

## UNA APROXIMACIÓN GEOESTADÍSTICA AL ANÁLISIS ESPACIAL DE LA CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA<sup>1</sup>

CHICA-OLMO, M.<sup>1</sup>, CARPINTERO-SALVO, I.<sup>1</sup>, GARCÍA-SOLDADO, M. J.<sup>1</sup>, LUQUE-ESPINAR, J. A.<sup>2</sup>, PARDO IGÚZQUIZA, E.<sup>1</sup> y RIGOL SÁNCHEZ, J. P.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Grupo Investigación RSGIS / CEAMA, Dpto. Geodinámica. Universidad de Granada  
Avenida Fuente Nueva s/n, 18071 Granada. España

[mchica@ugr.es](mailto:mchica@ugr.es), [irecarpi@ugr.es](mailto:irecarpi@ugr.es), [mjosegs@ugr.es](mailto:mjosegs@ugr.es), [pardoiguzquiza@yahoo.com](mailto:pardoiguzquiza@yahoo.com)

<sup>2</sup> Instituto Geológico y Minero de España,  
Urb. Alcázar Genil, 1, 18006 Granada, España

[ja.luque@igme.es](mailto:ja.luque@igme.es)

<sup>3</sup> Grupo Investigación RSGIS / CEAMA, Dpto. Geología. Universidad de Jaén. Jaén.  
Campus Universitario Las Lagunillas, B-3. 23071 Jaén, España

[jprigol@ujaen.es](mailto:jprigol@ujaen.es)

### RESUMEN

En este trabajo se presenta una metodología geoestadística para el análisis de la distribución espacial de la calidad del agua en acuíferos subterráneos. El estudio se ha desarrollado a partir de datos de muestras hidroquímicas tomadas en diferentes puntos de la red de piezómetros perteneciente al acuífero de la Vega de Granada.

Desde el punto de vista metodológico el estudio geoestadístico se ha realizado en varias etapas. En primer lugar, para cada punto experimental, se han calculado los valores experimentales de tres índices de calidad del agua, comparados en el estudio (ICG, P y CE). Seguidamente se han aplicado diferentes valores de corte a cada uno de los índices anteriores, para así obtener las correspondientes "variables indicatrices". Cada una de estas variables ha sido estimada por krigeaje de indicatriz para elaborar mapas de distribución espacial de isoprobabilidad. Finalmente, con los resultados obtenidos se ha estimado la función de distribución local de la calidad del agua, para cada uno de los índices, lo que ha permitido hacer un análisis espacial detallado de la calidad del agua en términos de probabilidad.

Palabras clave: Geostatística, krigeaje de indicatriz, índices de calidad del agua, mapas de isoprobabilidad espacial.

## ABSTRACT

This paper presents a geostatistical methodology based on Indicator Kriging to study the space-time changes in groundwater quality. The method has been applied using data sets belonging to the Vega de Granada aquifer.

The first step is to obtain the value of every quality water index (ICG, P and CE) at every point. Afterwards, different values of cut (Indicators) are applied to all the indexes, obtaining the variable indicators. These variables (indexes and Indicators) are analyzed geostatistically by means of spatial estimation methods, in order that different probability maps of spatial distribution are obtained and then the local distribution function is calculated. Finally, the exam of each variable allows an analysis of the spatial water quality variability.

**Key Words:** Geostatistics, water quality indexes, indicator Kriging distribution function.

## 1. Introducción

Una parte importante de los recursos hídricos actuales disponibles corresponden a las aguas subterráneas, que encontramos almacenadas, principalmente, en acuíferos detríticos o carbonatados. El estudio e investigación de estos recursos, tanto en cantidad como en calidad, merece un interés de especial, ya que con frecuencia sustentan una parte notable de la actividad socioeconómica de ciertas regiones. Actualmente, la gestión de este bien público se contempla dentro del Programa AGUA (Actuaciones para la Gestión y la Utilización del Agua) del Ministerio de Medio Ambiente, que mediante esta nueva política, pretende implantar el Programa Marco del Agua (2000/60/CE) estipulado por la CE. En este contexto, este trabajo de investigación aplica herramientas y metodologías de naturaleza probabilística que pretenden ayudar al gestor en la toma de decisiones, en la temática del análisis de la variación espacial y temporal de la calidad de las aguas subterráneas.

La implementación de cualquier sistema orientado a la gestión de la calidad de las aguas subterráneas, plantea una serie de cuestiones relacionadas con los datos experimentales, a las que en parte se pretende dar respuesta desde la óptica de la metodología propuesta en este trabajo.

En términos generales, el concepto de "calidad del agua" es interpretable en función del conjunto de parámetros experimentales físico-químicos, bacteriológicos y contaminantes diversos (metales pesados, pesticidas, etc.) analizados. En la práctica, es frecuente elaborar documentos cartográficos de estos parámetros que permitan estudiar la distribución espacial de la calidad de las aguas subterráneas en el acuífero. En este contexto, el paso de los datos experimentales puntuales a información continua en el espacio (mapa) es el problema metodológico principal planteado, que la Geoestadística ha resuelto de forma adecuada. Así, los diferentes métodos de estimación espacial de krigeaje, dada su naturaleza topoprobabilística, se adaptan perfectamente al estudio de las diversas variables de calidad del agua subterránea (Chica-Olmo y Luque-Espinar, 2002a,b y Chica Olmo *et al.*, 2003).

El objetivo de este trabajo es presentar una metodología para el análisis de la variabilidad espacial de la calidad del agua en el acuífero detrítico de la Vega de Granada, basada en la aplicación de los métodos geoestadísticos de estimación de krigeaje. En el estudio se han comparado los resultados obtenidos para tres índices de calidad del agua basados en la normativa vigente (Real Decreto 140/2003). El índice ICG (Índice de Calidad General) es un índice de calidad de aguas establecido por el DGOH/MOPU, utilizado como referente por las administraciones públicas; el índice P está basado en los criterios propuestos por Poch (1999) y el índice CE ha sido elaborado ex profeso para este trabajo considerando criterios de experto. El análisis comparativo de los diferentes índices se ha realizado a partir de los mapas de estimación (krigeaje ordinario) y de los mapas de isoprobabilidad correspondientes a que los índices superen un cierto valor límite (krigeaje de la indicatriz).

## 2. Área de estudio y datos experimentales

La zona de estudio corresponde al acuífero detrítico de la Vega de Granada, localizado en las depresiones intrabéticas del SE de España. El estudio de esta zona es de especial interés debido a la importante actividad socioeconómica, agrícola e industrial, vinculada a la explotación del acuífero. Los recursos renovables del acuífero oscilan entre 100 y 250 hm<sup>3</sup>/año y las reservas explotables alcanzan los 1000 hm<sup>3</sup> (FAO e IGME, 1972).

Los primeros estudios de los recursos hídricos de este acuífero se inician en los años 70 con el trabajo desarrollado por FAO e IGME, 1972. Desde entonces han sido numerosos los trabajos de investigación hidrogeológica llevados a cabo, tanto desde el IGME como por parte de la Universidad de Granada. En la actualidad, la Universidad de Granada está desarrollando el proyecto de investigación HIDROGIS para la implementación de un Sistema de Información Geográfica orientado al estudio de la calidad de las aguas subterráneas. En el contexto de esta investigación se han realizado diversas campañas de muestreo de aguas subterráneas y superficiales para el análisis físico-químico, bacteriológico y de metales pesados. Concretamente, los datos experimentales utilizados corresponden a la campaña de muestreo realizada en el año 2003, sobre 66 piezómetros y pozos distribuidos homogéneamente en el acuífero ([figura 1](#)).

De acuerdo con la normativa vigente expresada en el Real Decreto 140/2003, se han escogido 18 parámetros físico-químicos y de metales pesados, restrictivos en relación con la aptitud del agua para el consumo público. Los datos hidroquímicos así seleccionados han permitido el cálculo, para cada muestra, de los valores de tres índices de calidad: ICG, calculado teniendo en cuenta los criterios establecidos por el Índice de Calidad General (Mingo Magro, 1981); P, elaborado con los criterios dados por Poch (Poch, 1999); y CE, creado con los criterios de experto desarrollados por nuestro grupo de investigación (Chica-Olmo *et al.*, 2003 y 2004). Para su elaboración y, a la vez, facilitar la comparación de resultados, se ha utilizado una función de clases, reclasificando las variables entre 0 (buena calidad) y 5 (no apta para consumo público). El valor del

índice se ha obtenido como media de los valores categóricos ponderados por los pesos asignados a cada variable ([tabla 1](#)).

### 3. Metodología

El objetivo básico de este trabajo es hacer un análisis comparativo de la distribución espacial de la calidad del agua a partir de los valores de los índices estudiados. Su fundamento radica en la aplicación de una metodología geoestadística, cuya base conceptual es la teoría de Variables Regionalizadas (Matheron, 1971). Así, las variables estudiadas referidas a los parámetros físico-químicos del agua son interpretadas, en un contexto topoprobabilístico, como variables regionalizadas. Como definición, la variable regionalizada es una función  $Z(x)$  que da el valor de una característica  $Z$  (característica de calidad del agua) en un punto del espacio  $x$ . La función  $Z(x)$  se caracteriza por su distribución espacial, en la que distinguimos dos componentes de variabilidad, una aleatoria y otra estructurada, ambas definidas por la función variograma  $\gamma(h)$  (Matheron, 1971). Esta función representa la variación espacial de  $Z(x)$  puesto que mide la dispersión media cuadrática de los valores experimentales en función de la distancia:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} E\{Z(x) - Z(x+h)\}^2$$

Los índices de calidad previamente establecidos (ICG, P y CE) se han obtenido como combinación lineal de las variables experimentales de calidad del agua (en nuestra aproximación son variables aleatorias). De igual forma, a efectos prácticos del estudio, consideraremos a los índices de calidad como variables aleatorias; es decir, variables regionalizadas  $IC_i(x)$ , donde  $i$ , define a cada uno de los índices anteriores. El estimador insesgado de  $\gamma(h)$  viene dado por el variograma experimental obtenido a partir de los datos experimentales:

$$\gamma^*(h) = \frac{1}{2NP(h)} \sum_{i=1}^{NP(h)} \{IC_i(x_i) - IC_i(x_{i+h})\}^2$$

donde:  $IC_i(x_i)$  y  $IC_i(x_{i+h})$  son los valores del índice de calidad  $i$  observados en los puntos  $x_i$  y  $x_i + h$ ;  $NP(h)$  es el número de parejas de datos distantes el vector  $h$ .

El análisis variográfico implica distintas etapas: el cálculo e interpretación del variograma experimental, el ajuste a un modelo teórico y la validación del modelo. Este análisis es quizá la parte más importante de un estudio geoestadístico y, por ello, es indispensable tener un buen conocimiento experimental de la variable para su correcta modelización. La secuencia de este proceso conduce, finalmente, al ajuste de un modelo de variabilidad a la variable experimental para caracterizar local y globalmente su distribución espacial. El modelo es esencial para aplicar cualquiera de los diversos métodos geoestadísticos de estimación espacial "krigeaje"; todos ellos se caracterizan por dar estimadores de la variable insesgados y con varianza de error mínima; es decir,

son estimadores óptimos que pueden aplicarse a cualquier soporte de información de la variable, puntual o valor medio (bloques).

En su expresión más sencilla el estimador de Krigeaje ( $IC_i^{KO}$ ) (3) es una combinación lineal de los valores experimentales  $IC_i(x_i)$  multiplicados por pesos  $\lambda_i$ , desconocidos, de tal manera que  $\sum \lambda_i = 1$ .

$$IC_{iV}^{KO}(x) = \sum_{i=1}^n \lambda_i IC_i(x_i)$$

El estimador cumple las condiciones de no sesgo,  $E\{IC_{iv}\} = E\{IC_{iv}^{KO}\}$  y de minimización del error de estimación,  $\sigma_{KO}^2 = E\{IC_{iv}^{KO} - IC_{iv}\}^2 \rightarrow 0$ . Además, considera el soporte de estimación de la variable  $v$ , que en este caso corresponde a un bloque de tamaño  $500 \times 500 \text{ m}^2$ . La [figura 2](#) muestra los mapas krigeados de los índices de calidad, en los que se aprecia con claridad la distribución de la calidad de las aguas subterráneas en el acuífero de la Vega de Granada.

A efectos del objetivo de este estudio, que pretende analizar espacialmente (escala local y global) los cambios en la calidad de las aguas, no sólo interesa la estimación del valor más probable del índice de calidad (IC), representada en los mapas de la [figura 2](#), además, es necesario estimar la función de probabilidad local. Tal función se refiere a la probabilidad de que el índice supere un valor límite ( $ic_c$ ), escogido según criterio práctico; por ejemplo, en relación con la aptitud de las aguas para consumo público. Para tal fin, y aunque pueden contemplarse otras opciones geoestadísticas, quizá algo más complicadas de elaborar, se ha optado por utilizar el método de krigeaje de indicatriz (KI) (Chica-Olmo y Luque-Espinar, 2002a,b y 2003), que se fundamenta en una transformación previa de la variable experimental en una variable binomial, variable indicatriz,  $IC(x_0, ic_c) = \{1 \text{ si } IC(x_0) \leq ic_c; 0 \text{ si } IC(x_0) > ic_c\}$ . De este modo, un krigeaje simple de  $IC(x_0, ic_c)$  da la estimación de la función de probabilidad  $Pr[IC(x_0) \leq ic_c]$ , lo que en este caso hace referencia a la calidad del agua para un uso determinado según el valor del corte  $ic_c$ .

Como es fácil de entender, el método KI estima localmente la función de distribución de la variable (IC), con sólo aplicar un conjunto de valores de cortes  $ic_c$  a la variable experimental. Cada indicatriz experimental es objeto de un análisis variográfico y de una estimación local, resolviendo correspondiente el sistema de ecuaciones de krigeaje. Además, es aconsejable que el conjunto de valores de corte  $ic_c$  se encuentre dentro del rango de variación de la variable. El procedimiento descrito es ciertamente largo y tedioso, lo que ha llevado a buscar algunas simplificaciones metodológicas como la propuesta por Deutsch y Journel, 1993, que sugieren usar un único variograma indicatriz, correspondiente a la mediana, para estimar el conjunto de variables indicatrices. De este modo, se asume que todos los variogramas son proporcionales por lo que, consecuentemente, los pesos obtenidos de los sistemas de krigeaje son iguales. De esta hipótesis resulta la siguiente expresión para el estimador:

$$I_{IC}(x_0, ic_c)_{SK}^* = \sum_{i=1}^n \lambda_i(ic_c) I_{IC}(X_i, ic_c) + \left[ 1 - \sum_{i=1}^n \lambda_i(ic_c) \right] F(ic_c)$$

Los  $\lambda_i$  son los pesos de krigeaje simple, iguales para todos los valores de corte de  $ic_c$ . Estos coeficientes se obtienen resolviendo el siguiente sistema de ecuaciones de krigeaje deducido de la minimización del error de estimación  $E\{I_{IC}^*(x_0, ic_c) - I_{IC}(x_0, ic_c)\}^2$ .

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j(ic_c) \gamma_I(x_i, x_j) = \gamma_I(x_0, x_i), \quad i, j = 1, \dots, n$$

donde el variograma de la indicatriz mediana es:

$$\gamma_I(h) = \frac{1}{2} E\{I_{IC}(x+h, ic_m) - I_{IC}(x, ic_m)\}^2$$

#### 4. Resultados

El resultado del análisis variográfico de las variables índices de calidad,  $IC_i(x)$  se puede sintetizar en los variogramas y modelos representados en la [figura 3](#), que corresponden a los valores de corte de las medianas. Para el cálculo de la función se ha utilizado un paso de 1.2 Km, distancia media entre puntos de muestreo. El análisis direccional ha mostrado que no existe una anisotropía espacial marcada en la variación de la calidad del agua, al menos para la distancia de interés en la estimación, por lo que se ha considerado que las variables son isotrópicas. En consecuencia, se ha utilizado el variograma medio direccional para el ajuste del modelo teórico.

El ajuste se ha hecho considerando dos modelos esféricos, cuyos parámetros: efecto de pepita, meseta y alcance, quedan indicados en la mencionada [figura 3](#). Los modelos ajustados describen funcionalmente la variación espacial de los índices. De esta manera, el efecto de pepita representa la componente aleatoria, mientras que los dos modelos esféricos representan la parte estructurada a diferentes escalas. El primer modelo representa la variación espacial a escala local (alcance aproximado 4 Km.) y el segundo modelo la variación espacial a escala regional, correspondiente al conjunto del acuífero (alcance aproximado 14 Km.).

A efectos de la estimación de los valores de la indicatriz se ha elaborado un modelo geométrico del acuífero, formado por la discretización en bloques de  $500 \times 500 \text{ m}^2$  (modelo ráster con 836 bloques). Para cada bloque y para cada índice de calidad se ha estimado el conjunto de indicatrices, utilizando una vecindad local de datos de 4 a 12 puntos (conjunto estimador). Como resultado se ha obtenido un conjunto de mapas de estimación de las indicatrices, que representan la isoprobabilidad espacial  $\Pr[IC(x_0) \leq ic_c]$ .

A modo de ejemplo, en la [figura 4](#) se han representado los mapas de isoprobabilidad correspondientes al valor de corte de la mediana:  $ic_m(CE)=1.201$ ,  $ic_m(ICG)=1.641$  y  $ic_m(P)=1.285$ ; el interés de este valor de corte radica en que permite apreciar mejor las diferencias espaciales relativas. Los mapas expresan la probabilidad de que el valor del índice sea inferior al valor de corte ( $ic_m$ ), de tal manera que las áreas con valores altos de probabilidad presentan una mejor calidad del agua y, al contrario, valores bajos de probabilidad identifican las áreas con peor calidad.

Puede decirse que, en términos generales, la distribución espacial de la calidad del agua en el acuífero según los tres índices es semejante, aunque se detectan algunas diferencias a escala local. Cabe interpretar que estas diferencias locales son debidas a diferencias en los pesos asignados a las variables en la construcción de los índices. Destacan las zonas de buena calidad en la parte oriental del acuífero, donde se está produciendo la recarga principal a través de la red fluvial, principalmente del río Genil, y a lo largo del curso de este río por la parte central del acuífero. En cambio, las zonas de peor calidad se localizan en los bordes norte y suroeste del acuífero donde afloran materiales evaporíticos.

Una aportación destacable de la metodología es su aplicación al estudio de la calidad del agua en sectores más o menos restringidos (p. e. municipalidades). Esto puede hacerse calculando la función de densidad local a partir de los mapas de indicatrices estimadas. Como ejemplo, se ha realizado un estudio de variación del índice de calidad para el sector de la ciudad de Granada y su área metropolitana (véase [figura 1](#)). La función de distribución se ha calculado de forma discreta con 13 valores de corte  $ic_c$ , tomados en el intervalo de 0.2 a 2.6, con incremento de 0.2 unidades, en el que se encuentran los valores experimentales de los tres índices. La [figura 5](#) sintetiza gráficamente los resultados obtenidos, en la cual se han representado las funciones de distribución de los índices estimados a partir del krigeaje de las indicatrices. También se ha representado la función de distribución del índice CE calculado a partir del mapa estimado por krigeaje ordinario (KO). Estos gráficos explican con claridad que al aumentar el valor del índice aumenta la probabilidad de que la calidad del agua se encuentre por debajo de este valor de referencia. Un valor de probabilidad alto, para valores bajos del índice, señala que la calidad del agua es mejor. Es importante notar que, si se desea, se pueden localizar espacialmente los bloques que superan la calidad que señala el valor de corte  $ic_c$  de referencia.

Por otro lado, es evidente que las tres funciones de distribución son prácticamente equivalentes en su forma, pero con un desplazamiento en el eje de abscisas (valor del índice). Esto señala que la diferencia esencial se encuentra en el carácter más o menos restrictivo de los índices, en cuanto al uso del agua para consumo público, de tal manera que el índice ICG es más restrictivo que el índice P, y éste, a su vez, más que el CE. Las funciones crecen de forma rápida (valor de la varianza relativamente pequeño) en un intervalo de valores del índice entre 0.6 y 2.0. Este hecho significa que la elección de uno u otro índice dentro del mencionado intervalo va a condicionar localmente los resultados obtenidos. Obviamente, como se aprecia, fuera del intervalo señalado los resultados son coincidentes.

Para mostrar las diferencias anteriores se ha escogido un valor arbitrario de corte de 1.2, próximo a las medianas, cuyos resultados son los mapas de la [figura 6](#). Vemos que la distribución de los valores de isoprobabilidad para los índices CE y P son muy similares, con ligeras

modificaciones debido a que el índice CE le da un mayor peso a los metales pesados. En ambos mapas se puede observar que la distribución de las aguas de mejor calidad se encuentra a lo largo del río Genil y, de forma particular, en la zona de recarga (sector sureste), disminuyendo la calidad hacia los bordes norte y suroeste de la zona de descarga (sector occidental).

Sin embargo, el índice ICG presenta una distribución espacial diferente a las anteriores, predominando los valores bajos de probabilidad (mala calidad), dado que es un índice más restrictivo, como se comentó anteriormente. Esta variación se debe a que las variables con mayor importancia en este índice son magnesio, sodio, nitratos, fosfatos y calcio, que presentan valores relativamente altos en el acuífero.

Como se indicaba anteriormente, y a efectos de un análisis comparativo, en la [figura 5](#) se ha representado el histograma acumulado del índice CE obtenido por estimación directa de la variable por krigeaje ordinario (KO). Al compararlo con los resultados de KI se aprecia que difieren esencialmente en las colas, es decir, para valores bajos y altos de la distribución. Este hecho observado, no es otra cosa que la consecuencia de los errores de sobreestimación y subestimación del KO, por lo que este método no debe ser considerado como adecuado cuando se desean aplicar criterios de predicción local. Otro resultado que explica lo anterior se ve en la [figura 7](#), donde se muestran los histogramas de valores del índice CE correspondientes a los datos experimentales, estimados por KO y por KI. Esta figura pone de manifiesto nuevamente la subestimación y sobreestimación del KO en las colas de la distribución; igualmente, como era de esperar, hay una buena concordancia de la distribución experimental con la estimada por KI.

## 5. Conclusiones

El estudio realizado en el acuífero detrítico de la Vega de Granada permite concluir que la calidad de las aguas subterráneas en el acuífero de la Vega de Granada es, en general, buena, dado que no existe una contaminación importante y que los valores se encuentran dentro de los límites establecidos. El empeoramiento de la calidad se da en los bordes norte y sur del sector occidental, conforme se produce el alejamiento del curso del río Genil que recoge las aguas de escorrentía de Sierra Nevada.

En cuanto a la metodología propuesta es importante destacar la combinación del uso de varias técnicas geoestadísticas de estimación espacial del índice de calidad. Destaca el krigeaje de indicatriz que da un enfoque probabilístico al estudio de la variación espacial de la calidad de las aguas subterráneas.

Se ha demostrado que los índices de calidad son equivalentes en términos globales, aunque difieren en su carácter restrictivo, con respecto a la calidad del agua, aunque pueden darse diferencias a nivel local. Así, el índice CE muestra una mayor sensibilidad a una contaminación por metales pesados, procedente de una posible contaminación antrópica; en cambio, el índice ICG refleja con más detalle la calidad general de un agua supuestamente no contaminada, y el índice P presenta una posición intermedia entre ambos. No obstante, consideramos que lo más adecuado



Chica-Olmo, M. et al. (2005): "Una aproximación geoestadística al análisis espacial de la calidad del agua subterránea", *GeoFocus (Artículos)*, nº 5, p.79-93. ISSN: 1578-5157

---

sería separar el análisis de la calidad del agua en dos índices distintos, tal que, primero se analice la ausencia de contaminación por metales pesados o bacteriológica y luego la calidad general en función de los parámetros físico-químicos naturales.

Por último, cabe resaltar que la metodología propuesta proporciona al gestor una herramienta potente para la interpretación de la distribución de la calidad de las aguas, de fácil implementación dentro de un Sistema Soporte de Decisión (SSD) orientado a la gestión de los recursos hídricos subterráneos.

### Referencias bibliográficas

Chica-Olmo, M. y Luque-Espinar, J. A. (2002a): "Interpolación espacial en la creación de cubiertas temáticas en S.I.G.", en *Los Sistemas de información geográfica en la gestión de los riesgos geológicos y el medio ambiente*. Madrid, IGME, pp. 181-198.

Chica-Olmo, M. y Luque-Espinar, J. A. (2002b): "Applications of the local estimation of the probability distribution function in environmental sciences by kriging methods." *Inverse Problems*, 18, pp.25-36.

Chica-Olmo, M. y Luque-Espinar, J. A. (2003): "Creación de mapas de calidad de aguas subterráneas mediante métodos de Krigeaje", *Boletín Geológico y Minero*, 114, 3, pp. 299-310.

Chica-Olmo, M., Luque-Espinar, J.A, Ruiz-Castellano, J. P., Carpintero-Salvo, I. y García-Soldado, M. J. (2003): "Integración de datos de calidad de aguas subterráneas mediante métodos geoestadísticos". *VII Congreso Nacional AESIG*, Cáceres.

Chica-Olmo, M., García-Soldado, M. J., Carpintero-Salvo, I. R. y Luque-Espinar, J. A. (2004): "Aplicación del Krigeaje de Indicatrices al análisis de cambios en la calidad del agua subterránea" en Conesa, C. y Martínez Guevara, J. B. (eds.): *Territorio y medio ambiente. Métodos cuantitativos y técnicas de información geográfica. XI Congreso MCSIGTD*. Murcia. Universidad de Murcia y Grupo de Métodos Cuantitativos, SIG y Teledetección de la AGE, Vol.1, pp.191-199.

Deutsch, C. y Journel, A.G. (1993): *GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide*. London, Oxford University Press.

Matheron, G. (1971): "The theory of regionalized variables and its applications". *Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique de Fontainebleau*, Ecole des Mines de Paris, Fascicule 5, Fontainebleau, 211 pp.

Mingo Magro, J. (1981): *La vigilancia de la contaminación fluvial*. Madrid, DGOH/MOPU.

Poch, M. (1999): *Las calidades del agua*. Barcelona, Ed. Rubes.

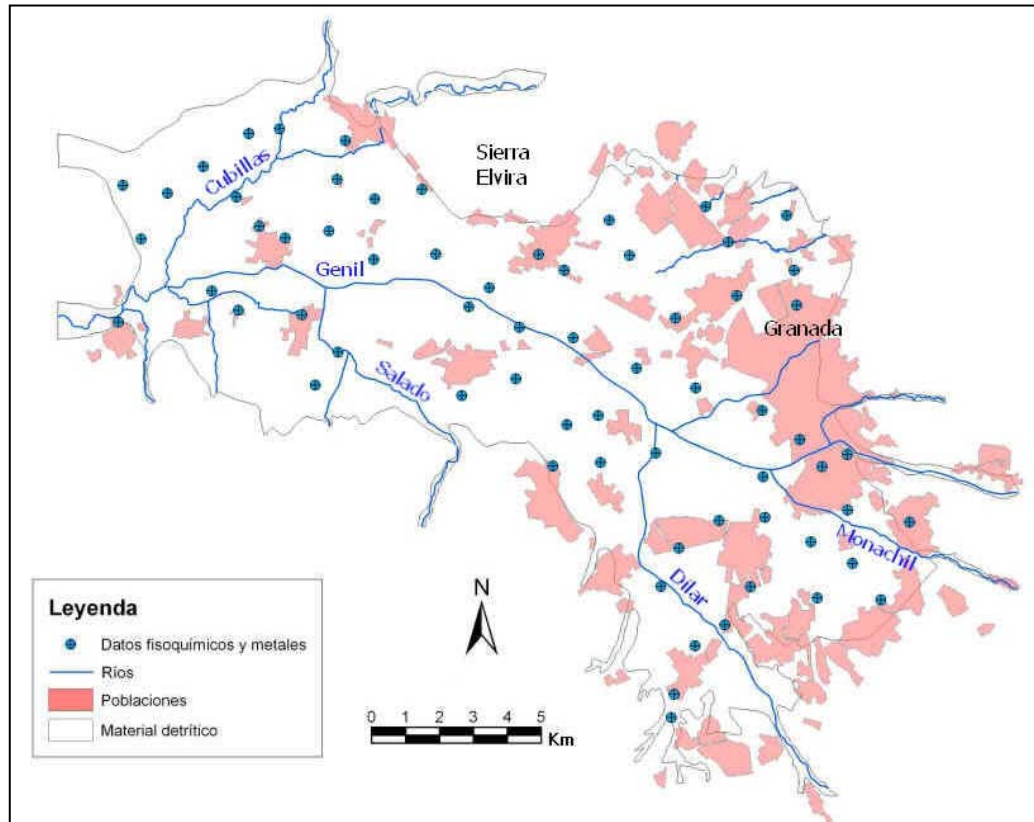
## TABLAS

**Tabla 1. Variables utilizadas para la elaboración de los índices de calidad de aguas, con sus correspondientes cargas (valor absoluto de importancia) y pesos (valor ponderado de importancia)**

Variables	ICG - cargas	ICG – pesos	CE - cargas	CE pesos	P - cargas	P - pesos
Conductividad ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )	1	0.03	2	0.04	2	0.05
pH	1	0.03	1	0.02	2	0.05
Calcio (mg/l)	3	0.08	2	0.04	1	0.02
Magnesio (mg/l)	4	0.10	2	0.04	2	0.05
Sodio (mg/l)	4	0.10	2	0.04	2	0.05
Cloruros (mg/l)	2	0.05	2	0.04	2	0.05
Fosfatos (mg/l)	3	0.08	2	0.04	0	0.00
Nitratos (mg/l)	3	0.08	3	0.07	4	0.09
Sulfatos (mg/l)	2	0.05	3	0.07	2	0.05
Boro (mg/l)	2	0.05	3	0.07	3	0.07
As ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	2	0.05	3	0.07	2	0.05
Cd ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	1	0.03	3	0.07	3	0.07
Cr ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	1	0.03	3	0.07	3	0.07
Cu ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	2	0.05	3	0.07	3	0.07
Fe ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	2	0.05	3	0.07	3	0.07
Mn ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	2	0.05	3	0.07	3	0.07
Pb ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	2	0.05	3	0.07	3	0.07
Sb ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	2	0.05	3	0.07	3	0.07
Suma	39	1.00	46	1.00	43	1.00

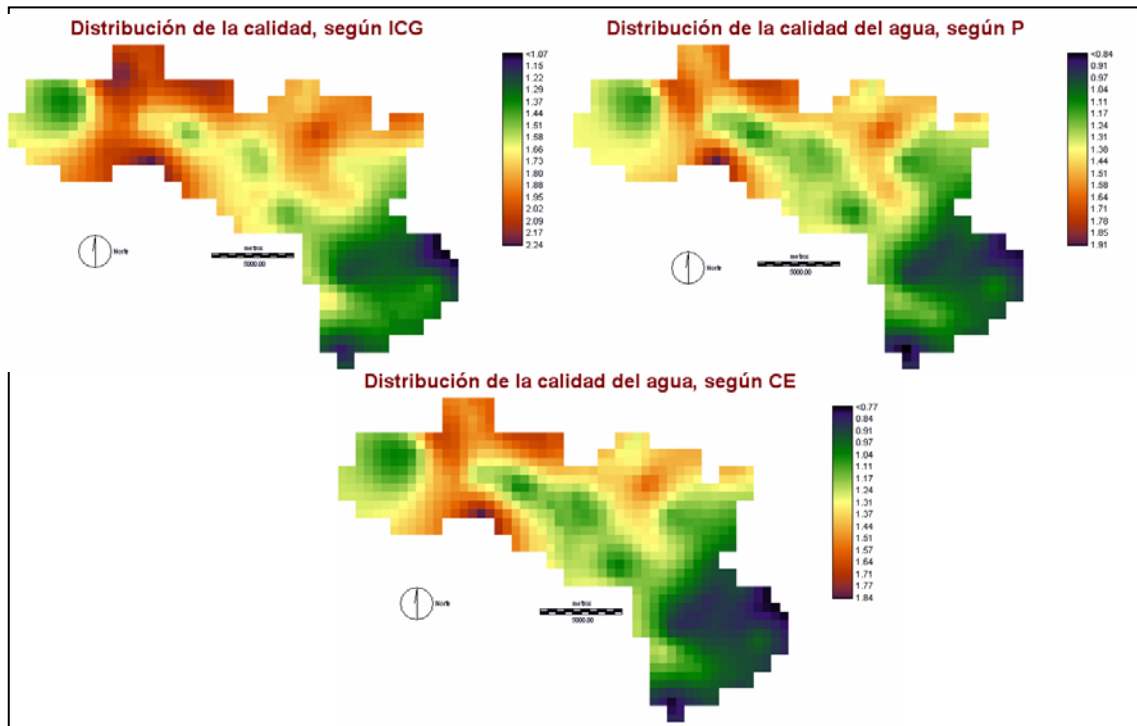
Chica-Olmo, M. et al. (2005): "Una aproximación geoestadística al análisis espacial de la calidad del agua subterránea", *GeoFocus (Artículos)*, n° 5, p.79-93. ISSN: 1578-5157

## FIGURAS



**Figura 1. Distribución de los puntos de muestreo**  
Datos pertenecientes al proyecto HIDROGIS, Octubre 2003.

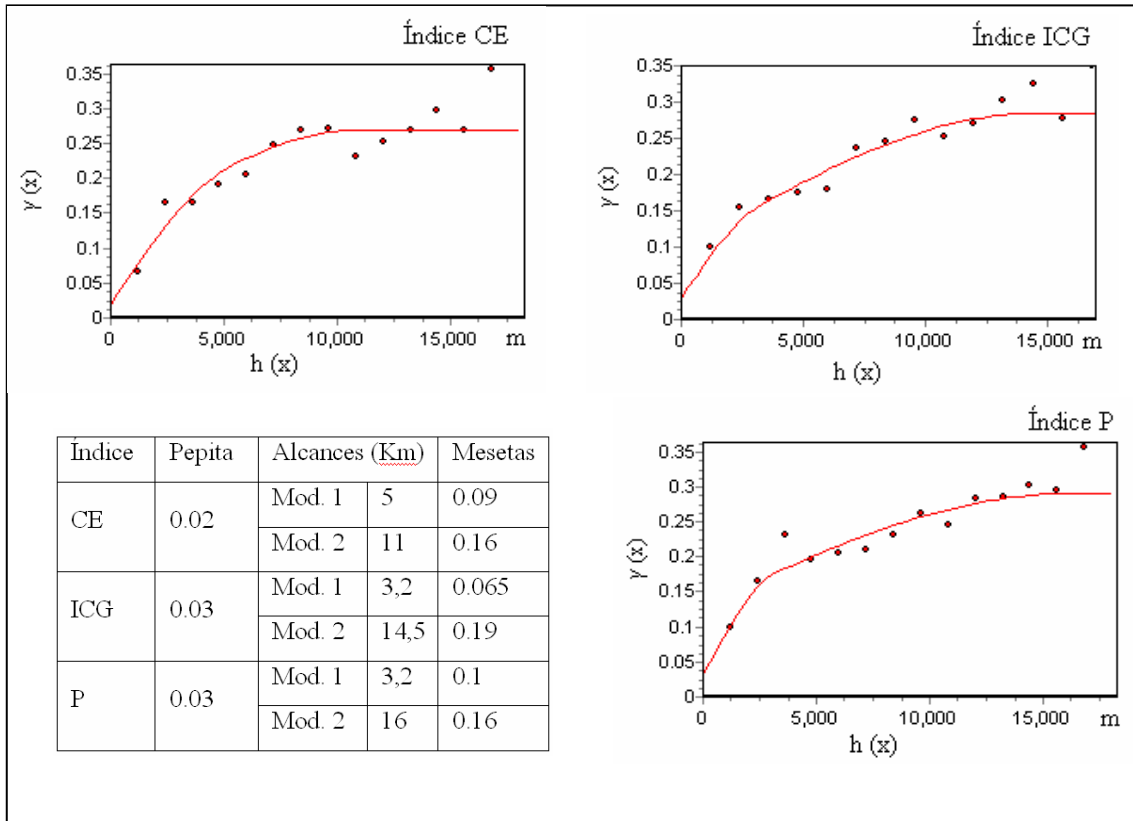
Chica-Olmo, M. et al. (2005): "Una aproximación geoestadística al análisis espacial de la calidad del agua subterránea", *GeoFocus (Artículos)*, n° 5, p.79-93. ISSN: 1578-5157



**Figura 2. Mapas de Calidad del agua subterránea (krigeaje ordinario) según cada índice de calidad.**

Elaboración propia sobre datos pertenecientes al proyecto HIDROGIS, Octubre 2003.

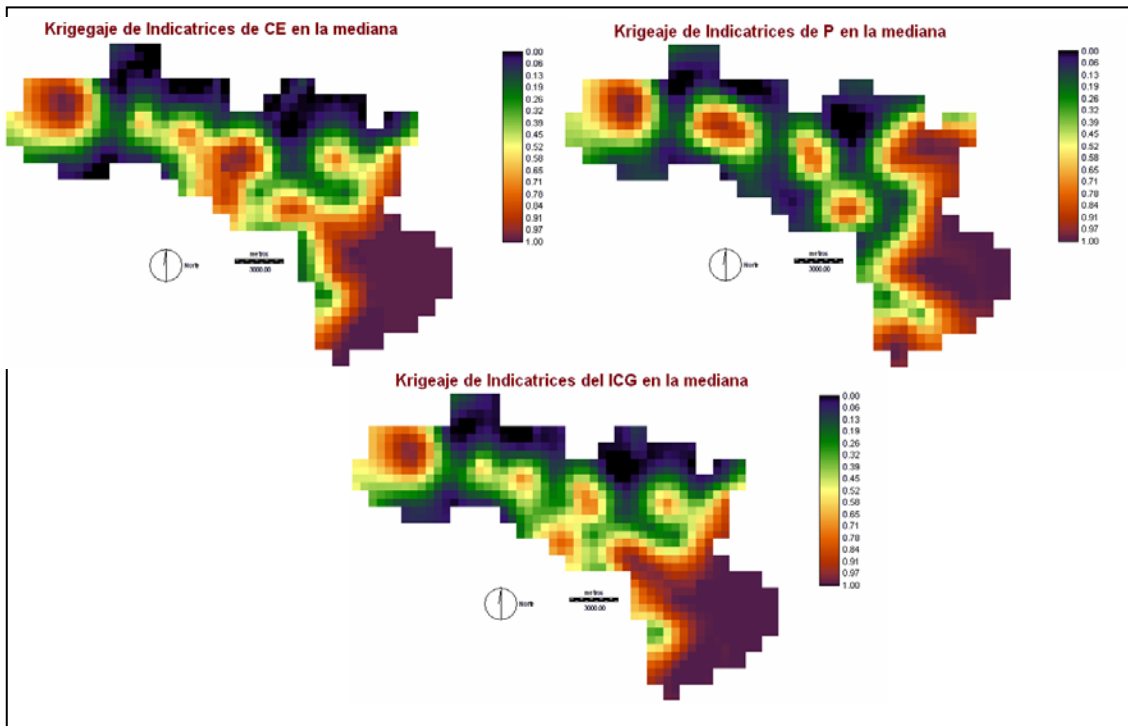
Chica-Olmo, M. et al. (2005): "Una aproximación geoestadística al análisis espacial de la calidad del agua subterránea", *GeoFocus (Artículos)*, n° 5, p.79-93. ISSN: 1578-5157



**Figura 3. Variogramas experimentales y ajustes a modelos teóricos de las variables indicatriz correspondientes a los tres índices de calidad del agua.**

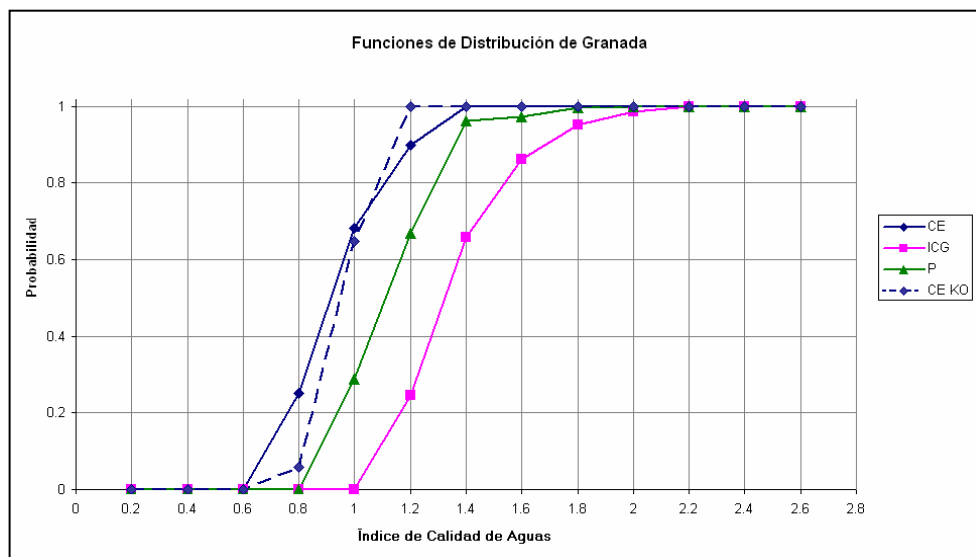
Elaboración propia sobre datos pertenecientes al proyecto HIDROGIS, Octubre 2003.

Chica-Olmo, M. et al. (2005): "Una aproximación geoestadística al análisis espacial de la calidad del agua subterránea", *GeoFocus (Artículos)*, n° 5, p.79-93. ISSN: 1578-5157



**Figura 4. Mapas de isoprobabilidad (krigeaje de indicatrices) correspondientes al valor de mediana.**

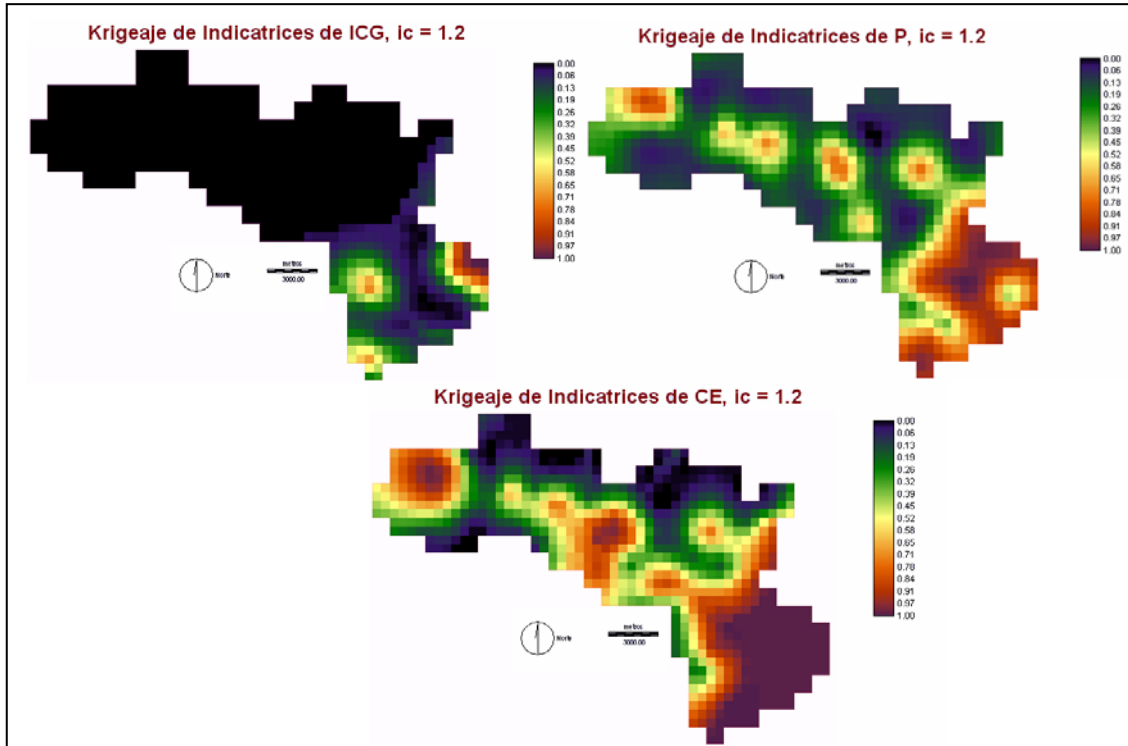
Elaboración propia sobre datos pertenecientes al proyecto HIDROGIS, Octubre 2003.



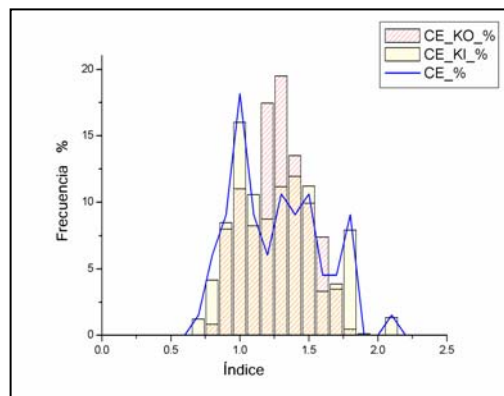
**Figura 5. Funciones de distribución de los tres índices calculados por KI y del índice CE a partir del KO.**

Elaboración propia sobre datos pertenecientes al proyecto HIDROGIS, Octubre 2003.

Chica-Olmo, M. et al. (2005): "Una aproximación geoestadística al análisis espacial de la calidad del agua subterránea", *GeoFocus (Artículos)*, n° 5, p.79-93. ISSN: 1578-5157



**Figura 6. Mapas de isoprobabilidad (krigeaje de indicatrices) para  $ic_1 = 1.2$**   
Elaboración propia sobre datos pertenecientes al proyecto HIDROGIS, Octubre 2003.



**Figura 7. Comparación de los histogramas de datos experimentales y estimados con KO y KI para el índice CE en el acuífero de la Vega de Granada.**

Elaboración propia sobre datos pertenecientes al proyecto HIDROGIS, Octubre 2003.

<sup>1</sup> Este trabajo se ha desarrollado en el marco del proyecto de investigación HIDROGIS financiado por el MEC (BTE 2002-159) y ha contado con la financiación de la Junta de Andalucía (grupo de investigación RNM122).