

Creación de mapas de calidad de aguas subterráneas mediante métodos de Krigeaje

M. Chica-Olmo⁽¹⁾ y J.A. Luque-Espinar⁽²⁾

(1) Departamento de Geodinámica/IACT, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada.
Avenida Fuente Nueva s/n, 18071 Granada. Tel./Fax: 958-243363
E-mail: mchica@goliat.ugr.es

(2) Instituto Geológico y Minero de España, Urbanización Alcázar del Genil, 4, 18006 Granada. Tel: 958-183143. Fax: 958-122990
E-mail: granada@igme.es

RESUMEN

Se presentan dos aproximaciones distintas de la Geoestadística al problema de elaboración de mapas de calidad de las aguas subterráneas. La correcta representación espacial de estos parámetros tiene gran importancia, en general, pero especialmente en aquellos acuíferos que se utilizan para abastecimiento. En primer lugar se describen los principales aspectos teóricos geoestadísticos y, a continuación, se presentan los métodos de estimación de krigeaje ordinario y krigeaje de indicatrices, ambos con los mismos fundamentos teóricos, pero con un enfoque de la estimación diferente. En el primer caso se obtiene el valor más probable del contenido en nitratos en el acuífero (estimación lineal); en el segundo, se estima la probabilidad de superar determinados valores límite, "problema de alarma", del contenido en dicha variable (estimación no lineal). Se muestra como caso de estudio el acuífero de la Vega de Granada, donde se analizan los resultados obtenidos y se discuten algunas ventajas que ofrecen estos métodos, teniendo en cuenta el comportamiento aleatorio que muestran estas variables. Los mapas realizados constituyen una base de información de interés para la toma de decisiones en relación con la gestión de la calidad del agua.

Palabras clave: calidad, krigeaje de indicatrices, krigeaje ordinario, mapas, nitratos

Elaboration of groundwater quality maps using Kriging methods

ABSTRACT

Two different geostatistical approaches for the elaboration of groundwater quality maps are presented. Firstly, the main theoretical aspects concerning to the two estimation methods used, ordinary kriging and indicator kriging, are described. They share a common theoretical basis but focus their estimations in different terms. The former gives the most probable value of a groundwater quality parameter in the aquifer, e.g. nitrate contents, so that is applied to map its spatial distribution. Whereas the latter estimates is applied to estimate the spatial probability distribution function of surpassing a given threshold or "alert" value for the experimental parameter. A case study regarding the Vega of Granada aquifer is also presented. The comparative advantages offered by each of these methods are discussed, taking into account the random behaviour shown by the studied variable. It is concluded that maps created by both methods provide valuable information of great interest for decision-making with regards to water quality control.

Key words: groundwater quality mapping, indicator kriging, ordinary kriging, nitrate contents

Introducción

La degradación de la calidad de los recursos hídricos subterráneos está creciendo de forma alarmante en muchos acuíferos, con un origen ligado a causas diversas así como los compuestos que las causan. La agricultura es, probablemente, la actividad que más está alterando la calidad natural de los acuíferos en términos de superficie afectada; en algunos casos

afecta prácticamente a todo el acuífero. Esta actividad genera una contaminación difusa en los acuíferos debido a las malas prácticas de abonado y control de plagas, lo que favorece la incorporación de ciertos productos al medio subterráneo. La dinámica en la aparición de estos productos químicos en la zona saturada presenta una distribución espacial que es preciso estudiar con el detalle necesario. Por ello se utilizan métodos de estimación espacial cuyos resul-

tados proporcionan mapas de calidad de las aguas subterráneas. En este sentido, la correcta estimación y predicción de la calidad de las aguas subterráneas tiene unas connotaciones socioeconómicas evidentes a las que se debe dar una respuesta adecuada. En este ámbito, los métodos geoestadísticos aportan un conjunto de herramientas de análisis de la información y de estimación de las variables muy adecuado para caracterizar la distribución espacial de las variables, ya sea en términos de valor más probable de la variable en un punto no experimental o de elaboración de mapas probabilísticos de previsión de distribución de los atributos que se considere de interés.

La Geoestadística, con fundamento en la Teoría de Variables Regionalizadas (Matheron, 1965), interpreta a las variables experimentales como variables regionalizadas, es decir, como variables que presentan una distribución espacial caracterizada por una estructura de correlación o variabilidad espacial, p.e. concentración de nitratos. Este aspecto reviste gran importancia no sólo en el reconocimiento experimental, sino también a la hora de elegir el modelo de estimación espacial.

Básicamente, los métodos geoestadísticos tienen dos grandes campos de aplicación. Por un lado, los métodos de estimación, en los que se centra este artículo, aplicables en estudios donde se requiere el conocimiento del valor más probable de la variable o atributo en un punto no experimental (estimación lineal), o bien de la estimación de una función de la variable en dicho punto, p.e. probabilidad de superar un valor límite (estimación no lineal). De otro lado, están los métodos de simulación condicional, cuyo interés práctico radica en el hecho de proporcionar un modelo numérico que reproduce la variabilidad espacial del fenómeno observado. A diferencia de otros métodos de interpolación espacial, los métodos geoestadísticos tienen naturaleza topoprobabilística, es decir, tienen en cuenta la distribución de las variables, por lo que están especialmente adaptados al estudio que nos ocupa de variables medioambientales e hidrogeológicas.

Una variable regionalizada se interpreta como una función aleatoria $Z(x)$, que da el valor del atributo de calidad del agua Z en un punto del espacio $x \in R^1$, R^2 ó R^3 . Es evidente que este concepto es aplicable a la gran mayoría de variables relacionadas con la calidad del agua de los acuíferos. En esencia, éstas presentan dos características fundamentales: el carácter aleatorio que induce a la noción de variable aleatoria y el carácter estructural, propio de la característica estudiada en relación con la calidad del agua o regionalización, caracterizado por la función variograma, cuya expresión es:

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

Como función vectorial que cuantifica la varianza de los incrementos cuadráticos de primer orden de la función, su interés práctico es muy importante para el conocimiento de la variabilidad espacial del parámetro de calidad. El estimador insesgado de la función variograma, a partir de los datos experimentales, viene dado por la fórmula clásica:

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

donde $z(x_i)$ y $z(x_{i+h})$ son los valores de la variable observados en los puntos x_i y x_{i+h} ; $NP(h)$ es el número de parejas de datos distantes h .

El análisis variográfico o estructural comprende tres etapas: estimación e interpretación del variograma experimental, ajuste a un modelo teórico y validación del modelo. Es en este procedimiento donde se produce una interacción entre el usuario y el modelo geoestadístico. Aquél, interpreta y modeliza el variograma atendiendo al conocimiento experimental de la variable, llegando a cuantificar aspectos esenciales de la variación espacial. Esta información será incorporada al proceso geoestadístico de estimación espacial de Krigeaje, por lo que la calidad de los resultados finales dependen del grado de acierto alcanzado en esta etapa de análisis variográfico.

Mapas de calidad del agua subterránea mediante Krigeaje

El Krigeaje es el método de estimación geoestadística que proporciona el "valor más probable" de una característica observada en un punto no experimental de la zona saturada del acuífero. Existe una gran variedad de métodos, cada uno de ellos adaptado a las diversas situaciones que se pueden presentar en la estimación de variables relacionadas con la calidad de los recursos hídricos (Krigeaje Ordinario, Krigeaje Simple, Krigeaje Disyuntivo, Krigeaje de Indictrices, etc). Estos métodos se clasifican en dos grandes grupos atendiendo a la estructura del estimador, lineales y no lineales. También, de acuerdo a la naturaleza de las hipótesis previas establecidas, los métodos se clasifican en paramétricos y no paramétricos. Seguidamente, se exponen de forma resumida los fundamentos de los dos métodos tratados en este artículo, Krigeaje Ordinario (lineal) y Krigeaje de Indictrices (no lineal).

Krigeaje Ordinario

El método de Krigeaje Ordinario estima el valor experimental en localizaciones no experimentales, proporcionando un estimador óptimo del valor de la variable $Z(x)$ en el soporte de información v (puntual o valor medio), $Z_v(x)$. Para ello utiliza el conjunto de datos experimentales $\{z(x_i), i=1...n\}$ y la función variograma $\gamma(h)$ que caracteriza la estructura de variabilidad espacial de la variable. Como hipótesis se establece que $Z(x)$ es una función aleatoria estacionaria de segundo orden; es decir, con esperanza constante $E\{Z(x)\}=m$ y dotada de covarianza $C(h)$ o de variograma $\gamma(h)$.

El estimador de Krigeaje Ordinario (Z_{ko}) del valor buscado es simplemente una ponderación lineal de los valores experimentales por coeficientes λ_i (ponderadores de Krigeaje) desconocidos:

$$Z_v^{ko}(x) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i)$$

La diferencia respecto a otros estimadores radica en el procedimiento de búsqueda de los ponderadores λ_i . Se quiere que el estimador Z_{ko} sea óptimo cumpliendo las condiciones de no sesgo y de error de estimación mínimo. La primera condición, expresada de la forma $E\{Z_v\}=E\{Z_{ko}\}$, se obtiene imponiendo que $\sum \lambda_i = 1$, que es la condición de universalidad anteriormente vista para asegurar que la estimación sea insesgada. Además, se impone otra condición aún más fuerte sobre el error de estimación, que sea mínimo

$$\sigma_{KO}^2 = E\{Z_v - Z_v^{ko}\}^2 \rightarrow 0$$

expresión que admite un desarrollo cuadrático en términos de la función variograma, $\gamma(h)$ (Journel y Huijbregts, 1978). La minimización de la expresión de este error por medio de la técnica de Lagrange, bajo la condición de universalidad, conduce al sistema de Krigeaje, cuya solución es el conjunto de ponderadores de Krigeaje λ_i y el parámetro de Lagrange μ .

$$\begin{aligned} \sum \lambda_i \gamma(\alpha, \beta) + \mu &= \gamma(\alpha, \beta) \quad \forall \alpha, \beta = 1, \dots, n \\ \sum \lambda_i &= 1 \quad \mu = \text{parámetro de Lagrange} \end{aligned}$$

Las ventajas más importantes del método, pueden sintetizarse de la siguiente forma: el estimador Z_v^{ko} es óptimo en el sentido de minimización del error de estimación; tiene en cuenta el soporte de información v , puntual o valor medio; considera la geometría del

conjunto estimador y la geometría del conjunto estimador y estimado; y proporciona una valoración probabilística del error de estimación σ_{KO}^2 , lo que sin duda es de gran valor para la interpretación de los resultados:

$$\sigma_{KO}^2 = \sum_{\alpha} \lambda_{\alpha} \gamma(\alpha, v) + \mu - \gamma(v, v)$$

Krigeaje de Indictrices

En el estudio de la distribución espacial de parámetros de calidad del agua, aparecen ciertos problemas que no pueden ser resueltos mediante la estimación directa del valor de la variable en un punto x_0 , $Z(x_0)$, que en el caso de Krigeaje Ordinario se ha anotado por $Z_{ko}(x_0)$. La resolución de estos problemas requieren la estimación de funciones de $Z(x_0)$, lo que implica estimar la función de distribución condicional local $\{Z(x_0)/z(x_i), i=1, \dots, n\}$. Esta situación es muy frecuente en relación con la calidad de las aguas subterráneas, cuando se buscan localizaciones en las que un determinado parámetro, p.e. nitratos, supera un valor límite "problema de alarma". Con excesiva frecuencia, se observa que la solución práctica adoptada se reduce a la simple estimación de Z en el área de estudio, por cualquier método, y a aplicar el corte al valor estimado ($Z^*(x_0) \geq z_c$). Obviamente, debemos recordar que la distribución de Z y Z^* no coinciden (la dispersión de Z es mayor que la de Z^*) y, por tanto, los resultados de aplicar el corte sobre el estimador no son óptimos y, en consecuencia, los errores en la toma de decisiones pueden ser graves. El problema se reduce a determinar la función de distribución acumulada $F(z) = \Pr\{Z(x_0) < z_c\}$ cuando el límite z_c varía en un rango de valores (Chilès y Delfiner, 1999; Chica-Olmo y Luque-Espinar, 2002a). Ahora, sin embargo, se necesita estimar una función de $Z(x_0)$ y no solamente la esperanza matemática de Z en el punto x_0 , como ocurría en el caso anterior. Además, otro aspecto a considerar es la escala local para estimar la función de distribución. A la resolución de este problema de estimación local de la función de distribución condicional de una variable, se han propuesto diversos métodos geoestadísticos paramétricos y no paramétricos. Entre los primeros destaca el método de estimación no lineal de Krigeaje Disyuntivo, y entre los segundos el método de Krigeaje de Indictrices. Por su sencillez de aplicación se expondrá un breve resumen de este segundo método propuesto por Journel (1983, 1984); no obstante en Chica-Olmo y Luque-Espinar, 2002b puede verse una aplicación de ambos métodos en ciencias ambientales.

El método de Krigeaje de Indicatrizes se fundamenta en una transformación binomial de la variable $Z(x)$ en la variable indicatriz, $I(x_0, z_c) = \{1 \text{ si } Z(x_0) \leq z_c; 0 \text{ si } Z(x_0) > z_c\}$. Un simple krigeaje de $I(x_0, z_c)$ da la probabilidad estimada de que $Z(x)$ sea inferior al valor de corte z_c . La idea del método es repetir el proceso de estimación de las indicatrizes obtenidas para diferentes valores de z_c , de esta forma se obtiene una aproximación discreta de la función de distribución condicional.

El método ofrece como principal ventaja su gran simplicidad práctica, debido a la simple transformación de datos requerida, y puede ser aplicada a variables categóricas, lo que representa una ventaja importante. Como inconveniente está el cálculo de la función mediante un proceso de discretización, para lo que requiere un número suficiente de valores de corte z_c . Para cada uno de estos valores se debe realizar un análisis variográfico y resolver un sistema de krigeaje. Para evitar este proceso, que puede ser largo y tedioso, se puede aplicar una simplificación usando un único variograma indicatriz correspondiente a la mediana de la variable. Esta estructura se deduce del valor de corte coincidente con la mediana de los datos, que se aplica a todas las indicatrizes. De esta forma se asume que todos los variogramas de las indicatrizes son proporcionales y consecuentemente los pesos obtenidos de los sistemas de krigeaje son iguales (Deutsch y Journel, 1993). Esta hipótesis simplifica notablemente el proceso de cálculo, resultando la siguiente expresión para la estimación de la probabilidad $\Pr\{Z(x_0) < z_c\}$:

$$I(x_0, z_c)_{SK}^* = \sum_{i=1}^n \lambda_i(z_c) I(x_i, z_c) + \left[1 - \sum_{i=1}^n \lambda_i(z_c) \right] F(z_c)$$

donde los λ_i son los pesos de krigeaje simple, iguales para todos los valores de corte z_c . El sistema de ecuaciones se expresa en términos del variograma de la indicatriz mediana $\lambda_i(h, z_c) = 1/2 E\{I(x+h, z_c) - I(x, z_c)\}$:

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j(z_c) \gamma_1(x_i, x_j) = \gamma_1(x_0 - x_i), \quad i, j = 1, \dots, n$$

El error de krigeaje viene dado por:

$$\sigma_{IK}^2 = \sum_{i=1}^n \lambda_i(z_c) \gamma_1(x_i, x_0) - \gamma_1(x_0 - x_0), \quad i = 1, \dots, n$$

Caso de estudio: La Vega de Granada

Bajo la superficie de la Vega de Granada se encuentra

uno de los acuíferos más importantes de Andalucía, debido a los recursos y reservas explotables que alcanzan 230 hm³/año y 1.000 hm³ respectivamente (ITGE, 1989). En buena parte de la superficie del acuífero hay cultivos de distinta naturaleza regados con aguas extraídas del acuífero mediante sondeos.

Además, sus recursos también se emplean para abastecimiento de un importante número de habitantes (aproximadamente 90.000 personas) de los municipios ubicados sobre el mismo. La ciudad de Granada también dispone de sondeos de apoyo para situaciones de sequía, de esta manera el número de personas que tienen algún grado de dependencia del acuífero para su abastecimiento asciende a 330.000. Por otra parte, si se creara infraestructura de abastecimiento para todos los municipios existentes en la Vega de Granada, la población dependiente superaría ampliamente las 400.000 personas. Esto le confiere una importancia estratégica como reserva en situaciones de sequía.

Como se puede comprobar la presión sobre el acuífero es importante, tanto desde el punto de vista de uso real y potencial de sus recursos como desde el de las actividades desarrolladas en superficie (agricultura, núcleos urbanos e industria), que están influyendo en la calidad del agua. En este contexto, la realización de mapas fiables de variabilidad espacial de contaminantes o de aspectos relacionados con el comportamiento de los mismos son esenciales. Si se tiene en cuenta, además, el comportamiento espacial y temporal de los contaminantes, p.e. nitratos, que presentan una componente aleatoria de importancia, se justifica el tratamiento de estas variables con la metodología aquí presentada, apropiada para el análisis de estas variables. Con estos métodos es posible la elaboración de mapas de contenidos y de isoprobabilidad con referencia a valores límite establecidos, ambos de gran interés para apoyar la gestión de los recursos del acuífero.

Un caso particular de problema de la calidad del agua de abastecimiento procedente de este acuífero que está cobrando especial importancia en los últimos años, es los incrementos en el contenido en nitratos que se están observando en el acuífero. Este aumento, por encima en algunos casos de los valores máximos permitidos por la legislación actual, está favoreciendo la instalación de depuradoras para "eliminar" este compuesto. De esta manera, se continúa obviando el origen y procesos que han conducido hasta la situación contaminante que padece el acuífero, sin tomar iniciativas reales para analizar y gestionar la calidad de sus recursos.

A continuación se presentan algunos resultados de los posibles enfoques geoestadísticos a la crea-

ción de mapas de calidad del agua del acuífero tomando como referencia la variable contenido en nitratos, de máximo interés en las condiciones actuales de conocimiento de la calidad del agua subterránea. El muestreo seleccionado es de fecha septiembre de 1983, que se justifica por la importante cantidad de muestras de agua analizadas de casi todos los sectores del acuífero, condiciones que pocas campañas de control disponibles cumplen (figura 1). Los estadísticos básicos de esta campaña se observan en la figura 2, donde destaca que el valor medio de los datos utilizados, 40 mg/L de nitratos, indica que la calidad del acuífero, respecto a este parámetro, se aproxima al máximo permitido por la reglamentación sanitaria para aguas de consumo, establecido en 50 mg/L; no obstante, el histograma presenta sesgo a la izquierda, por lo que los valores

más bajos no están bien representados, en principio, lo cual se debe a que la mayor concentración de puntos está en las zonas con mayor actividad agrícola. La irregularidad de la muestra se solucionaría mediante la optimización de la red de control de calidad del acuífero (Chica-Olmo y Luque-Espinar, 2003).

Creación de mapas de distribución espacial

Para el estudio geoestadístico de la contaminación por nitratos es necesaria la realización de un modelo geométrico de la Vega de Granada. Se estableció una malla cuadrada con celdillas de 1000x1000 m². El análisis variográfico denota un comportamiento de la variable continuo en el espacio y bien estructurado; además, no presenta efecto pepita lo cual indica que

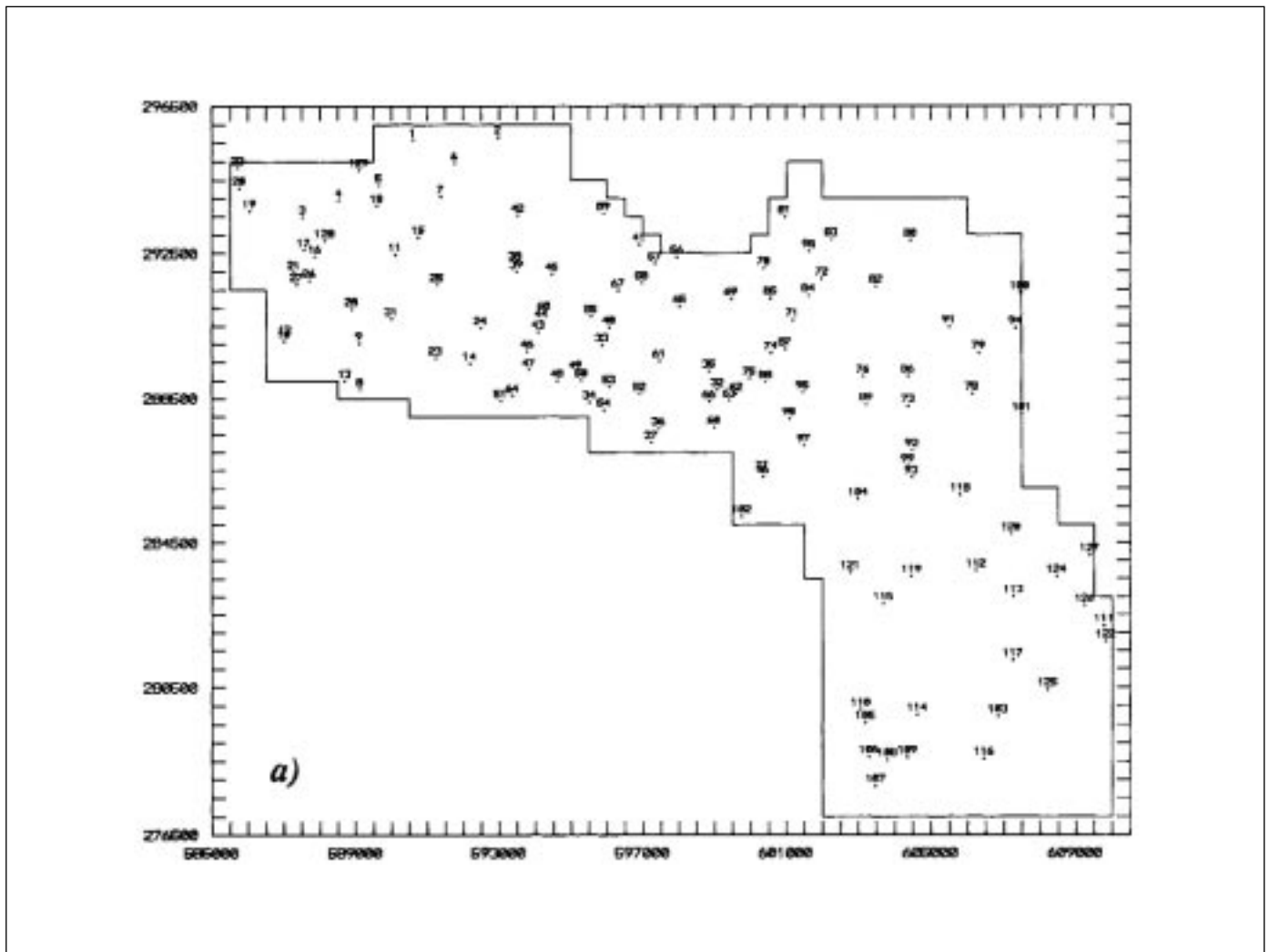


Fig. 1. Situación de los puntos
Fig. 1. Experimental points location

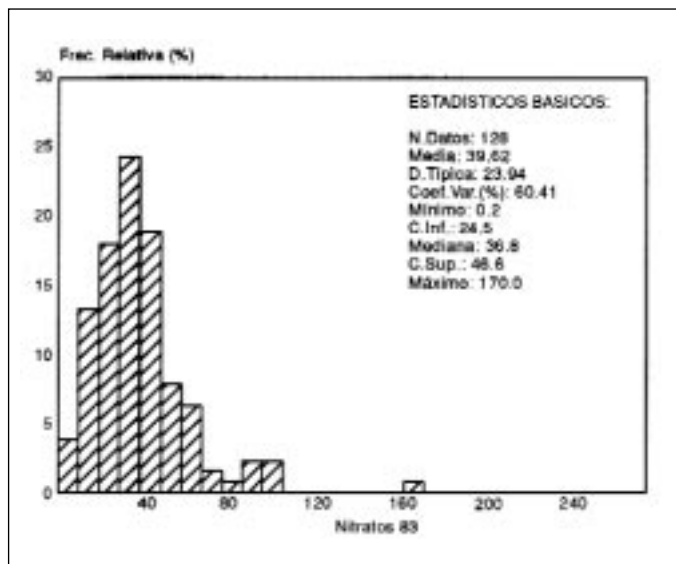


Fig. 2. Estadísticos básicos del contenido en nitratos
 Fig. 2. Basic statistics of the nitrate contents

no existen comportamientos de menor escala. El modelo teórico ajustado es de tipo esférico, sin efecto pepita, alcance 4.000 m y meseta 500 (mg/L)². Con este modelo se estima por krigeaje el contenido en nitratos cuyo resultado es el que refleja la figura 3. La interpretación del mapa de distribución espacial muestra que los valores estimados más elevados se detectan al oeste, donde existe un mayor desarrollo de agricultura basada en frutales; un segundo sector con valores altos se localiza al este, junto a Granada. La estimación por krigeaje tiene la ventaja añadida de poder calcular los errores de estimación (figura 4), lo que tiene indudables ventajas relacionadas con la delimitación de sectores peor muestreados, deficiencias en la información o detección de anomalías de alguna clase, a determinar en su caso y en trabajos específicos de los que no se ocupa este trabajo. No obstante, si se debe destacar que los errores de estimación son pequeños, inferiores a 6 mg/L en la mayor parte del acuífero; errores entre 9 y 12 mg/L se

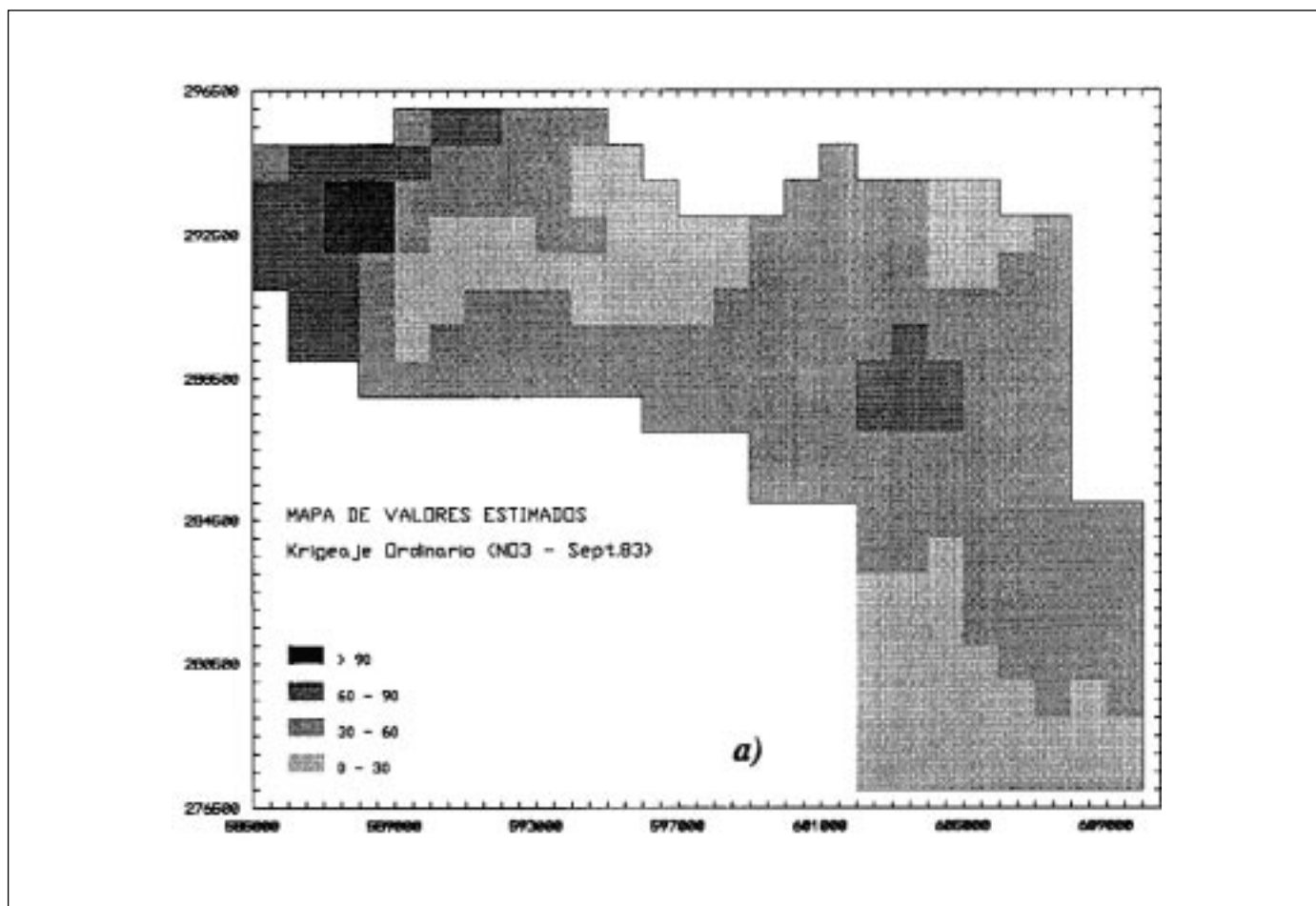


Fig. 3. Mapa de valores estimados del contenido en nitratos
 Fig. 3. Map of estimated values of nitrate contents

aprecian en sectores de varios km² donde no hay puntos con información, lo cual justifica el aumento en el error de estimación. El error cometido en la estimación también puede representarse en términos porcentuales mediante mapas de errores relativos de estimación (figura 5); de esta forma, se aprecia con mayor claridad la precisión del método. Finalmente, los estadísticos de estos mapas se presentan en la figura 6, donde se reflejan numéricamente los comentarios realizados respecto a la estimación, error de estimación y error relativo de estimación.

Creación de mapas de isoprobabilidad

El estudio de la variable nitratos se ha basado en el mismo modelo geométrico. Atendiendo al histograma de los valores experimentales se decidió establecer, como significativos, tres valores de corte, 30, 50 y 70 mg/L, presentando especial importancia el corte de

50 por ser el límite que establece la legislación para aguas de abastecimiento.

El análisis variográfico de estas indicatrices muestra una buena correlación de la variable, aunque en todos los casos se aprecia efecto pepita, aunque pequeño; el modelo teórico ajustado es en los tres cortes esférico, con alcance similar de 3.200 m y la meseta en torno a 0,1 (mg/L)². En las figuras 7, 8 y 9 se muestran los mapas de grises de la isoprobabilidad condicional de superar los valores de corte seleccionados, de indudable valor para evaluar la situación de la contaminación por nitratos en términos probabilísticos. Como más representativo, por su repercusión en el uso para abastecimiento, destaca el mapa del corte de 50 mg/L; en éste se aprecian, de forma clara, sectores donde la concentración de la variable está por encima del valor de corte, otros donde existe riesgo de estarlo y otros donde es muy poco probable que se alcance este valor. Aunque esta escala no se ha establecido con valores concretos de probabilidad,

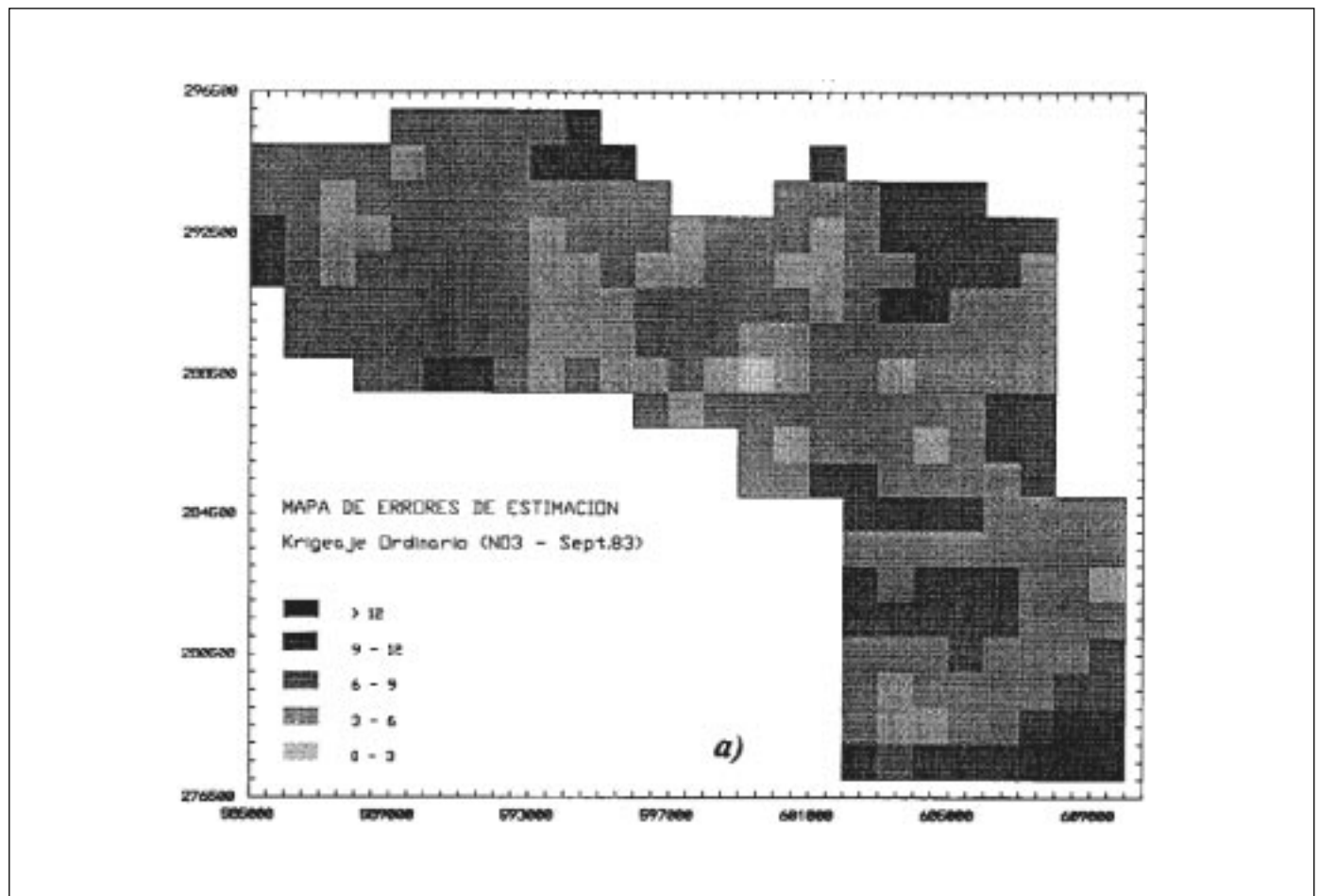


Fig. 4. Mapa de errores de estimación por krigeaje ordinario
Fig. 4. Error map of ordinary kriging estimation

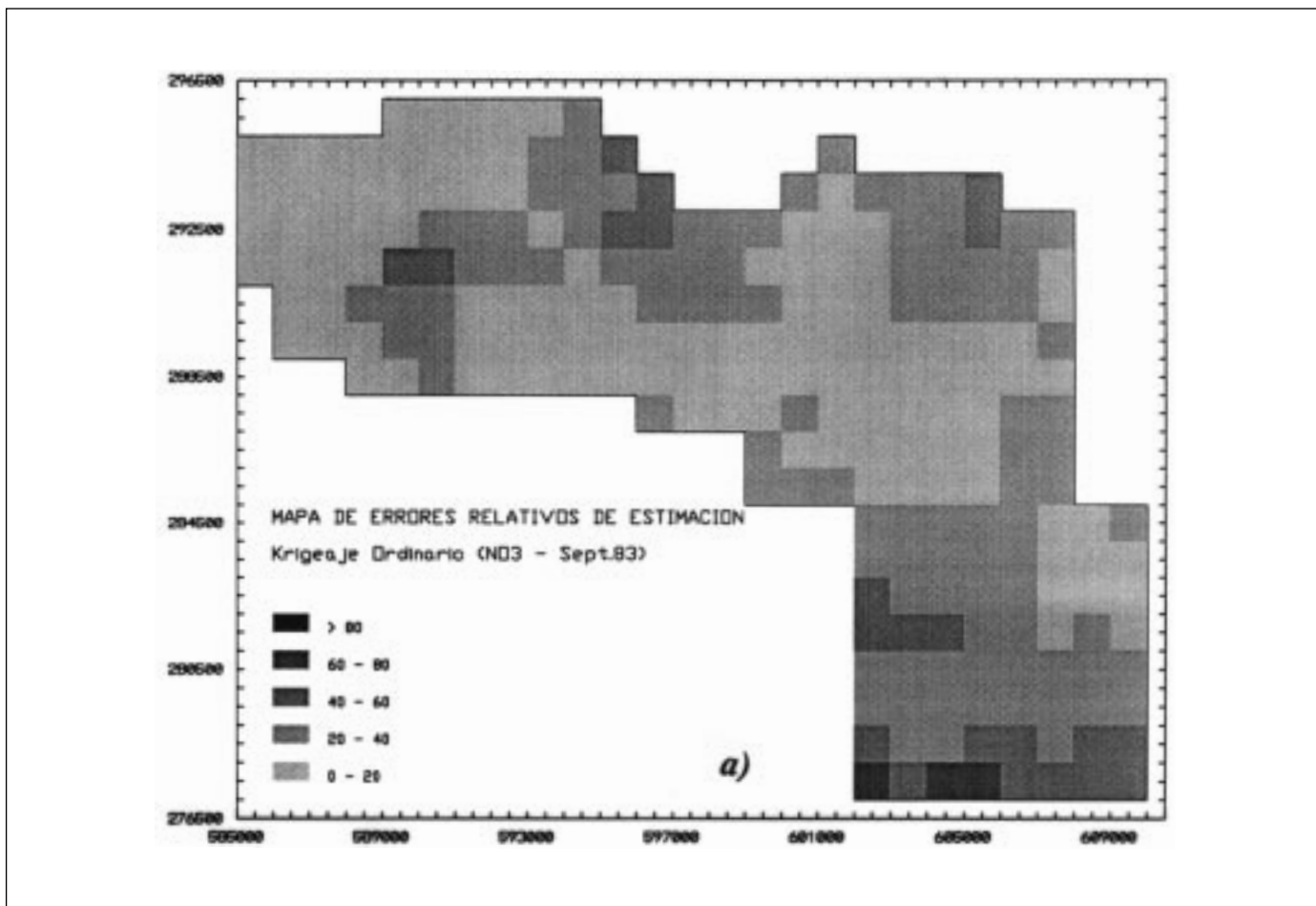


Fig. 5. Mapa de errores relativos de estimación por krigeaje ordinario
 Fig. 5. Relative error map of ordinary kriging estimation

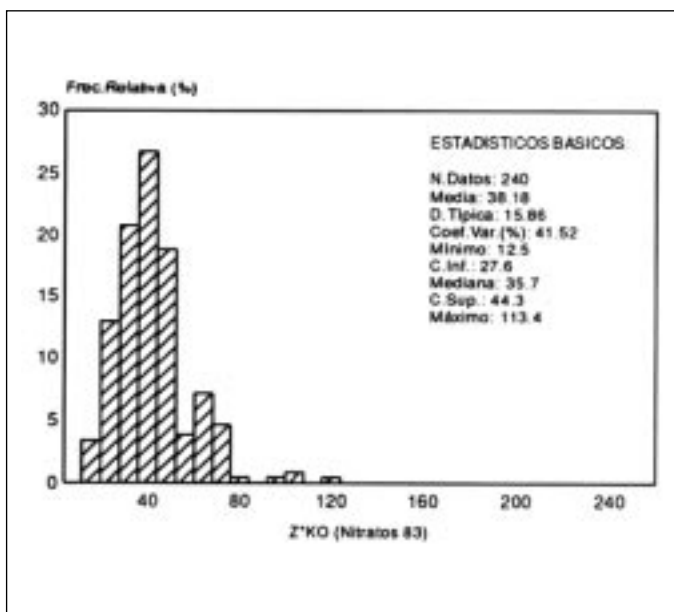


Fig. 6a. Estadísticas básicas de la estimación por krigeaje ordinario
 Fig. 6a. Basic statistics of the estimation values

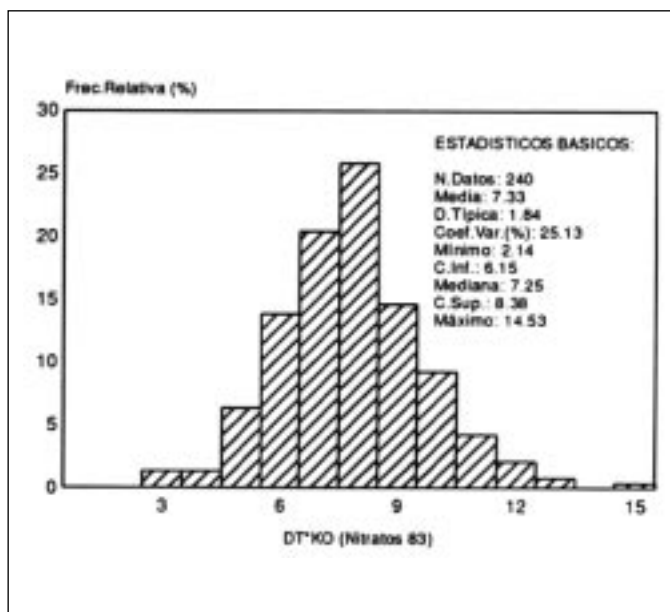


Fig. 6b. Errores de estimación por krigeaje ordinario
 Fig. 6b. Basic statistics of the estimation error

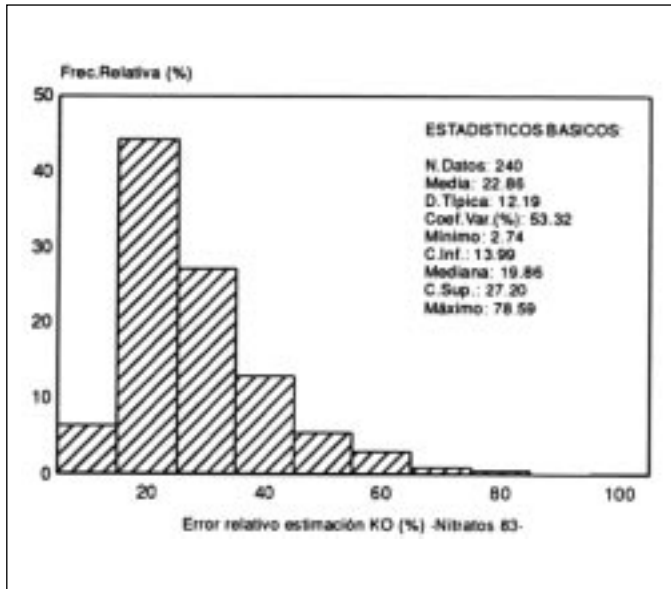


Fig. 6c. Error relativo de estimación por krigeaje ordinario
 Fig. 6c. Basic statistics of the relative estimation error

pues obviamente este concepto de probabilidad no está presente en las normativas vigentes, si que puede comprenderse con facilidad el interés de la gestión de los recursos hídricos y en el análisis de riesgos de contaminación. Constituyen un argumento de trabajo en estas tareas, vinculadas directamente a la planificación del territorio y del uso de los recursos hídricos subterráneos. En definitiva, este enfoque del estudio de la contaminación aporta "radiografías espaciales" del estado de salud del acuífero, puesto que permite definir los sectores afectados o con probabilidad de serlo.

Por último, destacar que los mapas obtenidos con el krigeaje de indicatrices para los cortes de 50 y 70 mg/L de nitratos coinciden, esencialmente, con los sectores donde más se ha intensificado la agricultura en años sucesivos; no obstante, el origen concreto de este compuesto habría de establecerlo con análisis isotópicos, pues en algunos sectores podría estar relacionado su aumento con fugas de aguas residuales.

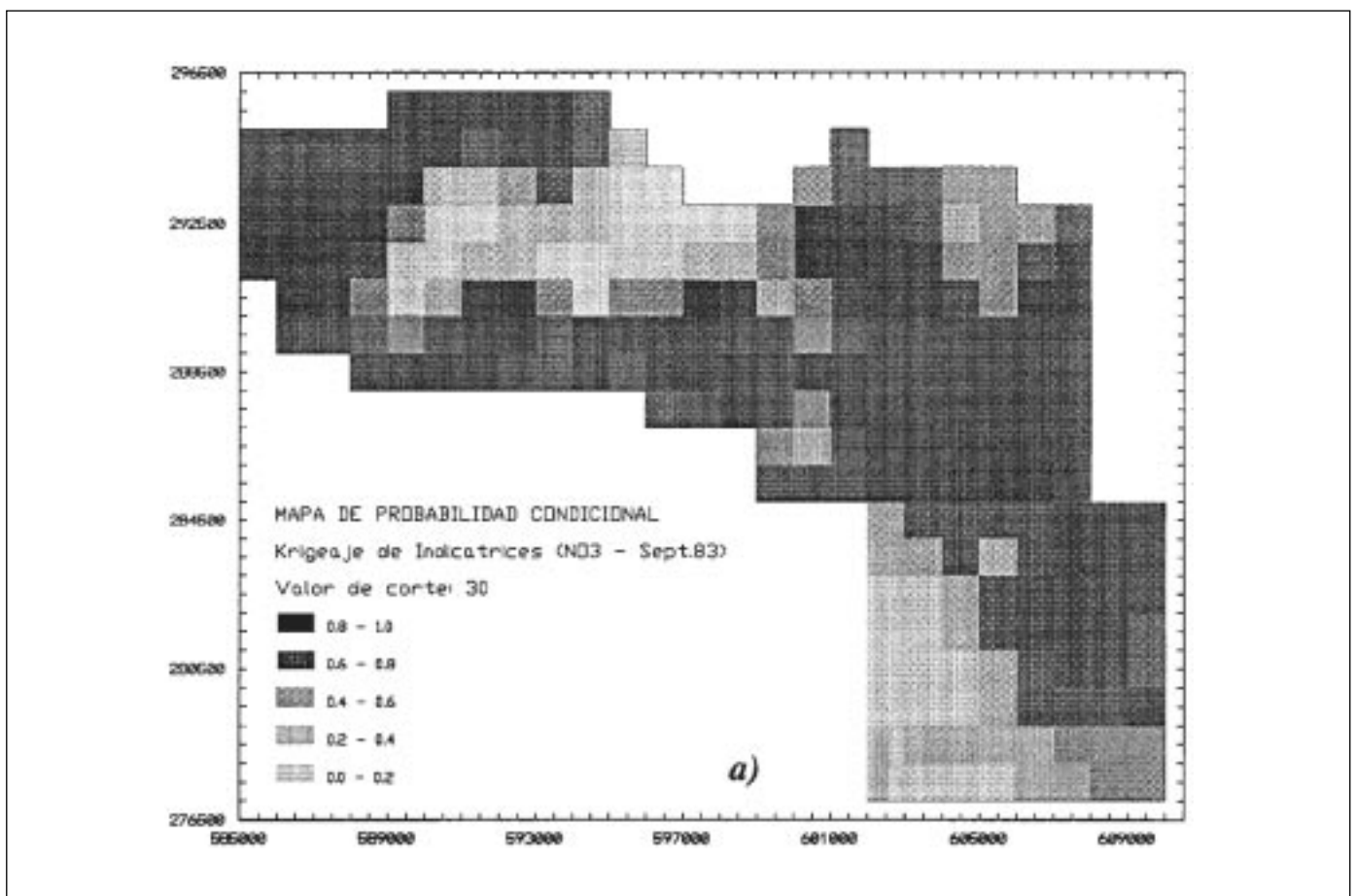


Fig. 7. Mapa de probabilidad condicional de superar el valor de corte 30 mg/L de nitratos
 Fig. 7. Map of conditional probability for the cutoff values for nitrate: 30 mg/L

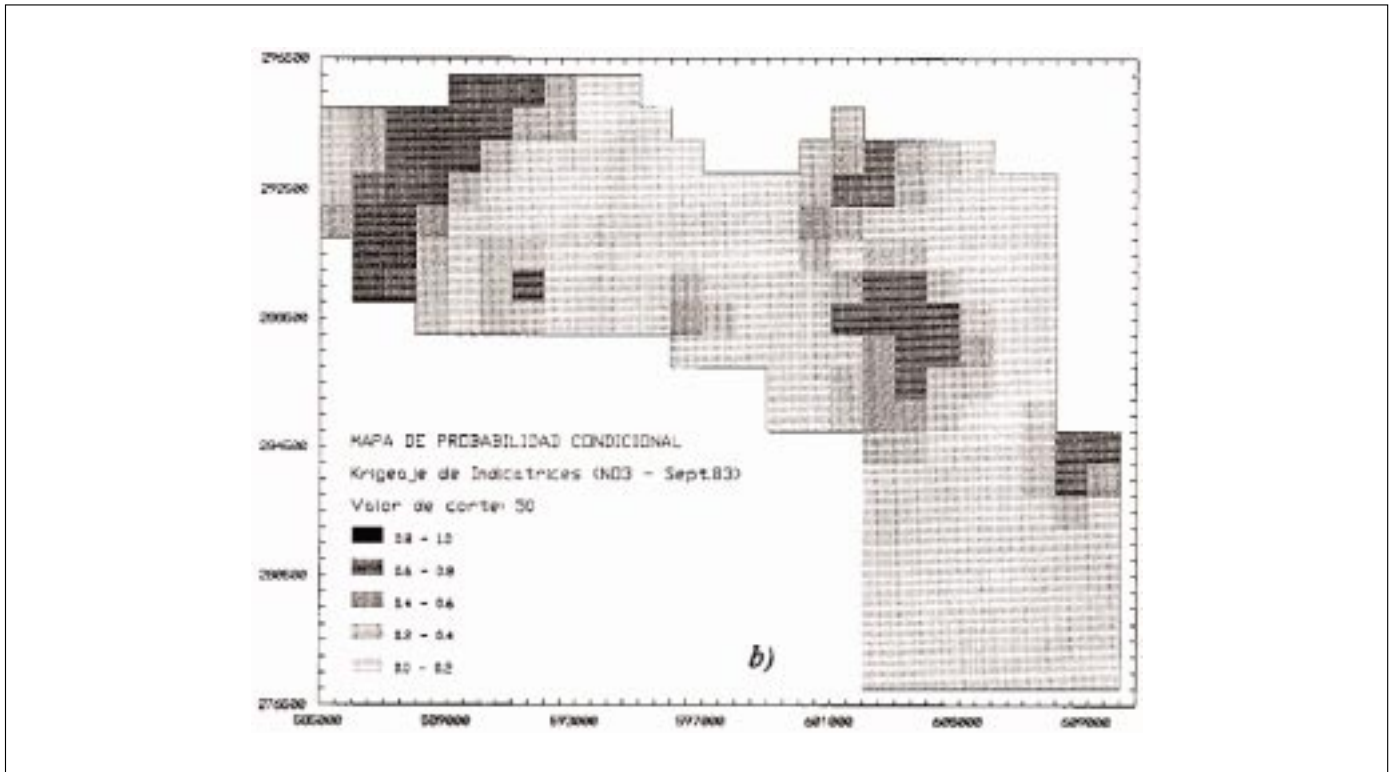


Fig. 8. Mapa de probabilidad condicional de superar el valor de corte 50 mg/L de nitratos
Fig. 8. Map of conditional probability for the cutoff values for nitrate: 50 mg/L

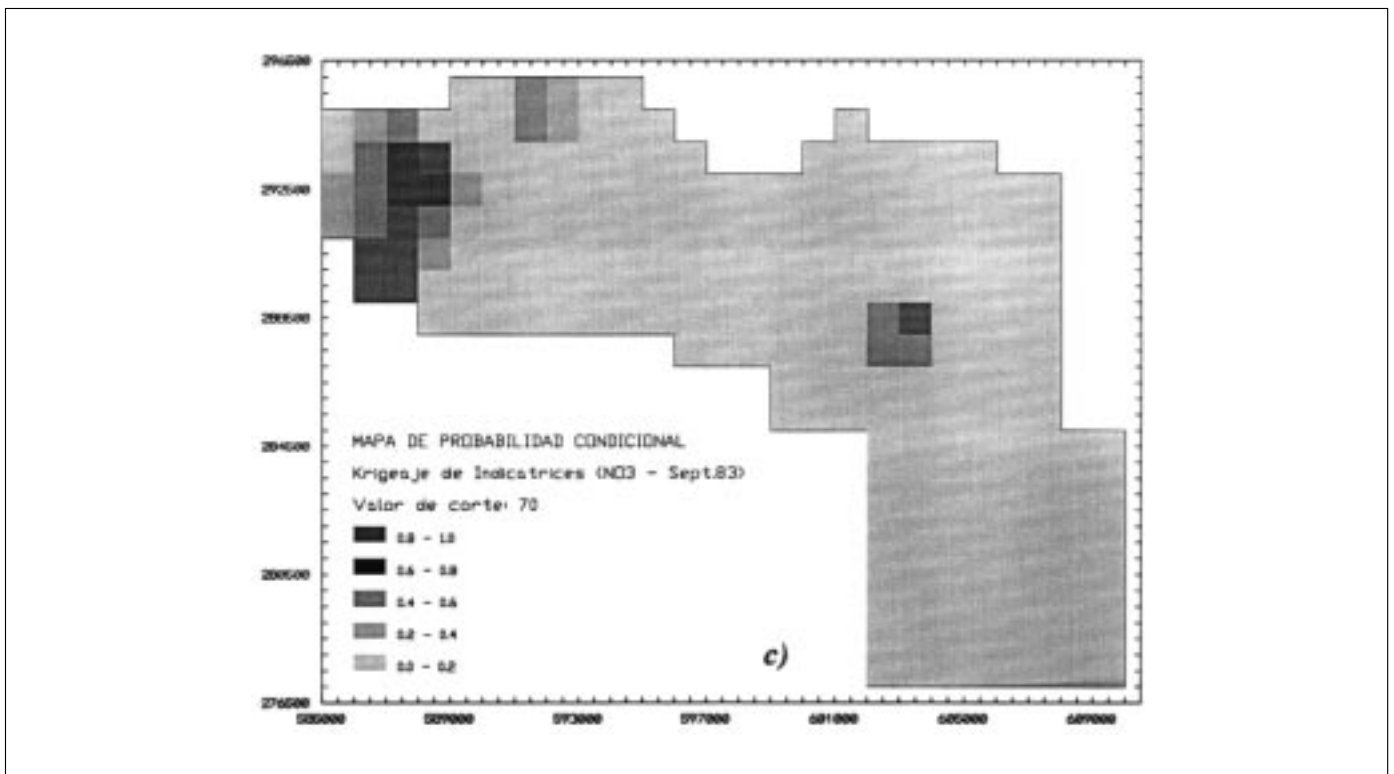


Fig. 9. Mapa de probabilidad condicional de superar el valor de corte 70 mg/L de nitratos
Fig. 9. Map of conditional probability for the cutoff values for nitrate: 70 mg/L

Conclusiones

En este trabajo se han presentado dos enfoques distintos geoestadísticos para la estimación de variables que caracterizan la calidad de los recursos hídricos subterráneos para crear mapas de calidad. El método de estimación lineal presentado en este trabajo ha sido el Krigeaje Ordinario y el de estimación no lineal el Krigeaje de Indicatrices. En el primer caso, Krigeaje Ordinario, se estima el valor más probable de la variable en puntos no experimentales y en el segundo, Krigeaje de Indicatrices, se estima la probabilidad de superar un valor límite marcado. Destacar que en la práctica, el especialista debe saber elegir entre una variedad amplia de métodos aquel que proporcione el mejor enfoque del problema y, consecuentemente, los mejores resultados. Ambos métodos permiten realizar de forma fiable mapas de calidad de las aguas subterráneas, de gran utilidad para el conocimiento de la situación del acuífero y para analizar, en términos probabilísticos el riesgo de contaminación de otros sectores del acuífero.

El caso de estudio utilizado en este trabajo ha sido el acuífero de la Vega de Granada, con un problema en el contenido en nitratos conocido desde hace años y que presenta una tendencia al empeoramiento.

El Krigeaje Ordinario ha permitido realizar tres importantes mapas de gran interés en aplicaciones hidrogeológicas, en general, y en calidad de las aguas, en particular: (1) el valor más probable de nitratos en puntos no experimentales (o bloque); (2) el error de krigeaje, parámetro esencial para establecer los niveles de confianza para el valor estimado; y por último, (3) el error relativo de krigeaje, que permite establecer en términos relativos el error cometido al realizar la estimación.

Por otra parte, con el krigeaje de indicatrices se han realizado mapas de la distribución de probabilidad local que hace posible establecer la probabilidad de que la variable supere un valor límite fijado.

Estos mapas son una fuente de información de interés para su incorporación a SIG como soporte para toma de decisiones. En este sentido, frente a otros métodos de creación de cubiertas de información como las aquí mostradas, los métodos geoestadísticos se revelan como los más adecuados (Chica

Olmo y Luque Espinar, 2002b), siendo ésta una de las cualidades más importantes de estos mapas.

Agradecimientos

Este trabajo se ha desarrollado en el marco del proyecto BTE2002-00152 financiado por el MCYT, así como en el ámbito del Grupo de Investigación RNM122 de la Junta de Andalucía.

Referencias

- 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, 25-36.
- Chica-Olmo, M. y Luque-Espinar, J.A. 2002b. Interpolación espacial en la creación de cubiertas temáticas en SIG. En: Laín Huerta, L. (ed). *Los sistemas de información geográfica en la gestión de los riesgos geológicos y el medio ambiente*, Madrid, 181-198.
- Chica-Olmo, M. y Luque-Espinar, J.A. 2003. Geostatistics applied to optimize monitoring networks in coastal aquifers. In: Benavente-Herrera, J. (ed). *Monitoring, modelling and management of coastal aquifers: concepts and case studies in Andalusia (Spain) and Morocco*. Granada. (en imprenta).
- Chilès, J.P. y Delfiner, P. 1999. *Geostatistics. Modeling Spatial Uncertainty*. Wiley- Interscience, New York.
- Deutsch, C. and Journel, A.G. 1993. *GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide*. Oxford University Press, London.
- ITGE. 1989. *Serie manuales de utilización de acuíferos. Vega de Granada*. ITGE, Madrid, 71 pp.
- Journel, A.G. 1983. Non parametric estimation of spatial distributions. *Mathematical Geology*, 15(3), 445-468.
- Journel, A.G. 1984. The place of non parametric Geostatistics, *Proceedings 2nd NATO Advanced Study*, 1, 307-305.
- Journel, A.G. y Huijbregts, C.J. 1978. *Mining Geostatistics*. Academic Press, London.
- Matheron, G. 1965. *Les Variables Regionalisées et leur estimation*. Masson et Cie. Paris.

Recibido: Mayo 2003

Aceptado: Septiembre 2003