

LA GEOESTADÍSTICA COMO HERRAMIENTA EN ESTUDIOS DE CONTAMINACIÓN DE SUELOS. ANÁLISIS DE CASO: AFECTACIÓN POR ARSÉNICO, PLOMO Y CADMIO CONTENIDOS EN JALES MINEROS

Irene SOMMER C., Pilar FERNÁNDEZ L., Hilda RIVAS S. y Margarita E. GUTIÉRREZ R.

Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente, Instituto de Geografía, UNAM. Apdo. Postal 20850. México 01000 D.F., Correo electrónico: lafqa@igiris.igeograf.unam.mx

Palabras clave: correlación espacial, impactos de presas de jales, metales en el ambiente

RESUMEN

Este trabajo se divide en dos partes, en la primera se da un panorama general de la utilidad de la geoestadística en los estudios de contaminación de suelos. En la segunda se presenta un estudio de caso realizado en los terrenos aledaños a una presa de jales mineros, cuyos suelos resultaron afectados por el aporte de jales a su superficie a través del viento. Se analizaron tres elementos considerados como trazadores de los jales, As, Pb y Cd. A través del procesamiento geoestadístico de los resultados obtenidos se pudo establecer el área de afectación de los suelos para cada contaminante y las direcciones de afectación predominantes.

Key words: spatial correlation, tailings dam impacts, metals in the environment

ABSTRACT

This study is divided in two parts, in the first an overview of the application of geostatistics in the domain of soil contamination is given. In the second, a study case is presented as an example. The study was conducted in the surroundings of a tailings dam, where the nearby soil were affected by tailings deposited in their upper part by wind. Three elements, considered as tailings tracers, were analyzed, As, Pb and Cd. Through geo-statistical processing of data, the affected area for each element and the main directions of affectation could be established.

INTRODUCCIÓN

Panorama general de la utilidad de la geoestadística en estudios de contaminación de suelos

Cuando se tienen establecidas las fuentes de aporte en estudios de contaminación de suelos, lo que procede es determinar el alcance de los mismos, es decir hasta dónde y en qué cantidades se encuentran los contaminantes en el suelo. Para ello, una metodología que ha

resultado aplicable y eficaz es la construcción de mapas, mediante técnicas geoestadísticas, en los que se identifica gráficamente la distribución espacial del contaminante en un momento dado, lo que permite a la vez, verificar las fuentes de origen. Mediante esta metodología también se pueden determinar las áreas que presentan contaminantes en cantidades que rebasan o no los límites legalmente permitidos (FOEFL 1996).

El suelo es similar en casi todas sus variables en sitios

cercanos uno del otro, al incrementarse la distancia que separa a los dos sitios las diferencias tienden a aumentar, se trata de variables regionalizadas (Webster 1994). La ubicación de los puntos de muestreo involucra, en estos casos, una dependencia espacial cuantificable en términos de la distancia y la dirección de separación (lag).

La geoestadística permite modelar esta estructura de dependencia espacial, en caso de ser detectada, mediante el uso de variogramas, con el objeto de estimar, a través del kriging, valores en posiciones no muestreadas (kriging puntual) o promedios espaciales relativos a una longitud, área o volumen definidos (kriging de bloques) o por ejemplo, estimar la proporción de una región donde los niveles de concentración sobrepasan un valor límite (Myers 1991).

El kriging es un modelo de regresión usado con datos irregularmente espaciados en coordenadas de 1, 2 ó 3 dimensiones. De acuerdo con Myers (1991), en la aplicación de las técnicas de kriging, pueden identificarse los siguientes pasos:

1. Análisis exploratorio estadístico de los datos
2. Estimación y modelado de la función que cuantifica la correlación espacial
3. Uso de la función de correlación espacial para determinar la serie de ecuaciones lineales que determinan los pesos del estimador de kriging
4. Generación de valores estimados y las estimaciones de desviaciones estándar (minimizadas) asociadas.

Los resultados se utilizan como entradas para un paquete de contornos, de manera que se pueden obtener mapas de isolíneas, tanto para la variable de interés como para la desviación estándar del kriging, según Myers (1991).

Diseño de muestreo

Para obtener una imagen de la distribución espacial de un contaminante del suelo en un área definida, la etapa de muestreo es crucial. Este debe ser lo suficientemente intensivo, para identificar adecuadamente la escala de variación espacial y garantizar así, los análisis geoestadísticos (Stein y Staritsky 1995).

La forma exacta del esquema de muestreo dependerá del propósito del estudio, de la naturaleza del problema y de las características del área. Para su planeación deberá considerarse el hecho de que se tenga definida previamente la escala de variación espacial. En el caso de que ésta no se conozca, se recomienda el uso de un diseño anidado, para ello, la distancia entre puntos de muestreo se ordena en una progresión geométrica desde unos pocos metros hasta una distancia lo suficientemente grande con respecto a la totalidad del área bajo estudio, preferentemente con cinco o seis etapas que incluyan varios órdenes de magnitud. Por medio de un análisis de varianza, se estiman

los componentes asociados a cada espaciación. El valor acumulativo de éstos se utiliza para obtener un variograma experimental; se determina entonces, sobre qué rango de distancia ocurre la mayor parte de la variación (Oliver y Webster 1991).

Si se tiene identificada previamente la escala espacial de variación o se tiene una estimación a partir del método anterior, se prosigue el estudio estableciendo una cuadrícula regular cuyas divisiones estarán determinadas por la magnitud de dicha escala.

Los sitios de muestreo deben estar geo-referenciados y un mayor número de puntos permitirá una mejor estimación del variograma.

Previamente a la realización del muestreo se deberán definir:

- ◆ la población,
- ◆ las variables del suelo a analizar y
- ◆ el volumen (soporte) de las muestras individuales.

La definición de la población, así como las variables a analizar, deberá hacerse con la mayor precisión posible para minimizar el riesgo de datos inválidos.

La profundidad a la que se tomará la muestra y su volumen, deberán fijarse de manera homogénea para todos los puntos.

Para afectaciones como las derivadas de polvos o humos deberá considerarse, el clima local y el hecho de que los contaminantes se concentran en la superficie del suelo.

Muchas veces por razones económicas o analíticas, se toman muestras compuestas; esta práctica puede causar problemas en el análisis geoestadístico en varios sentidos. Cuando los datos están correlacionados espacialmente si son usados para estimar el variograma, entonces es necesario compensar por el soporte de la muestra; sin embargo, es común el reporte de los análisis de laboratorio que no detallan el volumen al que están referidos. El soporte no puntual, producto de muestras compuestas, tiene un efecto significativo en el proceso del modelado del variograma, ya que hay una diferencia sustancial en estimar el valor promedio sobre un gran volumen, que estimarlo sobre uno pequeño.

El componer muestras implica un menor número (aparente) de posiciones de muestreo, lo que reduce el número de pares para cada punto graficado en el variograma. Con frecuencia, la distancia mínima entre posiciones de muestreo se incrementa, lo que trae como resultado poca información asociada a las distancias menores en el variograma. El variograma muestral estimado sobre valores promedio tendrá aparentemente, un rango de dependencia más corto.

El efecto de componer muestras es intuitivamente obvio dado que los datos están siendo suavizados de manera que se están eliminando heterogeneidades locales, la varianza se reduce y las correlaciones de distancias cortas se eliminan (Myers 1991).

Fundamentos y supuestos

Los datos de suelos obtenidos en el laboratorio, se toman como una muestra de una variable regionalizada y ésta como una realización de una función aleatoria.

Una función aleatoria de una variable regionalizada, puede ser vista de dos formas diferentes, como un conjunto de variables aleatorias dependientes, o como una "variable aleatoria" cuyos valores son funciones más que números (Myers 1991).

La función aleatoria debe cumplir con algunos supuestos: que sea estacionaria, estacionaria de segundo orden o que satisfaga la hipótesis intrínseca; para lo cual el valor esperado (E) de esta función deberá ser una constante y la función de covarianza dependerá solamente del lag (**h**) (Myers 1991). Estos supuestos no pueden ser probados estadísticamente en términos de los datos disponibles, los valores observados de la variable regionalizada sólo aportan evidencia empírica a favor o en contra del modelo adoptado.

- i) $E\{Z(x+h)-Z(x)\}=0$ para todos los puntos x y todos los vectores h
- ii) $0.5\text{Var}\{Z(x+h)-Z(x)\}=\gamma(h)$ existe y depende sólo de h

Z = variable regionalizada

h = lag (distancia y dirección de separación)

- i) La función que representa a la media se llama deriva o tendencia (drift) y corresponde a una constante. (E)
- ii) $\gamma(h)$, es llamado variograma y depende sólo de la longitud del vector h

La hipótesis intrínseca es un supuesto, muy usado en la práctica, pero no el más general posible; representa una forma débil de estacionaridad para una función aleatoria, pero suficiente para derivar las ecuaciones de kriging ordinario (Myers 1991).

El variograma y su construcción

Variograma experimental

El variograma es la función que se usa más frecuentemente para describir la variación espacial de una propiedad del suelo. Expresa matemáticamente el modo en que la semivarianza de una propiedad cambia al variar el "lag" (h). El variograma es la mitad de la varianza de los incrementos de la función aleatoria (Ecuación ii).

En general, la semivarianza se incrementa al aumentar la distancia del "lag"; esto corresponde a una correlación espacial que disminuye al aumentar la separación.

Los valores de las variables determinadas sobre cada una de las unidades de muestreo servirán de base para la construcción del variograma experimental.

La fórmula usada para estimar el variograma, en este caso corresponde a un estimador de momentos y define al variograma experimental.

$$\gamma(h) = \frac{1}{2M(h)} \sum_{i=1}^{M(h)} [z(x_i) - z(x_i + h)]^2$$

en donde: M es el número de combinaciones pareadas
 z es la variable medida
 x_i es el punto de muestreo

Al ir cambiando el valor de h se obtiene una serie de valores que constituyen la muestra para construir el variograma experimental y éste se emplea para determinar el variograma teórico (γ).

En el cálculo del variograma experimental es común que el número de pares de valores posibles disminuya al aumentar la distancia del lag, esto hace que para distancias grandes la estimación del variograma sea menos precisa dado que el máximo valor de lags para el que se puede estimar el variograma es limitado.

Variograma teórico

Es necesario ajustar un modelo teórico para obtener los parámetros que serán usados posteriormente en la interpolación o kriging.

Al variograma experimental se le ajustan modelos paramétricos por diferentes métodos para obtener el variograma teórico, para lo que normalmente se usa el procedimiento de mínimos cuadrados ponderados; que según Cressie (1989) nunca da malos resultados.¹

Un modelo puede ser sólo refutado después de probarlo y verificar que no se adapta al objetivo que se persigue (Journel 1986). Para ajustar el modelo se requiere de entendimiento matemático y un juicio basado en la experiencia, por lo que se recomienda la consulta de un especialista.

Existen varias opciones de modelos para el ajuste, que deberán ser funciones que aseguren que no se obtendrán varianzas negativas (modelos matemáticos autorizados), algunos ejemplos de ellos se muestran en la figura 1.

Uno de los modelos más empleados en geoestadística es el esférico que se caracteriza porque alcanza la meseta a una distancia finita; indica fenómenos con pocas discontinuidades y presenta un comportamiento lineal en el origen (Samper 1990).

¹ Cabe hacer mención que el criterio de ajuste usado por el paquete VAROWIN es el de mínimos cuadrados ponderados, en tanto que el paquete Geo-EAS, recomienda la validación cruzada

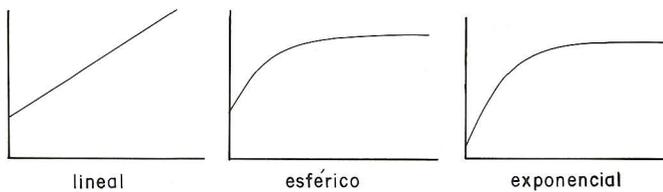


Fig. 1. Ejemplos de modelos autorizados para ajuste de variogramas

Una vez ajustado el modelo, se analizan las características del variograma (**Figura 2 A**):

1. La semivarianza alcanza un máximo llamado meseta o umbral (sill) si el proceso es estacionario, nótese que el modelo lineal no la presenta.
2. La semivarianza se incrementa conforme aumenta el lag hasta estabilizarse a una distancia-lag finita llamada rango o alcance (range) que marca el límite de la correlación espacial.
3. El variograma puede presentar una intersección positiva con las ordenadas, lo que corresponde a la variación aleatoria y se denomina varianza de pepita ("nugget").

El variograma puede presentarse en forma sólo de "nugget" (**Figura 2 B**), lo que significa que no hay correlación espacial en los datos y pueden ser tratados por métodos de la estadística clásica (Zhang *et al.* 1995), sin embargo, el obtener un variograma de este tipo, puede indicar que la espaciación del muestreo no fue la apropiada (fue demasiado grande y no captó la variación espacial).

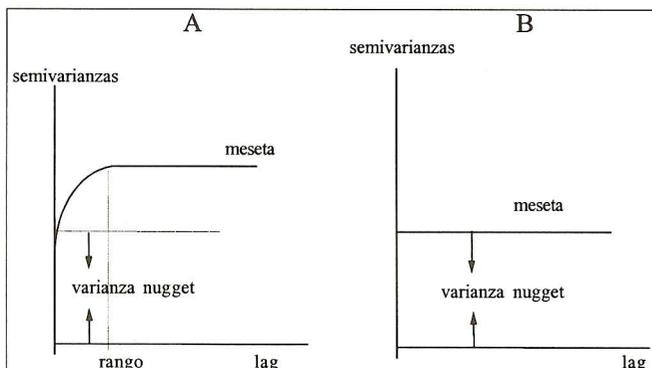


Fig. 2. Ejemplos de variogramas

Para poder delimitar las áreas de suelo afectadas por los contaminantes es necesario establecer la variación espacial en una superficie, en el caso de que la variación sea igual en las dos dimensiones que definen la superficie se le denomina isotropía; en el caso de que sean dife-

rentes, anisotropía. Para identificar esta última, se ve si son marcadamente diferentes los variogramas calculados en diferentes direcciones.

Validación del ajuste del variograma teórico

La estimación del valor en un punto puede llevarse a cabo usando todos los datos incluyéndolo, entonces el valor estimado será igual al valor observado. Si sistemáticamente se elimina cada una de las posiciones de muestreo, punto por punto, y se estima el valor para esa ubicación usando el resto de los datos, se podrá probar qué tan bien ajusta el modelo de variograma elegido. Esto se conoce como validación cruzada y se obtiene un valor estimado y la varianza mínima de estimación para cada posición. Si el variograma se modeló adecuadamente, el valor estimado deberá ser muy similar al valor observado (Myers 1991).

Efecto de puntos aberrantes ("outliers")

De acuerdo con Webster y Oliver (1990), el requisito de normalidad en geoestadística no es tan estricto como en la estadística clásica; sin embargo, dado que el estimador es una combinación lineal de los datos y el estimador del variograma es el promedio de diferencias al cuadrado, ambos son sensibles a la presencia de "outliers". Muchas veces esto se corrige mediante una transformación logarítmica u otra de los datos (Webster 1990).

Kriging

Es el procedimiento para llevar a cabo la interpolación geoestadística. En el caso de normalidad multivariada, el estimador de kriging (ordinario) se construye como una función lineal de los datos, en la que los coeficientes son los valores del variograma o de funciones de correlación entre datos de dos posiciones de muestreo o entre una posición de muestreo y la que va a ser estimada y está dado por:

$$Z^*(x_0) = \sum \lambda_i(x_0)Z(x_i)$$

Donde λ_i = pesos

Se requiere ahora un método para estimar los pesos, mismo que deberá elegirse de manera que minimice la varianza que se toma como una medida del error de estimación. Esta varianza y la asignación de pesos dependen de la función de correlación espacial y no de los valores de los datos (Myers 1991). En el caso de variables con dependencia espacial, parecería razonable usar pesos diferentes, para la estimación de un valor desconocido, dándoles mayor valor a las posiciones más próximas. En el caso de conjuntos de datos muy grandes, se requerirían métodos especiales para invertir la matriz de coeficientes, sin embargo, excepto para posiciones muy

próximas, los pesos serán cero o casi cero. De manera que en la práctica, se usa una vecindad móvil y sólo se utilizan los datos de las posiciones aledañas para la estimación. Cuando se usa un programa, el usuario tendrá que especificar el tamaño de la vecindad y el número de posiciones a ser usadas (tanto el mínimo como el máximo). En la práctica, se utiliza un máximo de 25 y el tamaño de la vecindad se establece como el rango del variograma (Myers 1991).

Intuitivamente, el modelo de predicción debe ser flexible, de manera que se adapte a la variación espacial subyacente en los datos. El kriging tiene esta flexibilidad dado que la estructura de dependencia espacial se obtiene en primer término del análisis de datos de partida, antes de ser resueltas las ecuaciones del kriging (Cressie 1989). En estudios de suelos, el "kriging" se ha utilizado principalmente para interpolación y mapeo. La propiedad en cuestión se estima para las intersecciones de una cuadrícula fina y los cambios pueden ilustrarse mediante isolíneas o sombreados. Las varianzas pueden, a su vez, mapearse y constituyen guías para la confiabilidad de las estimaciones. En este caso, el mapa mostrará si hay partes de la región en las que debiera incrementarse el muestreo. Hay varios métodos para llevar a cabo el kriging y su selección dependerá de los objetivos particulares. El kriging ordinario es el que se usa más frecuentemente ya que corresponde a la hipótesis intrínseca.

ANÁLISIS DE CASO

La minería ha sido una actividad económica de gran importancia en México desde los tiempos de la colonia española. Los procesos de beneficio han generado, en estos 400 años de actividad, gran cantidad de desechos, que han sido depositados en los alrededores de las minas y en los lechos de los ríos.

En el presente, muchas compañías mineras depositan sus residuos en presas de jales, con lo cual, se reduce el riesgo de dispersión de contaminantes. Sin embargo, estos sitios de almacenamiento están expuestos a los agentes climáticos lo cual, resulta en la dispersión de compuestos potencialmente tóxicos, ya sea a través del agua (lluvia, derrames) o por la acción del viento. Como resultado de lo anterior, la calidad del suelo puede ser afectada, así mismo, tanto los mineros, como los habitantes de las zonas aledañas a las minas, estarían expuestos a agentes tóxicos por el contacto directo con agua y suelos contaminados o con las partículas en el aire.

Durante la visita de reconocimiento a una zona minera, se observó una amplia zona de terreno en los alrededores de la presa de jales con coloración más oscura (dirección N), evidenciando el arrastre por el viento de partículas de jales provenientes de la presa. Se determinó la dirección predominante de los vientos por medio de

las viseras eólicas e información proporcionada por habitantes de la zona. Se observó que los asentamientos humanos se encontraban aparentemente protegidos de este efecto debido a su localización, opuesta a la de los vientos dominantes. Se eligieron como trazadores del arrastre de partículas al arsénico (As), al plomo (Pb) y al cadmio (Cd), pues estudios preliminares mostraron que los jales son ricos en estos elementos, más no así los suelos de la región.

El objetivo del estudio es ubicar espacialmente el problema de afectación por arsénico, plomo y cadmio contenidos en los polvos provenientes de la presa de jales sobre suelos aledaños a una mina del norte de México.

Dado el clima seco imperante en la región, se supone que los procesos de lixiviación tendrán poca influencia en el patrón general de distribución de As, Pb y Cd y que a estos elementos se les encontrará principalmente en la superficie del suelo.

Dada la topografía y clima de la zona, se supone que el transporte de jales se llevará a cabo predominantemente por efecto de los vientos.

El tipo de vegetación y sus características asociadas (bajo índice de cobertura), hace suponer que el área afectada es relativamente grande, dada la poca interferencia que ésta ofrece a los vientos.

Área de estudio

La zona de estudio se localiza en la porción media de la Mesa Central, a una altitud de 2,270 msnm (SEMIP 1991). La geomorfología local se caracteriza por lomeríos redondeados, pequeñas cordilleras y mesas de poco relieve. El clima predominante es de tipo seco BS₁, con temperatura media anual de 16°C y precipitación pluvial media de 510 mm, con dos épocas de lluvia, una principal en verano y otra de menor importancia en invierno. A nivel estatal no hay lagos naturales, solamente pequeñas lagunas temporales en época de lluvias. Los cuerpos de aguas superficiales existentes son presas. Los suelos predominantes son: litosol éutrico, su clase textural es media, horizonte petrocálcico, a menos de 50 cm de profundidad y xerosol háplico, su clase textural es también media, con duripán a menos de 50 cm de profundidad; casi todos ellos son suelos de tipo aluvial, compuestos de rocas sedimentarias (lutita-arenisca) (SEMIP 1991). Estas condiciones limitan fuertemente la diversidad de uso del suelo; específicamente la explotación, tanto agrícola como pecuaria, está muy restringida.

El tipo de vegetación imperante en esta zona conforma al límite sureste del Desierto Chihuahuense, caracterizado por la presencia de *Larrea* sp. Este tipo de vegetación está dominado por nopaleras y matorrales espinosos.

Las actividades económicas más importantes se restringen a las industrias de la extracción, que representan el 11.9 % de la población económicamente activa total

municipal (Sánchez-Crispín 1997).

La mina es a cielo abierto, de donde se extraen concentrados de plata, plomo y zinc; los residuos son depositados en una presa de confinamiento que cubre un área de 500 Ha. Los jales están expuestos a la acción del viento y son dispersados a los suelos circundantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo

Se llevó a cabo en suelos de las inmediaciones de la presa de jales.

- Para definir el área de muestreo se consideró, la ubicación del poblado y la orientación de las viseras eólicas.
- El diseño comprendió un muestreo sistemático en forma de rejilla que abarcó un área de 3.5 X 5 km con cuadrados de 250 X 250 m.
- La rejilla se dibujó sobre un mapa topográfico (1:50,000) (INEGI, 1971) en el que se delimitó la presa de jales a partir de una imagen de satélite (1:50,000). Los puntos de intersección definieron los sitios de colecta de suelo superficial (0 -1.5 cm) (240 puntos de muestreo) (Figura 3).
- Para la descripción de perfiles de suelo, se seleccionaron al azar ocho puntos en los que se hicieron pozos a profundidades dependientes del espesor del suelo y se muestreó por horizontes.

En campo, se ubicaron los puntos de muestreo y se tomaron muestras de suelo superficial (1.5 cm) cubriendo un área aproximada de 30 X 30 cm hasta completar 0.5 kg de material. Cada una de las muestras se analizó por separado.

Técnicas de laboratorio

Digestión

HCl y HNO₃ (Moffet 1988) por microondas.

Arsénico total

Espectroscopía de absorción atómica (EAA)(Varian, SpectrAA 10 Plus) -generador de hidruros (Varian, VGA 77) (Varian 1996).

Plomo total

EAA-flama aire-acetileno (Varian, SpectrAA 10 Plus) (Varian 1989)

Cadmio total

EAA-horno de grafito (Varian, SpectrAA 10 Plus, GTA-96) (Varian 1988)

Las muestras fueron analizadas por duplicado. Se usó un suelo de referencia (Montana Soil. Moderately Elevated Trace Element Concentrations. NIST Standard Reference Material 2711) y estándares certificados de arsénico, plomo y cadmio (AccuStandard). Adicionalmente, se hicieron

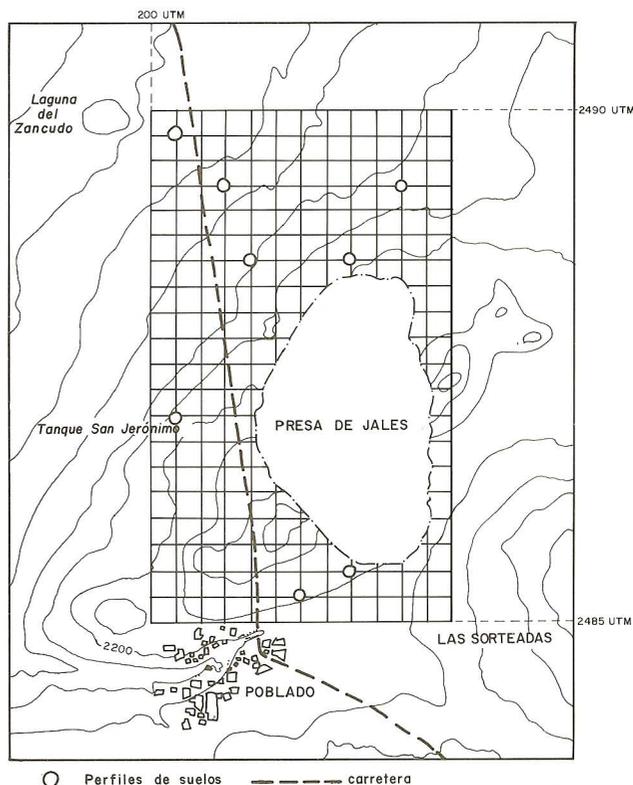


Fig. 3. Mapa de localización de los puntos de muestreo de suelos superficiales y de los perfiles

mediciones de pH, conductividad eléctrica, porcentaje de carbono, textura y color.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos son muy someros con un máximo de 40 cm de profundidad. La textura es franca, para los perfiles de suelo analizados. La mayoría de los valores de pH es muy cercano a la neutralidad (6.5 en promedio) y tiende a disminuir en las cercanías de la presa, hasta valores de 2.9. La conductividad eléctrica (C.E.) y el porcentaje de carbono (% C) fueron bajos y aparentemente homogéneos en el área de muestreo (promedio C.E.= 0.53 ± 0.199 mmhos/cm y % C= 5.3 ± 0.44).

Los jales cambiaron el color original de los suelos superficiales en las cercanías a la presa, de café (10YR5/

3) a café grisáceo (10YR5/2). Las concentraciones de As, Pb y Cd totales en suelos superficiales fueron de 3.7 a 7957.0 mg/kg, 9.3 a 1660.0 mg/kg y 0.4 a 35.0 mg/kg, respectivamente.

Se notó que en la mayoría de los suelos As, Pb y Cd se concentran principalmente en la superficie. Las diferencias de estos elementos entre el horizonte superficial y el subyacente de los perfiles muestreados en las proximidades de la presa, presentan diferencias significativas (95% de confianza) (Tabla I). Las concentraciones más altas se encontraron en sitios cercanos a la presa de jales (Figuras 4 A, B y C). Las concentraciones naturales de estos elementos fueron determinadas en un perfil de suelos fuera del área contaminada (Tabla I), cuyas concentraciones de As, Pb y Cd, entre los horizontes, se mantienen relativamente constantes.

Análisis geoestadístico

Dado que se tenía establecida la fuente de aporte de contaminantes al suelo, se procedió a determinar su alcance, para lo cual se recurrió a la construcción de mapas mediante técnicas geoestadísticas, y a la vez, verificar las fuentes de origen y establecer la magnitud de las áreas que están afectadas conforme a límites preestablecidos. Se empleó el programa GEO-Eas (EPA 1990) de dominio público y el programa VARIOWIN

(Pannatier 1996).

Los procedimientos geoestadísticos se ejemplifican con el caso del As total, en tanto que, los resultados de Pb y Cd se presentan en forma del producto final (mapa de isolíneas).

En el análisis exploratorio estadístico de los datos, se establecieron los valores estadísticos descriptivos tales como media, desviaciones, número total de observaciones y considerando que el histograma resultó muy sesgado (Figura 5) y que los parámetros geoestadísticos son sensibles a la presencia de puntos aberrantes, se practicó una transformación logarítmica a los datos con lo que se logró que la distribución se aproximara a la normalidad (Figura 6). Los cálculos subsecuentes fueron efectuados sobre estos valores.

Los valores determinados de las concentraciones de As, Pb y Cd en cada una de las unidades de muestreo sirvieron de base para la construcción del variograma experimental. Este expresa matemáticamente el modo en que la semivarianza de estas propiedades cambia al variar la distancia y la dirección que separan dos puntos de muestreo, asumiendo que existe una correlación espacial. Al variograma experimental (estimador) se le ajustó un modelo para obtener el variograma teórico, que en el caso de los elementos determinados correspondió a un modelo esférico. Se validó por medio del error cuadrático

TABLA I. CONCENTRACIONES DE ARSÉNICO, PLOMO Y CADMIO EN PERFILES DE SUELOS

Perfiles	Profundidad (cm)	As total (mg/kg) Promedio, I.C.	Pb total (mg/kg) Promedio, I.C.	Cd total (mg/kg) Promedio, I.C.
2G	0 - 4	117, 0.3	449.9, 2.3	4, 0.7
	4 - 21	23, 0.3	51.9, 2.4	3, 0.1
3I	0 - 10	83, 1.7	126, 0.8	6, 0.5
	10 - 20	25, 1.0	42, 3.8	5, 0.0
	20 - 33	15, 0.1	54, 3.1	1, 0.0
9B	0 - 10	55, 1.1	68, 4.1	2, 0.1
	10 - 25	13, 0.6	48, 3.9	2, 0.1
15E	0 - 10	92, 0.2	66, 0.9	5, 0.2
15I	0 - 2	2768, 14.0	638, 2.2	10, 0.0
	2 - 14	111, 2.9	67, 0.5	3, 0.2
18D	0 - 9	67, 0.6	55, 0.0	7, 0.5
	9 - 39	116, 1.4	48, 2.4	2, 0.4
	40	98, 1.4	48, 0.0	14, 1.2
18K	0 - 10	69, 0.1	73, 7.3	16, 2.1
	10 - 31	26, 0.7	57, 2.4	6, 0.4
	31 - 37	13, 0.2	55, 0.0	3, 0.2
20B	0 - 6	18, 0.7	24, 1.5	3, 0.1
	6 - 11	11, 0.3	20, 1.5	4, 0.2
	11 - 15	10, 0.0	22, 1.2	1, 0.1
	15 - 17	11, 0.6	23, 0.0	2, 0.5
	17 - 38	12, 0.1	27, 0.0	1, 0.1

I.C. = Intervalo de confianza (95%)

■ Suelo de referencia

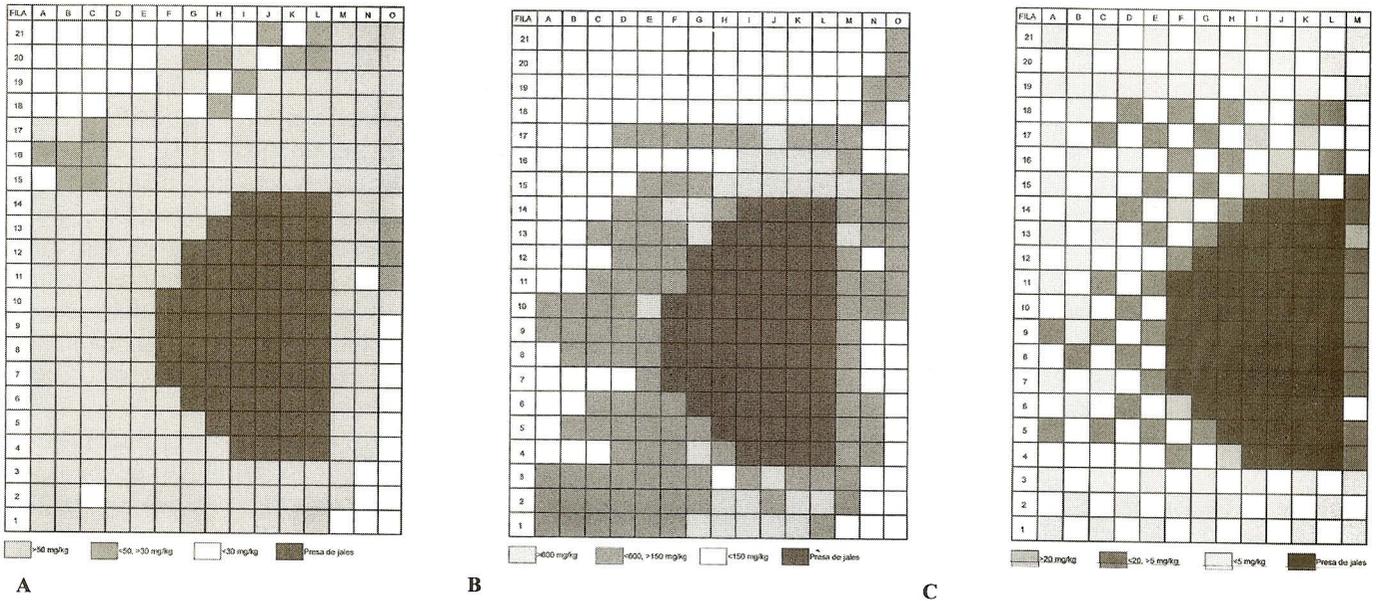


Fig. 4. Concentraciones de elementos (totales) en el área de estudio. A, arsénico; B, plomo; C, cadmio

medio y otras medidas de diagnóstico incluidas en el programa. Una vez ajustado el modelo, se identificaron sus características (caso del arsénico); la máxima semivarianza se obtuvo a un valor de 4.1. La semivarianza se incrementa conforme aumenta el lag hasta estabilizarse a una distancia o rango de 2 km lo que indica que el proceso es estacionario y que el intervalo de variación espacial quedó comprendido dentro del intervalo elegido de separación de muestras (250 m). El rango marca el límite de la correlación espacial dentro del área estudiada. La intersección positiva con las ordenadas, correspondiente a la variación aleatoria o nugget fue eliminada mediante una estandarización

del variograma (Figura 7). El modelo se ajusta bastante bien hasta una distancia de 1km (1/2 del rango), la que se utilizó para fijar el tamaño de ventana de la vecindad móvil. Dado que el objetivo de este trabajo era evaluar un área de afectación y las propiedades de la superficie del suelo suelen variar en dos dimensiones, se procedió a identificar la presencia de anisotropía en la distribución espacial de estos elementos, para lo cual, se calcularon variogramas a diferen-

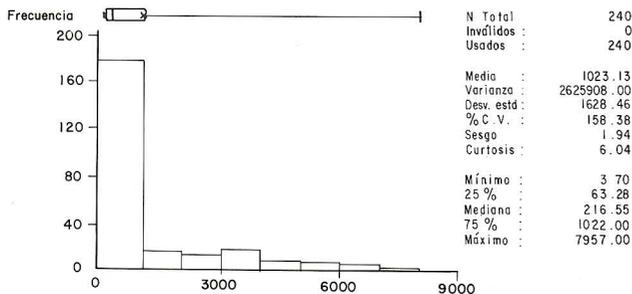


Fig. 5. Histograma de los datos originales de las concentraciones de arsénico

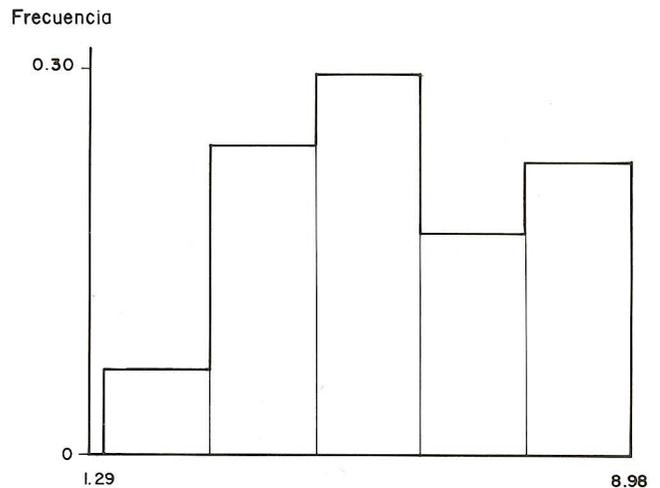


Fig. 6. Histograma del logaritmo de las concentraciones de arsénico

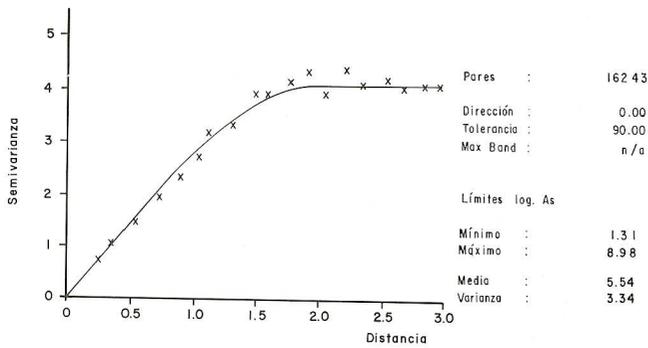


Fig. 7. Variograma omnidireccional para Log-As

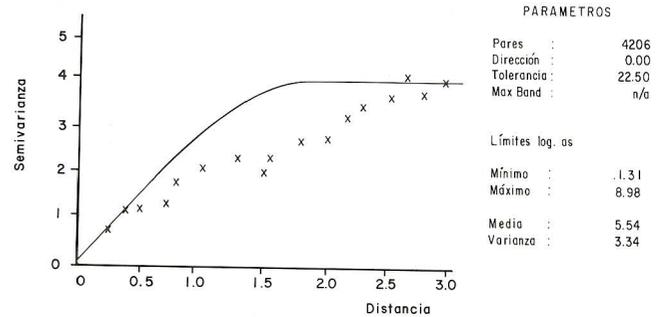


Fig. 8. Variograma direccional para Log-As

tes direcciones (Figura 8), observándose que manteniendo el modelo esférico fijo, los datos experimentales pierden el ajuste al cambiar la dirección, por lo que existe cierto grado de anisotropía; sin embargo, mediante el empleo de un variograma omnidireccional la precisión obtenida se juzgó suficiente (Figura 7). Es de señalarse que para el Cd sólo fueron analizadas aproximadamente la mitad de las muestras debido a que fue determinado por EAA-horno de grafito, que es una técnica relativamente costosa; aun así, se pudo construir el variograma y practicar la interpolación con una precisión aceptable.

Con los parámetros obtenidos al ajustar el variograma teórico se procedió a aplicar la técnica de kriging ordinario para llevar a cabo la interpolación de los datos. La precisión kriging se obtuvo por el método de validación cruzada. La menor precisión se restringe a las isolíneas colindantes con la presa de jales, debido a la ausencia de puntos de muestreo practicables en esta zona (frontera con la presa de jales).

La distribución espacial de los elementos As, Pb y Cd, producto del kriging, se representaron como diagramas de

isolíneas (Figuras 9 A, B y C), obteniéndose una distribución típica para cada uno de los elementos.

CONCLUSIONES

1. A través del análisis geoestadístico se pudo constatar que los tres elementos analizados (arsénico, plomo y cadmio) tuvieron un patrón general de comportamiento similar al interior del área estudiada lo que justifica su uso como trazadores de contaminación por jales. La distribución de las isolíneas de los tres elementos muestra un patrón concéntrico alrededor de la presa de jales con isolíneas de máxima concentración en las proximidades de la presa e isolíneas aledañas con concentraciones paulatinamente menores. Lo que confirma que la fuente de contaminación es la presa de jales.
2. Conforme a lo esperado, se determinó una ruta de dispersión, para los tres elementos, en sentido S a N que fue identificada en los mapas de isolíneas. Además se notó que fue muy corta la distancia entre

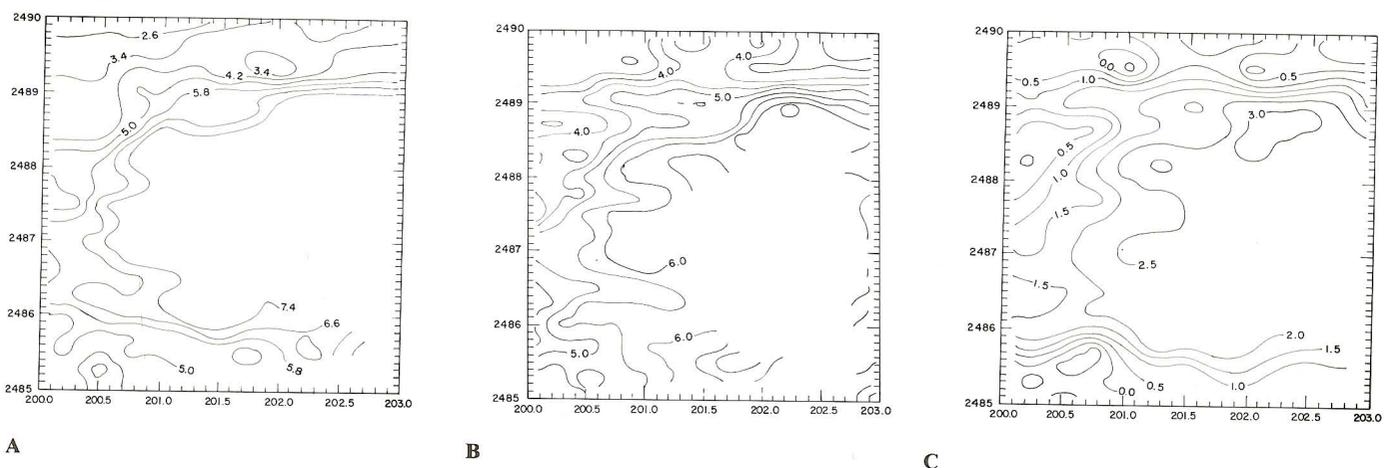


Fig. 9. Mapa de isolíneas de los logaritmos de las concentraciones. A, arsénico; B, plomo; C, cadmio

las isóneas de concentración en esta zona, comparada con la observada para las mismas líneas en otras direcciones lo que está indicando un proceso de corto alcance pero muy intenso que se lleva a cabo en esta dirección.

3. Se pudo evidenciar la presencia de otra ruta de dispersión en sentido E a W que no se tenía contemplada en un principio. Esta ruta, a diferencia de la anterior, presenta isóneas de concentración separadas por distancias considerables, rebasando incluso el área de muestreo, lo que denota un proceso de largo alcance pero de menor intensidad que el observado en dirección S a N. Considerando que el poblado está en el extremo SW de la presa de Jales, no se puede afirmar que se encuentre totalmente protegido de las influencias de los polvos, lo que requerirá de estudios más específicos.
4. A partir de los mapas de isóneas y considerando los valores máximos permitidos en Alemania para suelos (Floss y Hellerer 1991), dado que en México aún se carece de ellos, se obtuvieron los resultados que aparecen en la **tabla II** y en donde se destaca que el arsénico es el problema principal del área, lo que hace necesario adoptar medidas de magnitud considerable de remediación de suelos.

TABLA II. VALORES PERMITIDOS (Floss y Hellerer 1991) EN SUELOS Y MAGNITUD DE ÁREA AFECTADA

	As	Pb	Cd
Límite remediación (mg/kg)	>50	>600	>20
Área afectada (km ²)	12	1.5	0.5
Límite monitoreo (mg/kg)	>30 y <50	>150 y <600	>5 y <20
Área afectada (km ²)	1	7	5
Límite aceptable (mg/kg)	30	150	5
Área afectada (km ²)	2.5	7	7.5
Área total (km ²)	15.5	15.5	13

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Fernando Ávila del CIMAT, Guanajuato, el apoyo brindado para la realización de este trabajo. A CONACyT por el financiamiento otorgado para el proyecto C-044-T9605 con NSF (UNAM-México y University of Maryland-EUA).

REFERENCIAS

Cressie N. (1989). Geostatistics. *The American Statistician*. 43, 197-202.
 EPA (Environmental Protection Agency) (1990). GEO-Eas, Versión 9.2.1 Nevada, EUA.

Floss R. y Hellerer H.O. (1991). Untersuchungen bei Verdacht auf Kontaminierten Baugrund. 15. Mültechnisches Seminar. Sanierung Kontaminierten Böden. Berichte aus Wassergüte und Abfallwirtschaft. Technische Universität München, No. 108.
 FOEFL (Federal Office of Environment, Forests and Landscape). (1996). Regional Soil Contamination Surveying. Environmental Documentation No. 25. Berna, Suiza, 43p.
 INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). (1971). Carta topográfica Loreto F-14-A-71. SPP. México.
 Journel A.G. (1986). Geostatistics: models and tools for the earth sciences. *Mathemat. Geol.* 18, 119-140.
 Moffet J. (1988). The determination of arsenic in non-silicate geological ore samples using a vapor generation accessory. *Varian*. AA-78, 4p.
 Myers D.E. (1991). Interpolation and estimation with spatially located data. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 11, 209-228.
 Oliver M.A. y Webster R. (1991). How geostatistics can help you. *Soil Use and Management* 7, 206-217.
 Pannatier Y. (1996). VARIOWIN. Software for Spatial Data In: 2D, Springer-Verlag.
 Samper F. y Carrera J. (1990). *Geoestadística*. Aplicaciones a la hidrogeología subterránea. Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería, Barcelona, 479 p.
 Sánchez-Crispín A. (1997). Distribución y evolución de la producción minera en las zonas áridas de México: una perspectiva geográfico-económica. *Geografía y Desarrollo* 15, 127-148.
 SEMIP (Secretaría de Energía, Minas e Industria Paraestatal) (1991). Monografía Geológico-Minera del Estado de Zacatecas. Consejo de Recursos Minerales. Subsecretaría de Minas e Industria Básica. Publicación 22. 154p.
 Stein A. y Staritsky I.G. (1995) Spatial variability of soil contamination and the consequences for environmental risk assessment. In: *The Netherlands Integrated Soil Researches Programme Reports*. Vol. 4. Grafisch Service Centrum Van Gills B.V., Wageningen, Holanda, 50 p.
 Varian (1988). Analytical Methods for Graphite Tube Atomizers. Publication No. 85-100848-00. Varian Australia Pty Ltd. Australia. 193p.
 Varian (1989). Flame Atomic Spectrometry. Analytical methods. Publication No. 85-100009-00 Varian Australia Pty Ltd. Australia. 146p.
 Varian (1996). Vapor Generation Accessory VGA-77. Operation Manual. Publication No. 85-101047-00. Varian Australia Pty Ltd. Australia. 53p.
 Webster R. (1994). The development of pedometrics. *Geoderma* 62, 1-5.
 Webster R. y Oliver M.A. (1990). *Statistical methods in soil and land resources survey*. Oxford University Press. Oxford. 316 p.
 Zhang R., Rahman S., Vance F. y Munn L. (1995). Geostatistical analyses of trace elements in soils and plants. *Soil Sci.* 159, 383-390.