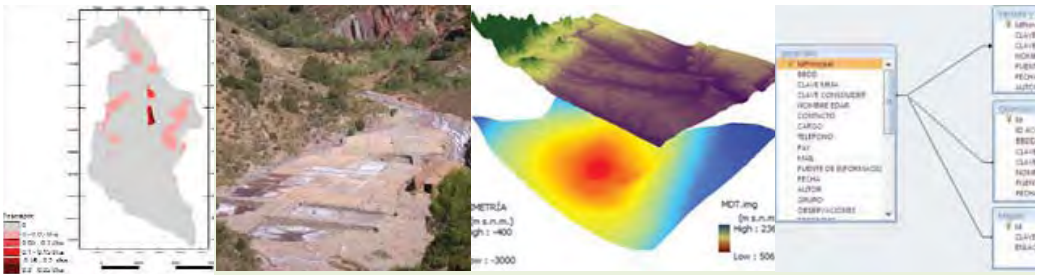
Modelos y bases de datos geoespaciales para la evaluación e inventario de los recursos hídricos



Editores

Juan Antonio Pascual Aguilar

Juana Sanz

Irene de Bustamante

instituto IMDEA agua

CENTRO PARA EL CONOCIMIENTO DEL PAISAJE

Serie: Cuadernos de Geomática
2. Modelos y bases de datos geoespaciales para la evaluación e inventario de los recursos hídricos

Instituto Madrileño de Estudios Avanzados-Agua
Fundación IMDEA-AGUA, c/ Punto net, edificio Zye, 2º Planta, 28805 Alcalá de Henares, Madrid

Centro para el Conocimiento del Paisaje
Calle Rocha del Cine 41, 12415 Matet, Castellón

Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CSIC-UV-ES)
Carretera de Moncada a Náquera km 4,5, 46113, Valencia

Alcalá de Henares
2013

ISBN: 978-84-695-8162-9

PREFACIO

Ve a la luz el segundo volumen de la serie de Cuadernos de Geomática. Al igual que el anterior, recoge un conjunto de seminarios que se realizaron en 2012 en la sede de la Fundación IMDEA-AGUA. Los cuatro capítulos que lo componen tratan de dos aspectos de la Geomática aplicada: la modelización y las bases de datos.

El objetivo perseguido no es una presentación exhaustiva de los avances y estudios en ambas ramas de desarrollo de los estudios espaciales, sino dar algunos ejemplos de las posibilidades de su aplicación.

En consecuencia, en este número 2 de la serie, que lleva el título de "Modelos y bases de datos geoespaciales para la evaluación e inventario de los recursos hídricos", presentamos dos trabajos sobre modelos hidrológicos y dos trabajos más sobre el desarrollo de bases de datos, habiendo quedado estructurado de la siguiente manera:

Capítulo 1: Combinación de Sistemas de Información Geográfica y el programa PMWIN para la modelización hidrogeológica. El estudio ha sido aplicado a la masa de agua Manzanares-Jarama del Acuífero Terciario Detrítico de Madrid.

Capítulo 2: Uso de bases de datos (programa "Velázquez Visual" de Ática Software) para el inventario y evaluación de elementos patrimoniales del agua, siendo el caso de estudio las salinas continentales de la provincia de Valencia.

Capítulo 3: Aplicación de modelos para estimar tasas de erosión según su naturaleza empírica (USLE) y de base física (PESERA) a una cuenca de mediano tamaño, el barranc de Carraixet en Valencia.

Capítulo 4: Elaboración de una base de datos geo-espacial a partir de ACCESS de Macrisoft de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales de España. La base de datos incluye una extensión de libre acceso por INTERNET.

Índice temático

Título y autores	Página
Metodología para el desarrollo de un modelo hidrogeológico mediante herramientas de Información Geográfica	
Damián Ferney Córdoba Melgarejo, Raffaela Meffe, Virtudes Martínez Hernández	**1**
El uso de las bases de datos geográficas como herramienta para el inventario y evaluación de la calidad del patrimonio del agua: el caso de las salinas continentales de la provincia de Valencia	
Emilio Iranzo García	**31**
Determinación y representación espacial de la erosión hídrica. Un análisis comparativo de los modelos PESERA y USLE aplicados a la cuenca alta del Barranc de Carraixet (Valencia)	
Matilde Alonso Fernández-Baldor	**59**
Mapa de la depuración de aguas residuales en España	
David Mostaza Colado, Francisco Carreño Conde	**109**
Autores para correspondencia	

Índice de autores

Autor	Afiliación
Alonso Fernández-Baldor, Matilde	Consultor Independiente en Medioambiente y Sostenibilidad, Madrid, España matilde.alonsobaldor@gmail.com
Carreño Conde, Francisco	Instituto IMDEA Agua, C/ Punto Net, 4, 2º piso, edificio ZYE, 28805, Alcalá de Henares, Madrid, España
Córdoba Melgarejo, Damián Ferney	Centro de Investigación y Desarrollo en Recursos Hídricos–CIDERH, Vivar 493-3er piso-Edificio Don Alfredo, Iquique, Chile Instituto IMDEA Agua, C/ Punto Net, 4, 2º piso, edificio ZYE, 28805, Alcalá de Henares, Madrid, España damian.cordoba@ciderh.cl ecodamian@gmail.com
Iranzo García, Emilio	ESTEPA, Departament de Geografia, Universitat de Valencia, Avenida de Blasco Ibánez 28, 46010 Valencia, España emilio.iranzo-garcia@uv.es
Martínez Hernández, Virtudes	Instituto IMDEA Agua, C/ Punto Net, 4, 2º piso, edificio ZYE, 28805, Alcalá de Henares, Madrid, España
Meffe, Raffaela	Instituto IMDEA Agua, C/ Punto Net, 4, 2º piso, edificio ZYE, 28805, Alcalá de Henares, Madrid, España
Mostaza Colado, David	Máster en Hidrología y Gestión de los Recursos Hídricos, Universidad de Alcalá, 28871, Alcalá de Henares, Madrid, España david.mostaza@gmail.com

Metodología para el desarrollo de un modelo hidrogeológico mediante herramientas de Información Geográfica

***D.F. Córdoba*[a,b], *R. Meffe*[b], *V. Martínez Hernández*[b]**

[a] Centro de Investigación y Desarrollo en Recursos Hídricos – CIDERH, Vivar 493-3er piso-Edificio don Alfredo. Iquique, Chile
[b] IMDEA Water Foundation, c/ Punto net, edificio Zye, 2º Planta, Alcalá de Henares, 28805, España

Resumen

La información espacial es necesaria para llevar a cabo una modelización hidrogeológica adecuada. Para la gestión de dicha información espacial se ha propuesto una metodología basada en la implementación de las herramientas de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), con el propósito de preparar y analizar la información necesaria para la ejecución de un modelo de flujo. Como ejemplo práctico de aplicación se propuso la masa de agua Manzanares-Jarama del Acuífero Terciario Detrítico de Madrid (ATDM), España.

Palabras clave: Sistemas de Información Geográfica (SIG), Modelización hidrogeológica, PMWIN, Acuífero Terciario Detrítico de Madrid

Abstract

The spatial information is necessary to carry out an adequate hydrological modelling. For the management of this spatial information, a methodology based in the implementation of Geographic Information System (GIS) tools was suggested with the purpose of prepare and analyze the necessary information to carry out a groundwater flow model. As practical example of application, the Manzanares–Jarama water body of the Tertiary Detrital Aquifer of Madrid (Spain) was proposed.

Keywords: Geographical Information Systems (GIS), hydrogeological modelling, PMWIN, Tertiary Detrital Aquifer of Madrid

1 Introducción

Los modelos hidrogeológicos son representaciones físicas y numéricas de un sistema hidrogeológico real. Éstos permiten observar a escala el comportamiento de un acuífero como herramienta de la investigación hidrogeológica, la cual se fundamenta con información proveniente de mediciones de campo y trabajo de laboratorio. La relación directa entre la información proveniente de estas fuentes y los modelos asistidos por ordenador, se basan en sus características espaciales definiendo un grupo de geodatos del área objeto de interés.

El desarrollo de software especializado para el tratamiento, depuración y almacenamiento de geodatos como parte de la definición, desarrollo y control de los modelos hidrogeológicos, ha sido de gran interés en las últimas décadas debido a la necesidad de realizar modelos capaces de encontrar solución a sus ecuaciones constitutivas, mediante la vinculación de distintos tipos de información. Desde programas especializados para la definición de modelos conceptuales en base a las características geológicas de una zona, hasta el desarrollo de programas de modelización de un sistema hidrológico global, son algunos de los avances que se han tenido al respecto, cuyo funcionamiento se basa en el tratamiento de geoinformación mediante componentes similares a los Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Los SIG se presentan como una de las herramientas fundamentales en el proceso de modelización hidrogeológica de acuerdo a las experiencias llevadas a cabo por Flügel y Michl (1995), Yu-feng *et al.* (2005), Steward y Bernard (2006), Aber *et al.* (2007) y Escobar *et al*. (2012), así como por la Universidad de Kansas, Estados Unidos, los cuales desarrollaron una herramienta llamada Arc AEM (Analytic Element Method) acoplada al programa ArcGis de la casa estadounidense ESRI, bajo la configuración de una serie de procesos acoplados a una geodatabase (Aber *et al.* 2007).

Prosiguiendo a las experiencias desarrolladas hasta el momento por diversos investigadores e instituciones, en este trabajo se propone una metodología basada en la utilización de herramientas de información geográfica para la integración en modelos hidrogeológicos (Córdoba *et al*, 2012). Como ejemplo de aplicación de esta

metodología propuesta, se realizó el proceso de modelización en estado estacionario de la masa de agua Manzanares–Jarama perteneciente al Acuífero Terciario Detrítico de Madrid (ATDM), el cuál presenta una importancia histórica en el abastecimiento de Madrid (Yélamos y Villarroya Gil, 2007) debiendo incluso su nombre a la castellanización del nombre árabe "Mayrit" que significa matriz o madre de agua (Llamas, 1976).

El conocimiento hidrogeológico del área elegida para la aplicación del modelo es producto de una generalización basada en los estudios desarrollados para la caracterización del ATDM durante las décadas de los setenta y ochenta del pasado siglo en las universidades madrileñas. Contando con esta base teórica en desarrollo, se han analizado cinco proyectos de modelización en el ATDM (Llamas y Cruces de Abia, 1976; Navarro *et al*. 1993; Heredia *et al*. 2001; Martínez Santos *et al*. 2010) cuyos resultados se han analizado para la definición del modelo conceptual y la valoración de la calidad de los resultados obtenidos en el área objeto de estudio.

2 Metodología

2.1 Zona de estudio

El área objeto de estudio se sitúa en la provincia de Madrid entre los ríos Manzanares al Oeste y el Aluvial del Jarama (por donde discurre el río al cual debe su nombre) al Este (figura 1). La masa de agua Madrid: Manzanares–Jarama pertenece a la cuenca Hidrográfica del Tajo, ubicándose al Norte de la misma, próxima al bloque central de la Sierra de Guadarrama. La zona tiene una superficie de 538,6 km^2 y se extiende desde las primeras estribaciones de la Sierra de Guadarrama hasta el Sur–Sureste de Madrid Capital. El límite Oeste coincide con el discurrir del río Manzanares, mientras que el límite Sur y Este es meramente geológico, ya que el primero está definido por los materiales evaporíticos de la cuenca de Madrid y el segundo coincide con el contacto con el Aluvial del Jarama.

Dentro de la zona se aprecia un rango altitudinal entre los 577 y los 824 m s.n.m. en su parte más próxima a la Sierra, lo que determina una variabilidad de las precipitaciones medias anuales entre 400 y 600 mm. La distribución temporal de

estas precipitaciones se corresponden al dominio Mediterráneo continentalizado, con un periodo seco y cálido durante la temporada estival, y otro frio y de precipitaciones moderadas a bajas asignadas al resto del año (AEMET, 2005).

En relación a la geología el área de estudio se ubica en la Cuenca de Madrid, una cuenca intracratónica de forma triangular bordeada por la Cordillera Ibérica al Noreste, la Sierra de Gredos y Guadarrama al Noroeste, la somera Sierra de Altomira al Este, y los Montes de Toledo al Sur. En ella se encuentran depósitos del Paleógeno (Oligoceno) y del Neógeno (Mioceno y Plioceno) con un notable desarrollo de complejos lacustres (Calvo *et al.* 1989) en las zonas distales de sedimentación. El área madre de los sedimentos de la zona es la propia Sierra de Guadarrama formada por materiales preordovícicos (gneises y granitos). El transporte de sedimentos desde la Sierra hacia la cuenca se ajusta al modelo general de distribución de facies de relleno de varios sistemas de abanicos aluviales asociados a los bordes de cuenca, superpuestos y de carácter fundamentalmente endorreico, constituyendo las zonas de mayor deposición aquellas ubicadas en el sector cercano a la Sierra, coincidentes con el borde de la cuenca de mayor elevación tanto actual como en el pasado, lo que configura en la actualidad el denominado ATDM (Martínez Santos *et al*. 2010).

Al respecto de esta distribución, Torres y coautores (1995) estudiaron la evolución de los sistemas de abanicos aluviales del Mioceno de la cuenca de Madrid a partir de la información disponible de sondeos realizados en la zona procedentes de proyectos de investigación de minerales radiactivos, y de búsqueda de aguas subterráneas. De este estudio se determinaron unos mapas de isocontenidos basados en la relación “arena/arcilla” definidos entre los 200 y 800 m s.n.m.

Estas características geológicas permiten que el área objeto de estudio se ubique en un sector de amplio desarrollo del acuífero debido a la potencia observada de los materiales que lo constituyen, cuyos valores oscilan entre los 3200 y 2400 m, en los cuales se pueden reconocer lentejones irregulares de gravas y arenas arcillosas de escasa permeabilidad envueltos en una serie de materiales acillo-arenosos de permeabilidad mucho menor. Esto se traduce en un comportamiento muy irregular y cambiante del acuífero según la porción que se considere del mismo (Navarro

Alvargonzález. *et al*. 1993; Martínez–Santos *et a.,* 2010; López Vera *et al*. 1981; Yélamos y Villaroya Gil, 2007; Llamas y Cruces de Abia, 1976). Dichos lentejones están desarrollados en dirección Noroeste–Sureste con varios metros de espesor, decenas de metros de ancho y cientos de metros de largo, algunos conectados o separados por esos materiales finos. Asimismo el contenido de arena tiende a disminuir gradualmente con la profundidad (Martínez-Santos *et al.* 2010).

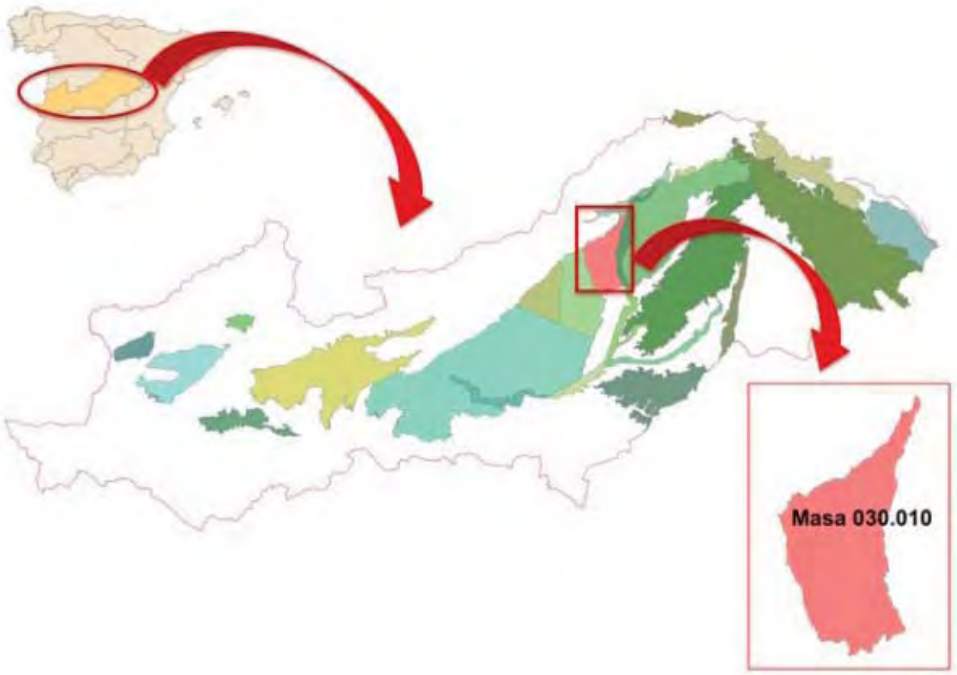


Figura 1. Localización de la zona de estudio.

2.2 Modelo conceptual

Un modelo conceptual es una representación gráfica del sistema de flujo del agua subterránea que se realiza incorporando toda la información geológica e hidrogeológica disponible en un simple esquema del modelo a realizar (Anderson y Woessner, 1992). Define la litología dominante, espesores, continuidades y estructuras de los acuíferos y de las unidades confinantes de manera que se pueda identificar los límites, las características y el comportamiento del acuífero a estudiar. Con esta pre-visualización se logra identificar el sistema de flujo característico, el cual es esencial para entender el movimiento del agua a través del sistema

hidrogeológico. En el caso de la masa Manzanares–Jarama el modelo conceptual adoptado es el desarrollado para el ATDM.

El modelo conceptual del acuífero admite la tesis de Hubbert (Hubbert, 1940) el cual considera la heterogeneidad del medio. Si los lentes fueran frecuentes y distribuidos con una cierta uniformidad estadística, el sistema sería prácticamente equivalente a un acuífero homogéneo anisótropo con una permeabilidad vertical más pequeña que la horizontal (Llamas y Cruces de Abía, 1976).

De igual forma se admite el esquema propuesto por Toth (1962) que supone la existencia de flujos locales intracuenca, intermedios entre cuencas vecinas y regionales de mayor envergadura (Yélamos y Villarroya Gil, 2007). Estudios con isótopos en aguas subterráneas comprueban la existencia de estos flujos, proporcionando tiempos de residencia de 5000 años para los flujos locales y de cientos de miles de años para los flujos regionales (Llamas *et al*. 1982; López Vera *et al*. 1981; Navarro Alvargonzález *et al*. 1993).

Al analizar el sistema de flujo del ATDM se debe de considerar que la determinación de los límites de la masa Manzanares–Jarama se realizó mediante una clasificación geológica y administrativa dejando, por un lado, la masa Manzanares-Jarama y, por otro, el Aluvial del Jarama como dos masas "independientes" aunque ambas presentan una continuidad hidrogeológica, según el modelo conceptual propuesto para el ATDM. Por lo tanto, en el proceso de modelización realizado en este trabajo se considera el margen derecho del aluvial del Jarama como parte integrante del sistema, teniendo como límite oriental del mismo al río Jarama.

Asimismo, el modelo adoptado define como zonas de recarga-descarga del sistema el flujo profundo del borde, tanto oriental como occidental del área de estudio, y la infiltración en las zonas de interfluvios originada por la precipitación. El primero es de difícil cuantificación debido a la ausencia de información por lo que, teniendo en cuenta lo expuesto en el apartado anterior en relación a lo propuesto por Toth sobre la existencia de flujos locales intracuenca, intermedios entre cuencas vecinas y regionales de mayor envergadura, se deberá de considerar unos límites más alejados de la zona de estudio debido a que la misma representa tan solo una

parte de dos cuencas: la del río Manzanares y el río Jarama; de manera que se pueda visualizar de alguna u otra forma el origen o incidencia del flujo regional.

2.2 Entorno ArcGIS–PMWIN

Para este proyecto se ha empleado ArcGIS en sus versiónes 9.3 y 10.0 para el tratamiento de la información espacial y el programa PMWIN 8 para realizar la modelización hidrogeológica de la zona de estudio. El acoplamiento de las dos herramientas es lo que concierne a uno de los objetivos de este proyecto para lo cual se ha propuesto la metodología descrita en la figura 2.

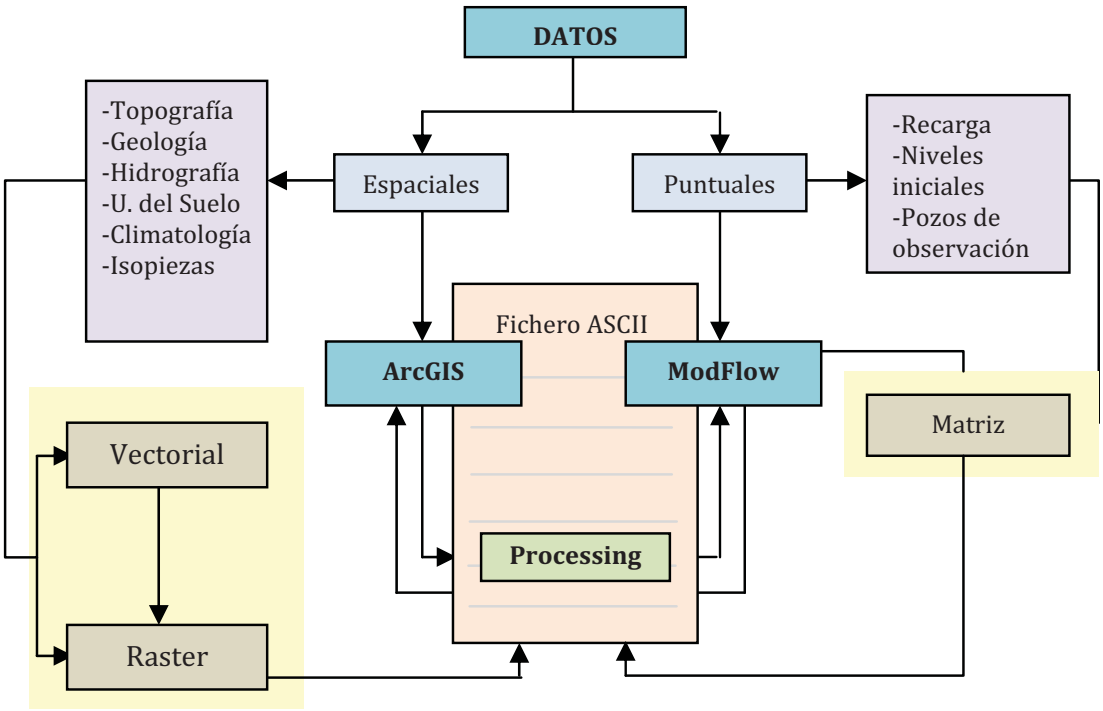


Figura 2. Metodología empleada para el tratamiento de la información a partir de la conexión entre el SIG y el ModFlow mediante un fichero tipo ASCII.

ArcGIS es el nombre de un conjunto de programas de software en el campo de los Sistemas de Información Geográfica, los cuales se agrupan en varias aplicaciones para la captura, edición, análisis, tratamiento, diseño, publicación e impresión de información geográfica. ArcGIS Desktop, la familia de aplicaciones SIG de escritorio, es una de las herramientas más utilizadas y en las cuales se incluyen

ArcMap, ArcCatalog, ArcToolbox, ArcScene, ArcReader, y ArcGlobe (Kennedy, 2009). Se han utilizado las cuatro primeras para la edición y visualización de las capas y la información en general, la gestión de archivos y bases de datos, la utilización de herramientas de geoprocesamiento y la visualización y acondicionamiento de los resultados.

ModFlow es un modulo tridimensional de diferencias finitas desarrollado y publicado por el Servicio Geológico de los Estados Unidos (United States Geological Services, USGS). El modulo cuenta con una serie de códigos usualmente llamados "paquetes", "módulos" o algunas veces simples programas. Los paquetes se integran en ModFlow con técnicas particulares y exclusivas para resolver el sistema de ecuaciones o un componente específico del sistema hidrológico simulado, mientras que los módulos o programas no se integran en ModFlow pero se comunican con él mediante archivos de datos (Chiang, 2005). En este trabajo se ha utilizado el modulo PMPATH para la visualización de la trayectoria del agua infiltrada de acuerdo al modelo obtenido previamente.

Proccesing ModFlow fue desarrollado y publicado un año después del lanzamiento de ModFlow, el cual se convirtió en la interfaz gráfica del ModFlow durante los procesos de modelización (Aber *et al.* 2007) llevando en años posteriores a fusionarse en un mismo nombre: PMWIN, soportando los paquetes, módulos y programas contenidos en ModFlow bajo un entorno gráfico de fácil manejo y comprensión (Chiang, 2005). Dicho entorno consiste en una red en la cual a cada celda se le asigna un valor. La técnica de solución de diferencias finitas contempla, en el caso del ModFlow, que dichos valores se configuran en una red centrada en las mallas donde los nodos se ubican de forma esquemática en el centro de cada celda.

Con todo lo anterior, la metodología propuesta (figura 2) se basa en el manejo de la información espacial en ArcGIS bien sea en formato vectorial para su manipulación y posterior conversión a formato raster, o bien en formato raster para su reclasificación o procesamiento. En todos los procedimientos con raster se debe de tener en cuenta el tamaño de celda definido en PMWIN y sus características espaciales (georeferenciación) las cuales deben coincidir en ambos entornos.

Una vez creados los raster de trabajo, se genera mediante una herramienta de geoprocesamiento un fichero tipo ASCII que contiene la información original del raster. Este fichero será la conexión entre ArcGis y ModFlow ya que este ultimo al configurarse en una red similar al tipo raster, genera un fichero del mismo tipo aunque no similar al generado por ArcGis. Ambos ficheros aunque representan una matriz de datos cuya posición en la matriz es coincidente con el raster o la red original, presentan un encabezado distinto entre ambos tal y como se observa en la figura 3.

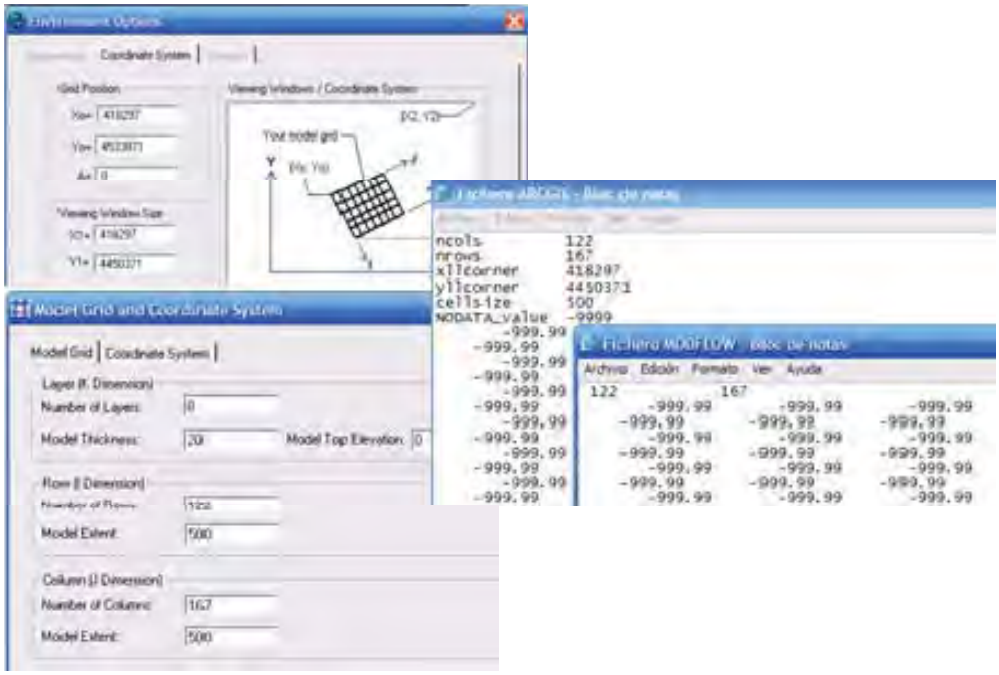


Figura 3. A la derecha: tipo de ficheros generados por ArcGIS y ModFlow. A la izquierda: ventanas del programa ModFlow.

La no coincidencia entre ficheros se debe a que la información de entrada que necesita PMWIN es el número de filas y columnas ya que la posición espacial y las dimensiones han sido definidas previamente en ModFlow (figura 3). Esta modificación se realiza manualmente eliminando la información del encabezado no necesaria para ModFlow, o bien se agrega si se representan los resultados de ModFlow en ArcGis.

En el caso de datos puntuales, como la recarga y el registro de los sondeos empleados para la calibración, su tratamiento se realiza directamente en PMWIN por

las herramientas especializadas con las que cuenta el programa para estas variables, aunque esto es válido para este proyecto, ya que los dos conjuntos de datos también se pueden integrar al PMWIN como dos ficheros respectivamente.

2.3.1 Tratamiento de la información espacial en ArcGIS

Las capas necesarias para el proceso de modelización que serán incorporadas a PMWIN, deben seguir un procedimiento el cuál se expone a continuación:

1. *Digitalización de la información y georeferenciación de nuevas capas*. Esto se lleva a cabo con aquella información que se encuentra en soporte papel y para lo cual, es necesaria su digitalización en ArcGIS para su incorporación al entorno de trabajo.
2. *Adecuación de la información a la zona de estudio*. Implica la utilización de herramientas de geoprocesamiento para la selección definitiva de la información genérica en base al área objeto de la modelización la cual fue definida previamente como una "capa base de trabajo".
3. *Conversión de formato tipo vectorial a raster*. Se realiza para aquella información que una vez organizada, georeferenciada y tratada necesita de su transformación a tipo raster según lo expuesto en párrafos anteriores. En este proceso se debe controlar, el tamaño de celda a asignar, el cual debe coincidir en todo momento con el tamaño de celda definido en PMWIN, así como las coordenadas del raster resultante que deben coincidir con las definidas para el modelo en el programa de modelización.
4. *Reclasificación de información tipo raster*. Se realiza para todas aquellas capas tipo raster cuyo tamaño de celda debe ser reclasificado para que coincida con el tamaño de celda definido en PMWIN. Asimismo se aplicarán herramientas de geoprocesamiento específicas para solventar posibles errores incompatibles con PMWIN y que se han originado por procedimientos propios del proceso de rasterización.

Después de cada uno de estos procesos, según sea el caso, se genera el fichero tipo ASCII tal y como se comentó anteriormente.

La información espacial utilizada consistió en el MDT característico de la zona, la

definición de las masas de agua subterránea, de acuerdo a la Confederación Hidrográfica del Tajo; la hidrografía, de acuerdo al Intituto Geográfico Nacional; la geología, según lo determinado por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME); las isobatas, de acuerdo al estudio elaborado por la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas de Madrid y el Canal de Isabel II; los isocontenidos "arena/arcilla", determinados en el estudio de Torres et al (1995), y el catastro, determinado por el Instituto Geográfico Nacional.

En el caso del MDT se debe considerar que los procesos de rasterización obligan a que la celda asuma un valor genérico el cual corresponde al de mayor ponderación en el área de la respectiva celda. Esto obliga a que en muchas ocasiones pequeños valles o cambios fuertes en la topografía no queden registrados alterando claramente la realidad del entorno. Si se solapa la capa hidrología con el MDT es de esperar que los ríos discurran por lo puntos bajos o talweg de los respectivos valles, pero debido al problema intrínseco de los MDT no siempre ocurre esto, por lo que es necesario corregir el MDT mediante herramientas de geoprocesamiento específicas y definir la red hidrográfica a partir de este nuevo MDT modificado.

Para su subsanación se ha utilizado la aplicación ArcHydroTools, la cual facilita la corrección de estos errores presentes en los MDT así como la definición de la red hidrográfica a partir de este MDT modificado (ESRI, 2005). Este proceso es necesario realizarlo ya que de no ser así, se pueden presentar conflictos de convergencia en el modelo resultante.

2.3.2 Proceso de modelización en PMWIN

La discretización del sistema respecto al método de diferencias finitas se ha realizado empleando celdas cuadradas de 500 x 500 m las cuales se configuran en una malla rectangular de 167 filas y 122 columnas para un total de 20374 celdas por capa, de las cuales 6275 (30%) corresponden al acuífero a modelizar. El tamaño de la celda se ha determinado a partir de la limitación del propio programa, con el fin de asegurar una buena resolución y posibles aplicaciones de discretización detallada al desarrollar a partir de este modelo de flujo constante un modelo de flujo transitorio.

En cuanto a las capas se refiere, éstas son empleadas en los modelos para representar las unidades hidroestratigráficas las cuales son unidades geológicas con similares o distintas propiedades. De acuerdo a esto, se ha considerado un total de ocho capas distribuidas de la siguiente manera:

- En la primera capa el límite superior está definido por el MDT y el límite inferior varía en el área de estudio de acuerdo a la siguiente clasificación: como se ha descrito en el modelo conceptual, se ha tenido en cuenta el Aluvial del Jarama el cuál presenta características geológicas diferentes a la masa Manzanares–Jarama, por lo que es de esperar que los parámetros hidrogeológicos sean distintos entre estas dos zonas. Son varios los estudios que señalan el gran desarrollo del Aluvial del Jarama (López-Vera, 1983) así como de sus propiedades hidrogeológicas (López-Vera, 1983; Pérez y Sastre, 1999).

  Atendiendo a estos estudios, la primera capa tiene una profundidad que varía entre 5 y 20 m con el fin de considerar el Aluvial del Jarama. Esta discretización produce en las siguientes tres capas una variación de los espesores en función de la topografía de los límites de cada una de las capas, según las condiciones que se realicen al respecto.
- Para las otras capas, el espesor se determino en función del número de mapas de isocontenidos (relación arena/arcilla; Torres *et al*. 1995) disponibles, de la batimetría (ETSI y Canal de Isabel II), y de una primera aproximación de definir la presencia del flujo regional en el sistema acuífero. Esta última se realizó mediante el análisis de la conductividad en las diagrafías del Sondeo el Pradillo[1] la cual señalaba un cambio evidente a los 600m de profundidad. En la tabla 1 se exponen los espesores de cada una de las capas que constituyen el modelo.

  De esta forma se aprecia que los límites superior e inferior determinados por el MDT y la batimetría de la zona, definen el dominio de la modelización en

[1] Este sondeo es el más representativo de la serie sedimentaria en la zona Norte de la Cuenca de Madrid. Tiene una profundidad de 3554 m y fue realizado por la compañía Shell durante la década de los 70 y 80.

la vertical. La distribución de las singularidades que presentan estos dos límites se muestran en la figura 4 (Córdoba *et al*, 2012).

Tabla 1. Espesores de cada una de las capas que componen el modelo realizado.

CAPA	ESPESOR (m)
1	5 - 20
2	6 - 90
3	10 – 100
4	50 – 100
5	100
6	200
7	300
8	>1500 (depende de la batimetría)

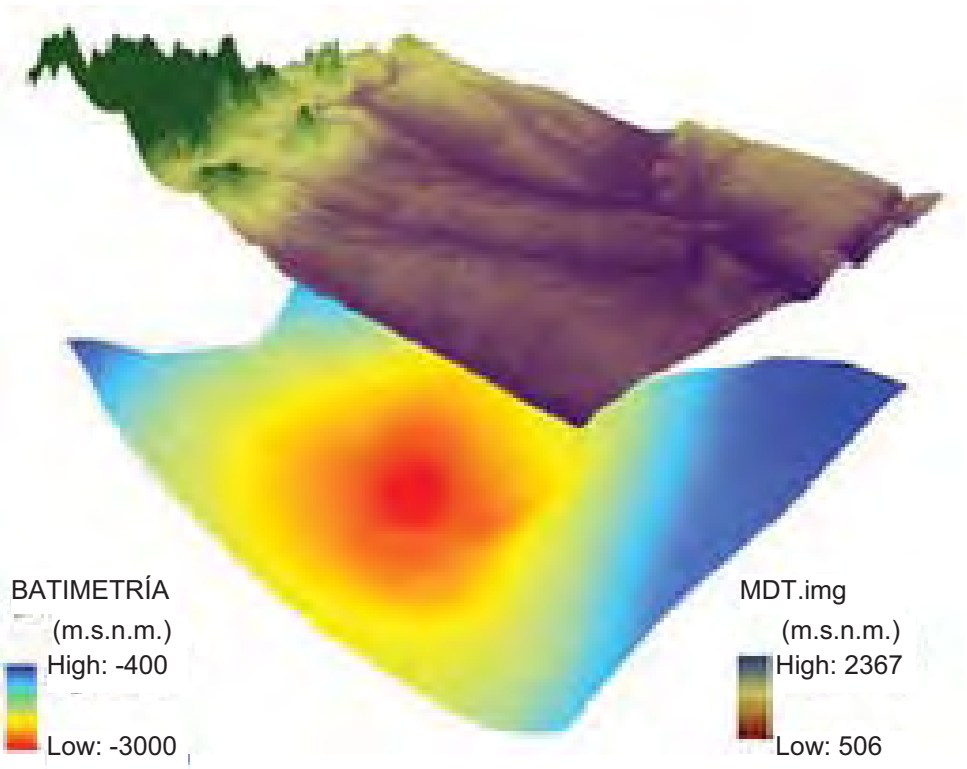


Figura 4. Límite superior e inferior del modelo hidrogeológico.

En cuanto a las condiciones de frontera comúnmente empleadas y reconocidas en la modelización de acuíferos, se destacan las de tipo Neuman o de no-flujo, las

cuales se ubican en las divisorias de agua (previamente definidas a partir del MDT y las herramientas de geoprocesamiento en ArcGIS); y las de tipo Dirichlet o de nivel constante en los ríos Manzanares y Jarama. Es necesario precisar que esta consideración particular no es más que una aproximación ya que se ha asumido que los mismos están conectados hidráulicamente con el acuífero.

Teniendo en cuenta lo dicho en párrafos anteriores en cuanto a la consideración de los flujos intermedio y regional según el modelo propuesto por Toth, se ha considerado las cuencas completas de los ríos Manzanares y Jarama en el ámbito de estudio.

Finalmente, la definición de los valores de conductividad hidráulica se ha obtenido de los mapas de isocontenidos "arena/arcilla" (Torres *et al.* 1995). En estos mapas se han distinguido tres zonas basadas en la relación "arena/arcilla": Zona 1: >40% de arena/arcilla; Zona 2: 40-20% de arena/arcilla; Zona 3: <20% de arena/arcilla.

Por otro lado, para el modelo desarrollado en este proyecto se tienen dos tipos de condiciones impuestas: una por la geología de la zona y otra por las condiciones de frontera comúnmente empleadas en modelos de acuíferos. En el caso de los condicionantes geológicos, se asume tanto el límite Norte como el Sur del modelo como límites de no-flujo, ya que en ambos casos las litologías presentan una permeabilidad muy baja o nula, resultando el flujo en estas zonas despreciable.

En el caso del mapa de isocontenidos "arena/arcilla" para la primera capa, se ha considerado el Aluvial del Jarama el cual, según lo expuesto anteriormente, presenta características diferentes al resto del área modelizada, por lo que es pertinente diferenciarlo a efectos de determinar las conductividades hidráulicas en la zona. Estas consideraciones junto con la definición del dominio del flujo regional mediante el análisis de diagrafías, han determinado la discretización del modelo en el número de capas anteriormente descrito. En la figura 5 se muestran cada una de las zonas en cada una de las capas consideradas. Para cada zona se definió un valor de conductividad hidráulica (tanto vertical como horizontal) característica, basado en el criterio de clasificación mencionado y en los estudios previos en la zona de estudio.

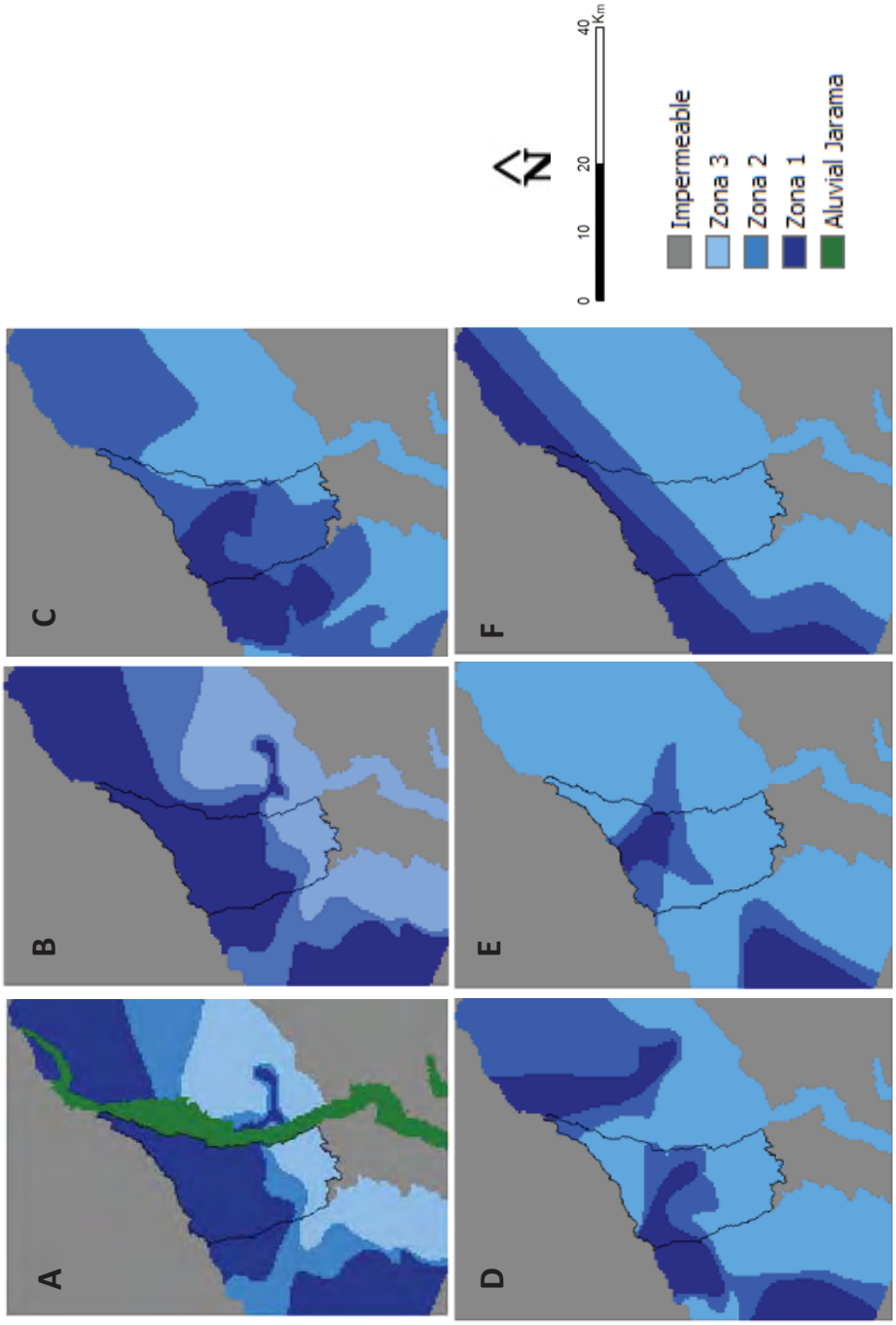


Figura 5. Mapas de Isocontenidos arena/arcilla para: A) Primera capa con el aluvial del Jarama, B) Segunda capa, C) Tercera capa, D) Cuarta capa, E) Sexta capa, F) Séptima y Octava capa.

La determinación de la recarga se ha realizado considerando lo expuesto en el modelo conceptual, en el cual se asume que la misma está definida únicamente por la infiltración de la precipitación. Asimismo, se ha realizado un análisis de las posibles recargas en la ciudad de Madrid debido a las fugas de la red de abastecimiento tal y como propuso Llamas y Cruces de Abia (1976) en la elaboración del modelo hidrogeológico de la cuenca terciaria del Tajo. Para llevar a cabo este cálculo, se tuvo en cuenta la densidad poblacional de Madrid del área incluida en la zona de estudio junto con los datos del Instituto Nacional de Estadística referente a las pérdidas registradas por fugas en la red de abastecimiento de la ciudad de Madrid en el año 2009[2].

3 Resultados y discusión

2.1 Calibración

En el caso de un modelo estacionario, como es el caso del modelo realizado en este proyecto, el proceso de calibración se basa en la reproducción de los niveles piezométricos medidos en el año 1972. La razón principal de escoger este año se debe a que el periodo se considera lo suficientemente representativo para determinar las condiciones naturales del sistema ya que los bombeos de agua subterránea empiezan a ser relevantes a finales de la década de los setenta (Martínez-Santos *et al.* 2010). En la figura 6 se expone la metodología empleada en el proceso de calibración.

Durante todo el proceso de calibración es pertinente el control de cambios en el modelo en especial a lo referente a la convergencia y discrepancia del mismo. En el caso de la convergencia, se realiza un control sobre las iteraciones celda por celda para determinar posibles valores anómalos, mientras que la discrepancia, determina la diferencia entre el flujo total de entrada y salida del modelo resultante. Estos valores deben de ser lo suficientemente bajos para que el modelo pueda ser aceptado. Valores bajos de estos dos parámetros indican que en las técnicas de

[2] Se ha empleado la información de este año debido a la disponibilidad de datos.

solución numérica, el sistema de ecuaciones ha sido resuelto de forma correcta (Chiang, 2005).

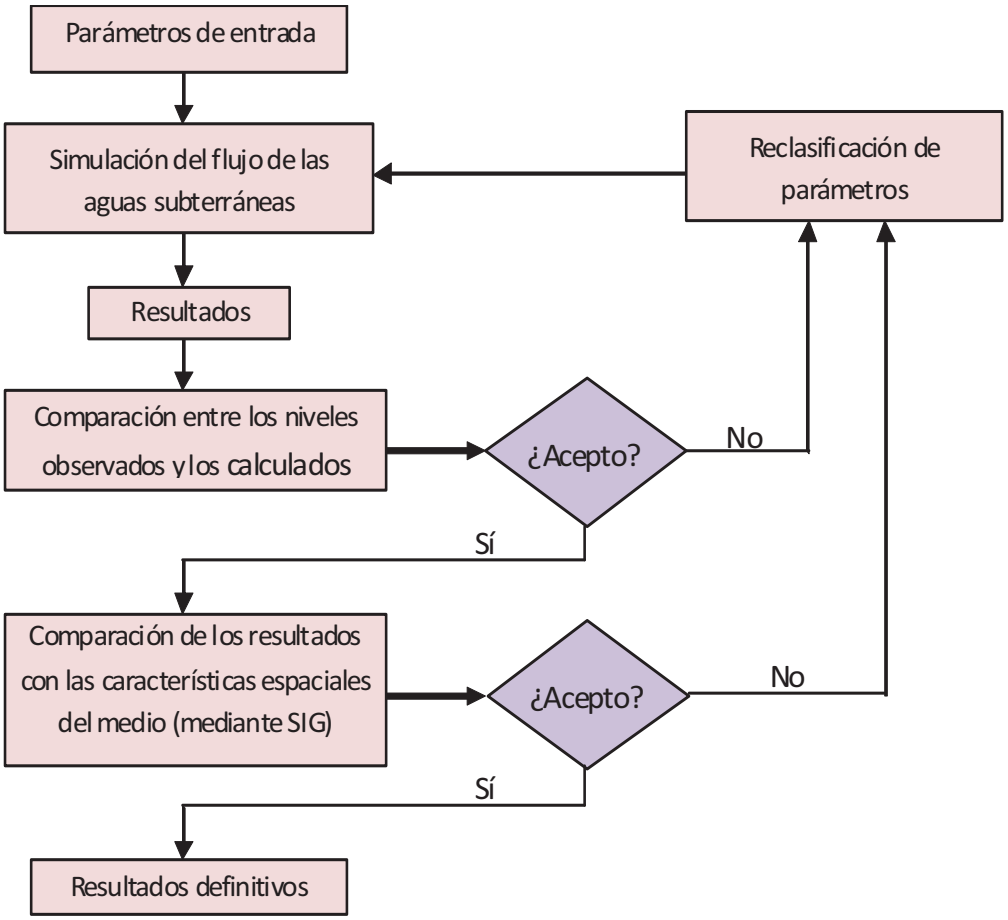


Figura 6. Proceso de calibración.

Los parámetros que han sido utilizados para la calibración son la recarga debida a la precipitación y la conductividad hidráulica de las tres zonas definidas en el apartado anterior. Dichos parámetros han sido seleccionados como parámetros de calibración por dos razones principales: en primer lugar, la conductividad hidráulica en la zona solo se conoce de forma aproximada ya que generalmente la información y los datos de los ensayos de bombeo no contemplan grandes áreas, como la aquí estudiada Además, la asignación de este parámetro se complica cuando el acuífero es muy heterogéneo. En segundo lugar, la conductividad hidráulica y la recarga debida a la precipitación influyen notablemente en la dinámica del modelo, por lo que

se consideró necesario un estudio sobre la sensibilidad de estos dos parámetros en los resultados del modelo.

En cuanto a la conductividad hidráulica se refiere, los valores obtenidos son 0,09, 0,30, 0,15 m/dia para cada una de las zonas respectivamente, y 5 m/dia para el Aluvial del Jarama. La estimación inicial de estos valores se realizó en base a las experiencias en estudios previos y al análisis y recopilación de información respecto a las características hidrogeológicas de la zona de estudio. La identificación de las zonas con conductividades hidráulicas entre 0,09 y 0,30 m/día se ha realizado en las primeras 6 capas del modelo, es decir, hasta una profundidad de aproximadamente 200 m, de acuerdo a los mapas de isocontenidos de arena/arcilla elaborados por Torres et al (1995).

La información sobre la distribución espacial de las tres zonas con diferentes conductividades hidráulicas en las profundidades representadas por las capas 7 y 8 no está definida, por lo que se asumió una distribución espacial similar a la realizada en la capa 6. Sin embargo, los valores de conductividad hidráulica horizontal (Kh) para las zonas 1,2 y 3 (capas profundas) se consideraron más bajos debido a la disminución de Kh al aumentar la profundidad (Mazurek, 2009). El proceso de calibración al respecto ha sido de gran utilidad para comprobar la sensibilidad del modelo a las variaciones de la Kh en las capas más profundas, para las cuales se han definido como valores óptimos de Kh un 50% y un 100% menos que los valores de este parámetro en la capa 6.

El valor de las conductividades hidráulicas verticales (Kv) de cada una de las zonas se determinó a partir de los valores establecidos en función de la anisotropía descrita anteriormente y coincidente por los distintos autores que han realizado estudios similares en el ATDM. En consecuencia, se definió de Kh/Kv = 100 para el acuífero Terciario y de Kh/Kv=10 para el Aluvial, valores habituales en este tipo de acuíferos (López-Vera, 1983).

Al utilizar un SIG es muy útil determinar las variaciones de la precipitación en la zona de estudio y, a partir de ésta, la recarga potencial. Uno de los métodos más utilizado es el de la estimación de la recarga potencial a partir del balance hídrico, para el cual es necesario definir la distribución de la precipitación, la

evapotranspiración, el cambio de humedad en el suelo y la escorrentía superficial (Ruíz Amaya, 2010). La forma de determinar estas variables, en especial la escorrentía superficial, implica disponer de una serie de datos acordes con el periodo de tiempo en el que se basa el estudio (Ferrér *et al.* 1995). Para el periodo de calibración definido (año 1972) no es posible la realización de estos procedimientos debido a que para la fecha no se cuenta con un mapa o un estudio de los usos del suelo disponible, siendo este uno de los datos necesarios para la determinación de estas variables.

Por consiguiente, se ha decidido partir de los datos genéricos observados en otros proyectos que estudian la zona, los cuáles después de ser sometidos al proceso de calibración, indican como valor óptimo para toda la zona de estudio una recarga de 30 mm/año. De igual forma se ha considerado la posible recarga adicional en la ciudad de Madrid debido a las fugas en la red de abastecimiento la cual representa el 0,33% de la recarga producida por la precipitación. La incorporación de esta recarga en el modelo no supuso ningún cambio aparente en los resultados por lo que se considera despreciable a efectos de la modelización.

El proceso de calibración desarrollado en este proyecto (figura 6) ha consistido, por un lado, en la comparación entre los niveles calculados y observados, y, por otro, la comparación de las características espaciales del medio. En el caso de la comparación espacial de los resultados, gracias a la incorporación de un SIG en el proceso de modelización, se compararon los resultados obtenidos en PMWIN y el MDT obteniendo que los resultados, en lo que compete al área objeto de estudio, son coherentes con las características espaciales de la misma. Se aprecia que en aquellos lugares donde se determinan niveles de agua por encima de la topografía, coinciden con los arroyos tributarios presentes en la zona de los ríos Jarama y Manzanares.

En la figura 7 se muestra de forma gráfica la correspondencia entre los niveles calculados y observados. Para cuantificar la calidad del ajuste se ha calculado el coeficiente lineal de correlación a partir de la siguiente fórmula (Zheng y Bennet, 2002; ec.1;):

Ec.1: Coeficiente Lineal de Correlación:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^{N}\left(y_i - \bar{y}\right)\left(x_i - \bar{x}\right)}{\sqrt{\sum_{i=1}^{N}\left(y_i - \bar{y}\right)^2}\sqrt{\sum_{i=1}^{N}\left(x_i - \bar{x}\right)^2}} \text{ ; Para } -1 \leq r \leq 1$$

Donde y_i son los valores piezométricos calculados, x_i los valores piezométricos observados, $\bar{x}$ es la media de los valores piezométrico observados y $\bar{y}$ la media de los valores piezométricos calculados. Un valor de *r* igual a 1 significa que la correlación entre ambos valores es exacta, mientras que un valor de *r* igual a 0 significa que no hay ninguna correlación entre los valores.

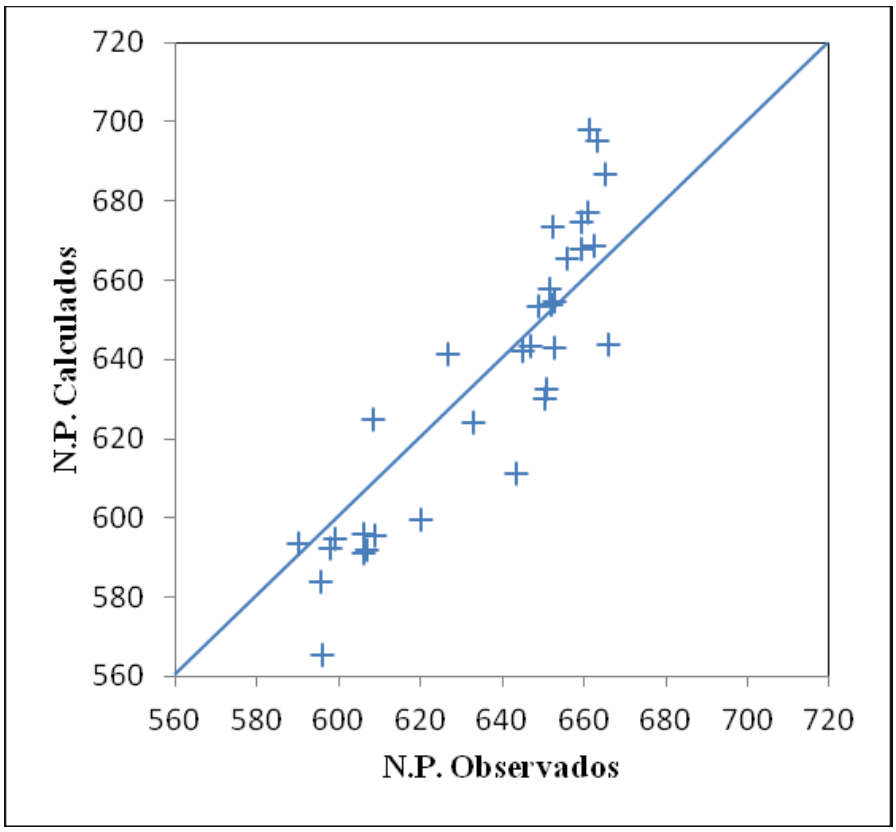


Figura 7. Comparación entre los niveles piezométrico (N.P.) calculados y los observados.

El valor de *r* obtenido fue de 0,903 indicando un buen ajuste del modelo de acuerdo a las condiciones de la piezometría registrada en 1972 en los pozos

utilizados para la calibración, los cuáles al encontrarse distribuidos a lo largo de la zona de estudio, indican que el modelo resultante se puede considerar como válido.

Como conclusión del proceso de calibración se aprecia que en un modelo de flujo en estado estacionario los niveles piezométricos calculados por el modelo son en gran medida dependientes de la relación entre la recarga y la conductividad hidráulica de acuerdo a lo señalado por Martínez-Santos *et al*. (2010).

En el caso de la recarga, se aprecia que el modelo está muy relacionado con dicho parámetro a diferencia de lo citado en otros trabajos. En efecto, durante los procesos de calibración se ha podido observar que una variación de 10 mm/año de recarga se traduce en una variación de 20 m de los niveles piezométricos en la zona de recarga, mientras que en las zonas cerca de los ríos las variaciones no son tan notables.

Para identificar la trayectoria del agua subterránea en una sección transversal del acuífero simulado se ha empleado el paquete PMPath incluido en PMWIN para identificar el modelo de circulación general. En el modelo obtenido se aprecia que los flujos más profundos se originan en las zonas centrales de mayor altitud y las descargas se originan en los ríos Jarama y Manzanares dejando ver la importancia de los mismos dentro de la zona de estudio y su relación con la distancia a las zonas principales de recarga, apreciándose que a mayor distancia se favorece la profundización del agua infiltrada en las zonas de recarga.

Este resultado coincide con el modelo de circulación propuesto para el ATDM, apreciándose una circulación general entre todas las capas como se expone en la tabla 2, donde se representan los flujos circulantes en cada una de las capas del modelo, salvo en la primera capa donde no se ha registrado nivel piezométrico alguno[3] en gran parte de la zona del modelo debido al espesor considerado, lo que se podría entender como una definición aproximada de la zona no saturada del modelo obtenido.

---

[3] ModFlow al no registrar nivel piezométrico alguno considera a las celdas respectivas como zonas de no-flujo, por lo que no se calcula flujo en la misma.

Tabla 1. Flujos de circulación obtenidos para cada una de las capas que configuran el modelo desarrollado.

CAPA	1	2	3	4	5	6	7	8
hm^3/año	0	5,2	12,8	7,9	5,0	3,4	1,0	0,1
%	0	14,7	36,3	22,4	14,2	9,5	2,8	0,1

De esta forma se aprecia que más del 50% del flujo total del modelo circulan en los 200 primeros metros del acuífero, el 37% entre los 200 y 400 m, el 9,5% entre los 400 y 600 m y el 2,9% por debajo de los 600 m. Esto demuestra que la zona activa de circulación del acuífero comprende fundamentalmente los 400 primeros metros del mismo, confiriendo, por lo tanto, tiempo de residencia menores a los esperados en profundidades por debajo de los 400 m.

De entre las distintas metodologías propuestas para la determinación de los parámetros y del comportamiento hidrogeológico del comportamiento del ATDM (Córdoba *et al*, 2012) destacan los modelos numéricos o matemáticos cuyo uso ha alcanzado gran difusión en el campo de la hidrogeología debido a su capacidad para el tratamiento de cantidades ingentes de información y la posibilidad de realizar simulaciones según ciertos escenarios que se puedan definir (Heredia *et al.* 2001).

Aunque los procesos de modelización regional (i.e. todo el ATDM) son más complejos que los procesos de modelización a menor escala (i.e. en la masa de agua subterránea Manzanares–Jarama), la representación numérica conjunta de ámbitos de naturaleza, características y rasgos de gran contraste entre sí y la falta de desarrollo de una herramienta para gestión, tratamiento e integración de la ingente y heterogénea información requerida y resultante, se convierten en las principales desventajas en los procesos de modelización (Heredia *et al.* 2001).

No obstante, se considera que los SIG ofrecen una respuesta adecuada a este requerimiento así como se manifiesta en estudios realizados previos al que compete (Goodchild *et al.* 1996; Flügel y Michl, 1995) destacándose el realizado por Heredia *et al.* (2001) en la cuenca media del Tajo como el primero de este tipo aplicado en España.

La utilización de las herramientas propias de ArcGIS en el proceso de modelización de la masa de agua subterránea Manzanares–Jarama, permitieron

discretizar la zona de interés atendiendo a los estudios previos de Torres *et al.* (1995) los cuales han intentado definir una distribución de los materiales acorde con la dinámica de los abanicos aluviales que dieron origen a gran parte del ATDM, en especial a la zona objeto de este estudio. Esta discretización difiere del modelo conceptual que definieron los estudios previos realizados en el ATDM la cual se realizó en base a un acuífero de tres capas (Llamas *et al.* 1976; Navarro Alvargonzález *et al.* 1993) o bien de cinco capas (Heredia *et al.* 2001) cuyos valores de permeabilidad fueron definidos por las litologías características en cada una de las mismas.

Fue a principios de este siglo cuando se realizó una discretización en la horizontal en función de las características hidrogeológicas o bien por las características del modelo de sedimentación de la cuenca (Martínez–Santos *et al.* 2010). Los respectivos valores de permeabilidad fueron asignados a cada una de las zonas definidas. De los resultados de ese trabajo se han tomado como punto de partida los valores de conductividad hidráulica definidos inicialmente para cada una de las zonas, distinguiéndose una zona de baja, alta e intermedia conductividad hidráulica coincidente con la discretización realizada del área modelizada en este proyecto.

Aunque el proceso de discretización empleado por Martínez–Santos *et al.* (2010) coincidía inicialmente con lo definido en este trabajo, una vez realizado el proceso de calibración los valores de permeabilidad difieren entre sí: Mientras que se coincide en que la zona de mayor conductividad es la zona central, Martínez–Santos *et al*. (2010) consideran que la zona próxima a la Sierra es de mayor permeabilidad que la zona más progradante con diferencias mínimas entre sus valores (0,09 y 0,10 m/día respectivamente), siendo un aspecto que difiere de lo conseguido en este estudio. Por otro lado, hay que destacar que la anisotropía definida en este modelo es coincidente con los estudios realizados anteriormente.

Algo similar ocurre con el valor de la recarga. El valor determinado en este estudio se corresponde con lo conseguido por Heredia *et al.* (2001), quienes definen este valor entre 10 y 30 mm/año para el detrítico de Madrid, mientras que Martínez–Santos *et al*. (2010) definen este valor entre los 40 y 50 mm/año ó entre los 20 y 50

mm/año como lo definen Llamas y Cruces de Abia (1976) según la zona considerada dentro del ATDM. Es de esperar que en una cuenca de este tipo la precipitación esté condicionada por la topografía, por lo que los valores altos de recarga definidos en estos estudios coincidirán con las zonas más próximas a la Sierra y los valores más bajos en las zonas más centrales de la misma. Heredia et *al*. (2001) realizan una discretización del ATDM en función de la recarga por precipitación, definiendo tres zonas (Norte, central y Sur) en la cuenca del Tajo con valores característicos de precipitación.

Esta discretización puede aplicarse fácilmente mediante las herramientas de geoprocesamiento de ArcGIS, suponiendo además una ventaja para la definición del sistema ya que incorpora la variabilidad en las precipitaciones así como la importancia tanto de la topografía, el tipo de suelo y vegetación en la definición de la recarga potencial (Ruíz Amaya, 2010). Sim embargo, esta discretización no fue posible debida a la ausencia de información para el periodo considerado.

Aún así, los intervalos descritos de recarga están establecidos para todo el ATDM por lo que en los procesos de calibración se ha comprobado que para la zona de estudio el valor mínimo de recarga se corresponde con los 30 mm/año definidos en este proyecto, ya que de ser superior al mismo aumenta la superficie en la que el agua está por encima de la topografía mientras que un valor inferior origina celdas de "no-flujo" en los primeros 200 m del modelo. Este comportamiento se debe especialmente a la anisotropía definida para la zona ya que los ensayos de calibración demuestran que valores bajos de anisotropía favorecen la infiltración del agua precipitada como es de esperar.

Estos dos parámetros, la conductividad hidráulica y la recarga por precipitación, condicionaron el comportamiento del sistema. En el caso de la conductividad hidráulica la sensibilidad a las variaciones de dicho parámetro se manifestaba especialmente en las zonas de recarga, en mayor y menor medida según se considere la capa analizada ya que la discretización en base a los mapas de isocontenidos en cada una de las capas, diferían entre sí de acuerdo a lo establecido por Torres *et al.* 1995 salvo en las capas 6, 7 y 8 donde se ha considerado la misma discretización, por lo que en una misma vertical era de esperar valores de

conductividad más altos en la primera capa seguido de valores bajos o intermedios de conductividad en la siguiente, condicionando el flujo y la infiltración del agua procedente de la recarga superficial.

De forma distinta ocurrió con la recarga. Al ser un valor distribuido homogéneamente en toda el área modelizada, el proceso de calibración demostró que una variación de 10 mm/año en el valor de la recarga suponían una variación proporcional de 20 m en los niveles piezométricos calculados, lo que sugiere que la variación de este parámetro condiciona ampliamente el comportamiento hidrogeológico del sistema. De nuevo, la alta anisotropía del acuífero acentúa el efecto de las variaciones de este parámetro en los niveles simulados. Al respecto, algunos estudios señalan que los niveles calculados en ciertos modelos son muy poco sensibles a la hipótesis de la recarga, difiriendo de lo definido en este estudio y en los otros proyectos desarrollados hasta el momento (Martínez-Santos, 2010; Heredia *et al.* 2001; Llamas y Cruces de Abia, 1976).

De forma general se aprecia que el modelo resultante se puede considerar valido debido a las consideraciones realizadas fundamentadas en ejercicios diarios de simulación, complementados con la experiencia de otros proyectos de investigación y con el conocimiento propio y bibliográfico de este tipo de acuíferos. Este procedimiento se manifiesta en la calidad del ajuste obtenido entre los valores piezométricos calculados y observados el cual se aproxima al obtenido por Heredia et *al.* (2001), utilizando el mismo entorno SIG-ModFlow a pesar de que el periodo considerado es más contemporáneo que el empleado para la calibración del modelo resultante de este estudio.

Asimismo el modelo de circulación obtenido, el cual se corresponde con el modelo de circulación general, deja de manifiesto la zona activa de circulación en los 200 primeros metros del acuífero los cuales coinciden con lo establecido por Navarro Alvargonzález et *al.* (1993). En la clasificación de los flujos según lo propuesto por Toth (1962), haría falta la realización de un análisis isotópico en las aguas de descarga en la zona como el realizado por Llamas et *al.* (1982), donde se define de forma generalizada la existencia de aguas con mayor periodo de residencia y conductividades muy altas en comparación con las aguas de menor periodo de

residencia. Esta consideración es de gran importancia en el modelo obtenido debido principalmente al espesor y la anisotropía del acuífero modelizado (Fernández Uría, 1985).

Los modelos regionales desarrollados por Carrera y Neuman (1983) y Martínez Alfaro (1982) confirman la existencia de este flujo regional. Estos modelos indican que la mayor parte (90-95%) de la recarga natural circula en las partes menos profundas del acuífero (hasta los 300-600 m de profundidad) siendo predominantemente flujos locales (Fernández Uría *et al.* 1985). Bajo estos supuestos, en el modelo obtenido en este proyecto se observó que a los 600 m de profundidad circula tan solo el 2,9% de las recargas totales, coincidiendo con lo expuesto por dichos autores. La definición, a partir de estos datos, del dominio del flujo regional en la zona de estudio se determina a partir del cambio de conductividad apreciable en las diagrafías del Sondeo El Pradillo, la cual se localizaba a partir de los 600 m de profundidad.

4 Conclusiones

Del estudio realizado se puede concluir que:

- La aplicación de los SIG permitió una distribución de los parámetros en función de las características espaciales que definieron la geología de la zona de estudio, permitiendo incorporar una consideración que en estudios anteriores se realizaba de forma aproximada. Asimismo, facilitan la preparación de las capas de información que definen el modelo, permitiendo la modificación y tratamiento de los datos, controlando los errores que pueden incidir en problemas en la modelización.
- Los resultados del proceso de calibración dejan ver la sensibilidad del modelo obtenido a las variaciones de la recarga y de la conductividad hidráulica, la cual estaba a su vez condicionada por la anisotropía adoptada y definida en los estudios previos en el ATDM.
- En cuanto a la conductividad hidráulica se refiere, la distribución de este parámetro en base a la geología condiciona el comportamiento del modelo como es de esperar que lo haga en la realidad; esto se evidencia al

incorporar en la capa 1 el aluvial Manzanares–Jarama. Por otro lado, en lo que compete a la recarga, se comprueba una vez más que la misma se debe a la producida por la precipitación despreciando los posibles efectos que pueda repercutir las fugas en la red de abastecimiento en la ciudad.

- En un acuífero tan heterogéneo y profundo como el modelizado, la ampliación de los límites de acuerdo a las cuencas de los ríos que discurren sobre él, según lo definido por Toth (1962), permitió apreciar la circulación de flujos en las capas más profundas. La cuantificación de los mismos a partir del balance de agua en el modelo permite apreciar que la zona activa de circulación se ubica en los 200 metros más superficiales del acuífero, existiendo un flujo profundo (por debajo de los 600 m de profundidad) que equivale al 2,9% de la recarga total del sistema. Asimismo se aprecia que la circulación del agua es fundamentalmente sub vertical, descendente en las zonas de recarga y ascendente en las zonas de descarga, siendo casi horizontal en el resto del recorrido. Todo esto coincide con el modelo conceptual de flujo definido por Toth (1962) y Hubbert (1940).
- El tiempo de residencia del agua en el acuífero se ha estimado mediante la aplicación del módulo PMPath. Los resultados indican la existencia de un flujo intermedio con un tiempo de residencia entre 40.000 y 60.000 años, y un flujo profundo con un tiempo de residencia aproximado de 200.000 años.
- El modelo obtenido en condiciones de flujo estacionario se considera como bueno debido a la calidad de ajuste obtenida y a su relación con las características espaciales de la zona (r=0,93). Por lo tanto, el modelo obtenido se considera apropiado para la realización de una modelización de flujo transitorio.

Finalmente, se recomienda en futuros procesos de modelización en la zona de estudio realizar mediante las herramientas SIG una distribución de la recarga potencial considerando la topografía, la geología y los usos del suelo y la precipitación para el año base de calibración. En caso de querer utilizar este modelo para la incorporación de la recarga distribuida en base a esos parámetros, será

necesario la determinación mediante imágenes de satélite de la fecha para la definición de los usos en el periodo considerado.

Agradecimientos

Al Canal de Isabel II por la información suministrada así como por su apoyo técnico durante la realización de este proyecto.

Bibliografía

Aber, T.J., Yang, X., Steward, D.R. (2007). Modeling groundwater flow using PMWIN and ArcGis. Water resources Research Lab. Kansas State University.

AEMET (2005). Guía resumida del clima en España 1971-2000. Agencia Estatal de Meteorología. Madrid, España.

Anderson, M.P., Woessner, W.W. (1992). Applied groundwater modelling simulation of flow and adective transport. Ed. Academic Press, San Diego, California.

Calvo, J.P., Ordóñez, S., García del Cura, M.A., Hoyos, M., Alonso- Zarza, A.M., Sanz, E., Rodríguez Aranda, J.P. (1989). Sedimentología de los complejos lacustres miocenos de la Cuenca de Madrid. Acta Geológica Hispánica 24: 281-298.

Carrera, J., Neuman, S. (1983). Modelo cuasitridimensional en elementos finitos del acuífero de la cuenca del Tajo. En: Memorias III Simposio Nacional de Hidrogeología, Madrid.

Chiang, W.H. (2005). 3D – Groundwater Modeling with PMWIN. 2ª Edición. Editorial Springer. Integrated Environmental Services, Inc. New York.

Córdoba, D.F., Meffe, R., Martínez, V., Segura, M. (2012). Utilización de herramientas de información geográfica para la integración en modelos hidrogeológicos: caso práctico en el acuífero Terciario detrítico de Madrid.En: Proyectos 2012, edit. Universidad de Alcalá, Universidad Rey Juan Carlos, IMDEA Agua, Consolider Tragua, Alcalá de Henares.

Escobar Martínez, J.F., Betancur Vargas, T., Palacio Tobón, C. (2012). Plataforma SIG para el modelamiento de sistemas acuíferos. En: Memorias del XI Congreso Latinoamericano de Hidrogeología – IV Congreso Colombiano de Hidrogeología, Cartagena de Indias – Colombia, Agosto de 2012.

ESRI (2005). ArcHydro Tools Tutorial. ESRI. New York.

Fernández Uría, A., Fontes, C., Herráez, I., Llamas, M.R., Rubio, L. (1985). Tridimensional groundwater chemical and isotopic variations as related to the Madrid aquifer flow system. Estudios Geológicos 41: .229-236.

Ferrér, M., Rodríguez, J., Estrela, T. (1995). Generación automática del número de curva con sistemas de información geográfica. Ingeniería del agua 2: 43-58.

Flügel, A.W., Michl, C. (1995). Using MODFLOW/MODPATH combined with GIS analysis for groundwater modeling in the alluvial aquifer of the river Sieg, Germany. En: Models for Assesing and Monitoring Groundwater Quality (Proceedings of a Boulder Symposium, July 1995). Ed. IAHS, nº 227.

Goodchild M., Steyaert L., Park B. (1996). GIS an Environmental Modeling: Progress and Research issues. Edit. John Wiley & Sous, Inc.

Heredia, J., Martín-Loeches, M., Rosino, J., del Olmo, C., Lucini, M. (2001). Síntesis hidrogeológica y modelización regional de la cuenca media del Tajo asistida por un SIG. Estudios Geológicos 57: 31-46.

Hubbert, MK. (1940). The theory of ground-water motion. J Geol 48: 785-944

Kennedy, M. (2009). Introducing information systems with ArcGis a workbook approach to learning GIS. John Wiley & Sons, New York.

Llamas, M.R.(1976). La utilización de aguas subterráneas en Madrid. De los “mayrat” musulmanes a los modelos digitales. Estudios Geológicos 32: 121-139.

Llamas, M.R., Cruces de Abia, J. (1976). Conceptual and digital model of the groundwater flow in the Tertiary basin of the Tajo River (Spain). I.A.H. Conf., Budapest, Int. Assoc. Hydrogeol.

Llamas, M.R., Simpson, E.S., Martínez Alfaro, P.E. (1982). Ground-water age distribution in Madrid Basin, Spain. Ground Water 20: 688-695.

López–Vera, F. (1983). Paleohidrología del borde NW de la fosa de Madrid. En: Actas de la VI Reunion do groupo español de traballo de cuaternario. Santiago o Castro, Vigo.

López Vera, F., Lerman, J.C., Muller, A.B. (1981). The Madrid basin aquifer: Preliminary isotopic reconnaissance. En: W. Back & R. Létolle (Guest-Editors), Symposium of Geochemistry of Groundwater – 26th International Geological Congress. J. Hydrol. 54: 151-166.

Martínez Alfaro, P.E. (1982). Análisis del funcionamiento del Sistema Hidrogeológico de la fosa del Tajo mediante un modelo digital tridimensional. Academia de Ciencias Exactas, Madrid.

Martínez Santos, P., Pedretti, D., Martínez Alfaro, P.E., Conde, M., Casado, M. (2010). Modelling the effects of groundwater–based urban supply in low-permeability aquifers: Application to the Madrid Aquifer, Spain. Water Resour Manage 24: 4613-4638.

Mazurek, M. (2009). Natural tracer profiles across argillaceous formations: The Claytrac project. Natural Energy Agency – Organisation for Economic Cooperation and Development.

Navarro Alvargonzález, A., Fernández Uría, A., Dobles Domínguez, J.G. (1993). Cuenca del Tajo. En: Las aguas subterráneas en España. Ed. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.

Pérez Martínez, S., Sastre, A. (1999). Gravel pit restoration and associated land use change in the Jarama river valley (Madrid, Spain). En: Mine Water & Environment Congress, Sevilla.

Ruíz Amaya, G. (2010). Estudio de uso combinado de agua superficial y subterránea para el suministro de agua potable para el municipio de Turbo, Antioquia. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín.

Steward, D.R., Bernard, E.A. (2006). The synergistic powers of AEM and GIS geodatabase models in water resources studies. Ground water 44: 56-61.

Torres, T., Maldonado, A., Querol, R., Zamora, I. (1995). Evolución en el subsuelo de los sistemas de abanicos aluviales del Mioceno de la cuenca de Madrid (España). Geogaceta 18: 56-58.

Toth, J. (1962). A theory of groundwater motion in small drainage basins in Central Alberta, Canada. Journal of Geophysical Research 67: 4372–4387.

Yélamos, J.G., Villarroya Gil, F. (2007). El acuífero Terciario detrítico de Madrid: Pasado, posibilidades actuales y retos pendientes. Enseñanza de las Ciencias de la Tierra 15.3: 317-324.

Yu-feng, I, Walker, D, Meyer, S. (2005). Groundwater Flow Models of Northeastern Illinois a case study for building MODFLOW models with GIS. Department of Natural Resources, Illinois.

Zheng, C., Bennett, G.D.(2002). Applied contaminant transport modeling. 2nd ed. John Wiley & Sons, New York.

El uso de las bases de datos geográficas como herramienta para el inventario y evaluación de la calidad del patrimonio del agua: el caso de las salinas continentales de la provincia de Valencia

E. Iranzo García

ESTEPA. Departament de Geografia, Universitat de Valencia, Avenida de Blasco Ibánez 28, 46010 Valencia, España

Resumen

El presente trabajo pretende mostrar la implementación de un método de identificación, caracterización y evaluación del patrimonio hidráulico vinculado a la explotación de los manantiales salados. Las instalaciones salineras o salinas (dependientes de la energía solar o de fuentes de energía alternativas, como la combustión de leña, para lograr la evaporación del agua salada) conforman hoy un conjunto patrimonial dentro del llamado patrimonio del agua. Son patrimonio tanto por su arquitectura protoindustrial y materiales del entorno inmediato, como por los procesos y conocimientos cotidianos ligados a la producción de sal. Arquitectura y conocimiento tradicional son, por tanto, objeto de análisis en este trabajo, desde una perspectiva patrimonial. Todo ello con una finalidad aplicada, como es la gestión de los bienes patrimoniales.

Se propone un procedimiento de trabajo basado en el manejo de una base de datos relacional convencional, denominada "Velázquez Visual", a la que se incorpora información procedente de la revisión documental y del trabajo de campo, y su posterior integración en un Sistema de Información Geográfica (SIG).

El trasvase de la información desde una base de datos relacional a un SIG ha posibilitado implementar esos tres aspectos esenciales para la gestión del patrimonio del agua, junto a su representación cartográfica: identificación, caracterización y evaluación de la calidad patrimonial de las instalaciones salineras, en este caso, de la provincia de Valencia.

Asimismo, en el presente artículo se reflexiona acerca de la importancia del patrimonio del agua como aspecto esencial en la articulación de muchos paisajes españoles y como recurso endógeno para el desarrollo local.

Palabras clave: Salinas continentales, Patrimonio del agua, Evaluación del patrimonio, Sistemas de Información Geográfica

1 La oportunidad de estudiar el patrimonio hidráulico

El agua en las distintas etapas de su ciclo hidrológico genera paisaje. Por su parte, el uso y manejo que hacen de ella las comunidades humanas también generan paisaje. Unos paisajes inusuales, por las condiciones ecológicas de escasez hídrica de los medios en los que aparecen. La gestión de este recurso escaso ha creado un acervo cultural, que se manifiesta materialmente en forma de embalses, azudes, canales y acequias de riego, balsas, molinos, fábricas de luz, salinas etc; e inmaterialmente forma de saber popular y de ordenamiento jurídico. El paisaje y patrimonio del agua interactúan y se complementan, dándose sentido el uno al otro. Es por ello por lo que resulta oportuno su estudio, para incrementar el conocimiento sobre el sistema territorial, y para revalorizarlos como un recurso que puede revertir económica, cultural y medioambientalmente en la sociedad.

La Comunitat Valenciana es una región española caracterizada por disponer de unas condiciones ambientales heterogéneas. Las precipitaciones son moderadas, pero en el balance anual escasas, precisamente en los momentos en que las temperaturas son más elevadas, e irregularmente distribuidas a lo largo del año (Pérez, 1994; Piqueras, 1999); Desde el punto de vista del relieve, presenta una topografía variable: la envidiada horizontalidad valenciana es un estereotipo, que se limita a unos espacios muy concretos (Rosselló, 1995). Todo ello agudizó el ingenio de las sociedades desde la Antigüedad, que empezaron a desarrollar estrategias para el aprovechamiento y gestión de unos recursos hídricos limitados.

Como consecuencia de la consolidación histórica de una cultura vinculada al manejo del agua, en el territorio valenciano contamos con numerosísimas manifestaciones heredadas del pasado, de tipo material (canales de riego/acequias) pero también inmaterial (Tribunal de las Aguas), de esa utilización y gestión de las aguas con fines agrícolas y de abastecimiento. Disponemos en la Comunitat Valenciana, pero en realidad en toda España y en toda la cuenca mediterránea, de un rico y extenso patrimonio del agua, especialmente allí donde las tierras y cultivos necesitaban ser irrigadas para asegurar la producción.

Sin embargo, el tratamiento de este patrimonio hidráulico ha sido muy desigual y de manera poco metódica. Considerado, al igual que como buena parte del

patrimonio rural, un patrimonio menor, salvando siempre algunas excepciones muy evidentes (acueductos notables, las acequias de la Huerta de Valencia, algunas fuentes o lavaderos monumentales...), no se había sistematizado su estudio y existía un notable desconocimiento de la magnitud real de estos bienes patrimoniales en el territorio (Hermosilla e Iranzo, 2010).

Es por ello por lo que en este estudio se presenta una metodología de trabajo para el análisis de una singular tipología de patrimonio hidráulico: las salinas continentales.

2 La evaluación del patrimonio del agua: consideraciones acerca de la necesidad de evaluar como fase previa a la planificación de medidas de acción. Los métodos multicriterio para la evaluación del patrimonio del agua

Las salinas continentales son unas instalaciones protoindustriales, cuya arquitectura y funcionamiento se basa en la captación, transporte y manejo de las aguas salobres para la producción de sal común, componente mineral esencial para el desarrollo los seres vivos. En este sentido, la necesidad de diseñar una arquitectura salinera que perdura y de transmitir unos conocimientos de padres a hijos han dado como resultado un singular tipo de patrimonio del agua. En este trabajo hemos procedido a experimentar con la metodología seguida en nuestros anteriores trabajos sobre regadíos tradicionales (Hermosilla, 2010) y aplicarla al estudio de las salinas continentales.

El patrimonio cultural, y por tanto también el patrimonio del agua,, necesita una mayor atención científico-técnica y administrativa (Hermosilla e Iranzo, 2004). Ya no basta con localizarlo y catalogarlo. Es necesario plantear objetivos, decidir qué es lo mejor para cada elemento; si hay que conservarlo y protegerlo tal y como está, restaurarlo o rehabilitarlo, o simplemente gestionar su uso; y para ello es imprescindible conocer su valor. Nadie ignora que la labor de los técnicos y políticos, gestores de patrimonio y de fondos económicos, sobre cuál es la mejor alternativa a

tomar, no son nada sencillas. La decisión sobre en qué elemento intervenir primero, en qué dirección efectuar la intervención y cómo ejecutarla, necesita, además de la experiencia profesional, la racionalidad que aporta el uso de técnicas orientadas a asistir la toma de decisiones (Iranzo, 2009).

En este trabajo efectuamos una primera incursión en los métodos de evaluación multicriterio, con el objeto de, a partir de la selección de una serie de variables e indicadores, determinar la calidad paisajístico-patrimonial de las salinas continentales de la provincia de Valencia. Calidad expresada mediante una puntuación semi cuantitativa que se ha traducido a una valoración cualitativa jerárquica, útil para la adopción de medidas de actuación.

3 Procesos de obtención de la sal

La sal puede ser extraída del tratamiento de las aguas, sean marinas o continentales, o de la explotación directa de la sal gema. Las características geográficas de un territorio son determinantes en la elección de las técnicas empleadas, para la obtención de la sal (Hocquet, 1985; Weller, 2000; Weller, 2004). El proceso físico de evaporación de las aguas saturadas de cloruro sódico (NaCl), necesita de una fuente de energía externa que aumente la temperatura del agua, la transforme en salmuera para que las sales disueltas empiecen a precipitar, formando cristales.

Mientras que en los países del sur del Mediterráneo, las características climáticas son propicias para una producción salinera basada en la energía solar, en los europeos cuya latitud está por encima de los 45º, se debe forzar la evaporación de las aguas de manera artificial. En estas áreas geográficas se produce una menor insolación y unos elevados valores de precipitación, que dificultan la cristalización de la sal. Otro proceso de obtención de la sal es mediante la explotación directa de los depósitos de sal gema o sal en roca. Para ello se trasladan las técnicas de la minería convencional a estos grandes depósitos de sal, sean superficiales o subterráneos.

Finalmente, existe una tercera manera de obtener el cloruro de sodio de los depósitos de sal terrestres. La técnica consiste en provocar, en primer lugar, el proceso químico de la disolución de la sal en una masa de agua introducida

artificialmente entre los estratos de sal (Altimir, 1950). Una vez conseguida su disolución, esta agua salina deberá ser sometida al proceso físico de la evaporación, natural o asistida, con el objeto de hacer precipitar al cloruro sódico. Una variante es cuando no se inyecta agua en el subsuelo, sino que se extraen aguas de acuíferos confinados salinos.

4 Funcionamiento de una salina continental

Una salina continental es la manifestación sobre el territorio de una técnica de obtención de sal, que se fundamenta en la evaporación de aguas salobres de un manantial o de un pozo. La evaporación de la salmuera (agua con una elevada concentración de sal) en una salina continental es fruto de la interacción de diversos elementos (Figura 1). No obstante, existen ejemplos de evaporación inducida por combustión.

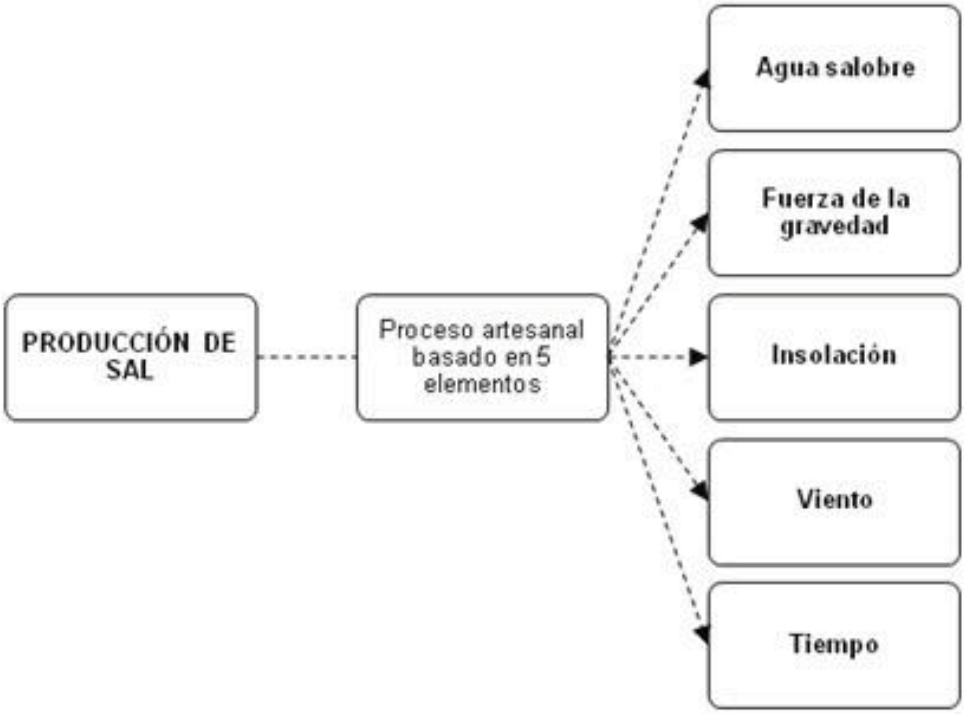


Figura 1. Elementos que intervienen en la producción de sal.

El tiempo es importante en la producción. Entre los 36º y 43º de latitud la duración del proceso de cristalización de la sal oscila de tres a siete días. Cuanto menos tiempo tarde la sal en cristalizar, más producción logrará la salina. Existen unos factores que modifican la duración del proceso productivo como el tamaño de la salina (distancias y profundidad), el grado de concentración del agua salobre y climáticos.

El proceso productivo en una salina continental tiene cuatro grandes fases (Quesada, 1996):

1. Fase de extracción: el agua salada es captada desde un manantial o desde un pozo y conducida hasta las balsas de concentración.
2. Fase de concentración: el agua salada, almacenada en unas balsas también denominadas albercas o calentadores, empieza a incrementar su concentración de sal por acción de la evaporación, y se transforma en salmuera.
3. Fase de saturación: la salmuera es conducida hacia unas balsas muy poco profundas, denominadas piletas o eras, sobre las que el cloruro sódico cristaliza mientras el resto del agua se evapora.
4. Secado y almacenaje: finalmente, la sal cristalizada en el piso de las piletas es acumulada en unas plataformas al aire libre, con el objeto de que escurra el agua que pudiese haber mantenido. Posteriormente la sal es transportada hasta el almacén donde queda protegida de las inclemencias del tiempo

5 Una metodología para el análisis y evaluación de las salinas continentales de la provincia de Valencia

Las salinas continentales son un patrimonio hidráulico, pues a partir de la captación de agua salobre, se desarrollaba toda una arquitectura singular, economía y cultura ligada a la obtención y comercio de la sal (Petanidou, 1999).

La estructura metodológica general planteada para el estudio de las salinas continentales de la provincia de Valencia consta de diversas fases, que se han ido ejecutando al tiempo que se avanzaba en la investigación. En ella se localizan los

mayores afloramientos del Trías, facies Keuper, de la Comunidad Valenciana, y la localización de las salinas guarda mucha relación con este tipo de litología (Figura 2).

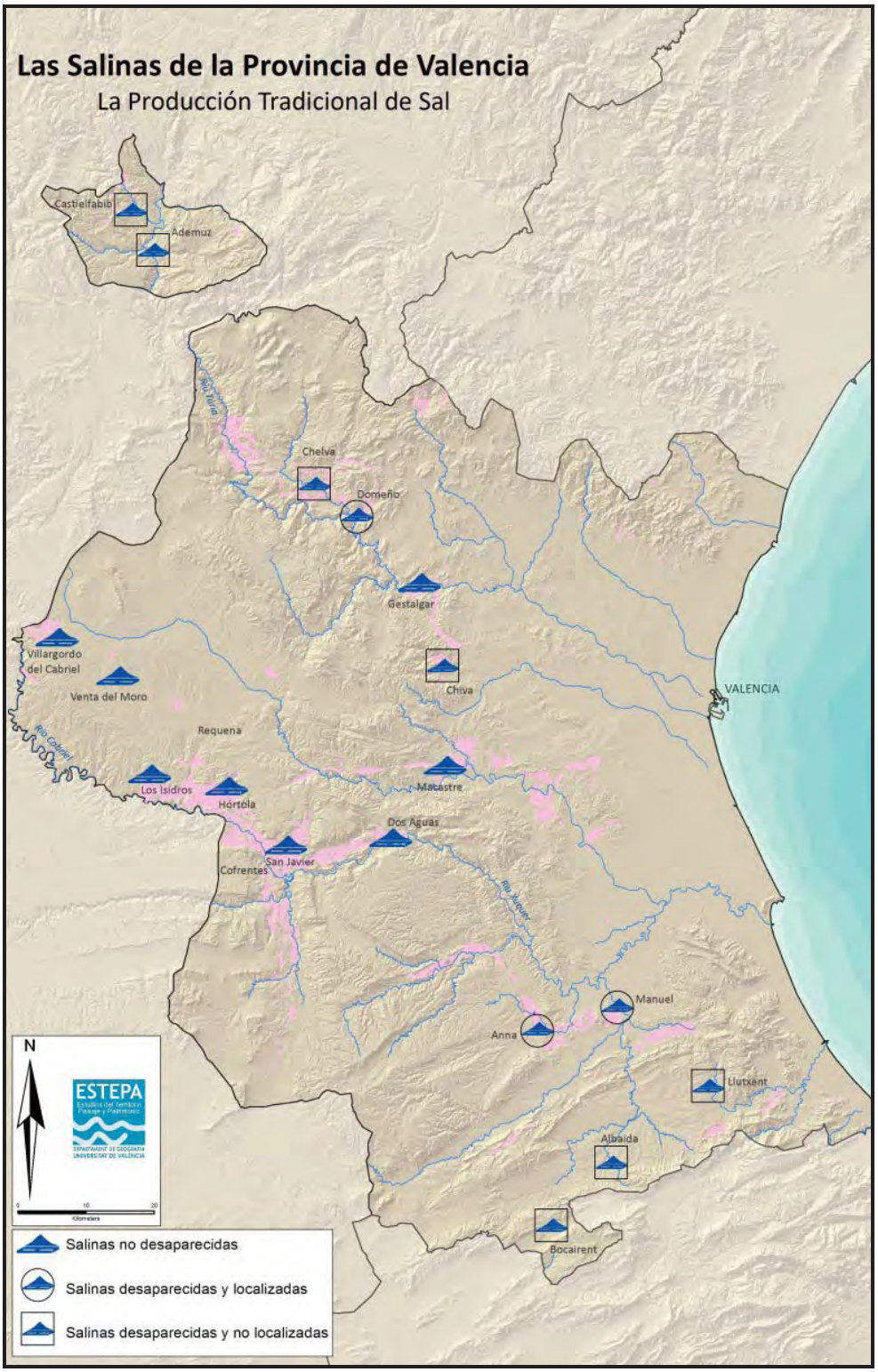


Figura 2. Localización de las salinas continentales de la provincia de Valencia sobre materiales del Keuper.

Efectivamente, a los materiales sedimentarios del Keuper van asociadas sales que dan lugar a manantiales salados. Éstos han sido aprovechados desde antiguo por los grupos humanos para la producción de sal.

Otro de los motivos de seleccionar la provincia de Valencia como área de estudio ha sido la presencia de las instalaciones salineras. A diferencia de Castellón y de Alicante, conserva explotaciones salineras de interior, con algún resto de su arquitectura tradicional, lo que invita a realizar un estudio que intente comprender la relación de esta actividad económica con el territorio.

La metodología seguida consta de las siguientes fases:

1. Recogida de información y fuentes bibliográficas: se han consultado diversas obras de referencia internacionales y nacionales, que tratasen aspectos de la explotación salinera; del mismo modo se han realizado una búsqueda de literatura científicas y de documentos electrónicos, así como reuniones con investigadores que han trabajado algunos aspectos de la explotación de la sal.
2. Lectura de la documentación y archivos localizados: se ha procedido a analizar la información hallada y a seleccionar aquella información relevante para nuestra investigación.
3. Elaboración de un primer mapa con las explotaciones salineras (salinas) localizadas: se ha plasmado en la cartografía una primera localización de las salinas de interior de la provincia de Valencia, a partir de la documentación consultada y de la fuente oral, que nos ha proporcionado una visión de conjunto.
4. Elaboración de un modelo de ficha para el inventario de las salinas continentales: se ha confeccionado una ficha que nos permitiese recoger información en las salidas al campo. En ella se recogían datos referentes a la localización y entorno geográfico de cada salina, propietario, estado de conservación, análisis de los elementos que la constituyen, documentación gráfica (croquis y fotografías).
5. Trabajo de campo: visita a cada una de las salinas continentales, toma de datos y archivo fotográfico.
6. Entrevistas a diferentes personas que han mantenido alguna relación con las salinas: propietarios, antiguos salineros, personas que se abastecían de ellas.

7. Inventario y catálogo de las salinas continentales de Valencia: se ha elaborado para cada salina, una ficha inventario que, a modo de base de datos, presenta la siguiente información: una descripción detallada de la salina, una superposición de mapas topográficos y geológicos, la base de datos en formato ficha y diferentes elementos gráficos como croquis y fotografías.

8. Elaboración de la cartografía temática y de detalle de las salinas: se ha empleado la fotografía aérea, así como cartografía digital que ha sido tratada con el programa informático ArcGIS (Sistema de Información Geográfica).

9. Valoración de la calidad de las salinas continentales desde un punto de vista patrimonial.

10. Redacción del documento.

6 Implementación de la metodología: estudio, análisis y evaluación patrimonial de las salinas continentales de la provincia de Valencia

En la provincia de Valencia se localizan diversos ejemplos de explotaciones salineras continentales. Sin embargo, apenas existen trabajos sobre este tipo de aprovechamiento. Hasta el momento no ha sido realizado ningún inventario que catalogue, de forma específica, las salinas continentales valencianas (Iranzo, 2005). La escasez de estudios sistemáticos sobre patrimonio del agua no ha permitido que se genere un cuerpo metodológico en el tratamiento de la información y en su puesta en valor. En este sentido, escasos son los inventarios sobre los elementos que integran el patrimonio de hidráulico.

Esta carencia de información dificulta el desarrollo de métodos de trabajo, que permitan valorar unos recursos potenciales. Por tanto, la creación de una base de datos que inventaríe y catalogue las salinas continentales de la provincia de Valencia permite, por una parte, aumentar el conocimiento sobre un elemento concreto del patrimonio rural y, por otra, ensayar una metodología de evaluación de su calidad patrimonial con propósitos de gestión. Además, si la aplicación de nuestra propuesta

para las salinas continentales alcanza el éxito deseado, ésta podría aplicarse al conjunto de los bienes del patrimonio del agua.

La evaluación de la calidad patrimonial de las salinas, utilizando la base de datos diseñada para aplicar una técnica de evaluación multicriterio, permite conocer cuáles son las explotaciones salineras que cuentan con mayor interés, de manera que se pueden implementar de un modo más racional las estrategias de restauración y puesta en valor. El empleo de estrategias de evaluación multicriterio supone la incorporación de objetividad en un ejercicio complejo como es la determinación de un valor de calidad. Algunos trabajos que nos han servido de referencia son los elaborados por Recatalá y Sánchez (1996) para la evaluación del paisaje o los desarrollados por la Unidad de Investigación ESTEPA, del Departament de Geografia de la Universitat de Valencia (Hermosilla, 2010; Iranzo *et al.* 2010).

7 La base de datos para el inventario y valoración de las salinas. Enfoque metodológico específico

En primer lugar se ha llevado a cabo una tarea de documentación y recogida de información, a partir de la localización de fuentes bibliográficas. Para ello se han revisado artículos científicos en revistas especializadas, monografías y documentación electrónica. Del mismo modo, se han realizado consultas a expertos, a agentes locales y a personas vinculadas a las explotaciones salineras (propietarios, antiguos trabajadores, vecinos de las localidades donde se ubican…). Una vez generada la información, se ha procedido a su tratamiento.

En segundo lugar se ha elaborado un mapa de localización (figura 2) de las salinas a partir de las fuentes documentales y orales y una ficha de campo para la recogida de la información in situ. Dicha información se ha incorporado en una base de datos que hemos diseñado a partir del software de gestión de bases de datos “Velázquez Visual” de Ática Software, constituyéndose en herramienta básica para el inventario y la evaluación de las salinas como elementos del patrimonio rural. En cuanto al número de salinas, se han identificado en la provincia de Valencia un total de dieciocho referencias (Tabla 1), a partir de la revisión documental y de consultas

mediante fuente oral. De todas ellas, sólo se han hallado instalaciones, o restos de las mismas, en diez casos. Únicamente en dos de las salinas se practica algún aprovechamiento actualmente, si bien éste queda reducido a la captación de las aguas salobres.

Es el caso de las Salinas de San Javier de Cofrentes, cuyas aguas son aprovechadas por el Balneario de Hervideros (Hermosilla, 2002), y las Salinas de Manuel, donde una empresa capta las aguas del acuífero y comercializa la salmuera entre diversas industrias. La tabla 1 muestra las salinas que conservan elementos de su arquitectura y aquéllas de las que únicamente quedan referencias bibliográficas.

Tabla 1. Salinas continentales de la provincia de Valencia.

Nombre de la salina	Estado
Salinas de Ademuz	Desaparecidas
Salinas de Albaida	Desaparecidas
Salinas de Anna	Desaparecidas
Salinas de Bocairent	Desaparecidas
Salinas de Castielfabib	Desaparecidas
Salinas de Chelva	Desaparecidas
Salinas de Chiva	Desaparecidas
Salinas de Cofrentes	Con instalaciones salineras
Salinas de Domeño	Con instalación salinera (actualmente sumergidas)
Salinas de Dos Aguas	Con instalaciones salineras
Salinas de Gestalgar	Con instalaciones salineras
Salinas de Hórtola	Con instalaciones salineras
Salinas de Jar aguas (Mina d e sal Lolita)	Con instalaciones salineras
Salinas de Lluxent	Desaparecidas
Salinas de Los Isidros	Con instalaciones salineras
Salinas de Macastre	Con instalaciones salineras
Salinas de Manuel	Con instalaciones salineras
Salinas de Villargordo del Cabriel	Con instalaciones salineras

De acuerdo con las diferentes fuentes documentales y el trabajo de campo efectuado, las salinas continentales pueden quedar clasificadas, como se aprecia en la figura 2, según si:

- Se trata de explotaciones localizadas que conservan elementos de su arquitectura.
- Se trata de explotaciones localizadas que no conservan elementos de su arquitectura.
- Se trata de explotaciones no localizadas, aunque identificadas por fuentes bibliográficas.

El trabajo de campo ha permitido comprobar el estado de los elementos de la arquitectura salinera (ver figuras 3 y 4) para la incorporación de esta información a la base de datos. Dentro del primer grupo se clasifican las diez salinas localizadas en la provincia de Valencia con instalaciones inventariables.

El segundo tipo clasifica a las salinas que, pese a conocer su posición geográfica, no conservan elementos de la arquitectura salinera. Ejemplo de ello son las Salinas de Domeño. El tercer tipo clasifica a las siete salinas que sólo se conoce su existencia a partir de referencias bibliográficas. Su localización geográfica no ha sido posible.

Figura 3. Salinas del Pajazo o Villargordo del Cabriel.

Figura 4. Detalle del estado de deterioro de las piletas y pozos de la Salinas de Jaraguas.

Una vez recopilada la información, tanto bibliográfica como del trabajo de campo y de las entrevistas a los antiguos salineros, propietarios o habitantes del entorno, se ha procedido a la confección de la base de datos, instrumento fundamental en la descripción de las características de cada salina y en la evaluación de su calidad desde el punto de vista patrimonial.

La base de datos, que contiene tanto las fichas inventario de cada salina, como las tablas de evaluación de la calidad, ha sido confeccionada para recopilar información de cada una las salinas localizadas geográficamente y con restos de la arquitectura salinera. Su diseño se fundamenta en la necesidad de contar con tres módulos de gestión de la información. Dos de ellos son propios del inventario mientras que un tercero se asigna a la evaluación, que proponemos que sea contextual (referido al entorno geográfico de la salina) y específica (referido a la instalación) para cada una de las salinas.

En el primer módulo de información de la base de datos se realiza una descripción general del elemento. Cuenta con distintos grupos temáticos de información. En el grupo temático "identificadores", los campos de información son los siguientes:

- Código unívoco, que está compuesto por el número que el Instituto Valenciano de Estadística asigna a cada municipio y un número que se le asigna a cada salina que hay en ese municipio (01, 02, 03...).
- Fecha, indica cuándo se realizó la visita de campo a la salina.
- Autor, señala el técnico que confecciona la ficha de inventario.
- Fuente documental, indica las fuentes consultadas para la elaboración de la fichas.
- Nombre, indica el nombre de la instalación salinera.
- Propiedad, señala si el propietario de los terrenos donde se ubica la explotación es particular, municipal o estatal.

El segundo grupo temático, "datos administrativos", recoge los siguientes campos de información:

- Municipio,
- Comarca y

- Partida, que señalan los nombres del municipio, comarca y partida, en los que se localiza la salina.

El tercer grupo temático denominado "localización espacial", incorpora los siguientes campos de información:

- Mapa topográfico, donde se indica la numeración del mapa topográfico 1/10.000 del Institut Cartogràfic Valencia.
- Coordenadas UTM, tomadas mediante GPS.
- Altitud, indica altura de la salina respecto el nivel del mar a partir del GPS y cartografía.
- Acceso, donde se detalla cómo llegar hasta la explotación.

Finalmente, un cuarto grupo temático lo componen los "datos ambientales". Los campos de información que en él se incluyen son:

- Zona climática, que se señala mediante la letra codificada que utiliza Clavero (1994), para la clasificación de los sectores climáticos de la Comunidad Valenciana.
- Vegetación, se señalan cuáles son las especies dominantes en el entorno de la salina.
- Geología, se señala la facies del periodo geológico y los materiales que afloran en superficie.
- Geomorfología, indica el modelado de las formas donde se ubica la salina.
- Posición geográfica, indica si se trata de una salina situada en una zona montañosa y abrupta, o si se sitúa en un área de campiña, con pendientes más suaves.
- Ubicación, señala la posición que ocupan los elementos de la instalación en el entorno inmediato.

En el segundo módulo de información se recogen datos más específicos del elemento. Los grupos temáticos y campos de información asociados a este módulo se explican a continuación.

En el grupo temático "características generales", los campos de información son:

- Tipología, que señala de qué elemento se está elaborando la ficha.
- Inicio, indica la fecha en que comenzó a funcionar la explotación salinera.
- Clausura, señala la fecha de cierre de la instalación.
- Función, indica si la salina está activa o inactiva.
- Conservación, señala si la instalación se encuentra en buenas, regulares o malas condiciones.
- Elementos Conservados, se citan aquellos elementos identificables en la instalación salinera.

En el segundo grupo temático, "tratamiento del agua", recoge información de los siguientes campos:

- Origen, indica si las aguas captadas son superficiales o subterráneas.
- Captación, señala si las aguas se toman desde un manantial, desde un pozo o es una captación mixta.
- Transporte, se indica la manera de distribuir el agua por la salina.

El tercer grupo, "características de los elementos", cuenta con los siguientes campos de información:

- Calentadores, se señala el número que hay por explotación.
- Forma, se indica la forma de los calentadores.
- Tamaño, indica las medidas (ancho, largo y profundidad) de los calentadores.
- Piletas, indica el número de piletas de cristalización por explotación.
- Forma, se indica la forma de las piletas de cristalización.
- Tamaño, indica las medidas (ancho, largo y profundidad) de las piletas.
- Fábrica, se indican los materiales de construcción de los elementos de la arquitectura de las salinas.
- Áreas de secado, se señala si existen, y en su caso el número, o si no existen en la salina.

Y en el cuarto y último grupo temático, "producción y mercado", los campos de información son:

- Tipo de sal, se especifica si se trata de sal de grano gordo o de grano fino.
- Uso de la sal, indica para qué era aprovechada la sal producida (consumo humano, salazones y curados, consumo del ganado, curtidos, uso industrial).
- Producción, se indica, en los casos en los que se ha obtenido la información, el número de kilogramos anuales extraídos en la salina.
- Mercado, se señala si la salina abastecía a un mercado local, comarcal o supracomarcal.

8 La evaluación de la calidad patrimonial de las salinas

El módulo de evaluación de las salinas inventariadas nos permite estimar el valor paisajístico-patrimonial de las instalaciones. Se trata de una valoración semi cuantitativa a partir de variables que caracterizan al patrimonio cultural. Consta de dos grupos temáticos denominados criterios generales y criterios específicos, los cuales contienen información de variables que van a actuar como elementos de evaluación. Los criterios generales hacen referencia al entorno contextual de la salina, y los criterios específicos a aquellos elementos singulares de la misma.

Hemos planteado esta manera de evaluar debido a que el valor de un elemento del patrimonio del agua no puede quedar reducido únicamente a sus rasgos intrínsecos. El entorno de un bien patrimonial incrementa o disminuye su valor, del mismo modo que un paisaje es mejor valorado si se halla rodeado de otros paisajes de alta calidad ambiental (Recatalá Y Sánchez, 1996). Efectivamente, como posteriormente se podrá observar, unas salinas con un buen entorno ambiental, con una buena accesibilidad, antigua y próxima a otros elementos patrimoniales relevantes puede mejorar sensiblemente su valoración final aunque los elementos que compongan las instalaciones salineras estén desmantelados o en avanzado estado de deterioro.

En el grupo temático “criterios generales o contextuales” los utilizados para evaluar son:

- Antigüedad, indica el periodo histórico en que la salina inició su actividad. Para la evaluación se ha dividido la información en tres. Salinas construidas antes del siglo XIX, salinas construidas con anterioridad al siglo XX, y salinas construidas durante el siglo XX.
- Accesibilidad, indica la grado de dificultad para acceder a las salinas. Para la evaluación, el indicador se ha desagregado en acceso fácil o acceso difícil. Se entiende por accesibilidad fácil cuando un grupo de personas, en condiciones normales, pueden aproximarse hasta las salinas a través de un camino en buen estado. Por accesibilidad difícil se entiende cuando el camino a las salinas ha desaparecido o se encuentra en muy mal estado.
- Calidad del entorno, indica el grado de excelencia del entorno ambiental de las salinas. El cálculo de la calidad del entorno es el resultado de la combinación de una serie de variables recogidas en la base de datos (relieve-geomorfología, vegetación, y presencia de masas de agua). De esta manera se han establecido tres tipos de calidades del entorno: alta, moderada y baja.
- Conectividad con el sistema patrimonial, indica el grado de contacto entre las salinas y otros elementos patrimoniales existentes y su posibilidad de integración en un conjunto de elementos patrimoniales. En este sentido, la conectividad, calculada para un radio de dos kilómetros de las salinas, puede ser alta (si existen seis o más elementos de interés patrimonial), moderada (si existen de tres a cinco) o baja (de cero a dos). La información de este indicador hace referencia a elementos patrimoniales (yacimientos arqueológicos, castillos, ermitas, molinos...) y a vías pecuarias de la provincia (COPUT, 1998).

Por su parte, en el grupo temático “criterios específicos” los indicadores que hemos utilizados para la evaluación son:

- Pervivencia del acuífero, indica si el pozo o manantial de agua salobre ya no aporta caudal, si los aportes de agua salobre son intermitentes o estacionales, o si son permanentes.
- Integridad de la salina, hace referencia a la entereza o totalidad de la instalación salinera, es decir, a la presencia de todos los elementos que integran una salina tipo. Se ha considerado que las instalaciones de una salina tipo cuentan con nueve elementos: pozo, manantial, calentadores, canales, albercas, piletas de cristalización, áreas de secado almacén y aperos.
- Estado de conservación, que indica el grado de deterioro de los elementos que forman la instalación salinera.
- Rehabilitación, que hace referencia a la posibilidad de efectuar acciones conservacionistas o de restauración de las instalaciones, dependiendo de la propiedad de las mismas. De acuerdo con las observaciones de campo se asume que la posibilidad de recuperar una salina disminuye desde la propiedad municipal, a la particular y a la estatal.
- Grado de difusión de las salinas, indica la existencia de fuentes de información que se dispone acerca de la salina. Para la evaluación se ha considerado, excluyendo el trabajo de campo, la inexistencia de información, la existencia de una fuente, ya sea oral o documental, y la disponibilidad de las dos fuentes.

La mayor parte de los criterios de valoración seleccionados derivan de los dos módulos de información de la base de datos, generados para el inventario de las salinas. A partir de los grupos temáticos y criterios señalados se ha confeccionado una tabla evaluación en la que se indica la puntuación de cada criterio para evaluar la calidad contextual y la calidad específica de cada salina; finalmente, en una última tabla se hace una síntesis global donde se evalúan las salinas integrando los criterios contextuales y específicos. El método de evaluación consiste en la asignación de una puntuación ordinal a cada uno de los indicadores descritos en la metodología. De los nueve indicadores valorados, cuatro quedan incluidos en el grupo temático

denominado criterios contextuales, mientras que los cinco restantes corresponden al grupo temático que se ha definido como criterios específicos. La puntuación asignada a cada indicador queda definida en la tabla 2.

Tabla 2. Puntuación otorgada a los criterios de evaluación.

GRUPO	SUBGRUPO	Criterio	Valor
CRITERIOS GENERALES (CONTEXTUALES)	*ANTIGÜEDAD DE LA SALINA*	Anteriores al siglo XIX	**3**
		Anteriores al siglo XX	**2**
		Durante el siglo XX	**1**
	ACCESIBILIDAD	Fácil	**2**
		Difícil	**1**
	CALIDAD DEL ENTORNO	Alta	**3**
		Moderada	**2**
		Baja	**1**
	CONECTIVIDAD	Alta	**3**
		Moderada	**2**
		Baja	**1**
CRITERIOS ESPECÍFICOS	*PERVIVENCIA DEL ACUÍFERO*	Caudal permanente	**3**
		Caudal estacional	**2**
		Sin caudal	**1**
	INTEGRIDAD DE LA SALINA	Más de 6 elementos	**3**
		3 a 6 elementos	**2**
		0 a 2 elementos	**1**
	ESTADO DE CONSERVACIÓN	Bueno	**3**
		Regular	**2**
		Malo	**1**
	FACTIBILIDAD DE REHABILITACIÓN	Municipal	**3**
		Particular	**2**
		Estatal	**1**
	GRADO DE DIFUSIÓN	Fuentes documentales y orales	**3**
		Fuente oral o fuente documental	**2**
		Sin fuentes	**1**

La metodología empleada en las tres tablas de evaluación se basa en el mismo principio. En ellas se establecen tres grados de calidad (baja, I; moderada, II y alta, III), que se obtienen estableciendo tres intervalos iguales a la resultante de calcular la diferencia entre el valor máximo y mínimo alcanzable. La valoración establecida para las características contextuales quedan reflejadas en la tabla 3.

Tabla 3. Valoración de la calidad según las características contextuales.

Criterios de evaluación	Cofrentes	Macastre	Jaraguas	Dos Aguas	Villargordo	Domeño	Gestalgar	Hórtola	Los Isidros	Manuel
Antigüedad	1	1	2	2	2	1	1	2	2	3
Accesibilidad	2	1	2	1	2	1	1	1	1	2
Entorno	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Conectividad STMA Patrimonial	1	2	2	1	2	2	3	1	1	3
Total	**6**	**6**	**8**	**6**	**8**	**6**	**7**	**6**	**6**	**10**
CALIDAD PATRIMONIAL	**I**	**I**	**II**	**I**	**II**	**II**	**II**	**I**	**I**	**III**

La asignación de cada salina en una de las tres clases se deriva de la puntuación obtenida. Los intervalos para la tabla de evaluación de la calidad patrimonial contextual se realizaron de acuerdo a los siguientes rangos:

- Clase III, Alta Calidad: Valores entre 8,7 y 11;
- Clase II. Moderada Calidad: Valores entre 6,4 y 8,6;
- Clase I: Baja Calidad: Valores entre 4 y 6,3.

La valoración establecida para las características específicas de las salinas queda reflejada en la tabla 4.

Tabla 4. Valoración de la calidad según las características específicas.

Criterios de evaluación	Cofrentes	Macastre	Jaraguas	Dos Aguas	Villargordo	Domeño	Gestalgar	Hórtola	Los Isidros	Manuel
Pervivencia del	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2
Integridad de la salina	3	2	1	2	3	1	3	2	1	1
Estado de conservación	3	1	1	2	3	1	2	2	1	1
Factibilidad	3	2	3	2	2	1	2	2	2	1
Conocimiento de la salina	3	2	3	2	3	2	2	2	2	3
Total	**15**	**10**	**11**	**11**	**14**	**7**	**12**	**11**	**9**	**8**
CALIDAD PATRIMONIAL	**III**	**II**	**II**	**II**	**III**	**I**	**III**	**II**	**II**	**I**

La asignación de cada salina en una de las tres clases se deriva de la puntuación obtenida. Los intervalos para de la tabla de evaluación de la calidad patrimonial contextual son:

- Clase III, Alta Calidad: Valores entre 11,4 y 15;
- Clase II. Moderada Calidad: Valores entre 8,4 y 11,3;
- Clase I: Baja Calidad: Valores entre 5 y 8,3.

Finalmente se realiza una valoración global integrando tanto los valores contextuales como los específicos. Los resultados pueden observarse en la tabla. 5.

Al igual que en las anteriores, la clasificación de la calidad de las salinas depende de la puntuación alcanzada. Los intervalos de la tabla para evaluación de la calidad patrimonial integrada son:

- Clase III, Alta Calidad: Valores entre 20,2 y 26;
- Clase II. Moderada Calidad: Valores entre 14,6 y 20,1;
- Clase I: Baja Calidad: Valores entre 9 y 14,5.

Tabla 5. Valoración de la calidad patrimonial integrada.

Criterios de evaluación	Cofrentes	Macastre	Jaraguas	Dos Aguas	Villargordo	Domeño	Gestalgar	Hórtola	Los Isidros	Manuel
Antigüedad	1	1	2	2	2	1	1	2	2	3
Accesibilidad	2	1	2	1	2	1	1	1	1	2
Entorno	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Conectividad STMA Patrimonial	1	2	2	1	2	2	3	1	1	3
Pervivencia del acuífero	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2
Integridad de la salina	3	2	1	2	3	1	3	2	1	1
Estado de conservación	3	1	1	2	3	1	2	2	1	1
Factibilidad	3	2	3	2	2	1	2	2	2	1
Conocimiento de la salina	3	2	3	2	3	2	2	2	2	3
Total	21	16	19	17	22	13	19	17	15	18
CALIDAD PATRIMONIAL	**III**	**II**	**II**	**II**	**III**	**I**	**II**	**II**	**II**	**II**

A partir de este módulo de evaluación de la base de datos confeccionada se deducen las siguientes reflexiones. Según la tabla relativa a la evaluación de las salinas, a través de las características contextuales, se observa cómo son las salinas que cuentan con un entorno ambiental de calidad, con un mayor valor histórico, con importantes fuentes documentales, con mejor accesibilidad, o que tienen la posibilidad de integrarse en una sistema de redes de elementos patrimoniales, las que quedan clasificadas como de alta calidad.

Es el caso de las Salinas de Manuel. Las Salinas de Jaraguas y las de Gestalgar son valoradas como de calidad moderada. Sin embargo, según la tabla de evaluación de las características específicas, donde las salinas mejor valoradas son aquéllas que mantienen los aportes de agua salobre, que mayores elementos característicos integran y en mejor estado los conservan, junto a la posibilidad de que éstos puedan ser restaurados y el grado de información disponible sobre la salina, no coinciden con las Salinas de Manuel. Este hecho es debido a que las características contextuales de estas salinas tienen una mayor calidad que las específicas. En concreto, en el caso de Manuel las instalaciones están prácticamente desmanteladas.

Las salinas que han sido clasificadas como de alta calidad son las de Villargordo, Cofrentes y Gestalgar, lo que queda justificado debido a su buen estado y la integridad de las instalaciones, su disponibilidad de caudal en el acuífero, el grado de información disponible.

Debido a que una correcta valoración de las salinas desde el punto de vista patrimonial debe integrar tanto las características contextuales como las específicas, en la tabla 5 se efectúa una valoración global. Los resultados son elocuentes: las salinas con una mayor calidad patrimonial son las Salinas de Villargordo del Cabriel y Cofrentes, pues ambas disponen de una elevada puntuación contextual y específica. El resultado es que se han obtenido dos salinas con una alta calidad patrimonial (Villargordo del Cabriel y Cofrentes), siete salinas de moderada calidad (Gestalgar, Jaraguas, Manuel, Hórtola, Dos Aguas, Macastre y Los Isidros) y una salina de baja calidad patrimonial (Domeño).

Pese a que se trata de un método de evaluación patrimonial experimental, que podría ser modificado en un futuro incluyendo más variables y un factor de ponderación de las mismas y ampliando a más de tres las clases de calidad patrimonial, la valoración resultante de la aplicación de la metodología es coherente, ya que se ajusta a las observaciones realizadas en el campo, a la consulta de expertos y a las revisiones bibliográficas efectuadas durante el proceso de la investigación.

9 Conclusiones

Algunas de las actividades humanas relacionadas con el aprovechamiento de los recursos naturales se han constituido como patrimonio cultural. Además, en repetidas ocasiones, como consecuencia de la estrecha relación existente entre la actividad y el territorio, se generan paisajes. Sin embargo, la evolución hacia una economía globalizada, cada vez más desligada del territorio inmediato; el dinamismo de los espacios litorales frente a un interior ruralizado que pierde poder adquisitivo, servicios y población; y las mejoras en los transportes y en la accesibilidad han marginado al conjunto de actividades que antaño dieron forma y carácter a los paisajes mediterráneos del interior. Algunas de estas actividades y sus manifestaciones materiales e inmateriales, que con el tiempo fueron integrándose en la idiosincrasia de los lugares e incrementando el acervo cultural de las comunidades, se han convertido en testimonios de la cultura ideacional y del modo de vida de los habitantes de los espacios rurales, en peligro de desaparición.

Las salinas continentales son patrimonio porque son la manifestación de las señas de identidad de aquellos que han heredado una manera de vivir, en contacto directo con un medio natural más o menos domesticado. Pero no sólo los salineros se reconocen en las salinas. Los habitantes de las localidades salineras también se reconocían en ellas, sintiéndolas como propias, deseando su acrecentamiento y transmisión a las generaciones futuras. Sin embargo, el trabajo realizado nos ha permitido constatar la crisis de este singular patrimonio del agua valenciano. Si en el pasado las salinas de interior estaban en la base de una economía salinera local y comarcal, la mecanizada macro producción de las salinas litorales, gracias a las

mejoras en los transportes, ha acabado por copar también estos mercados del interior. La consecuencia ha sido el cese de la actividad en las salinas continentales, incapaces de competir en el mercado actual.

El fin de la actividad salinera y el abandono de las instalaciones han desencadenado un acelerado proceso de deterioro de este rico y singular patrimonio del agua. El análisis, diagnóstico y evaluación patrimonial son acciones imprescindibles para efectuar propuestas de gestión y puesta en valor, que eviten el deterioro y desaparición de estas singulares instalaciones. En este sentido, hemos identificado 18 salinas continentales en la provincia de Valencia, a partir de referencias documentales. Y de ellas hemos localizado 10 espacios con restos de la instalación. A través del diseño de una base de datos hemos podido catalogar cada una de las salinas, recogiendo información básica, que posteriormente hemos utilizado para la evaluación. Conocer la calidad patrimonial de las salinas es de gran ayuda para los responsables de la gestión de patrimonio cultural, pues permite tomar decisiones sobre hacia dónde dirigir los esfuerzos.

El análisis bibliográfico sobre valoración patrimonial nos ha permitido organizar un sistema o método de evaluación multicriterio, que hemos aplicado a las salinas de interior valencianas. El sistema se fundamenta en la base de datos y en dos tipos de criterios de evaluación: unos que valoran aspectos genéricos de las instalaciones y otros que nos dan información concreta de cada instalación. De la aplicación del método hemos obtenido el estado de salud de las salinas valencianas. El resultado que emana tras la evaluación no es nada esperanzador. De las diez salinas identificadas sólo dos, las de San Javier (Cofrentes) y las del Pajazo (Villargordo del Cabriel) han conseguido una alta puntuación. Ciertamente se tratan de las salinas que mejor conservan sus instalaciones. Además en el caso de las salinas del Pajazo, el tamaño y la arquitectura de la instalación, perfectamente integrada en el paisaje, le otorga un mayor interés patrimonial.

El resto de salinas de la provincia están en una situación crítica. Cuando no han prácticamente desaparecido las instalaciones, su estado de deterioro por abandono es muy importante. En casi todas ellas la actividad extractiva ha dejado de realizarse. Esto junto a la ausencia de políticas o proyectos regionales y locales concretos para

su conservación, no augura un futuro esperanzador para las instalaciones, pudiendo en pocos años desaparecer los vestigios de lo que fue una actividad protoindustrial de notable importancia en el medio rural.

Bibliografía

Altimir, J. (1950). La sal en el mundo, Ediciones al servicio de la industria salinera, Madrid.

COPUT (1998). Afecciones que inciden en la planificación urbanística y territorial en la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana, Valencia.

Hermosilla, J. (Dir.) (2002). El Patrimonio del agua en el Valle de Ayora-Cofrentes. Colección Regadíos Históricos Valencianos, Nº1. Generalitat Valenciana, Valencia.

Hermosilla, J., Iranzo, E. (2004). El patrimonio rural como factor de desarrollo endógeno. Saitabi 54: 9-24.

Hermosilla, J. (2010). Los regadíos históricos españoles. Paisajes culturales, paisajes sostenibles, Valencia. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid.

Hermosilla, J., Iranzo, E. (2010). Censo de hidráulica tradicional en el mediterráneo peninsular. Áreas. Revista Internacional de Ciencias Sociales 29: 72-89.

Hocquet, (1985). Le sel et le pouvoir, de l´an mil á la Révolution, París.

Iranzo, E. (2005). Las salinas continentales de la provincia de Valencia. Ed. Departament de Geografía, Valencia.

Iranzo, E. (2009). El paisaje como patrimonio rural. Propuesta de una sistemática integrada para el análisis de los paisajes valencianos. Tesis doctoral. Servei de Publicacions de la Universitat de Valencia.

Iranzo, E., Antequera, M., Hermosilla, J. (2010). Identificación, evaluación y puesta en valor de un patrimonio hidráulico singular: las galerías drenantes de la cuenca del Júcar. Investigaciones Geográficas 53: 125-143.

Recatalá, L. y Sánchez, J (1996): Metodología de evaluación de la calidad ambiental del paisaje para la planificación de los usos del territorio y evaluación de impacto ambiental en el ámbito mediterráneo, en CHACÓN, J y IRIGARAY (eds.) Riesgos Naturales, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, SEGAOT, Granada.

Pérez, A. J. (1994). Atlas Climàtic de la Comunitat Valenciana. Conselleria d'Obres Públiques Urbanisme i Transports, Valencia.

Petanidou, T. (1999). The postmoder saline landscape in Greece and the European Mediterranean: Salinas for salt or what?, documento electrónico en pdf: www.gnest.org/Conferences/Saltworks_post/067-080.pdf

Quesada, T. (1996). Las salinas de interior de Andalucía Oriental: ensayo de tipología. en II Coloquio de Historia y Medio Físico. Agricultura y regadío en al-Andalus, Almería.

Piqueras, J (1999): El espacio valenciano: una síntesis geográfica. Ed. Gules de Ciencias Humanas y Sociales, Valencia.

Rosselló, V.M. (1995). Geografia del País Valencià. Edicions Alfons el Magnànim. Valencia.

Sánchis, C., Hermosilla, J., Iranzo, E. (2004). Entorn al patrimoni hidràulic del regadiu històric valencià. Saitabi 54: 223-236.

Weller, O. (2000). Produire du sel par le feu: techniques et enjeux socio-économiques dans le Néolithique européen. En Pétrequin, P., Fluzin, P., Thiriot, J., Benoit, P. (eds): Arts du feu et productions artisanales: actes des XXe Rencontres internationales d'archéologie et d'histoire d'Antibes, 21-22-23 octobre 1999, Antibes.

Weller, O. (2004). Los orígenes de la producción de sal: evidencias, funciones y valor en el Neolítico europeo. Pyrenae 35: 93-116.

Determinación y representación espacial de la erosión hídrica. Un análisis comparativo de los modelos PESERA y USLE aplicados a la cuenca alta del Barranc de Carraixet (Valencia)

M. Alonso Fernández-Baldor

Consultor Independiente en Medioambiente y Sostenibilidad, Madrid, España

Resumen

Los procesos de erosión hídrica constituyen un fenómeno ampliamente extendido, que afecta en gran medida a la calidad de los suelos y su capacidad de sustentar vegetación, así como a las masas de agua e infraestructuras hidrológicas, generando importantes impactos ambientales y económicos. Es un proceso complejo, ligado a las rutas y movimientos del agua en el suelo, y por lo tanto al ciclo hidrológico, en el que intervienen múltiples factores, principalmente la erosividad de la lluvia, la erosionabilidad del suelo, el relieve y la cubierta vegetal.

La estimación de pérdidas de suelo y la determinación de áreas de riesgo es esencial para la planificación territorial y la gestión de cuencas. Los métodos indirectos que modelan el fenómeno a través de expresiones matemáticas surgen como una importante herramienta permitiendo grandes ahorros en tiempo y dinero. Para su aplicación generalizada es necesario un conocimiento previo de los procesos y mecanismos de la erosión hídrica así como del funcionamiento y precisión de los modelos disponibles.

En el presente trabajo se procede a elaborar una cartografía de análisis de la erosión en el área mediterránea, en concreto en la Cuenca del Carraixet (Valencia, España), aplicando dos modelos distintos: un modelo clásico empírico como la ecuación USLE y un modelo físico como el PESERA. Para ello se plantean distintos escenarios que se corresponden a las coberturas de usos del suelo de los años 1956, 1978, 1991 y 1998 y a la cobertura de vegetación potencial.

El procedimiento ha consistido en el tratamiento de los datos, la adecuación de los métodos, la generación de estructuras de datos espaciales (capas temáticas) y la ejecución de los modelos a través de Sistemas de Información Geográfica. Como resultado se obtienen mapas de riesgo de erosión para cada uno de los modelos en los cinco escenarios, haciendo posible el análisis comparativo de las tasas de erosión entre usos del suelo y modelo aplicado.

Palabras clave: Degradación del suelo, Modelos de erosión, Escorrentía superficial, Planificación hidrológica, Desertificación, Cartografía de riesgos

1 Introducción

1.1 La erosión y sus consecuencias ambientales

La eliminación de suelo por la acción del viento y la lluvia es un proceso natural, que ocurre desde que las primeras plantas terrestres formaron los primeros suelos en el periodo silúrico, pero por lo general, las tasas correspondientes a esta erosión inicial son equivalentes a las tasas de formación de suelo. Es por esto que se diferencia la erosión natural o geológica de aquella que tiene su origen en las actividades antrópicas y presenta unos ritmos erosivos más elevados.

La erosión acelerada es aquella en la que la pérdida de suelo es mucho más rápida que la tasa de formación de este. Aunque aparece con los inicios de la agricultura, es más bien el resultado de manejos de la tierra incorrectos, tales como sobrepastoreo o prácticas de cultivo intensivas, que frecuentemente dejan la tierra desprotegida y vulnerable; posteriormente tras lluvias erosivas o tormentas de viento el suelo será desprendido, transportado y depositado en otro lugar.

La erosión acelerada es una de las principales formas de degradación de suelos junto con la salinización, la pérdida de nutrientes y la compactación. Es uno de los problemas ambientales más extendidos, que afecta tanto a zonas agrícolas como a áreas naturales; sus impactos se detectan “on-site” en las zonas en las que el suelo es removido, y “off-site” en aquellos lugares a los que este va a parar.

El principal impacto “on-site” es la degradación de la calidad del suelo. Esto es debido a la pérdida de las capas superficiales ricas en nutrientes y a la disminución en la capacidad de almacenamiento de agua, al reducirse la fracción de partículas finas que constituyen el suelo. Como consecuencia, el suelo no es capaz de sustentar la agricultura o cualquier otra vegetación y la productividad baja drásticamente. En áreas con recursos económicos, este efecto sobre los suelos agrícolas se puede reducir, incrementando el uso de fertilizantes artificiales.

En algunos casos las inundaciones aguas abajo pueden magnificarse debido a la reducción en la capacidad de absorber agua que presentan los suelos en cabecera (aumenta la escorrentía). La pérdida de calidad de suelos es un problema cuyos mayores impactos se detectarán en el largo plazo.

Los materiales separados del suelo por los agentes erosivos pueden ser transportados largas distancias y darán lugar a impactos que se producen lejos de las zonas de erosión, son los denominados off-site. El principal efecto es la llegada de sedimentos y productos agrícolas a los cursos y masas de agua, provocando acolmatación en presas, alteración en los ecosistemas lacustres y contaminación de aguas potables. Es un impacto que genera costes considerables.

El aumento de la turbidez produce descensos en la productividad biológica, alteración de la radiación recibida y temperatura, daños en la comunidad piscícola, descenso en la calidad de agua de baño y aumento de los costes de potabilización u otros tratamientos. Forster *et al.* (1987) estimaron que reducciones del 10 por ciento en tasas de erosión aguas arriba de las plantas de tratamiento en la región Ohio's Corn Belt supondrían un ahorro anual del 4% de los costes.

La sedimentación en los embalses disminuye la capacidad de almacenamiento, por lo que se acorta su vida útil, se multiplican los gastos de mantenimiento y disminuye el control sobre crecidas; los canales de riego ven mermada su capacidad de distribución, en los ríos se colmata la sección útil y se acrecientan los niveles de las avenidas, se destruyen o deterioran los frezaderos y en los tramos navegables se dificulta el tráfico de embarcaciones. Los daños materiales producidos por las inundaciones se incrementan con el depósito de fangos.

Los contaminantes transportados con los sedimentos pueden alcanzar masas de agua, afectando a su calidad. No son necesarias altas tasas de erosión para que se transporten cantidades significativas de contaminantes agrícolas. Como ejemplo el caso producido en el año 2000, cuando las últimas lluvias de junio arrastraron grandes cantidades del herbicida Simazina, contaminando las aguas, destinadas al abastecimiento, del embalse de Retortillo (Sevilla). Los habitantes de una población próxima se vieron afectados por intoxicación leve.

El estudio GLASOD estima que alrededor del 15 por ciento de la superficie de la tierra libre de hielo se ve afectada por alguna forma de degradación, de esta, la erosión hídrica acelerada es responsable del 56 por ciento (unos 11 millones de km^2) y la eólica del 28 ciento (alrededor de 5,5 millones de km^2).

La erosión hídrica es el principal mecanismo de desertificación en el ámbito mediterráneo. Es el tipo de erosión de mayor trascendencia en España (tabla 1).

Tabla 1. Erosión hídrica en España

Evaluación de la erosión	% superficie afectada
- inapreciable	- 16 %
- moderada	- 45 %
- grave	- 29 %
- muy grave	- 10 %

Fuente: Magíster (1973).

Las repercusiones que presenta la erosión hídrica acelerada justifican la necesidad de desarrollar y emplear métodos de predicción de la erosión, para la evaluación del riesgo potencial y actual, y así poder realizar una gestión y planificación adecuada en cuencas hidrográficas.

1.2 Procesos de erosión hídrica

La erosión hídrica se encuentra íntimamente ligada a las rutas y movimientos del agua en el suelo y por lo tanto al ciclo hidrológico. El proceso de erosión tiene lugar en tres fases: descomposición de los agregados estructurales del suelo, desprendimiento de las partículas y su transporte.

Tras una tormenta parte del agua cae directamente sobre el suelo y el resto es interceptado por el dosel vegetal, de esta última un porcentaje se evapora mientras que el restante gotea por drenaje foliar o fluyendo desde los troncos. El agua que llega al suelo se infiltra hasta que este alcanza su capacidad máxima de retención, el exceso se mueve lateralmente pendientes abajo, bien en el interior de la masa del suelo o en superficie, pudiéndose varios tipos de erosión.

1.2.1 Erosión por salpicadura

Se debe al impacto de las gotas de lluvia, procedentes de la precipitación directa y del drenaje foliar o de los troncos, sobre los agregados inestables de un suelo

desnudo. La colisión de las gotas sobre el suelo tiene por un lado un efecto de consolidación y por otro lado un efecto de dispersión.

En el primer caso el suelo se compacta dando lugar a procesos de sellado de la superficie y posterior formación de costras, lo que hará disminuir la infiltración y por lo tanto aumentará la escorrentía superficial. Los suelos más vulnerables al encostramiento son los de texturas franca y franca-arenosa.

En el segundo caso, el impacto de las gotas provoca el colapso de los agregados liberando partículas que pueden ser desplazadas hasta 150 cm (Porta *et al*. 1999). Los suelos más vulnerables son los franco-limosos, francos, arenosos finos y franco-arenosos. Pero el desprendimiento de partículas del suelo, además de depender de la textura, obedece al esfuerzo cortante de la superficie, a mayor estabilidad de los agregados mayor esfuerzo cortante, es decir, mayor resistencia del suelo a que sus partículas se desprendan y por lo tanto menor vulnerabilidad. La salpicadura es el principal agente del desprendimiento, por lo que es el inicio de muchos procesos de erosión hídrica.

1.2.2. Erosión por flujo superficial

La velocidad de infiltración del agua en el suelo viene determinada por tres factores:

• La textura. Al aumentar el tamaño de las partículas aumenta la velocidad de infiltración ya que los suelos con texturas gruesas presentan mayor porosidad.

• La estructura, disposición de canalículos y microporos.

• La secuencia de horizontes del suelo, según las características hidráulicas de os horizontes de diagnóstico.

Por otra parte puede haber grandes variaciones locales en la velocidad de infiltración, debido a diferencias en estructura, contenido de humedad inicial, morfología del perfil, densidad de la cobertura vegetal o la presencia de costra.

El exceso de agua, escorrentía superficial, se mueve lateralmente como una lámina de agua relativamente uniforme y no encauzada de poca profundidad, por lo que es de gran importancia la rugosidad de la superficie del terreno. Cuando la velocidad del flujo alcanza el valor de la velocidad cortante crítica se produce

desprendimiento de partículas del suelo, una vez que los sedimentos han sido arrastrados al interior del flujo serán transportados hasta el momento de su deposición, la mayor parte de las partículas transportadas derivan del desprendimiento provocado por la salpicadura.

El efecto es la pérdida superficial de una capa más o menos uniforme de suelo. En el terreno se observa que después de una lluvia los elementos gruesos en superficie aparecen muy limpios, aumenta la arenosidad; en cambio las áreas de deposición de este tipo de sedimento presentan déficit de partículas gruesas.

1.2.3. Erosión por flujo concentrado

Se producen incisiones en el terreno debidas a la concentración local del flujo de agua. A distancias críticas ladera abajo el flujo de escorrentía comienza a canalizarse, a medida que el número de Froude aumenta de 0,8 a 1,2 cambian las condiciones del flujo de superficial a flujo en regueros pasando por cuatro etapas: flujo no concentrado en canales, flujo superficial con flujo concentrado en cauces, microcanales sin cabecera y microcanales con cabecera.

-Flujo en regueros

En el momento en el que la fuerza cortante del agua supera la resistencia del suelo se forman arroyaderos, surcos o canales; esa misma relación entre fuerza cortante y resistencia del suelo controlará la extensión del reguero pendiente abajo y la intensidad del desprendimiento. La erosión ya no es selectiva al tamaño de partículas.

-Flujo en cárcavas

La causa principal de su formación es el exceso de agua. Este puede ser debido a cambios climáticos, aumento de la escorrentía por aumento de la precipitación, o a alteraciones en el uso del suelo, aumento de la escorrentía por reducción de la cobertura vegetal.

Las cárcavas son cauces por los cuales discurren, durante las tormentas, flujos de agua temporales. Se caracterizan por tener paredes empinadas y presentar una cabecera y diferentes resaltos a lo largo de su curso, mayor profundidad que anchura y transportan gran cantidad de sedimentos.

Casi siempre se encuentran asociadas a condiciones de erosión acelerada. Es habitual encontrarlas en los suelos de zonas mediterráneas con inestabilidad de paisaje.

1.2.4. Erosión por flujo subsuperficial

Cuando el movimiento lateral del agua pendiente abajo en el interior de la masa del suelo (flujo interno) se concentra en túneles o conductos, se produce un progresivo arrastre de partículas, preferentemente las más finas (arcillas), que debilita los agregados y provoca el hundimiento de los túneles.

En casos de máxima inestabilidad estructural, suelos no salinos con ESP > 15%, puede producirse un flujo subsuperficial a favor de discontinuidades preexistentes que provocará una erosión muy rápida. (Porta *et al.* 1999).

1.3 Factores que controlan la erosión del suelo

La acción de la erosión hídrica viene determinada por muchos factores ya que es un proceso complejo. Los factores del medio con mayor incidencia son la erosividad del agente erosionante, la erosionabilidad del suelo, el relieve y la cubierta vegetal. A continuación iremos analizándolos haciendo especial hincapié en como condicionan el comportamiento del agua y el balance hídrico del suelo.

La ecuación de balance de agua puede formularse como:

Precipitación = escorrentía + infiltración + interceptación + almacenamiento superficial + almacenamiento en masas de agua + evaporación. Siendo la infiltración = variación de la reserva + flujo subsuperficial + flujo subterráneo.

1.3.1 Erosividad del agente erosionante

La erosividad representa la capacidad del agente erosivo para provocar erosión (desprender y transportar partículas), tiene en consideración la precipitación total, la intensidad, la energía cinética y la distribución estacional de las precipitaciones.

La erosión aumenta con la intensidad de las precipitaciones (cantidad de lluvia caída por unidad de superficie y por unidad de tiempo). La intensidad condiciona el

tamaño de las gotas de agua y contribuye a la formación y aumento de la escorrentía.

La energía cinética viene determinada por la velocidad de caída y la distribución de tamaños de las gotas de lluvia que impactan en el suelo, a mayor energía cinética mayor desprendimiento de la superficie del suelo.

Las precipitaciones caídas en los días previos condicionan el estado de saturación del suelo, a mayor grado de saturación más escorrentía superficial. La erosión hídrica se relaciona con tormentas intensas de corta duración que superan la capacidad de infiltración del terreno o con tormentas de larga duración y baja intensidad que saturan el suelo en agua.

1.3.2 Erosionabilidad del suelo

Este factor hace referencia al grado de resistencia del suelo a los procesos de desprendimiento de las partículas de la superficie y su transporte. Esta determinado fundamentalmente por las propiedades del suelo tales como, textura, estabilidad de los agregados, resistencia al esfuerzo cortante, capacidad de infiltración y cantidad y calidad de los constituyentes orgánicos e inorgánicos.

La textura hace referencia a la distribución del tamaño de partículas, las partículas de mayor tamaño son resistentes al transporte debido a la mayor fuerza que se precisa para transportarlas y las partículas finas son resistentes al desprendimiento por la cohesión que confieren; las partículas menos resistentes son los limos y arenas finas. Los suelos mas erosionables son los que presentan altos contenidos de limos (40-60%) y aquellos que presentan contenidos de arcilla entre el 9-30% (Kirkby y Morgan, 1984).

Los minerales de la arcilla se enlazan con la materia orgánica para formar agregados arcillo-húmicos, la estabilidad depende del contenido y tipo de minerales de la arcilla y humus que presente el suelo. La presencia de cationes básicos, calcio y magnesio, también estabilizan estos agregados. Por otra parte al aumentar el grado de humectación del suelo disminuye la cohesión de los agregados estructurales (al producirse hinchamiento de la matriz arcillosa). A mayor proporción

de agregados estables acuosos mayores de 0,5 mm menor será la erosionabilidad del suelo (Kirkby y Morgan, 1984).

La fuerza cortante de un suelo es una medida de su cohesión y de su resistencia a los esfuerzos cortantes ejercidos por la gravedad, el movimiento de fluidos y cargas mecánicas. Al aumentar el contenido en humedad del suelo, debido al debilitamiento de las fuerzas de cohesión, disminuye el esfuerzo cortante a partir del cual se inician los procesos erosivos por tanto, aumenta la erosionabilidad.

La capacidad de infiltración, la velocidad máxima estabilizada a la que el suelo puede absorber agua, depende del tamaño y estabilidad de los poros y de la morfología del perfil del suelo. Los suelos con agregados estables mantienen mejor sus espacios porosos, mientras que los suelos que contienen cantidades importantes de arcillas hinchables (esmectitas) tienden a presentar bajas capacidades de infiltración. Cuando las propiedades del suelo varían con la profundidad del perfil el horizonte crítico es aquel que presenta menor capacidad de infiltración, en los suelos arenosos es el horizonte superficial en el que pueden formarse costras. A menor capacidad de infiltración se favorece la escorrentía y por tanto mayor erosionabilidad.

Los componentes del suelo tanto orgánicos como inorgánicos influyen en la estabilidad de los agregados, suelos con menos del 3,5 % de materia orgánica pueden considerarse erosionables. Altas proporciones de arcilla fácilmente dispersable junto con elevadas cantidades de sodio intercambiable, provocan un rápido deterioro de la estructura del suelo cuando este se humedece, aumentando la erosionabilidad.

1.3.3 Efecto del relieve

Generalmente a mayor grado de inclinación y longitud de la pendiente en un terreno, mayor riesgo de erosión como resultado del incremento de velocidad y volumen de la escorrentía superficial. Además, mientras que en una superficie plana las gotas de lluvia salpican las partículas desprendidas del suelo de forma aleatoria en todas las direcciones, en un terreno en pendiente hay una mayor proporción de partículas desprendidas pendiente abajo.

1.3.4 Efecto de la vegetación

La cobertura vegetal de los suelos afecta de forma importante sobre la precipitación que llega al suelo, la escorrentía, la estabilidad de las pendientes y las corrientes de aire.

Los componentes aéreos, hojas y tallos, absorben parte de la energía cinética de las gotas de lluvia, de forma que su efecto es menor que si actuaran directamente sobre el suelo, una fracción del agua es interceptada y se evapora hacia la atmósfera y el resto escurre de las hojas o fluye por los troncos al suelo. La eficacia de la cobertura vegetal para reducir la erosión por impacto de las gotas de lluvia depende de la altura y continuidad del dosel vegetal y de la densidad de la cubierta.

La altura de las especies vegetales es un factor importante ya que las gotas de agua que caen desde 7 m pueden alcanzar más del 90% de su velocidad terminal en suelo desnudo, al mismo tiempo, las gotas de lluvia interceptadas por la parte aérea de la cubierta pueden coalescer aumentando su tamaño y haciéndose más erosivas. Además de modificar la distribución del tamaño de las gotas de lluvia la cobertura vegetal cambia la distribución espacial sobre la superficie del suelo. La acumulación de agua en los puntos de goteo de las hojas puede producir zonas en el suelo con muy alta intensidad de lluvia pudiéndose superar la capacidad de infiltración y formarse escorrentía.

La cobertura vegetal sobre el suelo disipa la energía del agua en movimiento al aportar rugosidad al flujo y por lo tanto disminuir su velocidad. La rugosidad que procuran al suelo las distintas especies vegetales depende de su morfología, densidad y altura en relación con el flujo de agua. Con cubiertas vegetales densas y espacialmente uniformes se producen las mayores disminuciones de la velocidad del flujo de agua.

El sistema radicular contribuye a la resistencia mecánica del suelo aumentando su cohesión, se protege al suelo de los movimientos en masa. Las raíces finas interaccionan con los agregados reforzándolos, se aumenta el esfuerzo cortante del suelo por la adherencia de las partículas a las raíces, la mayor desecación del suelo debida a la evapotranspiración favorece la estabilidad de las laderas.

1.4 Estimación de la erosión hídrica

La estimación de pérdidas de suelo representa una importante herramienta para la planificación del uso de la tierra y la gestión de los recursos hídricos. Se distinguen los métodos directos, que consisten en el montaje de unidades experimentales en campo que permiten mayor precisión, de los métodos indirectos que modelan el fenómeno a través de expresiones matemáticas, lo que permite grandes ahorros en tiempo y dinero.

1.4.1 Modelización de la erosión

Los modelos son una simplificación de la realidad que nos permite estimar las pérdidas potenciales de suelo por erosión. En función de los objetivos se establecen distintos grados de complejidad y escalas de trabajo, que determinaran el número de factores que deben incorporarse. La idoneidad de un modelo dependerá de lo próximas que estén sus predicciones con respecto a los valores obtenidos por medidas de campo. A groso modo se distinguen dos tipos de modelos:

Los modelos con base física que describen procesos mediante ecuaciones matemáticas teniendo en cuenta las leyes de conservación de masa y energía.

Los modelos empíricos, se basan en la observación o experimento, los cuales identifican relaciones estadísticas significativas entre las variables consideradas cuando se dispone de una base de datos razonable. Se realizan tres tipos de análisis: de caja negra, se estudian las salidas y entradas principales, de caja gris, se conocen algunos detalles de cómo funciona el sistema, y de caja blanca, se conocen todos los detalles de cómo opera el sistema. Según Pérez Lluch *et al.* (2003) entre los principales modelos empíricos de predicción de la erosión hídrica del suelo se encuentran:

- SLEMSA, evaluación de pérdidas de suelo para el sureste de África considerando condiciones ambientales locales. Se apoya sobre los parámetros precipitación media anual, topografía y manejo del cultivo. Pretende ser un modelo sencillo extrapolable a otras regiones. Guarda en

buen número de similitudes con el modelo USLE (Universal Soil Loss Equation).

- MÉTODO MORGAN, MORGAN Y FINNEY, este modelo estima la erosión, a partir de una serie de ecuaciones, dividiendo el proceso erosivo en dos partes: fase hídrica en la que se determina la energía cinética de la lluvia y el volumen de escorrentía, y la fase de sedimentación en la que se determina la tasa de desprendimiento del suelo, por impacto de las gotas de lluvia, y la capacidad de transporte del flujo superficial. Una vez obtenidos los resultados se escoge el valor menor. Considera los parámetros: precipitación anual, número de días de lluvia por año, Intensidad (valor tipificado), contenido de humedad del suelo a capacidad de campo, densidad aparente capa superficial del suelo, profundidad hidrológica efectiva, índice de separación del suelo, cohesión superficial en condiciones de saturación, ángulo de la pendiente, interceptación, relación ETR/ETP, factor manejo de cobertura de cultivo, porcentaje de cobertura de cubierta, porcentaje de cobertura de la tierra, altura de las plantas. Presenta los inconvenientes de no predecir correctamente estimaciones altas de erosión y no contemplar parámetros influyentes en los procesos erosivos como infiltración o longitud de la pendiente; sin embargo con datos de regiones de climas estacionales, como el Mediterráneo, el modelo puede dar resultados razonables de los procesos erosivos.
- MÉTODO DE THORNES, se describe el cambio de la vegetación y de la erosión con respecto al tiempo mediante una ecuación diferencial, la erosión se estima como el producto de la pérdida de suelo actual por unidad de área y el crecimiento máximo a valores bajos de pérdida de suelo. Tanto el límite de cobertura superficial (Vmax) como el límite en la erosión del suelo (Smax), están determinadas climáticamente por la lluvia y la temperatura, son también significativas las variaciones edáficas y topográficas. Este modelo presenta la ventaja de que puede obtenerse una estimación cualitativa del sistema dinámico suelo y puede expresarse de forma gráfica.

- USLE, ecuación universal de pérdida de suelo. Modelo empírico que aplicaremos en este estudio por lo que se analizará con más detalle.

Según Pérez Lluch *et al.* (2003) entre los principales modelos, de predicción de la erosión hídrica del suelo, de base física se encuentran:

- ANSWER, Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation. Desarrollado a finales de los años 70 por Beasley y Huggins este modelo simula el movimiento de sedimentos en cuencas agrícolas durante e inmediatamente después de la lluvia. Su principal desventaja es que no predice bien la producción de sedimentos y la estimación de la erosión es empírica.
- WEPP, Water Erosion Prediction Project. Predice la erosión para planificar estrategias de uso del suelo en dos aplicaciones principales: laderas y cuencas. Incluye gran cantidad de parámetros, climáticos: precipitación diaria, temperatura máxima y mínima diaria, radiación solar; hidrológicos: infiltración, escorrentía, procesos invernales, percolación, evaporación, transpiración; vegetación: crecimiento, residuos, efectos de la labranza; físicos: sellado superficial, erosionabilidad, cohesión; erosivos: transporte y deposición de sedimentos, erosión laminar y erosión en surcos.

  La aplicación del modelo se limita a áreas donde la lluvia excede la capacidad de infiltración y el flujo subsuperficial es despreciable, además de trabajar con pendientes máximas del 60%. Por otra parte, el proceso no considera la erosión en cárcavas y algunos estudios concluyen que el modelo sobreestima valores bajos de erosión y subestima valores altos.
- EUROSEM, European Soil Erosion Model. Es un modelo dinámico que trata de simular el transporte de sedimentos, la erosión y los procesos de deposición considerando la variabilidad espacial de los factores implicados. Es capaz de operar en intervalos de una tormenta y describe el proceso erosivo en detalle: la lluvia es interceptada por la cobertura vegetal dividiéndose en caída directa, drenaje foliar y volumen de flujo cortical. Determinando la energía cinética de estos componentes, se calcula la separación del suelo por salpicadura. La infiltración y la escorrentía

superficial van acompañadas de un intercambio continuo de partículas entre el flujo y la superficie del suelo. Se estima la pérdida de suelo como el producto del volumen de escorrentía y la concentración de sedimento. Es de gran importancia su calibración, su principal desventaja es que no simula bien los efectos que produce el fenómeno de sellado del suelo.

- IMPELERO, relaciona la vulnerabilidad de la erosión del suelo con factores biofísicos y prácticas de manejo agrícola a través de árboles de decisión y redes neurales específicas. La ventaja que presenta este método en comparación con los análisis de regresión es que no es necesario conocer las relaciones funcionales entre las variables de entrada y salida. Está compuesto por determinadas cualidades de los procesos y sus características (subcualidades), erosividad de la lluvia: lluvia e irrigación, humedad del suelo, infiltración; topografía: sellado, gradiente longitud y aspecto de la pendiente; erosionabilidad del suelo: mulching y estabilidad de los agregados; protección de cultivo: sistema de labranza, cobertura superficial y no superficial; traslocación de cultivos: superficie perturbada y rugosidad superficial; influencia de la productividad: estabilización superficial y nivel de productividad.
- PESERA, Pan-European Soil Erosion Risk Assessment model. Modelo de base física que aplicaremos en este estudio por lo que se analizará con más detalle.

1.4.2 Ecuación USLE

El desarrollo de ecuaciones que permitieran estimar las pérdidas de suelo en campos de cultivo comenzó alrededor del año 1940 en el cinturón del maíz en EEUU, cuando se desarrolló una ecuación en la que se relacionaba la erosión con la pendiente y la longitud de la ladera. Posteriormente se incluyeron los factores, cultivos y prácticas de conservación así como el concepto de límite tolerable en las pérdidas de suelo, de tal forma que se ideó un método gráfico para determinar las prácticas de conservación necesarias en los suelos del Shelby y el Midwest. La

ecuación se completó añadiéndole los factores suelo y manejo y se prepararon una serie de tablas para simplificar el uso de campo de la ecuación.

En 1946 se reunió un comité nacional para adaptar la ecuación utilizada en el cinturón del maíz a las tierras de cultivo de otras regiones, para ello revisaron los valores de los factores y añadieron el factor precipitación, la fórmula resultante fue conocida como ecuación de Musgrave, en 1952 se publicó una solución gráfica que fue empleada por el soil conservation service en los estados del nordeste.

La ecuación USLE, "universal soil loss equation", recibió este nombre para diferenciarla de las anteriores ecuaciones regionales. Fue desarrollada en el National Runoff and Soil Loss Data Center en cooperación con la universidad de Purdue, a partir de los datos procedentes de proyectos de investigación en 49 localizaciones y de simuladores de lluvia, como consecuencia del conjunto de datos acumulados Wischmeier y Smith recibieron el encargo de realizar un estudio estadístico que llevó finalmente al desarrollo de la ecuación que fue dada a conocer en el congreso de la International Congress of Soil Science celebrado en Madison en 1960 (Wischmeier y Smith, 1960).

Es un modelo paramétrico empírico que estima la pérdida potencial media anual de suelo, producida por, erosión hídrica por salpicadura, flujo superficial de agua y flujo concentrado en regueros. La ecuación se expresa de la forma siguiente:

$$A = R * K * LS * C * P$$

En donde A es la pérdida media anual de suelo, R es el índice de erosividad pluvial, K es el factor de erosionabilidad del suelo, L es el factor de longitud de la pendiente, S es el factor pendiente, C es el factor de cobertura vegetal y manejo de cultivo y P es el factor de prácticas de conservación del suelo para controlar la erosión.

La USLE, debido a la relativa facilidad en su aplicación, es todavía el método de estimación de pérdida de suelo con mayor aceptación y más amplia aplicación, pero se deben considerar las restricciones del modelo para evitar errores en la interpretación de los resultados obtenidos.

Sus parámetros no tienen realidad física, se trata de una formulación empírica que pretende interpretar los mecanismos erosivos por sus causas y efectos, el rigor con el que los seis multiplicandos que componen la ecuación reproduzcan las condiciones del medio natural condicionará la bondad de los resultados.

El modelo no considera las formas de erosión en cárcavas ni barrancos y tampoco estima el transporte de sedimentos a través de la red fluvial ni la erosión producida por esta.

1.4.3 Modelo PESERA

PESERA: "the pan-european soil erosion risk assessment model", modelo paneuropeo de valoración del riesgo de erosión de suelos.

El modelo PESERA fue desarrollado para proporcionar técnicas punteras de valoración del riesgo de erosión a escala Europea (Kirkby *et al*. 2000-2003). Se encuentra en el marco de la investigación tecnológica para el desarrollo, financiado por la Unión Europea con el objetivo de valorar los impactos de la política agrícola, la planificación territorial y el cambio climático.

Tiene su base en los trabajos realizados sobre indicadores a escala regional durante los proyectos MEDALUS y MODEM. Dentro del proyecto MEDALUS, se desarrollaron, a partir de conceptos previos, esos indicadores a escala regional. Mientras que con el proyecto MODEM, se proponía aplicar dichos indicadores regionales de desertificación para la interpretación de imágenes de detección remota y así, poder calcular la desertificación actual de esas regiones y su sensibilidad ante futuros cambios ambientales.

Se basa en un modelo conservativo de erosión simple que es desagregado en componentes que dependen del clima, la vegetación, factores del suelo y la topografía. Como producto de los componentes del modelo se obtiene la tasa de transporte de sedimentos estimada como las perdidas medias de suelo en toneladas por hectárea. Tiene en cuenta modelos hidrológicos así como patrones de distribución espacial de pérdida de sedimento.

La tasa de erosión en una tormenta se estima empleando la ecuación de transporte de sedimentos, que lleva explícitos la topografía, escorrentía superficial y

erosionabilidad del suelo e implícitamente se incorporan otras características del suelo y de la cobertura vegetal. La pérdida de sedimento se calcula como la suma de la frecuencia de distribución de las tormentas mensualmente. El inconveniente es que simplifica el grupo de procesos operantes, por lo que podría no ser apropiado bajo circunstancias locales particulares.

El modelo ofrece la posibilidad de estudiar los impactos producidos por los cambios de usos del suelo, estableciendo una serie de escenarios de distinto uso, así como los impactos debidos al cambio climático, estableciendo variables climáticas futuras. En el presente proyecto sólo se tendrán en consideración los cambios en el uso del suelo.

El modelo PESERA se presenta en dos versiones:

- PESERA_VBA (excel): código de base point.
- PESERA_GRID (Fortran90): código de base grid.

En este proyecto se desarrolla la versión PESERA_GRID.

2 Objetivos

Los principales objetivos de este trabajo son:

- Resaltar la importancia de los métodos de predicción y evaluación de la erosión en la gestión integral de cuencas, de manera que la planificación hidrológica esté enlazada con políticas territoriales, forestales y agrícolas.
- Tratar de comprender los procesos y mecanismos de la erosión hídrica, para ajustar los métodos de estimación del riesgo de erosión lo más posible a las zonas de estudio y datos disponibles.
- Obtener cartografías de riesgo de erosión hídrica a partir de dos modelos distintos, un modelo clásico empírico como la ecuación USLE y un modelo físico en desarrollo como el PESERA.
- Analizar la cartografía resultante teniendo en cuenta que será necesario contrastar y validar los modelos.

3 Metodología

3.1 Zona de estudio y datos de partida

Se establece como zona de estudio la Cuenca del Carraixet. Tiene una superficie total 12.787,24 ha (Figura 1) comprendida entre las coordenadas:

X: Oeste: 707074. este: 717974.

Y: Norte: 4408720. Sur: 4387300.

Figura 1. Ubicación de la Cuenca del Carraixet.

Se encuentra en la provincia de Valencia y está enmarcada en la Cuenca hidrológica del Júcar dentro del denominado Sistema de Explotación Turia.

Este sistema comprende la cuenca del río Turia, la del Barranco del Carraixet, la del Barranco o Rambla del Poyo y las subcuencas litorales comprendidas entre el límite norte del término municipal de Puzol y la Gola de El Saler. Su superficie total es de 6.913 Km^2, los recursos hídricos totales se calculan en 634 Hm^3 de los que 83,7 corresponden a aportes por escorrentía superficial. La demanda global del sistema alcanza actualmente un valor de 685 Hm^3 anuales, que se destinan en su

mayor parte a la agricultura (466 Hm^3), al abastecimiento urbano (casi 200 Hm^3) y el resto, unos 20 Hm^3, al uso industrial.

Los datos a partir de los que se elaborará la cartografía de erosión son los recogidos en la tabla 2.

Tabla 2. Datos de partida.

Tipo de información	Fuente
Datos Climáticos: precipitación, temperatura, evapotranspiración...	Instituto Nacional de Meteorología
Mapa topográfico	Instituto Cartográfico Valenciano
Usos del Suelo	CorineLandCover.
Litología	Serie cartográfica temática nº5. Conselleriad'obrespúbliques, urbanisme i transports, Generalitat Valenciana.
Edafología	Mapas y perfiles proyecto LUCDEME

3.2 Tratamiento de la información y construcción de una infraestructura de bases de datos espaciales

3.2.1 Método USLE

A m

-Factor R: Índice de erosividad pluvial.

Wischmeier (1959) lo definió como el producto de dos características de la precipitación, la energía cinética liberada por la lluvia (E) y la intensidad máxima de la tormenta durante un intervalo de 30 minutos (I30); una vez determinados estos valores el factor R se calcula como:

$$R= E * I30/ 173.6$$

Esta fórmula es de compleja aplicación ya que, además de que son necesarios datos de intensidad de las precipitaciones que, generalmente no se encuentran disponibles en las redes pluviométricas convencionales, debe calcularse la energía cinética y la intensidad de las tormentas de forma aislada y durante un número elevado de años. La determinación de un índice que represente el efecto erosivo de las precipitaciones para su uso en la evaluación del riesgo de erosión, constituye un problema que ha llevado a distintos autores al desarrollo de diversas aproximaciones.

Fournier (1960) definió el índice de agresividad climática (IF) como la relación entre el cuadrado de la precipitación media del mes más lluvioso (Pmax, en mm) y la precipitación media anual (P, en mm). La expresión sería:

$$IF = (P_{max})^2 / P$$

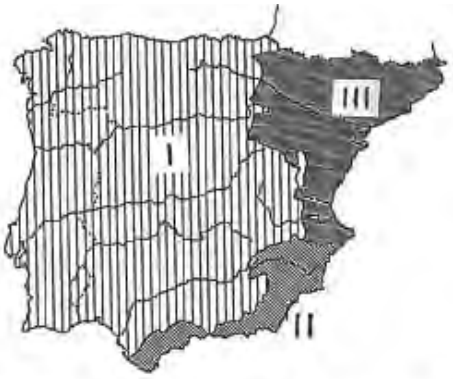
Presenta algunas restricciones tales como, que en zonas cuyo régimen pluvial presenta más de un pico mensual de precipitación, o donde los valores pluviométricos son en general elevados, el IF sólo considera el mes de mayor precipitación, despreciando los valores del resto de los meses.

Por su parte Arnoldus (1978) propuso una corrección del IF que es conocida como índice modificado de Fournier (IMF), en la que se considera no sólo la precipitación mensual del mes más húmedo, sino también la del resto de los meses (pi precipitación media mensual y Pt precipitación media anual). Se calcula de la siguiente forma:

$$IMF = \sum_{i=1} (p_i / P_t)$$

Arnoldus comprobó que el IMF se correlaciona mucho mejor que el IF con el valor de EI30 en zonas de África. Otros autores comprobaron este hecho en otras partes del mundo (Jordán y Bellinfante, 2000). Es el índice adoptado por la FAO-UNESCO.

En España el ICONA publicó el estudio “Agresividad de la lluvia en España” en el cual dividen la península ibérica en tres zonas para las que proponen las fórmulas expresadas en la figura 2.



$$I: R = e^{-0,834} (PMEX)^{1,314} (MR)^{-0,388} (F24)^{0,563}$$

$$II: R = e^{-1,235} (PMEX)^{1,297} (MR)^{-0,511} (MV)^{0,366} (F24)^{0,414}$$

$$III: R = e^{0,754} (T2)^{1,031} (T10)^{-0,828} (F)^{-0,482} (PMEX)^{1,628} (MR)^{-1,22} (MV)^{0,536} (F24)^{0,800} e^{(Z.7)(0,211)} e^{(Z.9)(-0,157)}$$

Fig. 3. Zonas en que queda dividida la Península Ibérica para el cálculo del factor R, y expresiones matemáticas correspondientes a cada una de ellas (ICONA, 1988).
PMEX: Valor medio anual de la máxima lluvia mensual (mm).
MR: Precipitación media del período octubre-mayo (mm).
F24: Valor medio de los cocientes entre la lluvia máxima en 24 horas de cada año, elevada al cuadrado, y la suma de las máximas en 24 horas de todos los meses de ese mismo año. MV:-Precipitación media del período junio-septiembre (mm). F: Valor medio del índice de agresividad de la lluvia de Fournier, como cociente entre la lluvia máxima mensual del año elevada al cuadrado y la precipitación anual de ese mismo año; T2: Lluvia máxima en veinticuatro horas con período de retorno de dos años; T10: Lluvia máxima en veinticuatro horas con período de retorno de diez años.

Figura 2. Valores del factor R de la USLE. Agresividad de la lluvia en España (ICONA 1988).

En el siguiente proyecto se aplica el Índice modificado de Fournier, ya que tras la bibliografía consultada y los datos de los que se dispone (precipitaciones medias mensuales) se considera como el más apropiado.

-Factor K: erosionabilidad del suelo.

Se define como la pérdida media anual de suelo por cada unidad de R para unas condiciones estándar. Expresa la susceptibilidad del suelo para erosionarse, es función de la textura, estructura, contenido en materia orgánica, permeabilidad y otras características edáficas. Su valor se obtiene generalmente aplicando el

nomograma que prepararon Wischmeier y Smith (1978) a partir de propiedades del suelo medidas experimentales, o con la ecuación de regresión:

$$100\ K = 10^{-4} 2.71\ M^{1.14}\ (12-a) + 4.20\ (b-2) + 3.23\ (c-3);$$

Donde:

M = (100-% arcilla) [%limo + %arena muy fina].

a = % de materia orgánica oxidable.

b = número de la clase de estructura del suelo según la codificación de la USDA:

1. grano muy fino o grumosa muy fina. (< 1mm).
2. grano fino o grumosa fina (1-2 mm).
3. grano o grumo medio (2-5mm) y granular gruesa (5-10mm).
4. laminar, masiva, prismática o en bloques muy gruesos (>10mm)

c = clase de permeabilidad de perfil según la siguiente codificación de la USDA:

1. rápida a muy rápida.
2. moderadamente rápida.
3. moderada.
4. moderadamente lenta.
5. lenta.
6. muy lenta.

Para la aplicación de estos métodos son necesarios gran cantidad de datos edafológicos de los que no disponemos. Existen distintas investigaciones (García Fayos *et al*., 1989) que buscan cuantificar el grado de relación del factor K con otras variables como litología, tipo de suelo, cobertura vegetal, uso del suelo o afección por incendio. Entre las conclusiones se apunta que, por detrás de la clara relación con el tipo de suelo, el factor K presenta también correlación con el tipo de litología y en mayor grado que las demás variables mencionadas (Zaragozí *et al*., 1998). Por ello recurriremos a la información litológica.

Se relacionan las distintas litologías presentes en la zona con los valores de erosionabilidad que indica la tabla 3.

-Factor C: cubierta vegetal y manejo de cultivos.

Representa la relación entre la pérdida de suelo con un determinado cultivo y la que se produce en ese mismo suelo desnudo. Tiene en cuenta que la eficacia de la vegetación para proteger el suelo varía de unas plantas a otras y con el momento del ciclo vegetativo a lo largo del año. Wischmeier y Smith (1978) proporcionan tablas para el cálculo del factor C para las condiciones de Estados Unidos. Los valores de C se asignaron en función de la tabla 4. a partir de las cartografías realizadas de usos del suelo.

Factor LS: topográfico.

Los factores longitud de la pendiente (L) y pendiente (S) se combinan para expresar la relación entre la pérdida de suelo en, una ladera de pendiente y longitud dada y la que se produce en las condiciones estándar de 5º y 22m (LS=1). El valor de este factor puede obtenerse a partir del nomograma de Wischmeier y Smith (1978) o aplicando la siguiente ecuación:

$$LS = (\lambda/22{,}13)^m\ (0{,}065 + 0{,}045\beta + 0{,}0065\beta^2)$$

En donde λ es longitud de la pendiente o ladera en metros, β es la pendiente en porcentaje y m es una constante que depende de la pendiente, según la tabla 5.

El factor LS será calculado aplicando la ecuación sobre el modelo digital de elevaciones.

-Factor P: prácticas de conservación.

La labranza de conservación, la rotación de cultivos, los tratamientos de fertilización y la retención de los residuos son métodos importantes en el control de la erosión, sin embargo estas prácticas se incluyen en el factor C. (Kirkby y Morgan, 1984). El aterrazado del terreno no se considera en este apartado de práctica de conservación porque es posible detectarlo a través del modelo digital del terreno, con lo que se evalúa por medio del parámetro LS. En el proyecto se da un valor de P = 1 en toda la cuenca.

Tabla 3. Conversión litología-factor K.

Rocas sedimentarias consolidadas		
SC/1	Conglomerados.	0,16
SC/1-4	Conglomerados y arcillas.	0,22
SC/10	Margas.	0,32
SC/12	Arcillas, margas, yesos.	0,30
SC/2	Areniscas.	0,18
SC/4	Arcillas.	0,28
SC/4-2	Arcillas y areniscas.	0,23
SC/5	Calcáreas.	0,14
SC/5-10	Calcáreas y margas.	0,22
SC/9	Dolomías.	0,14
SC/9-10	Dolomías y margas.	0,22
Rocas sedimentarias no consolidadas		
SI/2	Cantos y graveras.	0,24
SI/2-4	Cantos gravas y arcillas.	0,2
SI/4	Limos.	0,28
SI/4-2	Limos, gravas y cantos.	0,2

Elaborado a partir de Zaragozí *et al.* 1998.

Tabla 4.Conversión uso del suelo-factor C.

Uso del Suelo	valor C
Carrascales castellano-manchegos basófilos	0.002
Carrascales levantinos basófilos	0.002
Coscojares	0.002
Coscojares con lentisco	0.001
Bosque coníferas	0.007
Vegetación esclerófita	0.013
Cursos de agua	0
Superficie artificial	0
Cultivo arbóreo de regadío	0.04
Cítricos	0.01
Cultivo arbóreo de secano	0.08
Cultivo herbáceo de secano	0.2
Huerta	0.04
Viñedo	0.25

Elaborado a partir de Zaragocí *et al.* (1998), y Wischmeier y Smith. (1978).

Tabla 5 Valores de m.

m = 0,5 si β ≥ 5%	m = 0,4 si β entre 3-5%	m = 0,3 si β entre 1-3%	m = 0,2 si β < 1%

Fuente: Wischmeier y Smith (1978)

A

Se procedió a la generación de capas raster con resolución espacial de 20 x 20 m^2, para cada uno de los parámetros que integran la ecuación universal de pérdida de suelo.

Capa R: A partir de los datos de 50 estaciones pluviométricas, con cierta influencia en la zona de estudio, se calculó en cada una de ellas el Índice modificado de Fournier. Se obtienen valores muy bajos de erosividad (IMF< 60)[1]:

Posteriormente se procedió a la interpolación mediante el método IDW,Inverse Distance Weighted (Watson y Phillip, 1985), según el cual el "peso" de cada estación en un punto determinado disminuye frente a los demás con la distancia. De esta forma se obtuvo un mapa de isoerodientes en formato raster.

Capa K: A partir del mapa litológico, se reclasificaron las litologías conforme a la tabla 3, siendo rasterizado posteriormente, obteniéndose un mapa de erosionabilidad.

Capa C: En este estudio se consideraron cuatro escenarios distintos de usos del suelo. Cada uno de los cuales presenta un mapa de usos del suelo del específico. Se reclasificaron conforme a la tabla 4 y, finalmente, fueron rasterizados. El resultado final son cuatro mapas de cobertura-manejo de cultivos: vegetación potencial, usos 1956, usos 1978, usos 1991 y usos 1998.

Capa LS: primero se procedió a la elaboración de un modelo digital de elevaciones (MDE) a partir de la altimetría de la zona de estudio (creación de un TIN), posteriormente se calculó un mapa de pendiente en grados (derive slope).

La longitud de la pendiente (λ), se calculó trigonométricamente sobre el mapa de pendientes en grados, con la fórmula: λ= tamaño píxel/Cos pendiente.

El mapa de pendientes en porcentaje (β) se calculó a partir del mapa de pendientes en grados aplicando la fórmula: β = ((pendiente en grados) * 3,12159265358979/180) tan *100

Se reclasificó la capa de pendientes expresada en porcentaje en función de la tabla 5 para obtener el valor de m en todos los puntos.

Finalmente se obtuvo la capa factor topográfico aplicando la ecuación:

---

[1] Según la clasificación de CEC 1992 (Pascual *et al*., 2001)

$$LS = (\lambda/22{,}13)^m (0{,}065 + 0{,}045\beta + 0{,}0065\beta^2)$$

Capa P: valor de 1 en todos los puntos.

Por último se resuelve la ecuación A = R * K * LS * C *P con álgebra de mapas que multiplica las capas descritas generando un mapa de riesgo de erosión para cada uno de los escenarios contemplados (vegetación potencial, usos 1956, usos 1978, usos 1991 y usos 1998).

Para facilitar la interpretación de las cartografías resultantes, se agrupó la erosión en seis clases de acuerdo a los siguientes intervalos:

-Nula o ligera: 0-6 t/ha/año
-Baja: 6-12 t/ha/año
-Moderada: 12-25 t/ha/año
-Alta: 25-50 t/ha/año
-Muy alta: 50-100 t/ha/año
-Extrema: > 100 t/ha/año

3.2.2 Modelo PESERA

E

Nuevamente se establecen cinco escenarios distintos en función del uso del suelo: Vegetación potencial (Vegpot), usos del suelos correspondiente a los años 1956 (Usos_56), 1978 (Usos_78), 1991 (Usos_91) y 1998 (Usos_98).

En cada uno de ellos se obtienen, para cada parámetro requerido por el modelo, mapas raster en formato Grid. Por las dimensiones de la cuenca se utilizó un tamaño de píxel de 20 m de lado. Posteriormente el modelo correrá a través de la secuencia mensual de clima y calendarios agrícolas, para cada celda, hasta un ciclo anual.

Las capas de información y los parámetros requeridos para cada una de ellas son los siguientes:

-Parámetros climáticos

Componen un número total de capas de información de 96. Para cada parámetro a partir de los datos de cada estación meteorológica se interpolan los valores con el método IDW, regionalización de la variable climática, y se procede a su rasterización siendo sus principales características las mostradas en la tabla 6.

Tabla 6. Información climática requerida por el modelo PESERA.

Nombre de la capa	Rango de valores	Unidades	Número de capas	Descripción
meanrf130_	0 - 300	mm	12 (meanrf1301-meanrf13012)	precipitación media mensual
meanrf2_	0 - 50	mm	12 (meanrf21-meanrf212)	precipitación media mensual por día de lluvia
cvrf2_	1 - 10	-----	12 (cvrf21-cvrf212)	coeficiente de variación precipitación mensual por día de lluvia
mtmean_	2.4 - 18.4	ºC	12 (mtmean1-mtmean12)	temperatura media mensual
mtrange_	-32 - 37.3	ºC	12 (mtrange1-mtrange12)	rango de temperaturas mensual (max-min.)
meanpet30_	0 - 300	mm	12 (meanpet301-meanpet3012)	evapotranspiración media mensual
newtemp_	_	ºC	12 (newtemp1-newtemp12)	predicción de la temperatura futura [2]
newrf130_	_	mm	12 (newrf1301-newrf13012)	predicción de la precipitación futura [2]

-Parámetros edáficos

Componen un conjunto de seis capas de información, cuyas principales características se muestran en la tabla 7.

[2] En el caso de estudio no se consideran los escenarios de cambio climático así que su valor será igual a los valores de mtmean_ y meanrt130_ respectivamente.

Tabla 7. Información edáfica requerida por el modelo PESERA.

Nombre de la capa	Rango de valores	Unidades	Numero de capas	Descripción
crust_0702	1-5	mm	1	encostramiento
erod_0702	1-5	mm	1	erosionabilidad, sensibilidad a la erosión
sws_eff_2	0-205	mm	1	capacidad de almacenamiento de agua efectiva
p1xswap1	0-90	mm	1	agua disponible para las plantas en los primeros 300mm de suelo
p2xswap2	0-154	mm	1	agua disponible para las plantas en el suelo a la profundidad de 300mm a 1.000mm
zm	5,10,15,20,30	mm	1	escala de profundidad (función de la textura)

-Parámetros topográficos

La topografía se representa con una sola capa de información, siendo sus principales características las mostradas en la tabla 8.

Tabla 8. Información topográfica requerida por el modelo PESERA.

Nombre de la capa	Rango de valores	Unidades	Numero de capas	Descripción
std_eudem2	-----	m	1	desviación estándar de la elevación

A partir del mapa de elevaciones, formado por las curvas de nivel con valores altitudinales, se crea una red irregular de triángulos (TIN), se rasteriza y sobre él se calcula la desviación estándar de la elevación (en un círculo de 3 km de diámetro alrededor de cada celda).

-Parámetros de usos del suelo-vegetación

: Componen un conjunto de 25 capas de información, cuyas principales características se muestran en la tabla 9.

Tabla 9. Información de usos del suelo (vegetación) requerida por el modelo PESERA.

Nombre de la capa	Rango de valores	Unidades	Numero de capas	Descripción
use	-----	-----	1	tipo de cobertura del suelo o manejo
eu12crop1	-----	-----	1	cultivo dominante
maize_210c	-----	-----	1	cultivo de maíz
eu12crop2	-----	-----	1	segundo cultivo dominante
itill_crop1	1-12	-----	1	mes de plantación del cultivo dominante
itill_maize	1-12	-----	1	mes de plantación del maíz
itill_crop2	1-12	-----	1	mes de plantación del segundo cultivo dominante
mitill_1	0/1	-----	1	marcador de plantación cultivo dominante
mitill_m	0/1	-----	1	marcador de plantación maíz
mitill_2	0/1	-----	1	marcador de plantación segundo cultivo dominante
cov_	0-100	%	12 (covjan - covdec)	porcentaje de cobertura inicial
rough0	0	mm	1	capacidad de almacenamiento superficial inicial
rough_red	0/50	%	1	reducción mensual de la rugosidad superficial
rootdepth	10-1000	mm	1	profundidad de las raíces

La capa “use” se obtiene reasignado los valores de la clasificación de usos del suelo de los cinco mapas obtenidos (vegetación potencial, usos del suelo de 1956, 1978, 1991 y 1998), conforme al tipo de cubierta vegetal en superficie establecido por el modelo PESERA. La correlación entre ambas clasificaciones de usos del suelo se muestra en la tabla 10.

Se considera como cultivo dominante el peor caso posible, maíz, la capa eu12crop1 tiene valor 6 en todas sus celdas. Se considera como segundo cultivo

dominante las hortalizas, equivalente a huerta, la capa eu12crop2 tiene valor 14. Se estima que el mes de plantación es para ambos febrero, las capas itill_crop1, itill_maize, itill_crop2 tendrán valor 2 en todas sus celdas. La plantación se realiza en mitad del mes por lo que las capas mitill_1, mitill_m, mitill_2 tienen valor 1.

Tabla 10. Asignación de valores a la capa use[3].

Clasificación de usos del suelo	Clasificación PESERA	
	Código	Características
Superficie artificial	100	superficie artificial
Cultivo arbóreo regadío	222	frutales y plantación de bayas
Cítricos	222	frutales y plantación de bayas
Huerta	210	tierra cultivable
Viñedo	221	viñedo
Cultivo arbóreo de secano	223	olivar
Bosque de coníferas	310	bosque
Vegetación esclerófita	320	matorral
Cursos de agua	410	superficies de agua y tierras inundadas
Carrascales castellano manchegos basófilos	310	bosque
Carrascales levantinos basófilos	310	bosque
Coscojares	310	bosque
Coscojares con lentisco	310	bosque

Las capas cov_, rough0, rough_red y rootdepth se elaboran asignando los valores que indica la tabla 11 (Irvine y Cosmas, 2000-2003), de acuerdo a los valores que presente el parámetro cobertura de la capa use.

El resultado de todo este proceso son cinco carpetas, correspondientes a los distintos escenarios, cada una de las cuales contiene los 128 archivos grid necesarios. Se ubican en C:\vegpot, C:\usos_56, C:\usos_78, C:\usos_91 y C:\usos_98.

[3] La tabla completa aparece en Gobin *et al.* (2000-2003), Deliverable 17, pag 3.

Tabla 11. Asignación de valores capas cov_, rough0, rough_red y rootdepth.

use	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	sep	oct	nov	dec	rough0	rough_red	rootdepth
100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	0	0	10
210	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	10	50	200
221	10	10	10	20	25	30	30	30	30	20	15	15	5	0	500
222	10	10	10	20	25	30	30	30	30	20	15	15	5	0	500
223	10	10	10	20	25	30	30	30	30	20	15	15	5	0	500
231	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	5	0	300
240	50	50	50	60	70	80	90	90	60	50	45	45	5	0	300
310	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	5	0	1000
320	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	5	0	600
330	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	10
334	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	5	0	300
400	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	0	0	10

Irvine y Cosmas (2000-2003)

E m

Se procede a ejecutar el modelo en cada uno de los cinco escenarios establecidos. El programa PESERA_GRID opera en cinco etapas. Está compuesto por los ejecutables reflejados en la tabla 12 y el archivo “salflibc.dll”.

Tabla 12. Ejecutables y etapas del modelo PESERA.

Ejecutables	Etapa
xgridascii103.aml	Conversión grid a ascii
ftn_input103.exe	Preprocesado
ftn_combined_103.exe	Preprocesado
pesera_grid103.exe	Ejecución del modelo
to_grid_103.exe	Postprocesado
xasciigrid103.aml	Conversión ascii a grid

Primera etapa, conversión de las capas Grid a formato asccii (AML), se ejecuta el archivo xgridascii103.aml (ubicado en C:\ temp_ascii) en el módulo GRID de ArcinfoWorkstations con el siguiente código:

GRID: arc w c:\“nombre escenario”

GRID: &run c:\temp_ascii\xgridascii103.aml

Segunda etapa, Preprocesado, ejecución del archivo ftn_input103.exe (previamente ha sido colocado, junto con los otros archivos exe y el archivo salflibc.dll del modelo, en las carpetas escenario). El modelo pide los datos recogidos en la tabla 13 y genera el archivo ftn_input.dat. Ejecución del archivo ftn_combined_103.exe, los archivos ascii generados en la primera etapa se reformatean y combinan generando grid_data.dat, el programa corre de 1 a 128 y después de 1 a 583.695 en nuestro caso (1071 filas por 545 columnas).

Tabla 13. Variables requeridas por el modelo en la etapa de preprocesado.

Variable requerida	Descripción	Valor
Nrows	número de filas en la ventana de análisis	1071
Ncols	número de columnas en la ventana de análisis	545
Rfintrise	Predicción del cambio en la intensidad de la lluvia	0, ya que no consideramos escenarios de cambio climático.
Cellsize	resolución grid en metros	20
Xll	menor coordenada x por la izquierda	707074,299717
Yll	menor coordenada y por la izquierda	4387300
Lu_scenario	capa de cultivo dominante sobre la que ejecutamos (maize_210c, eu12crop1, eu12crop2).	2, corresponde a capa cultivo dominante
Climate_scenario	valor 0-1, respectivamente ausencia-empleo de datos de futuro escenario climático	0
Grazingpressure	presión por pastoreo en tanto por uno	0

Ejecución de la parte principal del modelo, archivo pesera_grid103.exe, el programa corre de 1 a 583.695 (filas por columnas).

Tercera etapa, Postprocesado, ejecución del archivo to_grid_103.exe, se reasigna encabezado y estructura. El programa corre de 1 a 583.695 (filas por columnas) y posteriormente de 1 a 12.

Conversión de los ficheros ascii generados a formato grid, se ejecuta el archivo xasciigrid103.aml (ubicado en C:\ temp_ascii) en el módulo GRID de ArcinfoWorkstations con el siguiente código:

GRID: arc w c:\"nombre escenario"

GRID: &run c:\temp_ascii\xasciigrid103.aml

El principal producto del modelo es la predicción del riesgo de erosión mensual y anual expresado en toneladas por hectárea, además proporciona otros parámetros recogidos en la tabla 14.

Tabla 14. Capas grid resultantes tras aplicar el modelo.

Nombre	Unidades	Numero de capas	Descripción
sedi_	t/ha	12 sedi_jan – sedi_dec)	erosión mensual
sedi_tot	t/ha	1	erosión anual
deficit_	mm	12 (deficit_jan – deficit_dec)	escorrentía
runoff_	mm	12 (runoff_jan – runoff_dec)	déficit de agua en el suelo

4 Resultados

4.1 Cartografía de análisis de erosión resultante de la aplicación de la ecuación USLE en la cuenca del Carraixet, en t/ha

4.1.1 Escenario vegetación potencial

La erosión está claramente vinculada a las zonas de máxima pendiente, como se comprueba al contrastar el mapa de erosión con el modelo digital del terreno de la cuenca (Figura 3).

4.1.2 Escenario año 1956

La erosión sigue vinculada a las mayores pendientes pero se ve agravada por los cultivos ubicados en estas, especialmente por el viñedo en pendientes de más del 27%, el cultivo arbóreo de secano en pendientes de más del 40 % y la huerta (Figura 4).

4.1.3 Escenario año 1978

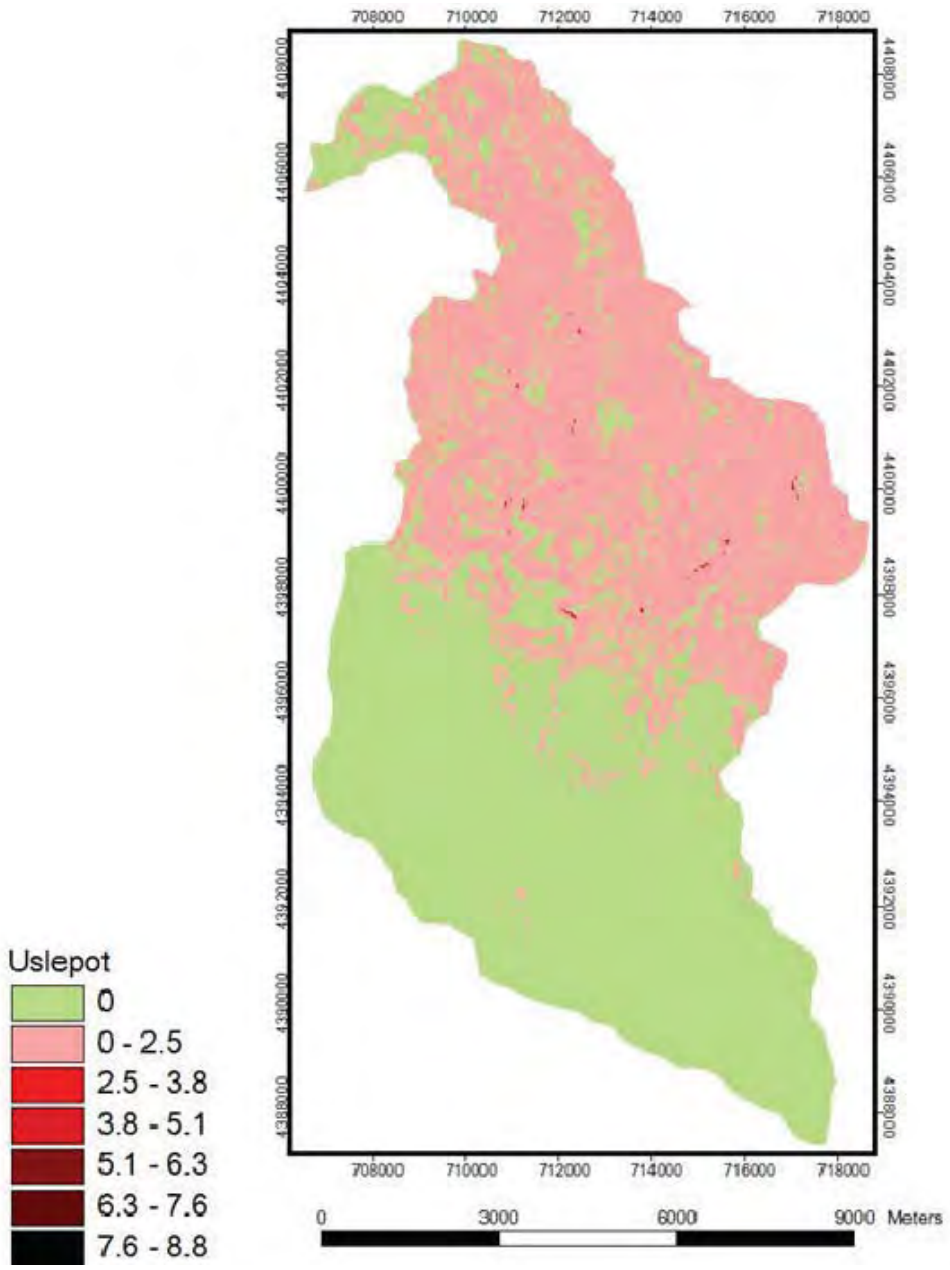
Se observa un descenso de los valores de erosión extrema y muy alta, al disminuir el cultivo de viñedo en alta pendiente y al aumento del bosque de coníferas. Pero estos descensos son compensados por los aumentos en la superficie afectada por erosión alta y moderada, parece que debido cambios en la distribución del cultivo arbóreo de secano hacia zonas con mayor pendiente, por lo que la tasa media de erosión se mantiene en torno al 0,9 t/ha (Figura 5).

4.1.4 Escenario año 1991

Aumenta la superficie sin erosión por lo que baja la tasa media. Pero vuelven a aparecer valores extremos asociados a, la redistribución del cultivo arbóreo de secano en determinados puntos (aunque en cabecera de cuenca disminuye la superficie de este cultivo en alta pendiente comparado con el año 1978), y la sustitución del bosque de coníferas por vegetación esclerófila (Figura 6).

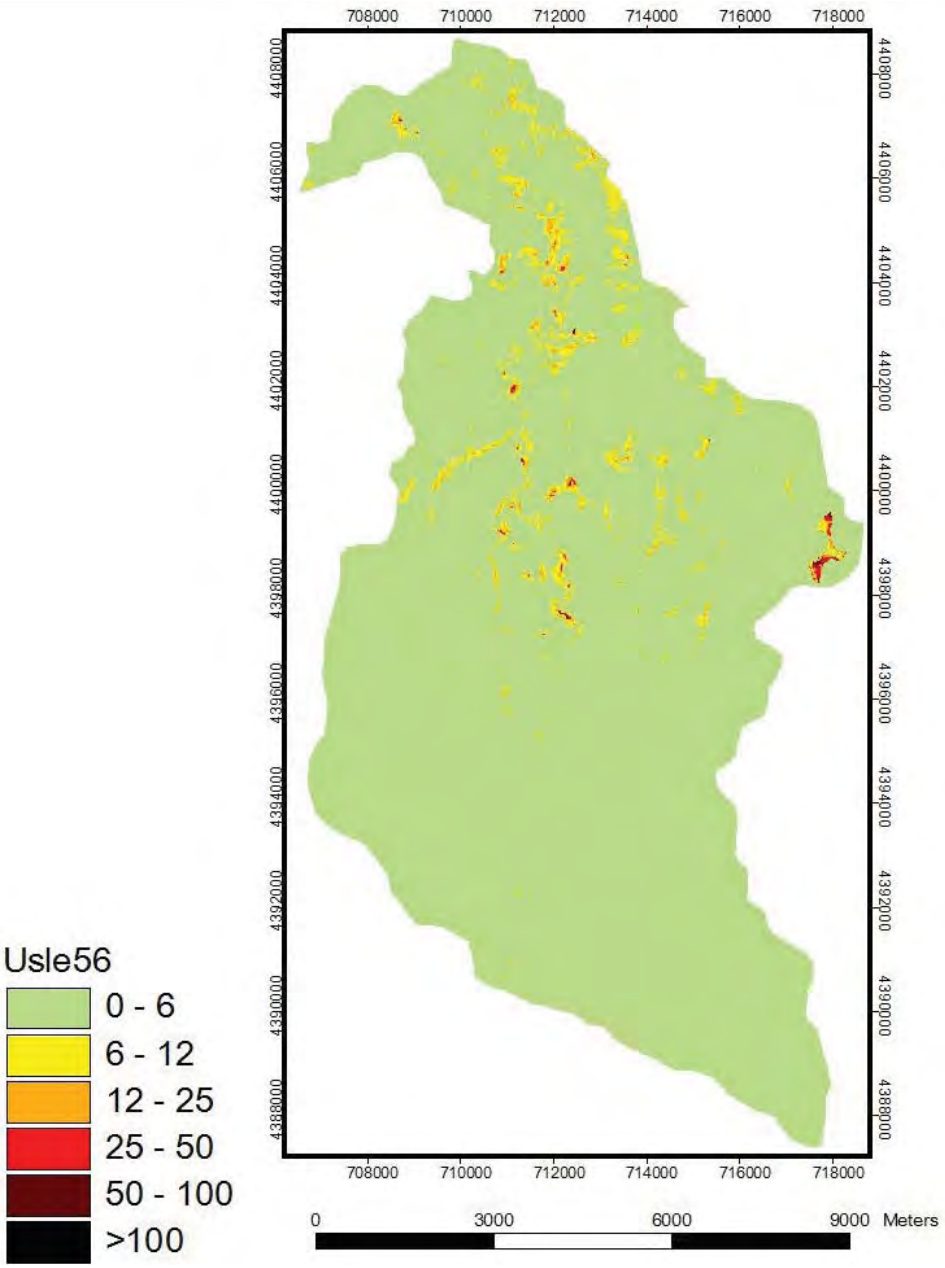
4.1.5 Escenario año 1998

Es el escenario con mayor tasa de erosión, ha disminuido muchísimo el bosque de coníferas (posiblemente a causa de los incendios) siendo sustituido por vegetación esclerófila, lo que provoca un aumento general de la superficie afectada por erosión; los valores más altos se mantienen igual que en el año 1991 (Figura 7).



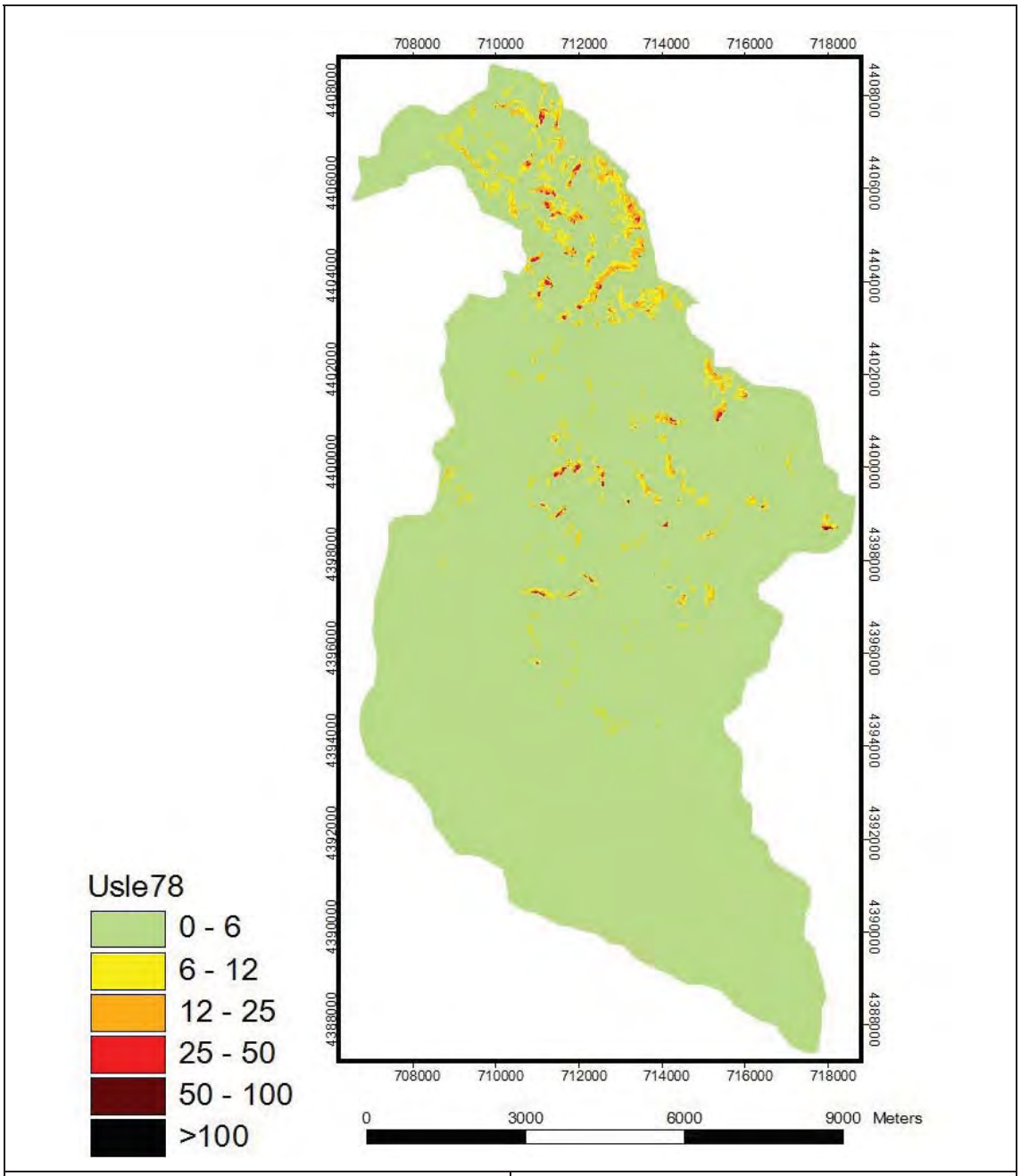
• Intervalo de valores erosión: 0-8,8 t/ha. • Superficie afectada por erosión: - Nula: 12.677,88 ha.→99,12% - Ligera: 109 ha. → 0,85% - Baja: 0,36 ha. → 0,03%	• Valor medio de erosión para toda la cuenca: 0,01 t/ha. • Volumen de suelo erosionado en la cuenca: 130,43 toneladas.

Figura 3. Distribución espacial de la erosión con el método USLE (Vegetación potencial).



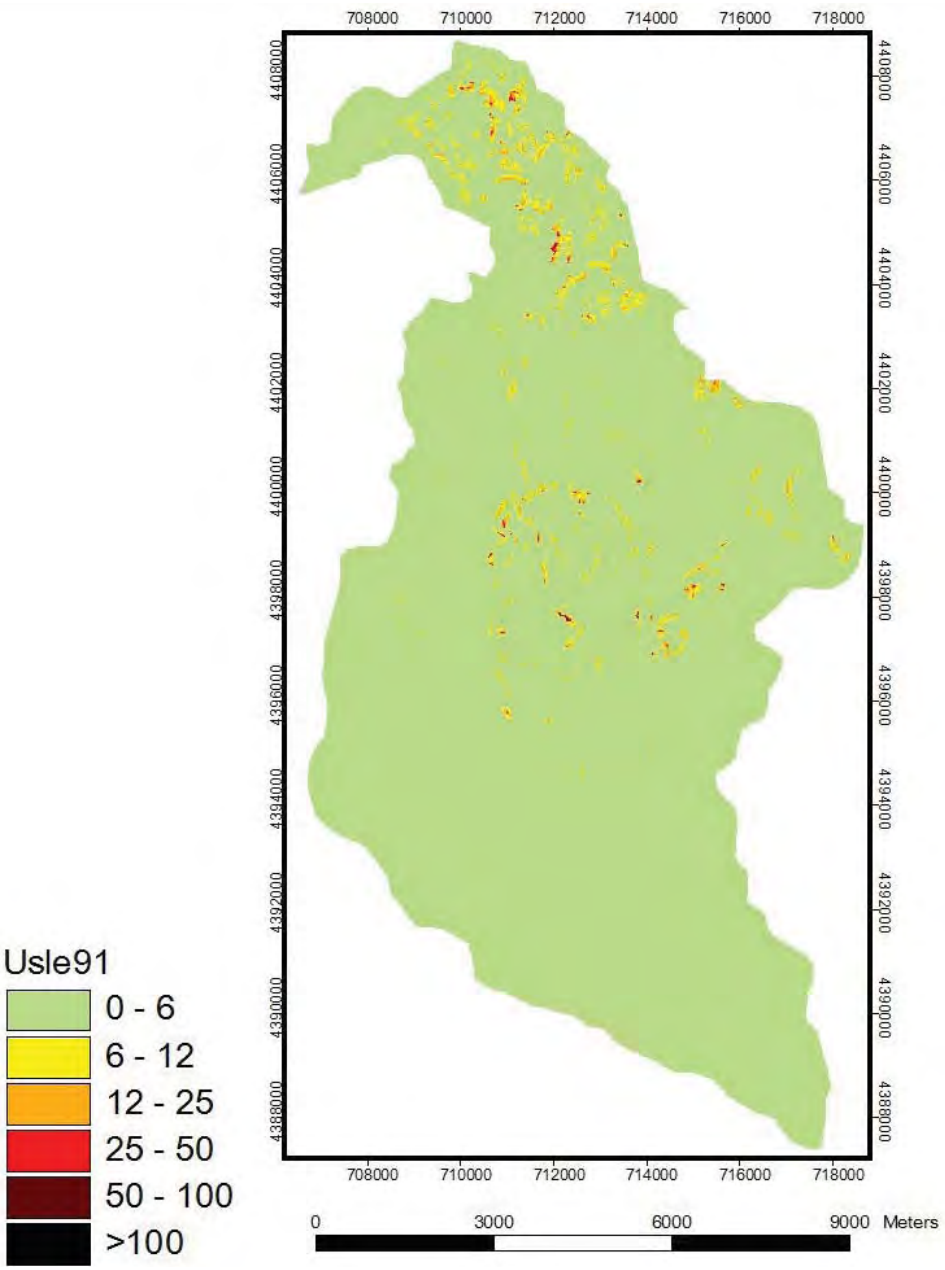
• Intervalo de valores erosión: 0-102 t/ha. • Superficie afectada por erosión: - Nula: 8.912,5 ha. → 69,7 % - Ligera: 3.332 ha. → 26,06 % - Baja: 410 ha. → 3,2% - Moderada: 111,16 ha. →0,87% - Alta: 17,3 ha. →0,14% - Muy alta: 4,24 ha. → 0,03% - Extrema: 0,04 ha. → 0,0003%	• Valor medio de erosión en toda la cuenca: 0,94 t/ha. • Volumen de suelo erosionado en la cuenca: 12.020 toneladas.

Figura 4. Distribución espacial de la erosión con el método USLE (Usos del suelo en 1956).



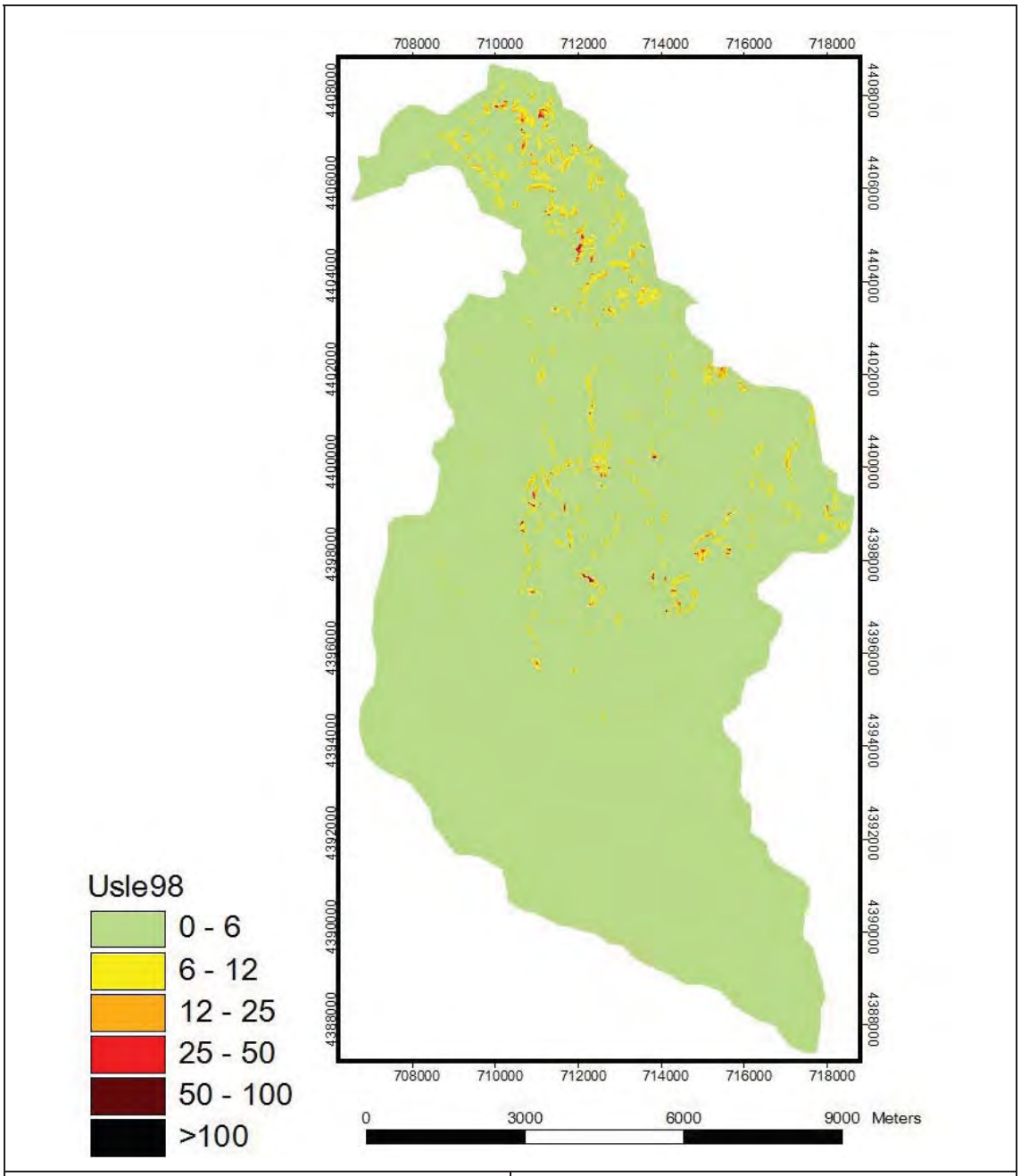
• Intervalo de valores erosión: 0 -89 t/ha. • Superficie afectada por erosión: - Nula: 9.441 ha. → 73,8 %. - Ligera: 2.785 ha. → 21,8 %. - Baja: 337,2 ha. → 2,64 %. - Moderada: 193 ha. → 1,51 %. - Alta: 30 ha. → 0,24 %. - Muy alta: 1,24 ha. → 0,01 %.	• Valor medio de erosión para toda la cuenca: 0,92 t/ha. • Volumen de suelo erosionado en la cuenca: 11.764,3 toneladas.

Figura 5. Distribución espacial de la erosión con el método USLE (Usos del suelo en 1978).



• Intervalo de valores erosión: 0-108 t/ha. • Superficie afectada por erosión: - Nula: 9.195 ha. → 72 %. - Ligera: 3.199 ha. → 25 %. - Baja: 272,32 ha. → 2,1 %. - Moderada: 106,2 ha.→0,8 %. - Alta: 13,8 ha. → 0,1 %. - Muy alta: 0,88 ha. →0,007 %. - Extrema: 0.04 ha. → 0,0003 %.	• Valor medio de erosión para toda la cuenca: 0,78 t/ha. • Volumen de suelo erosionado en la cuenca: 9.974 toneladas.

Figura 6. Distribución espacial de la erosión con el método USLE (Usos del suelo en 1991).



• Intervalo de valores erosión: 0-108 t/ha. • Superficie afectada por erosión: - Nula: 8.521,3 ha.→66,65 %. - Ligera: 3.800,7 ha. → 29,7 %. - Baja: 339,2 ha. → 2,66 %. - Moderada: 111,26 ha. → 0,86 %. - Alta: 13,82 ha.→0,11 %. - Muy alta: 0,92 ha. → 0,007 %. - Extrema: 0,04 ha. →0,0003 %.	• Valor medio de erosión para toda la cuenca: 0,96 t/ha. • Volumen de suelo erosionado en la cuenca: 12.275,7 toneladas.

Figura 7. Distribución espacial de la erosión con el método USLE (Usos del suelo en 1998).

4.2 Cartografía de análisis de erosión resultante de la aplicación del modelo PESERA en la cuenca del Carraixet, en t/ha

4.2.1 Escenario vegetación potencial

La erosión parece estar relacionada principalmente con las propiedades del suelo, en concreto con la capacidad de almacenamiento de agua y la erosionabilidad, como se comprueba al contrastar el mapa de erosión con los mapas de capacidad efectiva de almacenamiento del suelo y de erosionabilidad.

4.2.2 Escenario año 1956

Los valores de erosión se corresponden a las hectáreas de huerta que se encuentran en la parte central de la cuenca. En ellas se distinguen dos grados de erosión que dependen de las propiedades de suelo, las hectáreas con tasa de erosión de 6-12 t/ha están sobre un suelo con mayor capacidad de almacenamiento de agua, 123mm, frente a los 81mm de las hectáreas con tasa 12-25 t/ha.

4.2.3 Escenario año 1978

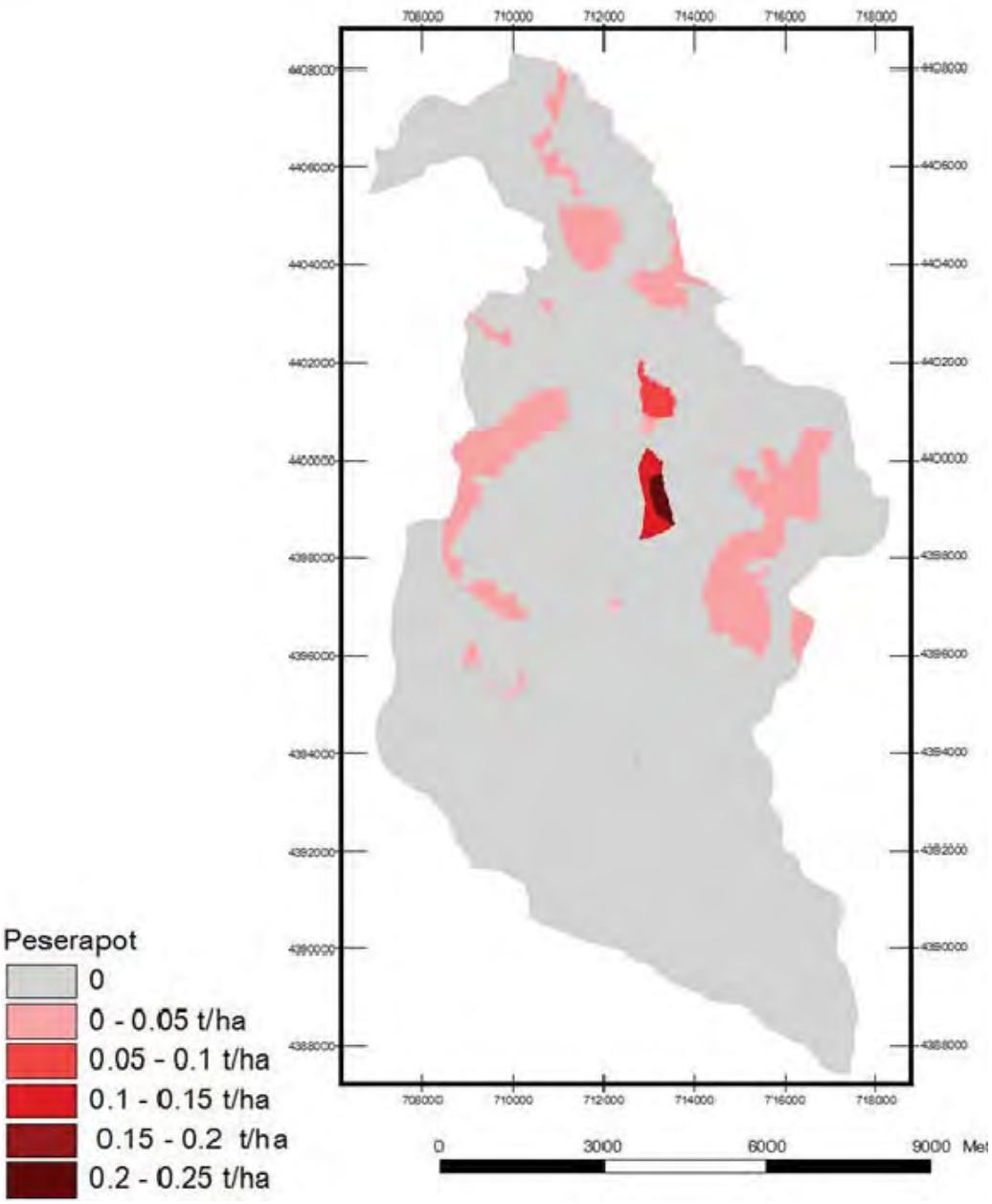
De nuevo los valores de erosión están vinculados a las hectáreas de huerta, los valores más altos pertenecen a la superficie sobre suelo con erosionabilidad 3mm y menor capacidad de almacenamiento de agua. Resulta ser el año con mayor tasa de erosión media y coincide que es el año con mayor superficie dedicada a huertas.

4.2.4 Escenario año 1991

La erosión está asociada a las zonas de huerta, los valores más altos se producen al combinarse bajas capacidades de almacenamiento con alta erosionabilidad del suelo.

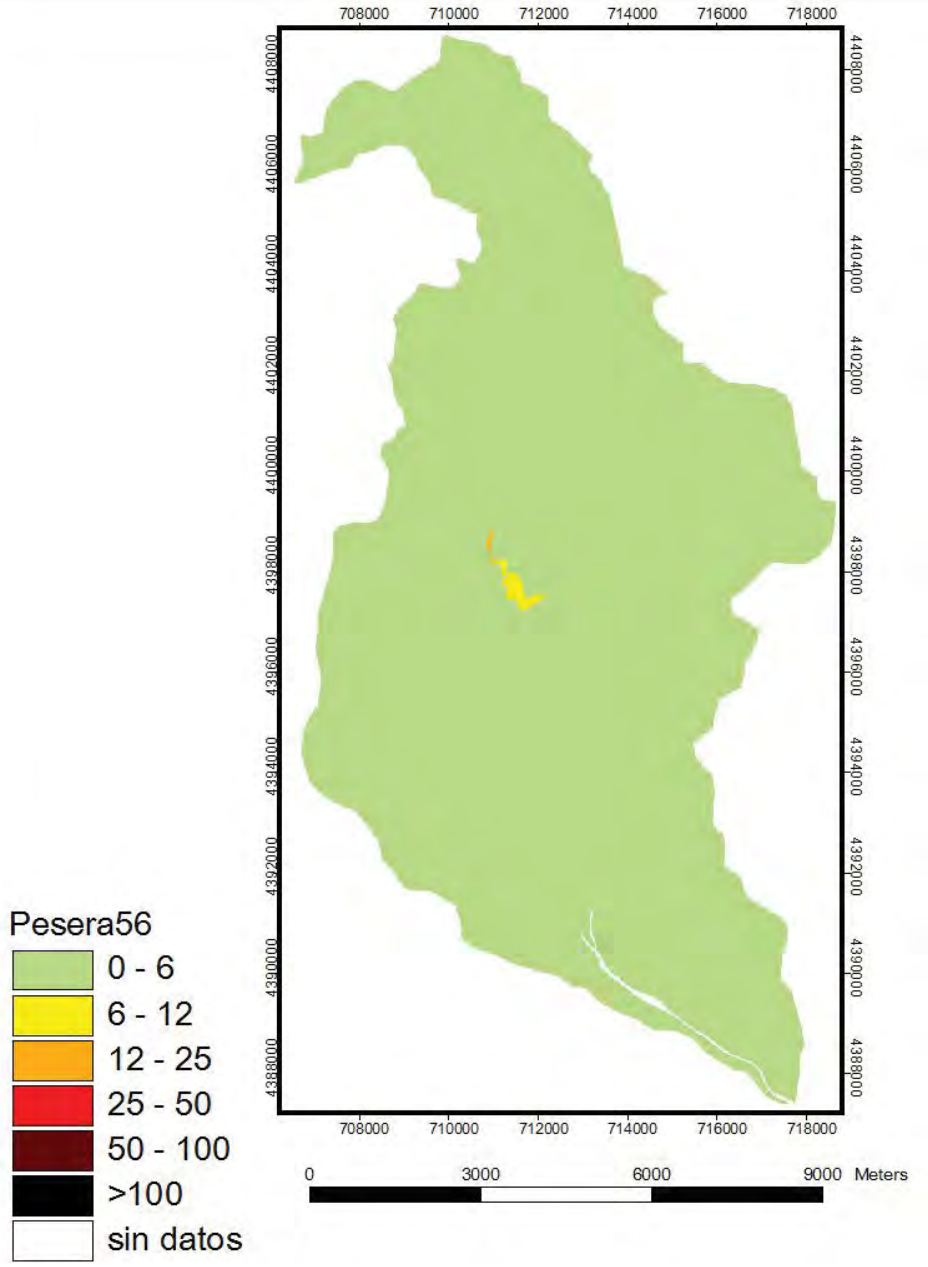
4.2.5 Escenario año 1998

Escenario prácticamente igual al del año 1991 pero con menor tasa de erosión debido a la disminución de la superficie de huerta.



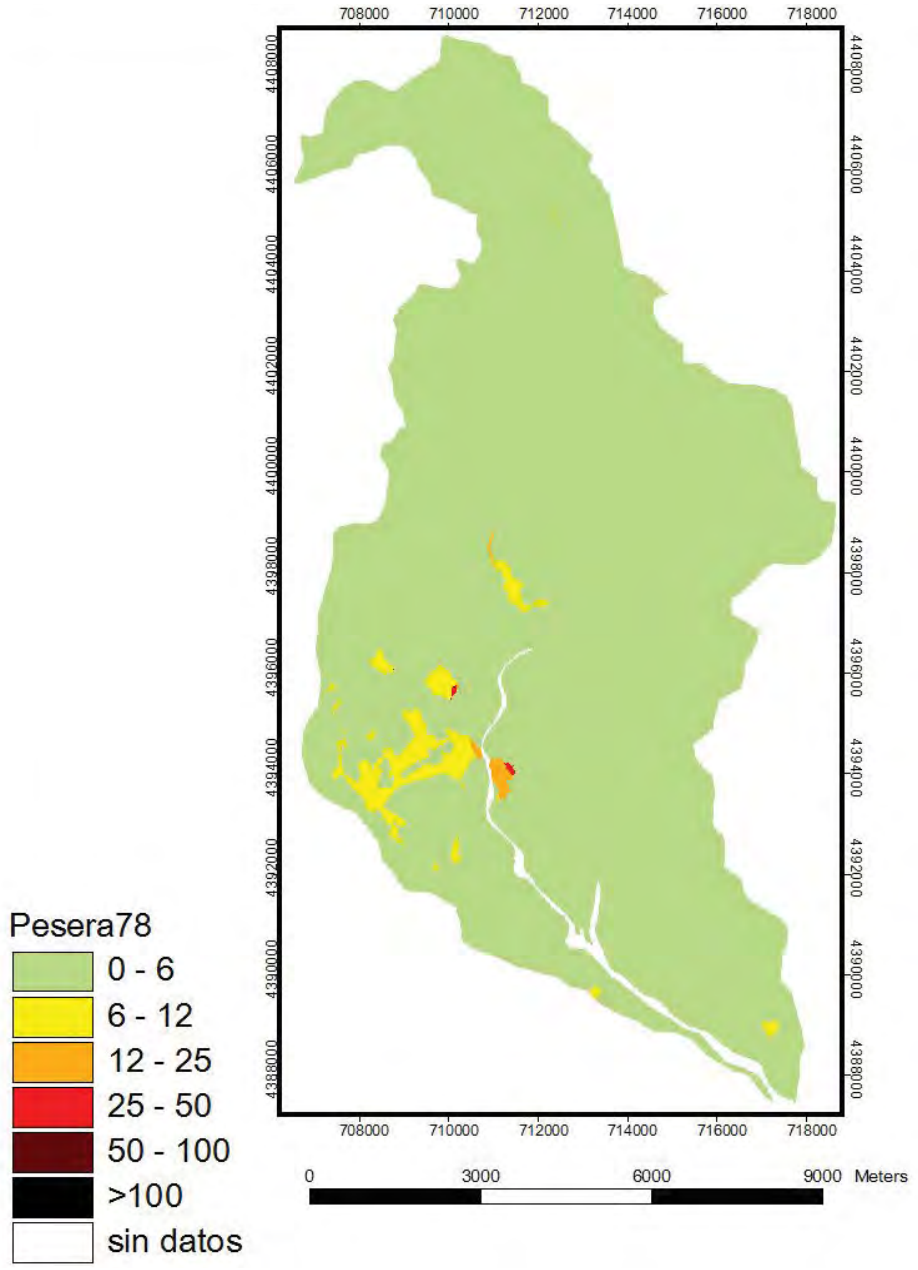
- Intervalo de valores erosión: 0 - 0,225 t/ha.
- Superficie afectada por erosión:
  - Nula: 12.787,24 ha. → 100%.

Figura 8. Distribución espacial de la erosión con el método PESERA (Vegetación potencial).



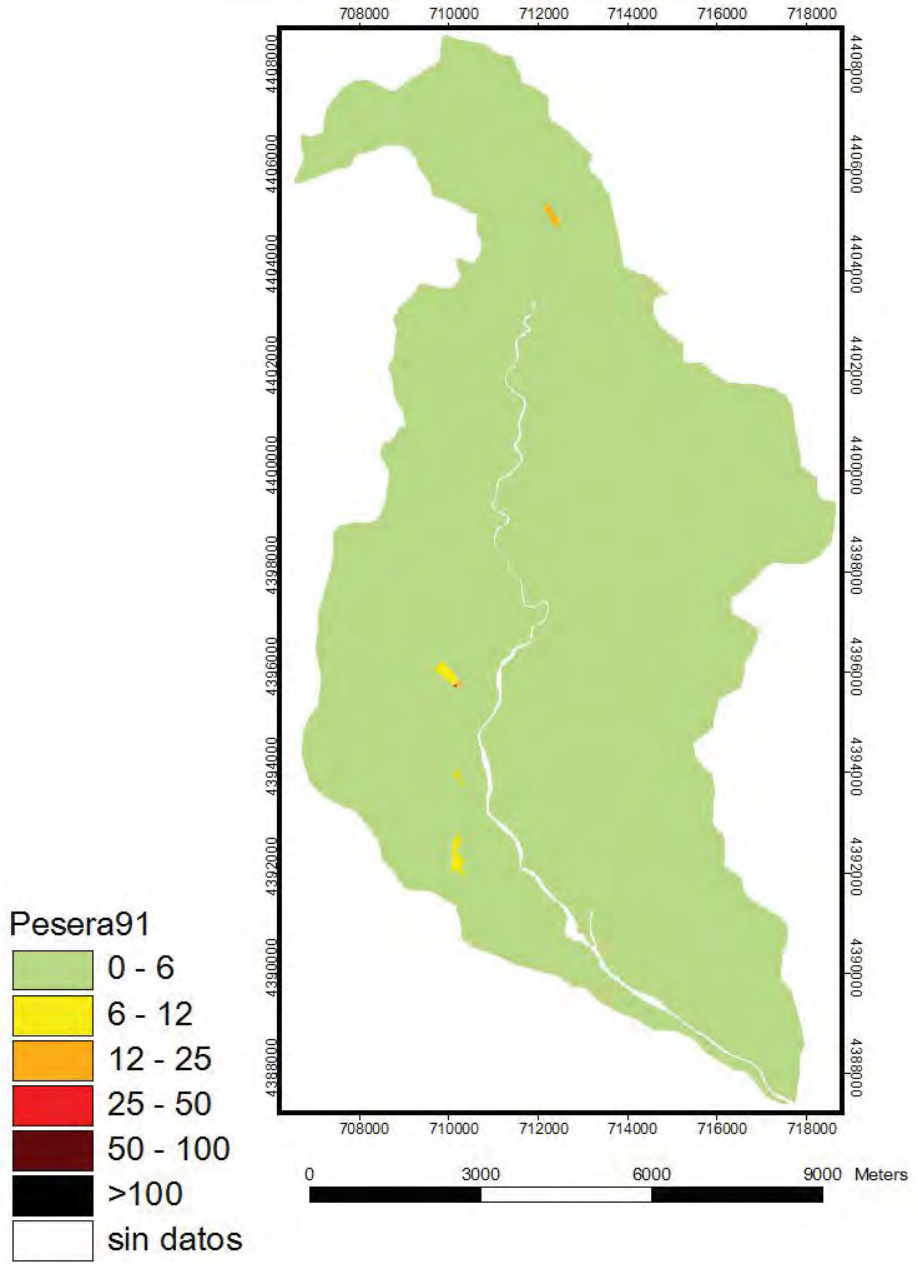
• Intervalo de valores erosión: 0 - 15 t/ha. • Superficie afectada por erosión: - Nula: 12.650,4 ha. → 99 %. - Ligera: 67,7 ha. → 0,5%. - Baja: 28 ha.→0,2%. - Moderada: 5,04 ha.→0,04 %. -Sin datos: 36,12 ha (0,26%), pertenecen a los cursos de agua.	• Valor medio de erosión para toda la cuenca: 0,038 t/ha. • Volumen de suelo erosionado en la cuenca: 486,16 toneladas.

Figura 9. Distribución espacial de la erosión con el método PESERA (Usos del suelo en 1956).



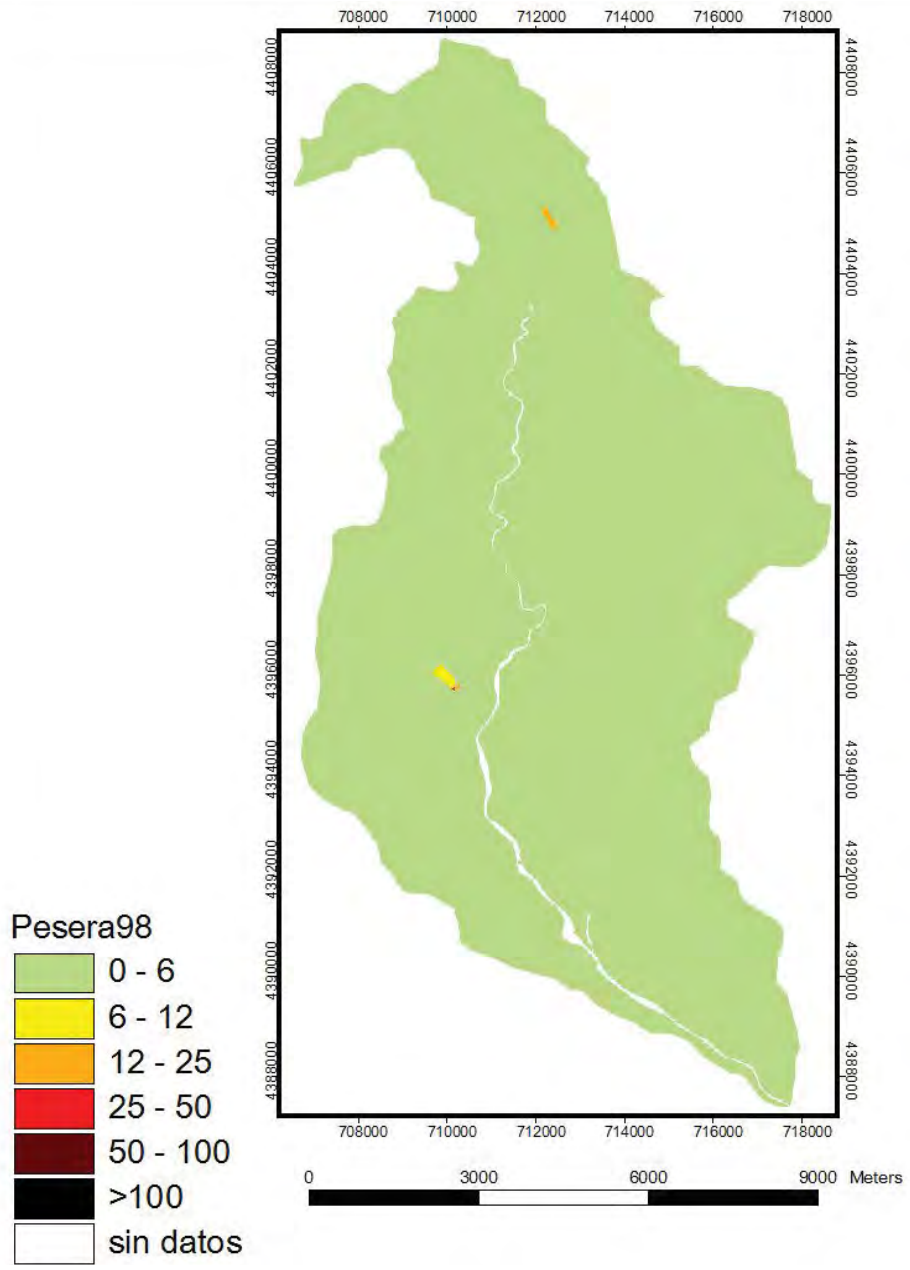
• Intervalo de valores erosión: 0 - 43 t/ha. • Superficie afectada por erosión: - Nula: 11.913,1 ha. → 93,1 %. - Ligera: 341,6 ha. → 2,7 %. - Baja: 336,24. → 2,64 %. - Moderada: 34,4 ha. → 0,27 %. - Alta: 7,44 ha.→ 0,07 %.	-Sin datos 154,5 ha (1,22%), pertenecen a los cursos de agua • Valor medio de erosión para toda la cuenca: 0,32 t/ha. • Volumen de suelo erosionado en la cuenca: 4.042,5 toneladas.

Figura 10. Distribución espacial de la erosión con el método PESERA (Usos del suelo en 1978).



• Intervalo de valores erosión: 0 - 43 t/ha. • Superficie afectada por erosión: - Nula: 12.459,04 ha. → 97,4 %. - Ligera: 167,96 ha. → 1,3 %. - Baja: 31,72 ha. → 0,26 %. - Moderada: 6,08 ha. → 0,06 % - Alta: 0,24 ha. → 0,002 %.	- Sin datos 122,2 ha. (0,97%), pertenecen a los cursos de agua. • Valor medio de erosión para toda la cuenca: 0,055 t/ha. • Volumen de suelo erosionado en la cuenca: 696,5 toneladas.

Figura 11. Distribución espacial de la erosión con el método PESERA (Usos del suelo en 1991).



• Intervalo de valores erosión: 0-43 t/ha. • Superficie afectada por erosión: - Nula: 12.499,32 ha. → 97,7 %. - Ligera: 149,32 ha. → 1,17 %. - Baja: 9,8 ha. → 0,08 %. - Moderada: 6,08 ha. → 0,06 %. - Alta: 0,24 ha. → 0,002 %. -Sin datos 122,48 ha (0,97%), pertenecen a los cursos de agua.	• Valor medio de erosión para toda la cuenca: 0,038 t/ha. • Volumen de suelo erosionado en la cuenca: 481,26 toneladas.

Figura 12. Distribución espacial de la erosión con el método PESERA (Usos del suelo en 1998).

Como se ha comentado anteriormente el modelo PESERA genera también cartografía de erosión mensual. Se presentan a continuación, en la figura 13, los mapas mensuales de riesgo de erosión para el escenario de 1978, por ser este el que presenta mayores tasas erosivas con este modelo.

Se observa que los mapas de erosión anuales enmascaran tasas de erosión elevadas como las de los meses de agosto, septiembre, octubre y noviembre, sobre todo en climas con fuertes contrastes como el mediterráneo (cambios en las precipitaciones, temperatura, coberturas vegetales).

La erosión está vinculada fundamentalmente a las huertas pero es evidente que en el mes de octubre, mes con mayor índice de concentración de las precipitaciones, aparece erosión sobre superficie artificial y es también el mes que presenta el valor máximo de erosión, y la mayor superficie afectada pero no la tasa media de erosión más alta (una parte importante de la erosión es menor de 6 t/ha). Los meses con tasa media de erosión más alta y con mayor volumen de suelo erosionado son septiembre y agosto.

En zonas de clima mediterráneo probablemente sea más adecuado un análisis de la erosión mensual en vez de las síntesis anuales que, indefectiblemente, llevan a generalizar y matizar las precipitaciones más intensas de los meses erosivos.

4.3 Modelo USLE versus modelo PESERA: tasas y representación espacial de la erosión

Dos son las principales diferencias encontradas de manera sistemática en la representación de la erosión entre ambos modelos. Una de ellas tiene que ver con que el modelo USLE da siempre tasas de erosión mayores que el PESERA (naturaleza empírica del primero enfrentada a la base física del segundo). Baste como ejemplo el escenario de vegetación potencial en el que el modelo USLE llega a multiplicar por 35 los valores más alto ofrecidos por el modelo PESERA.

La distinta naturaleza conceptual de los modelos queda expresada por la representación espacial de la erosión: la ecuación de la USLE es más sensible a los factores topográficos, mientras que PESERA tiene más en cuenta la vegetación.

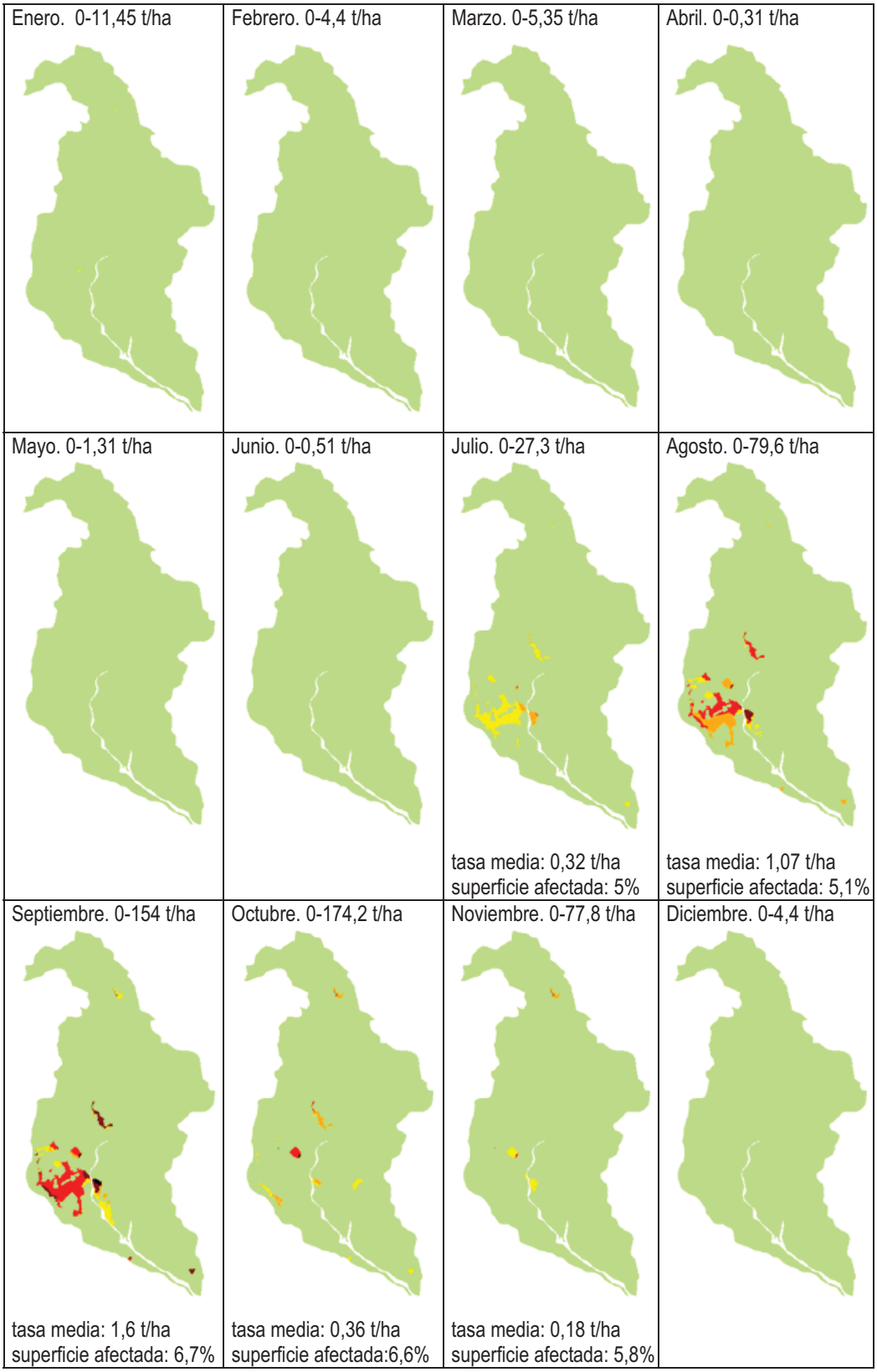


Figura 13. Mapas PESERA de erosión mensual para el escenario 1978.

10 Conclusiones

En la ecuación USLE la tasa de erosión está condicionada en gran medida por la pendiente del terreno, los valores obtenidos dependen de la cobertura que esté ubicada en las zonas de mayor pendiente, en el resto de la cuenca no se observan cambios significativos al variar la cubierta vegetal.

Como consecuencia el cálculo del factor LS (pendiente y longitud de la pendiente) tiene gran importancia sobre el resultado final, la longitud de la pendiente se puede calcular de otras formas distintas a la manejada en este proyecto. El método que se ha empleado no distingue las pendientes que pueden generar escorrentía de las que no, para tratar de solucionar esto se puede estimar la longitud de la pendiente con otras variables como longitud del flujo o acumulación de flujo.

El factor prácticas de cultivo, que no hemos tenido demasiado en cuenta, permite disminuir los valores de erosión sobre todo, al cultivar en zonas de elevada pendiente. Sería recomendable que se contemplaran otras prácticas de conservación además de las que prevé el método USLE: cultivo a nivel, cultivo en fajas y terrazas o bancales.

Estos métodos son poco útiles si no son adecuadamente calibrados y validados para las condiciones locales, particularmente los métodos más empíricos como el USLE (Wischmeier y Smith, 1978).

En la cartografía de riesgo de erosión USLE el escenario con mayor tasa de erosión es el correspondiente al año 1998, se relaciona fundamentalmente con la sustitución del bosque de coníferas por vegetación esclerófita.

A partir de una serie de elementos en común tratados de distinta manera se generan dos cartografías diferentes, se comprueba que a partir de los mismos datos se obtienen resultados distintos en función del modelo empleado, de nuevo se pone de manifiesto la necesidad de calibrar los modelos y adaptarlos a las condiciones regionales. Los valores de erosión estimados con la ecuación USLE son mayores que los obtenidos tras aplicar el modelo PESERA.

El modelo PESERA parece relacionar en gran medida la tasa de erosión con las características del suelo, especialmente erosionabilidad y capacidad de

almacenamiento, los valores de erosión están vinculados al uso del suelo, denominado en el modelo, "tierra de cultivable" (arable land, valor 210) denominación que incluye las categorías 211 y 212 del CorineLandCover y en ella se ha incluido la cobertura huerta (214).

En la cartografía de riesgo de erosión PESERA el escenario con mayor tasa de erosión es el correspondiente al año 1978, año en el que mayor superficie es destinada al uso huerta.

Es necesario seguir trabajando en la estimación de los parámetros, ajuste de los modelos y calibrado con datos reales, para desarrollar métodos de evaluación del riesgo de erosión hídrica en el área mediterránea lo más ajustados a la realidad.

Bibliografía

Arnoldus, H.M. (1978). An aproximation of the rainfall factor in the Universal Soil Loss Equation. En: De Boodst, M., Gabriels, D. (eds.) Assessment of erosion:127-132. John Wiley y Sons, Inc. Chichester, Gran Bretaña.

Garcia Fayos, P., Hernandez, J.A., Rubio, J.L. (1989). Relaciones entre parámetros ambientales y erosionabilidad en suelos de las comarcas de Ayora y Hoya de Buñol (Valencia). En: Actas II Jornadas de Ecología: Bases Ecológicas para la Gestión Ambiental, Zaragoza, junio 1988. Options Mediterranéennes (Sèrie A: Seminaires) 3: 327-330.

Forster, D-L-, Bardos, C.P., Southgate, D.D. (1987): Soil erosion and water treatment costs. Journal of Soil and Water Conservation 42: 349.352.

Fournier, F. (1960). Climat et érosion. Ed. Presses Universitaires de France. París.

Gobin, A.; Daroussin, J.; Jones, R. (2000-2003). Deliverable 17.Pan-european soil erosion risk assessment.

ICONA (1988). Agresividad de la lluvia en España. Valores del factor R de la ecuación universal de pérdidas de suelo. Servicio de publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Ed. Ariel, S.A. Barcelona, Madrid.

Irvine, B. y Cosmas, C. (2000-2003). Peserauser's manual. Deliverable 15. Pan-european soil erosion risk assessment.

Jordán, A. Bellinfante, N. (2000).Cartografía de la erosividad de la lluvia estimada a partir de datos pluviométricos mensuales en el Campo de Gibraltar (Cádiz). Edafología 7: 83-92.

Kirkby, M.J., Morgan, R.P.C. (1984). Erosión de suelos. Ed. Limusa, México D. F.

Kirkby, M.; Gobin, A.; Irvine, B. (2000-2003). Pesera model strategy, land use and vegetation growth. Deliverable 05. Pan-europeansoilerosionriskassessment.

Magíster, M. (1973): Apuntes de conservación de suelo. ETSIA, UPM, Madrid.

Pascual Aguilar, J.A; Añó Vidal C.; Sánchez Díaz J.; Masiá Mira F.J., Arnau Rosalén E. (2001). Valoración de la idoneidad de los índices PCI y MFI para estimar la concentración y agresividad de las precipitaciones en la comunidad Valenciana. Cuaternario y Geomorfología 15(3-4): 77-84.

Pérez Lluch, C.; Rasal, M.; Recatala, L.; Caselles, V.; Sánchez, J.; Ferrer, L.; Calvo, A. (2003). Métodos y modelos de evaluación de la erosión hídrica: una revisión de las variables consideradas como base para un planteamiento sistémico en el ámbito mediterráneo. Revista Internacional de Sistemas 12: 39-50.

Porta, J.; López-Acevedo, M., Roquero, C. (1999). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa, Madrid.

Watson, D.F., Philip, G.M. (1985). A Refinement of Inverse Distance Weighted Interpolation, Geo-Processing 2: 315-327.

Wischmeier, W.H. (1959). A rainfall erosion index for a Universal Soil-Loss Equation. Soil Science Society Proceedings 23:246-249.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1960). A Universal Soil Loss Ecuation To Guide Conservation Farm Planning. En: 7th International Congress of Soil Science , Madison., U.S.A.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1978). Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning. Agriculture handbook No. 537. U.S. Department of Agriculture, Washington D.C.

Zaragozí, B.; Diez Lorente, S.; Fernández Moreno, M. (1998). Tratamiento espacial de los desprendimientos de laderas en ambientes semiáridos mediante sistemas de información geográfica. Universidad de Alicante.

Mapa de la depuración de aguas residuales en España

***D. Mostaza Colado*[a], *F. Carreño Conde*[b]**

[a]Máster en Hidrología y Gestión de los Recursos Hídricos, Universidad de Alcalá, 28871, Alcalá de Henares, Madrid, España
[b]Instituto IMDEA Agua C/. Punto Net, 4 2º piso, edificio ZYE, 28805, Alcalá de Henares, Madrid, España

Resumen

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son una herramienta de gran utilidad para la gestión de las aguas procedentes de depuradoras (EDARs). El empleo de bases de datos relacionales junto con estos sistemas hace que se sume la información geo-referenciada de los puntos de vertidos y EDARs con el seguimiento del control de la calidad de las aguas depuradas. De esta manera es posible analizar espacialmente parámetros de calidad de aguas ya tratadas.

Con esta información se pueden tomar decisiones sobre futuros uso del agua regenerada y posibles afecciones de ésta al medio ambiente (suelo y masas de agua). El empleo de esta base de datos junto con cartografía básica del medio físico facilita la gestión y ubicación de futuras EDARs y permite controlar el funcionamiento en el tiempo de las mismas para que se ajusten a las especificaciones marcadas por la legislación vigente.

Palabras clave: SIG, EDAR, gestión, base de datos, calidad

Abstract

Geographic Information Systems (GIS) are a useful tool in treated wastewater management from wastewater treatment plants (WWTPs).The use of relational databases with these systems makes geo-referenced information available to join the points with WWTP discharges and monitoring quality control of treated water. In this way it is possible to spatially analyze water quality parameters.

With this information decisions can be taken about future uses of reclaimed water and possible effects of this on the environment (soil and water bodies). The use of this database with basic mapping facilitates the physical location and management of future WWTPs. It also allows controlling the WWTPs operation to conform to the specifications set by law.

Keywords: GIS, WWTP, management, data base, quality

1 Introducción

El agua, como recurso renovable, posee la capacidad de regenerarse de manera natural a través del ciclo hidrológico. Cuando la tasa de renovación natural del agua se ve superada por el uso que el hombre hace de ésta, surgen los problemas de contaminación (Balairón Pérez, 2002). El desarrollo del urbanismo y la industria en las últimas décadas ha supuesto un incremento de la presión que el ser humano ejerce sobre el agua. La gestión de las aguas residuales urbanas, agrícolas e industriales debe contemplar el empleo de EDARs (Estaciones Depuradoras de Agua Residual) (Figura 1) para reducir su carga contaminante antes del vertido al medio receptor, donde continuarán con el proceso de autodepuración natural. De esta manera se pretende reducir en gran parte el impacto del vertido en el medio natural (cauces, lagos y masas de agua).

La elevada heterogeneidad de las aguas residuales (en parte debido a los diferentes orígenes (Figura 1) hace que su composición contaminante varíe significativamente. Como consecuencia de ello, el tratamiento en la EDAR puede no llegar a ser del todo efectivo y los efluentes depurados contienen por lo general sustancias no biodegradables, contaminantes emergentes o nutrientes (como fosfatos y nitratos) que favorecen la eutrofización de masas de agua.

De esta problemática surge la necesidad de controlar los parámetros de contaminación y calidad de los vertidos, para asegurarse que el impacto en el medio receptor es el menor posible o incluso positivo (mediante la remediación de impactos negativos). Dentro de los posibles usos que se le puede dar a un agua residual depurada (agua regenerada), la Ley 1620/2007 (BOE, 2007) contempla la reutilización de ésta para otros usos.

La recarga de acuíferos con aguas regeneradas es una práctica recomendable en un país como España, donde el volumen de agua reutilizada en el periodo 2005-2007 fue de fue de 368,2 Hm^3/año; lo que supone un 10,6% del total de agua tratada, y de 447,34 Hm^3 en 2008 (Iglesias *et al*., 2010) y donde existen 51 unidades acuíferas declaradas como sobreexplotadas por el Gobierno (Custodio, 2002). Experiencias piloto como la recarga artificial de agua regenerada procedente de la EDAR Depurbaix en el Delta del Río Llobregat para combatir la intrusión marina, han

demostrado que se puede lograr el descenso de la salinidad en el agua subterránea de ciertas zonas de la masa de agua afectada (Candela *et al*., 2012).

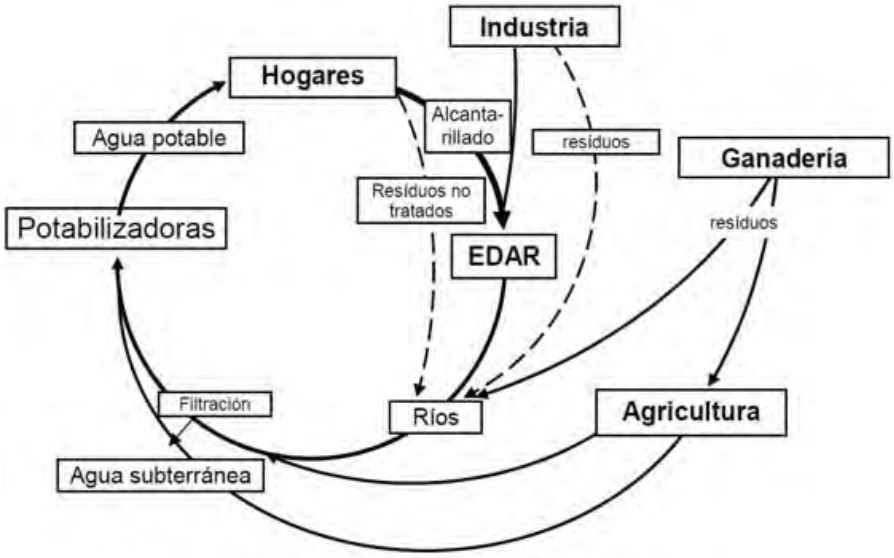


Figura 1. Esquema del ciclo del agua con los principales puntos de Hogares e industrias generan contaminación puntual, ganadería y agricultura generan contaminación difusa. entrada de contaminantes. (Tomada de Barceló y López de Alda, 2008)

En la actualidad, la escasez de agua en algunas zonas de España y particularmente en la región del Mediterráneo ha impulsado estas aplicaciones (Illueca Muñoz *et al.*, 2008). Las aguas regeneradas pueden emplearse, además, para fines como el riego, la recarga artificial de acuíferos o la recuperación parcial de los costes asumidos en el proceso de depuración (Casas *et al*., 2011), según señala en su artículo 9 la Directiva Marco del Agua 2000/60/CEE (DOCE, 2000): "los Estados miembros tendrán en cuenta el principio de la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua, incluidos los costes medioambientales y los relativos a los recursos".

El problema que se plantea en este tipo de usos del agua regenerada deriva de la restrictiva legislación al respecto aplicable en España, el Real Decreto 1620/2007 (BOE, 2007). Esta normativa fija los supuestos en los que se permite emplear aguas regeneradas y los criterios de calidad que deben cumplir, por lo general bastante exigentes, lo que obliga a la instalación de tratamientos terciarios en las EDARs. Por

ello, los posibles usos dependerán del proceso de depuración empleado y de la carga contaminante que permanezca en el agua.

Los principales contaminantes presentes en un agua residual son la materia orgánica (biodegradable y no biodegradable), así como sustancias inorgánicas nitrogenadas y fosfatadas que tienen potencial para eutrofizar el medio natural. El fósforo, en forma de fosfatos generalmente, es el factor clave en los procesos de eutrofización (Gao *et al*., 2009) puesto que favorece el crecimiento de microorganismos, algas y especies vegetales que consumen el oxígeno disuelto en las masas de agua naturales.

Además de los contaminantes descritos anteriormente, existen otro tipo de sustancias conocidas como contaminantes emergentes que también están presentes en las aguas residuales y depuradas. Se tratan de compuestos de difícil eliminación y están reconocidos como un reciente problema en los tratamientos terciarios de las EDARs (Martin *et al*., 2003, en Manahan, 2007) La eliminación de estos compuestos de las aguas residuales es más complicada que en el caso anterior, dada la elevada heterogeneidad de su formulación química (hormonas sintéticas y productos farmacéuticos de uso doméstico, así como sus metabolitos; productos químicos de uso industrial y doméstico).

La problemática que presentan estos contaminantes emergentes es que no se conoce con exactitud los efectos adversos de su vertido al medio ni los derivados del uso de aguas regeneradas de manera continua con concentraciones de los mismos. Este tipo de contaminación se atenúa a niveles de traza por dilución en masas de agua, adsorción en sólidos en suspensión y sedimentos, así como por fotólisis y biodegradación aeróbica (Mompelat, 2009 en Pal *et al*., 2010). Disminuye en las masas de agua en comparación con la concentración presente en los efluentes de las EDARs y puede variar considerablemente en función de la eficacia del tratamiento de depuración seguido (Gurr, 2006 en Pal *et al.,* 2010). La prevalencia de estos contaminantes emergentes en el medio dependerá del tipo de compuesto, del nivel de depuración y de la atenuación natural que experimenten (Barceló y López de Alda, 2008) y seguirán estando presentes en menor o mayor medida en los medios acuáticos, por lo que deben ser tenidos en cuenta.

En este contexto, el Proyecto de Investigación CONSOLIDER-TRAGUA (Tratamiento y Reutilización de Aguas Residuales para una Gestión Sostenible) se plantea estudiar diferentes aspectos relacionados con la reutilización de las aguas depuradas procedentes de las EDARs españolas. Como parte del proceso, se desarrolla un inventario de las EDARs existentes. Este inventario deberá contener información sobre las estaciones depuradoras, los tratamientos que aplican, calidades de los vertidos y volúmenes tratados de agua y fango, así como información geo-referenciada de la situación de la EDAR. De este modo, podría obtenerse información sobre el origen del agua depurada, qué factores determinan la calidad del agua, posibles efectos estacionales en la efectividad del tratamiento o en la carga contaminante de las aguas de entrada, ubicación de las zonas de vertido y cercanía a las mismas de zonas residenciales, industriales o declaradas como sensibles (DOCE, 1991) o protegidas.

2 materiales y métodos

2.1 recopilación de datos

Los datos para el censo de depuradoras se obtuvieron de los diferentes grupos de investigación del programa CONSOLIDER-TRAGUA, que recopilaron información de gobiernos locales, entidades de gestión, agencias gubernamentales, etc. sobre EDARs con tratamiento secundario y sus características de funcionamiento.

Esta información se volcó en fichas en formato Microsoft Excel compuestas por varias hojas, con el objetivo de homogeneizar la información. La primera de las hojas contenía información detallada sobre cómo rellenar los campos y el formato en que debía guardarse la información, con el fin de asegurar la mayor homogeneidad posible e integridad de los datos. La siguiente hoja recopilaba la información general sobre la EDAR: nombre, autor, localización, contacto, municipio, etc. Finalmente, las sucesivas hojas estaban diseñadas para recoger información sobre el tratamiento del agua residual, eficacia del mismo, volúmenes tratados de agua y fangos, así como calidades químicas y biológicas de ésta. El libro de Excel contemplaba también la posibilidad de recoger información para diferentes periodos estacionales de

funcionamiento de la EDAR (estaciones anuales, periodos vacacionales, etc.) ya que las necesidades y volúmenes de tratamiento varían con ellos.

2.2 Diseño de la base de datos

Por base de datos se entiende todo sistema informático diseñado con el fin de almacenar información y permitir a los usuarios recuperarla y actualizarla (Date, 2001). Para el diseño de la base de datos geo-referenciada de depuradoras (BEDAR) se empleó el modelo relacional, que permite implementar bases de datos ya planificadas. Este modelo se basa en la relación entre tablas de contenido. La conexión entre un sistema de información geográfica (SIG) y la base de datos de depuradoras es la base para una arquitectura que permite acceder a la información sobre las EDARs y tiene la ventaja de las herramientas SIG (visualización y análisis espacial de información, generación de cartografía temática, etc.) (Carreño *et al*., 2009).

La componente de información de la BEDAR se construyó mediante Microsoft Access, de manera que cubriese las necesidades de CONSOLIDER-TRAGUA como un sistema integrado para recopilar datos básicos de las EDARs, así como concentración de contaminantes emergentes, metales pesados y contaminantes prioritarios (Directiva 91/271/CEE; Directiva 91/676; listas 1 y 2 de la Directiva 76/464/CEE y 80/68/CEE; Decisión 2455/2001/CE).

Debido a los requerimientos de diseño de las bases de datos, la información que contiene cada campo debe respetar escrupulosamente un mismo formato (texto, número, cálculo, etc.), que se establece inicialmente. Antes de implementarla, se volcaron los datos de todas las fichas Excel a un único libro, con el fin de que cada fila de éste correspondiese a una EDAR y cada columna a un parámetro de calidad del agua. Para corregir la falta de consistencia y la heterogeneidad de los datos, fue preciso desarrollar un proceso de normalización y corrección de los mismos: homogeneización de posiciones decimales, rellenar campos vacíos, revisión de unidades de magnitud, filtrado de registros inválidos y estandarización de formatos.

A continuación se comprobó que los datos espaciales de cada EDAR eran correctos. Las coordenadas geográficas de las estaciones se pidieron en UTM

referidas al huso 30N. Fue necesario corregir las coordenadas de las estaciones situadas en las Islas Canarias, franja septentrional y franja oriental de la Península y Baleares, por estar referidas a los husos 28, 29 y 31 respectivamente.

Una vez las EDARs estuvieron localizadas geográficamente, y puesto que cada registro contiene un campo con el nombre del municipio en que está situada la depuradora, se verificó la exactitud de la localización. Mediante el software ArcGIS se rellenó la tabla de atributos de la base de datos de EDARs con el municipio en que estaba situada cada una, extraído de la cobertura shape de municipios de España sobre la que se estaban representadas. Aquellos registros en los que no existía coincidencia se verificaron para determinar el origen de la misma y corregirla, de manera que cada una de las EDARs estuviese dentro de los límites municipales declarados en la toma de datos.

El Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) cuenta con una base de datos de "depuradoras asociadas a aglomeraciones urbanas" compuesta por 1.850 registros. Estos registros tenían asociados coordenadas geográficas, por lo que se dibujaron en la misma composición cartográfica en la que estaban representados los de CONSOLIDER-TRAGUA. Mediante una selección por localización con un radio inicial de 1 Km, disminuyendo progresivamente el radio hasta 100 m, se quiso verificar aquellas EDARs de la base de datos del ministerio que no fuesen coincidentes con las de CONSOLIDER-TRAGUA. Todas las existentes en el registro ministerial habían sido censadas por CONSOLIDER-TRAGUA. Dado que el objetivo de CONSOLIDER-TRAGUA era hacer un censo del mayor número posible de EDARs, se cruzó la información de ambas bases de datos para completar los registros de las coincidentes.

Al finalizar el proceso de normalización de datos se obtuvieron un total de 4.014 registros, de los que 2.871 correspondían a cada una de las EDARs censadas y los 1.143 restantes a diferentes periodos estacionales de 609 EDARs.

2.3 Aplicación de consulta de la base de datos

Se empleó el software Microsoft Access para diseñaron los formularios y pantallas bajo los cuales estaría la verdadera estructura de la base de datos. La

información almacenada en la base de datos se estructuró en varias tablas (Figura 2). Una primera tabla con la información general de las EDARs, codificadas por una clave numérica única para cada uno de los registros. Mediante esta clave, se establece una relación con el resto de registros de las otras tablas, que almacenan datos de vertido y tratamiento por un lado, y características químicas y biológicas por otro. La última de las tablas contiene un enlace a Flash Earth (visor geográfico), construido con las coordenadas geográficas de las EDARs, calculadas a partir de las UTM mediante ArcGIS y la calculadora geométrica de la que dispone. Esto permite localizar la EDAR en una imagen por satélite o mapa a través de un navegador web.

Para facilitar la visualización de la información de la BEDAR, se diseñaron varios formularios, como el mostrado en la figura 3, y se hizo un ejecutable (mediante las herramientas disponibles en Access), que permitiese instalar la aplicación de consulta en cualquier ordenador. Como elementos complementarios a estos desarrollos se implemento un servidor web (disponible en: http://www.consolider-tragua.com/descargas/BD_EDARS/Web/index.html) para poder acceder a la cartografía temática desde internet, así como un archivo KML (que permite mostrar información geográfica en navegadores) a disposición del público general mediante el uso de Google Earth.

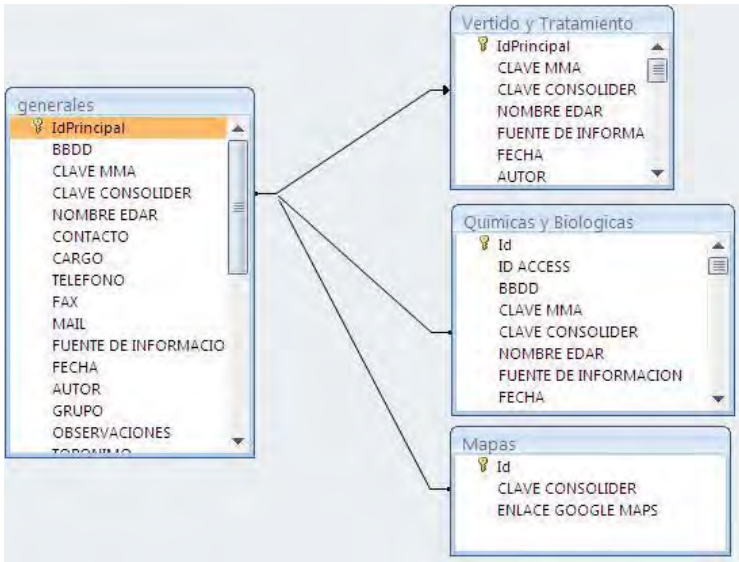


Figura 2. Representación de las relaciones entre las tablas de contenido de la BEDAR.

Figura 3. Formulario de consulta de la BEDAR, pestaña datos generales.

3 Resultados

Una vez se tuvo la BEDAR totalmente operativa, se empleó el software ArcGIS para visualizar la información y crear composiciones cartográficas de la distribución de los parámetros de calidad de las aguas depuradas de acuerdo con lo establecido en la Directiva 91/271/CEE (DOCE, 1991). Se diseñó una plantilla cartográfica que sirviese para dibujar posteriormente sobre ella la distribución de la demanda biológica de oxígeno (DBO5), demanda química de oxígeno (DQO), relación DBO/DQO, habitantes equivalentes (he), solidos en suspensión (SS) y concentraciones totales de fósforo (P) y nitrógeno (N). En esta plantilla, se optó por dividir el territorio en base a las demarcaciones de cada una de las Confederaciones Hidrográficas en lugar de en Comunidades Autónomas, puesto que la gestión del agua en España se basa en éstas figuras (Balairón Pérez, 2002).

Conociendo los valores que establece la Directiva 91/271/CEE sobre máximos de concentración de contaminantes en las aguas residuales y con los datos de la BEDAR, se estudió la conformidad de los vertidos de aguas residuales depuradas (Tabla 1) de aquellas EDARs que declararon datos de concentraciones.

Dado que la Directiva 91/271/CEE contempla la reducción de un determinado porcentaje de la carga contaminante entre el influente y efluente, existe la posibilidad de que las EDARs no conformes sí lo sean realmente. Se ha tomado el dato de concentración declarado en el efluente para el análisis de los datos. Al no disponer de valores de entrada y salida no se puede determinar el porcentaje de reducción.

La mayoría de las EDARs que no cumplen, en términos de concentración de DBO5 (Figura 4) y DQO (Figura 5), se encuentran en la Comunidad de Andalucía y Región de Murcia (Cuencas del Guadalquivir, Atlánticas Andaluzas y Segura). El resto de estaciones cumplen, en la mayoría de los casos, con la legislación al respecto. La relación DBO5/DQO (Gil Rodríguez, 2006) (Figura 6) se usa como indicador de la biodegradabilidad de un agua residual depurada. Es el cociente entre los valores de demanda biológica de oxígeno y la demanda química. Valores por encima de 0,7 indican que se trata de un agua altamente biodegradable; entre 0,2 y 0,7 aguas de predominancia industrial pero biodegradables; por debajo de 0,2 se trata de aguas industriales no biodegradables.

Tabla 1. Valores de conformidad en los vertidos de las EDAR, en función de lo establecido por la Directiva 91/271/CEE mg/L.

Parámetro	Conforme	No Conforme	Observaciones
DBO_5	56,88%	43,12%	
DQO	84,42%	15,58%	
Sólidos en suspensión	86,68% / 74,7%	10,35% / 25,3%	2.000he-10.000he / >10.000he
Fósforo total	33% /17,9%	77% / 82,1%	10.000he-100.000he / >100.000he
Nitrógeno total	25,52% / 22,12%	74,48% / 77,88%	10.000he-100.000he / >100.000he
(*)Relación DBO/DQO (Gil, 2006)	59,43%	40,56%	Biodegradabilidad del agua

(*)La Directiva no hace ninguna referencia a este parámetro.

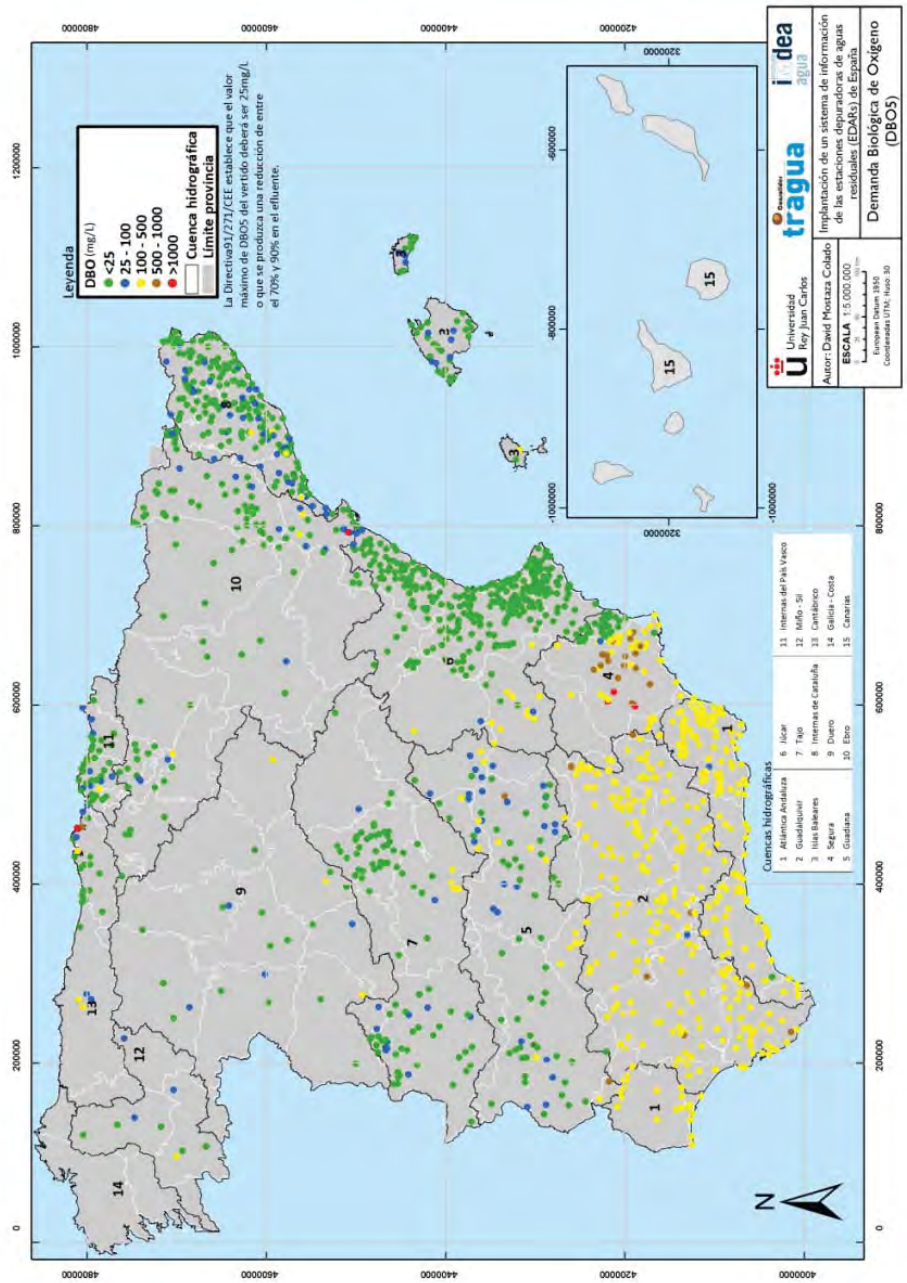


Figura 4. Ejemplo de composición cartográfica a partir de datos de la BEDAR. Distribución de DBO5, en mg/L.

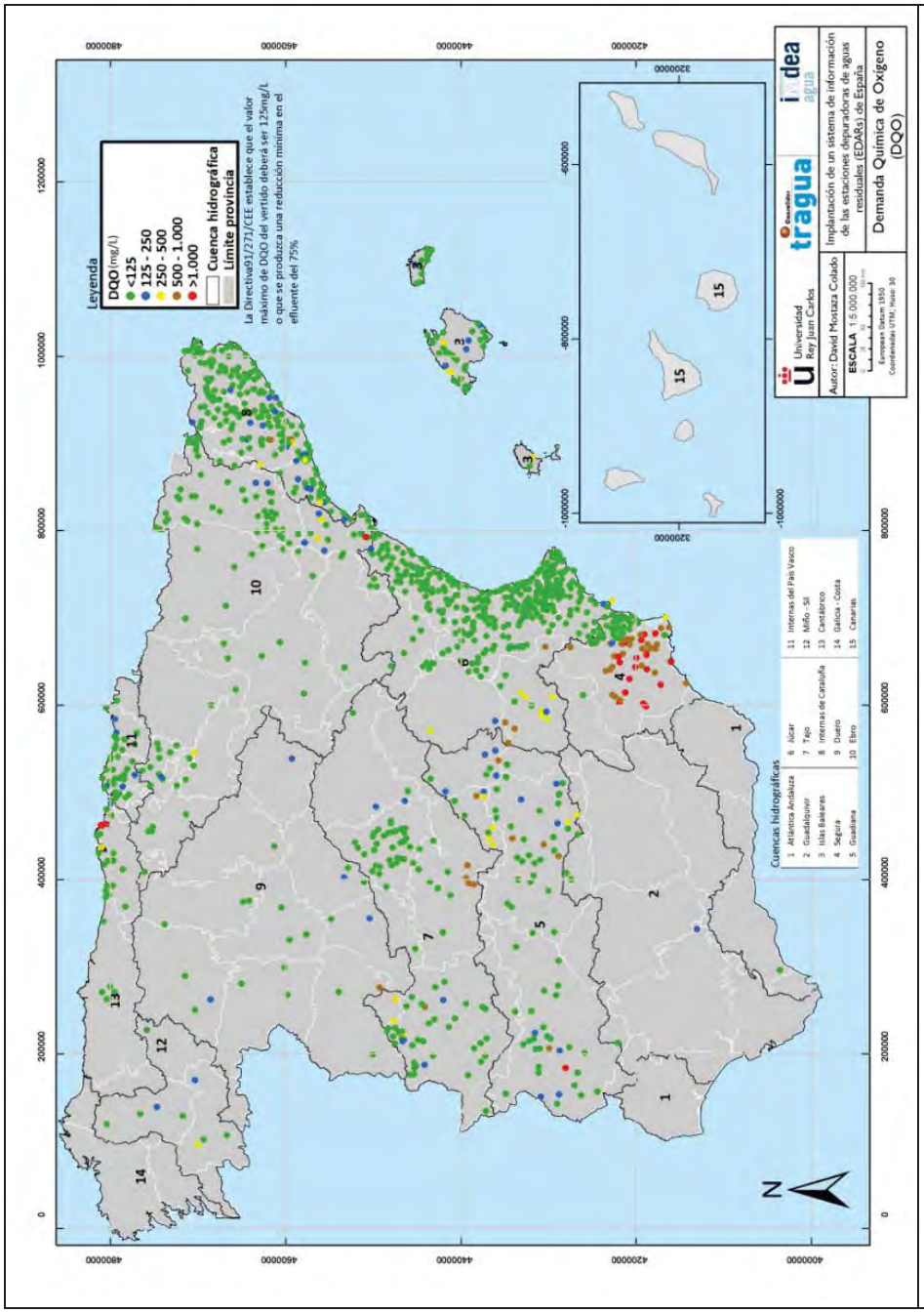


Figura 5. Distribución de las concentraciones de DQO.

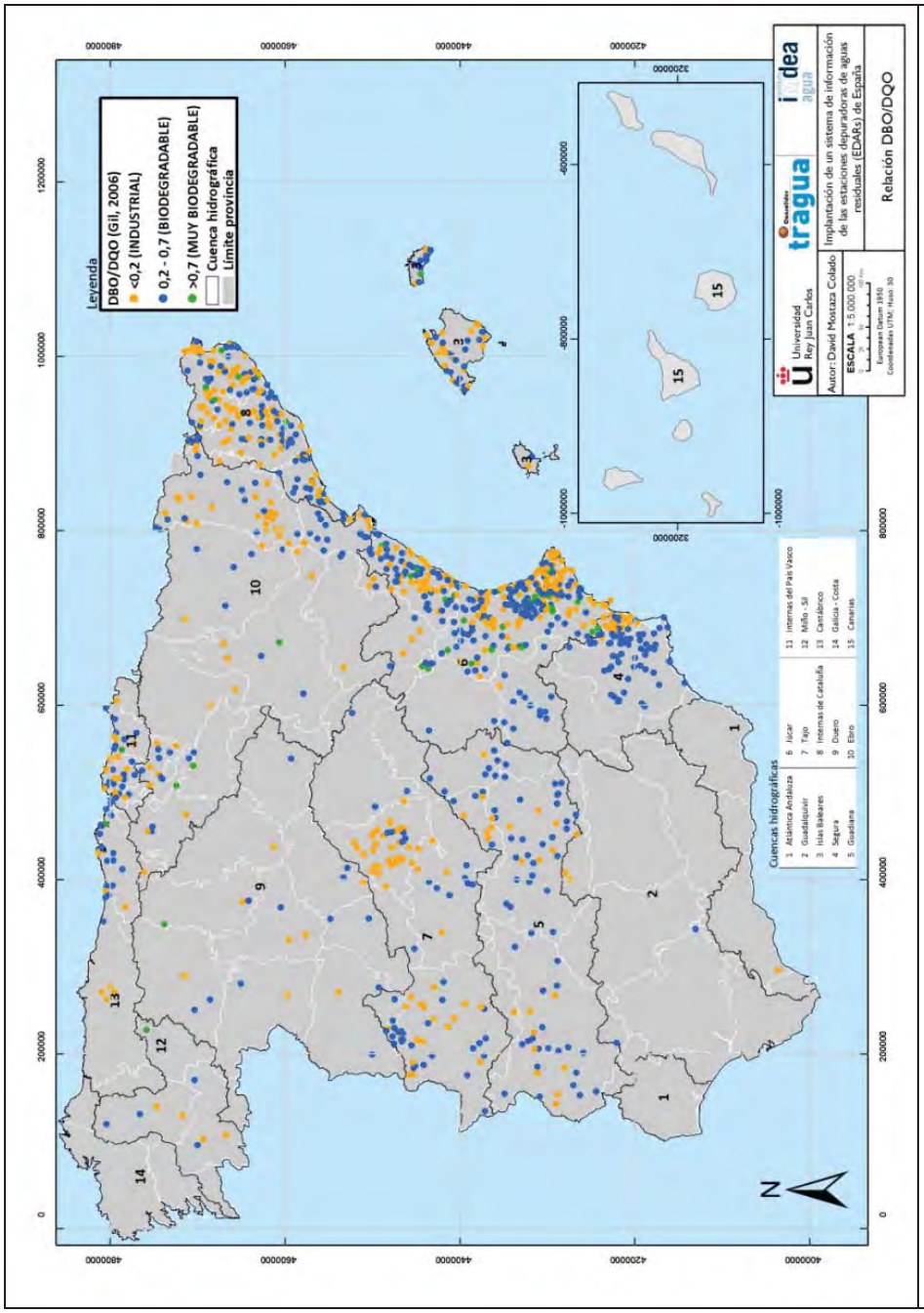


Figura 6. Distribución de la biodegradabilidad de las aguas depuradas según Gil Rodríguez, 2006.

No todas las depuradoras de la BEDAR tenían el par de datos para poder determinar el cociente, la mayoría de las de las Cuencas Atlántica Andaluza y del Guadalquivir no declararon datos de DQO. En el estudio de los datos almacenados en la BEDAR se comprobó que existía una falta de información relativa a otros parámetros empleados para medir la calidad de las aguas. La distribución de la información en porcentajes es muy heterogénea (Figura 7). Los parámetros con más registros son aquellos a los que hace referencia la Directiva 91/271 (DOCE, 1991). Debido a que una parte fundamental del análisis de datos es la disponibilidad de los mismos, el estudio estadístico se realizó con los que tenían porcentajes más elevados de disponibilidad.

Se empleo RStudio (versión 0.95.261) para comprobar la hipótesis de normalidad en la distribución los datos (H0) y realizar un análisis estadístico. Así mismo, se calcularon los valores medios para los principales parámetros que determinan la contaminación de las aguas depuradas por comunidades autónomas (Tabla 2), valores medios y desviación estándar de la totalidad de las EDARs de España (Tabla 3) y valores medios y desviaciones estándar de las EDARs de la Comunidad Valenciana para la serie temporal 2005-2007 (Tabla 4), por ser esta comunidad la que disponía de datos completos para la serie.

A priori, la distribución de los datos de DBO5 y DQO parecía acercarse a la normal a la vista de los histogramas obtenidos con RStudio. Representando todo el rango de valores de los registros de concentración de DBO5 (Figura 8) parece que la gráfica presenta dos grupos de población que se asemejan a una distribución normal. Si se representan sólo los valores de DBO5 entre los rangos de 0mg/L a 100mg/L (Figura 9) la forma de la curva no es tan representativa.

Con el resto de parámetros que miden la calidad de agua se establecía el mismo patrón, los datos aparecían concentrados alrededor de un cierto valor, distribuyéndose a lo largo de él de forma similar a la normal.

Para comprobar la veracidad de este hecho se emplearon dos transformaciones: logarítmica y Box-Cox. Ninguna de ellas confirmó la hipótesis de normalidad de los datos dibujados en los histogramas.

Como complemento a este proceso se desarrollaron dos test paramétricos para determinar la bondad del ajuste de los datos (Shapiro-Wilk y Anderson-Darling). No se empleó el test de Kolmogrov-Smirnov, ya que aunque está enfocado a variables continuas (como los datos de concentración de contaminación en el agua) no debería aplicarse a series de datos en los que se repiten valores. Todos los p-valores de estos test dieron próximos a cero (2,2•E-16), por lo que se rechazó la hipótesis inicial (H_0).

Figura 7. Porcentajes de registros con datos sobre la calidad de las aguas depuradas.

Tabla 2. Valores medios en las diferentes Comunidades Autónomas (NA: no disponible).

	DBO_5 (mg/L)	DQO (mg/L)	Relación DBO/DQO	Sólidos en suspensión (mg/L)	N total (mg/L)	P total (mg/L)
ANDALUCÍA	312,796	108,000	0,206	NA	21,863	4,317
ARAGÓN	9,491	34,058	0,313	12,167	16,685	5,729
BALEARES	22,723	77,360	0,284	24,160	28,667	9,210
CANARIAS	NA	NA	NA	NA	NA	NA
CANTABRIA	132,809	226,836	0,402	35,803	8,780	1,138
CASTILLA Y LEÓN	30,541	92,548	0,391	40,853	13,874	13,021
CASTILLA-LA MANCHA	83,835	815,791	0,335	109,844	19,389	4,597
CATALUÑA	27,922	88,362	0,457	42,545	23,625	4,304
COMUNIDAD DE MADRID	21,703	108,811	0,204	29,459	12,568	2,135
COMUNIDAD VALENCIANA	13,734	43,059	0,313	19,071	33,193	10,722
EXTREMADURA	21,516	99,803	0,253	NA	18,186	3,054
GALICIA	82,500	199,000	0,304	NA	NA	NA
LA RIOJA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
MURCIA	536,327	986,388	0,550	NA	19,595	10,535
NAVARRA	17,667	90,667	0,189	14,000	NA	NA
PAÍS VASCO	20,064	61,355	0,365	22,335	15,875	2,660
PRINCIPADO DE ASTURIAS	83,375	60,000	0,175	NA	NA	NA

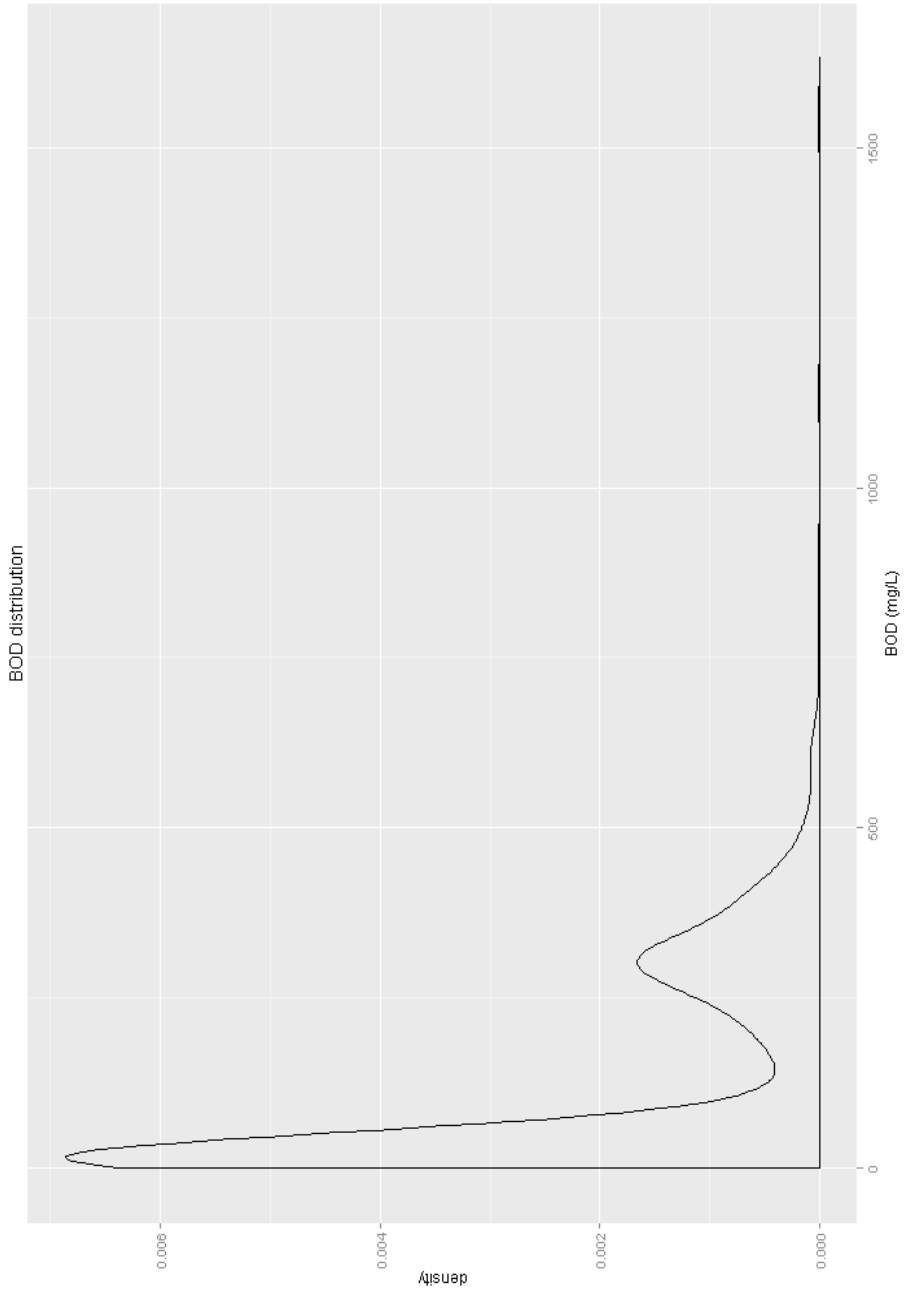


Figura 8. Histograma de distribución de la totalidad de los registros de DBO5 (BOD distribution)

Tabla 3. Valores medios y desviación estándar de parámetros de calidad de las aguas en las EDARs españolas. (N corresponde al número de EDARs para los que hay datos en la BEDAR.

	Media	Desviación estándar	N
DBO_5	82,093 (mg/L)	±147,659	2570
DQO	89,189 (mg/L)	±203,177	2207
DBO_5/DQO	0,293	±0,155	2058
SS	27,032 (mg/L)	±81,790	1688
N	27,962 (mg/L)	±38,080	1752
P	8,499 (mg/L)	±12,603	1779

Tabla 4. Valores medios y desviación estándar de parámetros de calidad de las aguas en las EDARs de la Comunidad Valenciana para la serie temporal 2005-2007. (N corresponde al número de EDARs para los que hay datos en la BEDAR.

	Media	Desviación estándar	N
DBO_5 (2007)	3,947 (mg/L)	±2,377	341
DBO_5 (2006)	17,282 (mg/L)	±26,478	397
DBO_5 (2005)	18,699 (mg/L)	±29,168	389
DQO (2007)	18,724 (mg/L)	±30,616	410
DQO (2006)	54,412 (mg/L)	±58,366	396
DQO (2005)	57,152 (mg/L)	±59,575	389
DBO_5/DQO (2007)	0,232	±0,450	340
DBO_5/DQO (2006)	0,020	±0,141	396
DBO_5/DQO (2005)	0,018	±0,133	389
SS (2007)	18,619 (mg/L)	±36,302	409
SS (2006)	18,672 (mg/L)	±20,350	396
SS (2005)	19,954 (mg/L)	±20,059	389
N (2007)	53,902 (mg/L)	±67,218	410
N (2006)	20,781 (mg/L)	±12,437	343
N (2005)	20,854 (mg/L)	±12,147	342
P (2007)	21,768 (mg/L)	±16,387	410
P (2006)	3,947 (mg/L)	±2,377	341
P (2005)	4,220 (mg/L)	±2,469	341

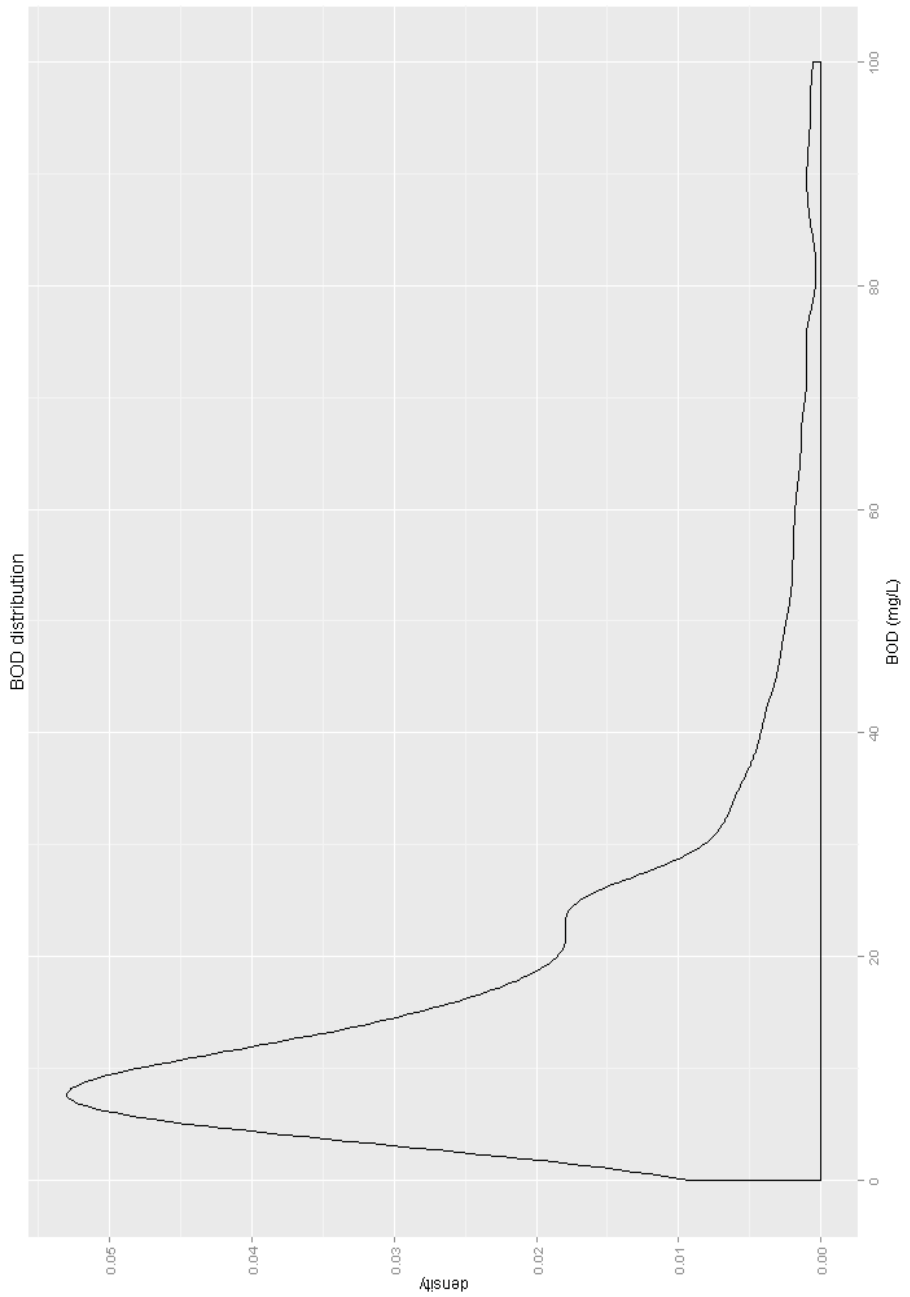


Figura 9. Histograma de distribución de los valores de DBO5 (BOD distribution). Desde 0mg/L a 100mg/L.

4 Discusión

No todas las EDARs consiguen tratar sus efluentes con la calidad y consistencia para las que fueron diseñadas. Factores externos como descargas incontroladas o presupuestos ajustados afectan a la red de tratamiento y pueden ser causas de inconformidades (Iglesias y Ortega, 2008).

Dado el gran volumen de datos de los que se puede llegar a disponer en materia de depuración de aguas y teniendo en cuenta que los efluentes tratados son la materia prima producida en el proceso de depuración de las aguas (Iglesias y Ortega, 2008) y como tal, susceptible de emplearse en otros procesos si su calidad es adecuada; es importante contar con una base de datos potente en cuanto a información almacenada y que se complemente con una componente espacial. De esta forma se facilita el seguimiento constante y exhaustivo de los parámetros de calidad de las aguas depuradas y la localización de los puntos de vertido, para comprobar la eficacia de los tratamientos y que se ajusten a la legislación vigente.

A parte de la medición de parámetros básicos de contaminación, es también recomendable incorporar datos sobre la concentración de metaloides y metales de las aguas depuradas. Las aguas depuradas pueden tener concentraciones de metales como el cadmio, cromo, hierro, zinc, plomo, cobre, níquel o aluminio en concentraciones de entre 10µg/L y 2510µg/L (Klay *et al.*, 2010); que deben ser tenidas en cuenta en los usos de reutilización. El empleo de aguas residuales tratadas para riego, por ejemplo, puede producir la acumulación de metales pesados en el suelo. Ésta será proporcional al contenido del mismo en materia orgánica y al incremento de las fracciones de finos y arcillas (Klay *et al*., 2010). Es por esto que la caracterización del suelo es un factor de extrema importancia, para evitar la bioacumulación de metales en las especies vegetales que pueden ser consumidas posteriormente (Pedrero y Alarcón, 2009).

La BEDAR tiene la posibilidad de recopilar este tipo de información, pero los valores declarados por las EDARs sobre concentraciones de metales o contaminantes emergentes es muy escasa, a la vista de la Figura 7. La totalidad de los datos se centra en los parámetros que especifica la Directiva 91/271 (DOCE,

1991), seguramente porque la valoración de la concentración de metaloides y contaminantes emergentes en un agua tratada es cara y no se está obligado a ello. Además, a pesar de que se ofrecía la posibilidad en las fichas de tomas de datos de añadir información para diferentes épocas del año, pocas EDARs lo hicieron. Por esto, el dato empleado para valorar el estado de la depuración en España puede ser algo puntual o valores medios que no se ajusten a la realidad de la calidad del agua depurada.

Del estudio de los datos recopilados por CONSOLIDER-TRAGUA en el desarrollo de su investigación se confirma que no se están cumpliendo con las calidades de vertido que exige la Directiva 91/271 (DOCE, 1991) en cuanto a concentraciones de elementos contaminantes (DBO5, DQO, SS, N y P en su mayoría) (Tabla 1). Un elevado número de EDARs están en disconformidad con la legislación (Figura 4 y Figura 5). Hay que remarcar también que los datos corresponden al periodo temporal comprendido entre 2005 y 2007 principalmente, por lo que puede ocurrir que en la actualidad el funcionamiento de las EDARs sea aceptable. La posibilidad de un cierto porcentaje de reducción en las concentraciones de contaminantes de las aguas depuradas que contempla la Directiva 91/271, supone que en algunas zonas se puede estar vertiendo conforme a la misma, pero con altos valores de contaminación.

En ciertas zonas, como los grandes núcleos urbanos o zonas agrícolas, donde el uso de productos químicos (domésticos, fitosanitarios, etc.) es habitual, la calidad de las aguas en cuanto a biodegradabilidad es peor (Figura 6). Los efluentes de las EDARs son poco biodegradables, lo que evita que puedan ser degradados de manera natural en el medio receptor por los microorganismos presentes en él.

Los valores medios de concentración (Tabla 3) de DBO5, nitrógeno y fósforo se encuentran por encima de lo que la Directiva 91/271 (DOCE, 1991) admite como admisible en un vertido de aguas depuradas. Sólo los valores medios de concentración de DQO y sólidos en suspensión se sitúan por debajo de los de referencia de la directiva. A pesar de ello, la desviación estándar calculada para éstos es bastante elevada, por lo que existirían muchas EDARs con concentraciones declaradas muy por encima de lo permitido por la legislación. Estas plantas están

situadas en Andalucía y Región de Murcia, a la vista de los datos de la Tabla 2. Son las zonas en las que las EDARs tienen unas medias de concentración más elevadas.

Del estudio detallado de las EDARs de la Comunidad Valenciana (Tabla 4) se comprueba que hubo una evolución temporal en la calidad de la depuración de sus aguas residuales. Los valores medios de concentración de DBO5 y DQO descendieron entre 2005 y 2007, así como la desviación estándar de los datos. Hay que remarcar que, a pesar de que en 2005 los valores eran conformes a lo establecido por la legislación, se continúo optimizándolos. La relación DBO5/DQO también mejoró en la serie temporal, pasando de valores próximos a cero (aguas residuales industriales no biodegradables) a aguas residuales industriales biodegradables (Gil Rodríguez, 2006). Esto no quiere decir que su vertido al medio sea beneficioso, puesto que si la carga contaminante es elevada, la degradación de las sustancias presentes en el agua por parte de los microorganismos puede producir un déficit de la concentración de oxígeno disuelto que afectaría a otros organismos de la masa de agua. Lo que podría estar indicando el incremento del valor de la relación DBO5/DQO es un descenso en la concentración de sustancias refractarias (aquellas que no pueden ser degradadas por microorganismos) en el agua depurada. La concentración de sólidos en suspensión parece bastante constante a lo largo de la serie temporal y dentro de los valores establecidos por la legislación. Se trata de uno de los factores más importantes a la hora de determinar la viabilidad de reutilizar o no un agua residual depurada para usos agrícolas, por ejemplo (Pedrero y Alarcón, 2009). Por último, en referencia a las concentraciones de nitrógeno y fósforo total (susceptibles de producir eutrofización) a lo largo de la serie temporal estudiada, incrementan. En el año 2007 se produce un incremento significativo de las concentraciones de ambos en el agua depurada, si bien es cierto que en ninguno de los años de la serie cumplen con la legislación (Directiva 91/271). El hecho de que la desviación estándar de ambos valores medios de ese año sea elevada, sugiere que hay una gran variabilidad en el conjunto de datos. Por lo que el pico de concentraciones podría deberse a ciertas EDARs o a el momento en que se tomaron los datos (época de aplicación de fertilizantes en los campos).

La normalidad en la distribución de los datos de calidad de las aguas almacenados en la BEDAR sería algo deseable, puesto que permitiría conocer probabilidades de alcanzar ciertos valores de concentración de contaminantes a partir de su media y desviación estándar. Ninguno de los test aplicados a la totalidad de los datos para verificar las posibles distribuciones (normales, logarítmicas, etc.) fue satisfactorio.

A la vista de lo expuesto, parece poder confirmarse que en el momento en que se tomaron los datos de la BEDAR, gran parte de las EDARs no estaban cumpliendo con lo que la Directiva 91/271 (DOCE, 1991) exigía. El plazo que ésta fijaba era, a más tardar el 31 de diciembre de 2005, todas las EDARs de entre 2.000he y 15.000he debían contar con los sistemas colectores y de depuración para tratar sus aguas residuales. Es por esto que existe una sentencia condenatoria contra el Reino de España (asunto C-343/100) (TSJUE, 2011) por incumplimiento del contenido de la Directiva 91/271 (DOCE, 1991). La sentencia condenatoria afirma que 450 aglomeraciones urbanas de más de 10.000 habitantes incumplen con la Directiva; que ni los sistemas de tratamiento ni los de gestión de las plantas son, en la mayoría de los casos, los adecuados, ni todas las plantas están (salvo excepciones) correctamente dimensionadas para atender la población de hecho ni la carga contaminante de origen industrial que les corresponde.

La Agencia Europea del Medio Ambiente redactó un informe en 2005 sobre la efectividad del tratamiento de aguas residuales en los Estados Miembros (EEA, 2005). En él se recogen afirmaciones como que a pesar de las ayudas económicas recibidas de los fondos de cohesión europeos, España no cumple con la Directiva 91/271. Que el importe de estas ayudas en el área de tratamiento de aguas residuales asciende a 3.869 millones de euros para el periodo 1993-2002, lo que equivale al 49% de la inversión total; y que a pesar de esto, sólo el 55% de la población está conectada a las EDARs, siendo los tratamientos más avanzados una excepción en la mayoría.

El informe de la EEA (EEA, 2005) hace referencia también a la procedencia de los vertidos de aguas residuales. Afirma que nueve mil industrias vierten directamente en las aguas superficiales y la mitad de ellas aún no cuentan con la

pertinente autorización de vertido. Por último, se hace referencia a aglomeraciones urbanas que vierten en zonas normales o no sensibles y tenían que cumplir con la Directiva 91/271 a partir del 1 de enero del 2001; 137 no contaban con el correspondiente tratamiento secundario obligatorio o este tratamiento secundario era insuficiente.

5 Conclusiones

El empleo de bases de datos relacionales junto con sistemas de información geográfica (SIG) aplicados a la explotación de EDARs permite almacenar, registrar y seguir en el tiempo la evolución de parámetros como la concentración de contaminantes en las aguas depuradas. La componente espacial de esta información ayuda, además en la localización de los focos potenciales de contaminación y la distribución de ésta en el entorno de vertido.

Los datos recopilados por el Programa CONSOLIDER-TRAGUA no son todo lo homogéneos que se podría desear. La BEDAR contiene información significativa para parámetros como la demanda de oxígeno biológica y química en el agua, sólidos en suspensión o elementos susceptibles de producir eutrofización en masas de agua (nitratos y fosfatos); pero no lo suficiente como para realizar estudios avanzados. El mapa de la depuración en España queda sesgado, por tanto, al no poder tener una visión global real del funcionamiento de los sistemas de depuración que funcionaban y declararon datos en el periodo 2005-2007.

La ausencia de datos como temperatura u oxígeno disuelto impiden que se puedan obtener índices de calidad de las aguas depuradas, como el ISQUA; empleado habitualmente para evaluar la calidad de las aguas de ríos y cauces fluviales.

La información de la que disponía el Ministerio en el momento en que se hizo el estudio era escasa. No estaban registradas todas las EDARs existentes en ese momento y los registros con los que está construida esta base de datos son únicamente datos de localización, generales y de sistemas instalados en las mismas.

El periodo temporal al que hace referencia la información recopilada, junto con la sentencia condenatoria impuesta al Reino de España confirman que la situación de

la depuración en ese momento no era acorde a lo establecido por la Directiva 91/271/CEE.

A la vista de la información disponible en la BEDAR y los antecedentes jurídicos y científicos que existen sobre el tratamiento de las aguas residuales en España, queda demostrado que el mapa de la depuración en España no se ajusta a la Directiva 91/271 en el periodo 2005-2007.

Bibliografía

Balairón Pérez, L. (2002). Gestión de recursos hídricos. Universitat Politécnica de Catalunya, Barcelona.

Barceló, D. y López de Alda, M.J. (2008). Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. En: Fundación Nueva Cultura del Agua (ed.) Jornadas de presentación de resultados: el estado ecológico de las masas de agua. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas, Sevilla.

BOE (2007). Real Decreto 1620/2007 DECRETO 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. BOE 294 (8 de diciembre 2007): 50639-50661.

Candela, L., Teijón, G., Tamoh, K., Jiménez, J., Hidalgo, M., Alfranca, O., Valdés, J. (2012). Acuífero profundo del Delta del río Llobregat (Barcelona). Experiencias prácticas de reutilización en el marco del Programa Consolider-tragua, Madrid.

Casas, A., Tapias, J., de Bustamante, I., Iglesias, J.A., de Miguel, A., Lillo, J., Leal, M., Candela, L., Cabrera, M.C., Palacios-Díaz, P., Salas, J.J., Martín, I. (2011). Guía metodológica para el uso de aguas regeneradas en riego y recarga de acuíferos. Consolider Tragua, Madrid.

Carreño, F., Rodríguez, I., Montoya, I., Sánchez, M.J. (2009). Prestige marine pollution: a GIS tool. Coastal and Marine Geospatial Technologies 13: 107-116.

Custodio, E.,(2002). Aquifer overexploitation: what does it mean? Hydrogeology Journal 10: 254-277.

Date, C. J. (2001). Introducción a los sistemas de bases de datos. Pearson Educación, México.

DOCE (1991). Directiva 91/271/CEE del Consejo , de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas L135 (30 mayo 1991).

DOCE (2000). Directiva 2000/60/CEE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas L327 (23 de octubre de 2000).

EEA (2005). Effectiveness of urban wastewater treatment policies in selected countries: an EEA pilot study. European Environmental Agency, EEA Report No 2/2005.

Gao, J., Xiong, Z., Jingdong, Z., Weihao, Z., Obono Mba, F. (2009). Phosphorus removal from water of eutrophic Lake Donghu by five submerged macrophytes. Desalination 242: 193-204.

Gil Rodríguez, M. (2006). Depuración de aguas residuales: modelización de procesos de lodos activos. Consejo Superior de Investigaciones Científicas: Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid.

Iglesias, R., Ortega, E. (2008). Present and future of wastewater reuse in Spain. Desalination 218: 105-119.

Iglesias, R., Ortega, E., Genaro, B., Quintas, L. (2010). Water reuse in Spain: data overview and costs estimation of suitable treatment trains. Desalination 263: 1-10.

Illueca Muñoz, J., Mendoza Roca, J.A., Iborra Clar, A., Bes Piá, A., Fajardo Montañana, V., Martínez Francisco, F.J., Bernácer Bonora, I. (2008). Study of different alternatives of tertiary treatments for wastewater reclamation to optimize the water quality for irrigation reuse. Desalination 222: 222-229.

Klay, S., Charef, A., Ayed, L., Houman, B., Rezgui, F. (2010). Effect of irrigation with treated wastewater on geochemical properties (saltiness, C, N, and heavy metals) of isohumic solis (Zaouit Sousse perimeter, Oriental Tunisia). Desalination 253: 180-187.

Manahan, S. E. (2007). Introducción a la química ambiental. Reverte, España.

Pal, A., Yew-Hoong Gin K., Yu-Chen Lin, A., Reinhard, M. (2010). Impacts of emerging contaminants on freshwater: Review of recent occurrences, sources, fate and effects. Science of Total Environment 408: 6062-6069.

Pedrero, F., Alarcón, J.J. (2009). Effects of treated wastewater irrigation on lemon trees. Desalination 246: 631-639.

TSJUE (2011). Sentencia del Tribunal de Justicia (Sala Octava), por incumplimiento de Estado de la Directiva 91/271. Asunto C-343/10. Tribunal Superior de Justicia de la Unión Europea (14 de abril de 2011).