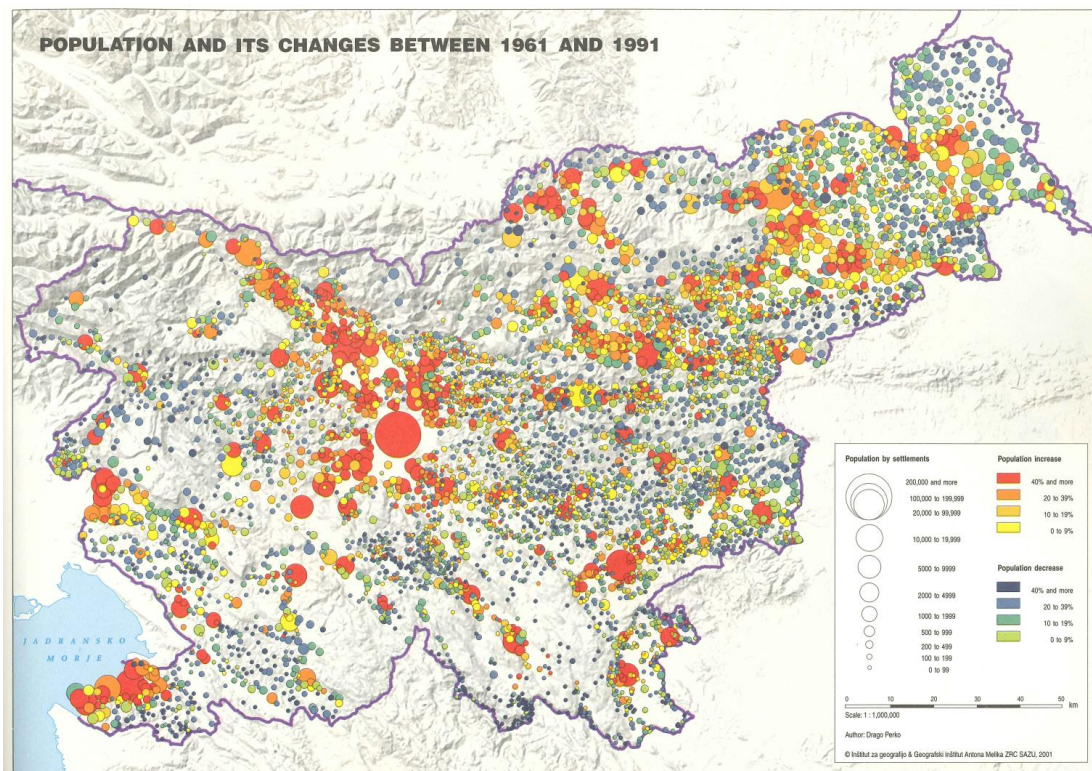


Figura 4: Mapa de Eslovenia: población y sus cambios entre 1961 y 1991 (Fridl et al., 2001).

## BIBLIOGRAFÍA

- Aguilera Arilla, M.J., Azcárate Luxán, M.V., González Yanci, M.P., Muguruza Cañas, C., Rubio Benito, M.T. y Santos Preciado, J.M. 2003. *Fuentes Documentales. Fuentes, tratamiento y representación de la Información geográfica*, Madrid, UNED.
- Bernhardsen, T. 2002. *Geographic information systems: an introduction* / Tor Bernhardsen, New York, John Wiley & Sons.
- Bertin, J. 1967. *Semiologie graphique: les diagrammes, les réseaux, les cartes*, Paris, Mouton: Gauthier-Villars.
- Bertin, J. 1983. *Semiology of graphics: diagrams, networks, maps*, Wisconsin, The University of Wisconsin Press.
- Brewer, C.A. 2003. ColorBrewer.org: An Online Tool for Selecting Colour Schemes for Maps, *The Cartographic Journal*, 40, 11.
- Calvo Palacios, J.L. y Pellicer Corellano, F. 1987. Elaboración e interpretación de cartografía temática. En ICE (Ed.), *Aspectos didácticos de Geografía e Historia (Geografía)*, 77-103, Zaragoza, ICE.
- Cauvin, C., Escobar, F. y Serradj, A. 2007a. *Cartographie thématique 1. Une nouvelle démarche*, Paris, Lavoisier.
- Cauvin, C., Escobar, F. y Serradj, A. 2007b. *Cartographie thématique 2. Des transformations incontournables*, Paris, Lavoisier.
- Cauvin, C. y Reymond, H. 1986. *Nouvelles méthodes en cartographie*, Montpellier, GIP Reclus.
- Chrisman, N.R. 1998. Rethinking Levels of Measurement for Cartography, *Cartography and Geographic Information Science*, 25, 231-242.
- Chrisman, N.R. 2002. *Exploring geographic information systems*, New York, John Wiley & Sons.
- Dent, B. 1999. *Cartography: thematic map design*, New York, WCB/McGraw-Hill.
- Ellis, B. 1966. *Basic concepts of measurement*, Londres, Cambridge at the University Press.
- Flannery, J.J. 1956. *The Graduated Circle: A Description, Analysis and Evaluation of a Quantitative Map Symbol*, Unpublished Ph.D.

- Dissertation, Madison, University of Wisconsin, Department of Geography.
- Fridl, J., Bogataj, J. y Ferjan, M. 2001. *National atlas of Slovenia: to the Republic of Slovenia on the tenth anniversary of its independence*, Ljubljana, Rokus Publishing House.
- Gutiérrez Puebla, J. y Gould, M. 2000. *SIG: Sistemas de Información Geográfica*, Madrid, Editorial Síntesis.
- Lo, C.P. y Yeung, A.K.W. 2007. *Concepts and Techniques of Geographic Information Systems*, New Jersey, Pearson.
- Robinson, A.H., Morrison, J.L., Muehrcke, P.C., Kimerling, A.J. y Guptill, S.C. 2006. *Elements of Cartography*, Nueva York, John Wiley & Sons.
- Slocum, T.A., McMaster, R.B., Kessler, F.C. y Howard, H.H. 2005. *Thematic cartography and geovisualization*, Upper Saddle River, NJ, Pearson/Prentice Hall.
- Solanas, J. 2011. *Implementación de la variable visual tamaño en ArcGIS: programación de herramientas de geoprocésamiento en Python*, Zaragoza, Proyecto fin de master, Máster Universitario en Tecnologías de la Información Geográfica para la ordenación del territorio: sistemas de información geográfica y teledetección, Universidad de Zaragoza.
- Stevens, S.S. 1946. On the theory of scales of measurement, *Science*, 103, 677-680.
- Zanin, C.H. y Trémélo, M.L. 2002. *Savoir faire une carte. Aide à la conception et à la réalisation d'une carte thématique univariée*, Paris, Belin.









# Tecnologías de la Información Geográfica en el contexto del Cambio Global

## XV Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica

[www.congresos.cchs.csic.es/TIG2012/](http://www.congresos.cchs.csic.es/TIG2012/)

