

IDENTIFICATION OF ENVIRONMENTAL RISK AREAS IN THE CITY OF MURCIA USING POLLUTION INDEXES AND GIS

Acosta, José Alberto ¹; Gómez-López, María Dolores ²; Faz, Ángel ²; González-Gálvez, Plácido ²; Zornoza, Raúl ²; Martínez-Martínez, Silvia ²

¹ Grupo de Investigación "Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas", GARSA. ETSIA-UPCT. Paseo Alfonso XIII, 478, 30203 Cartagena. Murcia. Spain. Telf: +34-968-325667., ² GARSA. ETSIA-UPCT

The objective of this study was to demonstrate the usefulness of GIS and pollution indexes to identify environmental risk zones affected by heavy metals in urban areas. The study area is located in the city of Murcia and surrounding (SE, Spain). The concentrations of sCr, Zn, Cu, Pb, Mn, Ni and Cd in 221 soil samples were determined, and five pollution indexes calculated.

After an analysis of each index and a comparison between them, it was selected the pollutant load index (PLI), for the following reasons: ¹ provided a good spatial distribution of the areas of highest risk, ² all metals contributed in a similar way to the index value, and ³ the index includes background concentrations in its calculation, which allowed determine the level of metal enrichment of each sample. After selecting the index, a GIS was used to create a spatial distribution map adjusting the SIG parameters to obtain a proper definition of the areas with the highest environmental risk, in this case eight areas were identified. Therefore, the calculation of pollution indexes and subsequent integration into a SIG is an appropriate tool for identifying environmental risk areas by heavy metals in urban settlements.

Keywords: SIG; metals; environmental risk; Murcia

IDENTIFICACIÓN DE ZONAS DE RIESGO AMBIENTAL EN LA CIUDAD DE MURCIA USANDO ÍNDICES DE CONTAMINACIÓN Y SIG

El objetivo de este estudio fue demostrar la utilidad de los SIG e índices de contaminación para identificar zonas de riesgo ambiental en áreas urbanas. El área de estudio se encuentra en la ciudad de Murcia y alrededores. Las concentraciones de Cr, Zn, Cu, Pb, Mn, Ni y Cd fueron determinadas en 221 muestras de suelo, y 5 índices calculados. Tras un análisis de cada índice y una comparativa entre ellos, fue seleccionado el índice de carga contaminante (PLI), ya que: ¹ ofrecía una buena distribución espacial de las zonas de mayor riesgo, ² todos los metales contribuían de una manera semejante al valor del índice, y ³ utilizaba concentraciones de fondo en su cálculo. Posteriormente, se utilizó un SIG para realizar la distribución espacial de sus valores, ajustando los parámetros de SIG de forma que se obtuviera una adecuada definición de las zonas de mayor riesgo, dando lugar a la identificación de ocho áreas de riesgo ambiental. Por lo tanto, el uso combinado de índices de contaminación y SIG es una herramienta apropiada para la identificación de zonas de riesgo ambiental por la presencia de metales pesados en áreas urbanas.

Palabras clave: SIG; metales; riesgos ambientales; Murcia

1. Introducción

La contaminación de suelos por metales pesados es un problema ambiental global ya que se encuentra presente en la mayor parte del planeta (Ferguson y Kasamás, 1999), con una mayor incidencia en los países industrializados que en aquellos que se encuentran en vías de desarrollo. La gran alarma que supone la presencia de metales pesados en suelos, radica en su potencial tóxico, persistencia y acumulación (Ferreira-Baptista y De Miguel, 2005; Ahmed y Ishiga, 2006). Por supuesto España y, en particular, la Región de Murcia no son ajenos a esta problemática, lo que requiere, por parte de los organismos competentes, una respuesta para evaluar y reducir, si fuera preciso, los impactos sobre la población y los ecosistemas que se pudieran producir.

Es importante considerar que los metales pueden proceder de una gran cantidad de fuentes antrópicas, las cuales se engloban en los siguientes grupos generales: actividades agrícolas (Gäblere y Schneider, 2000, Navas y Lindhorfer, 2003), urbanas (Chronopoulos *et al.*, 1997, Salviagio *et al.*, 2002), industriales (Govil *et al.*, 2001, Abollino *et al.*, 2002) y mineras (Conesa *et al.*, 2007; Conesa *et al.*, 2009; Zanuzzi *et al.*, 2009; Ottenhof *et al.*, 2007). En algunas ocasiones estas actividades se encuentran próximas entre sí afectando unas a otras, por este motivo es difícil identificar las fuentes de los metales y determinar que zonas, de forma global, se encontrarían afectadas. Para solventar esta dificultad se pueden utilizar los llamados índices de contaminación, siendo una buena y poderosa herramienta para procesar y analizar gran cantidad de información medioambiental (Ramos *et al.*, 2002), facilitando de este modo la interpretación de los datos. Además, si se hace uso de los Sistemas de Información Geográfica, sería posible visualizar estos índices y, mediante la creación de mapas de distribución, delimitar las zonas más afectadas (Caeiro *et al.*, 2005). Una vez se hayan identificado estas zonas podrían ser estudiadas en detalle mediante un muestreo específico de cada una de ellas.

2. Objetivos

El objetivo de este estudio fue demostrar la utilidad de los Sistemas de Información geográfica (SIG) e índices de contaminación para identificar zonas de riesgo ambiental en áreas urbanas, indicando el grado y extensión de las áreas afectadas, lo que servirá de base para estudios de detalle encaminados a la propuesta de medidas para reducir los riesgos ambientales existentes.

3. Metodología

3.1. Zona de estudio

El área de estudio está localizada en la Región de Murcia (sureste de España), dentro de los límites del Término Municipal de Murcia; abarcando una superficie de 100 km², incluyendo la Ciudad de Murcia y sus alrededores. Específicamente quedan incluidos dentro del área de estudio tanto el casco urbano de la Ciudad de Murcia, como los polígonos industriales Oeste, La Polvorista y Cabezo Cortao; entre ellos se encuentra la Huerta de Murcia y finalmente, queda incluido en la zona de estudio una pequeña parte del Parque Regional de El Valle y Carrascoy.

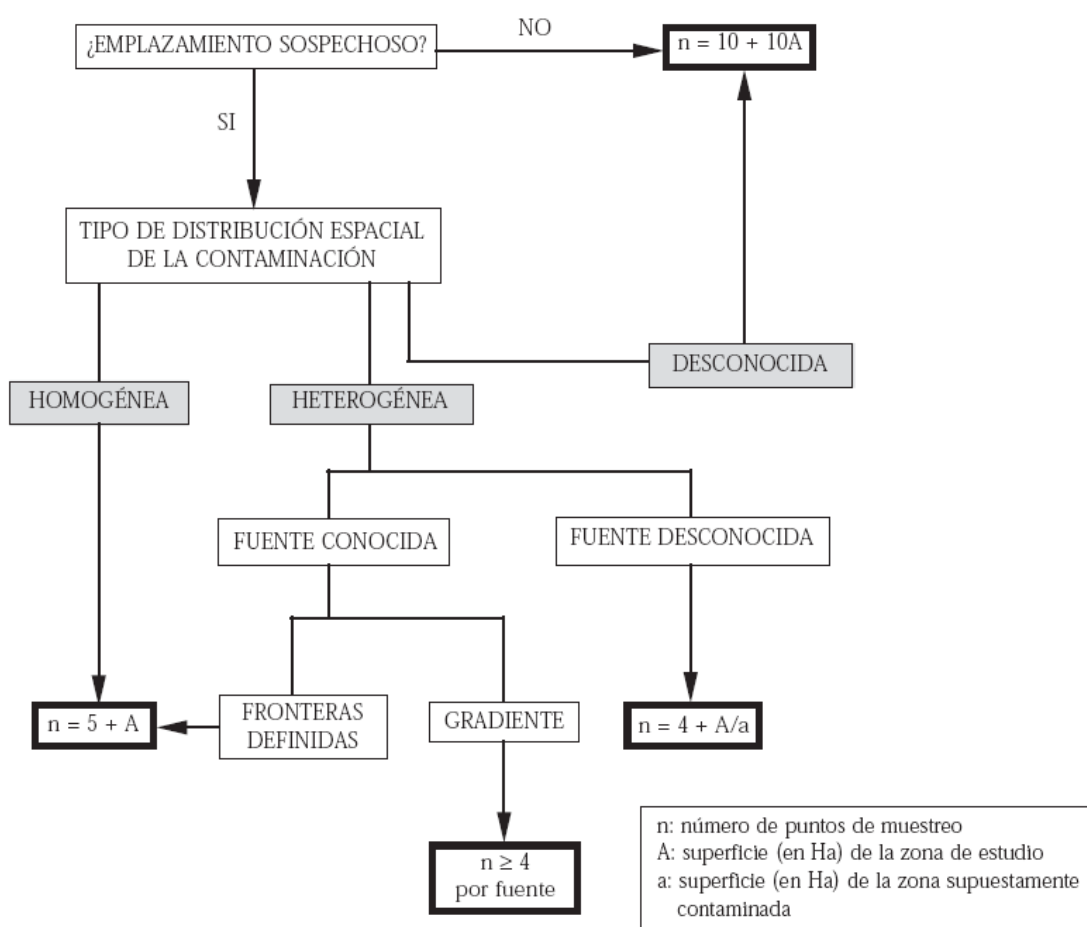
La zona de estudio presenta un clima mediterráneo semiárido, caracterizado por precipitaciones anuales entre los 300 y 500 mm, temperaturas medias que oscilan entre los 14 y 18 °C, y amplitudes térmicas de hasta 20 °C.

3.2. Diseño de muestreo y toma de muestras

Debido a que el objetivo de este trabajo es conocer la influencia de los distintos usos en la presencia de metales pesados en suelos, se delimitó la zona de estudio de tal forma que englobe el casco urbano de la ciudad de Murcia así como sus alrededores, incluyendo los polígonos industriales Oeste, La Polvorista y Cabezo Cortado, zonas agrícolas y naturales, con una superficie de 10 x 10 km².

Para determinar el número de muestras que fueron necesarias para asegurar la representatividad de este muestreo, se tuvo en cuenta las recomendaciones que formula el IHOBE en su publicación "Investigación de la Contaminación del Suelo. Estudio Histórico y Diseño de Muestreo" (I.H.O.B.E., 1998). En ella se presenta en la Figura 1:

Figura 1. Cálculo del número de muestras necesario según la zona de estudio



Como se aprecia en la Figura 1, el número de muestras se haya en función del tipo de distribución de la contaminación; en este caso se trataría de una distribución heterogénea debido a la multitud de fuentes que se pueden dar, y donde no se conocen dichas fuentes. De este modo el número de muestras respondería a la fórmula:

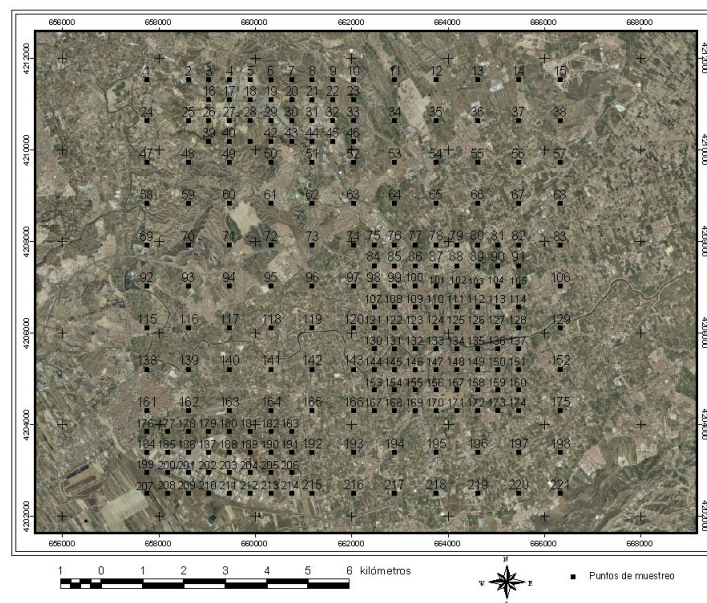
$$n = 4 + A/a \quad (1)$$

Como ya se ha comentado, la superficie de la zona de estudio asciende a $10 \times 10 \text{ km}^2$ lo que equivale a 10 000 ha. Debido al desconocimiento de la superficie que podría estar afectada, se ha supuesto que ésta podría estar principalmente en las zonas industriales, cuya superficie es de aproximadamente 500 ha. A su vez se estima que no más del 10 % de esta superficie estaría contaminada, por lo que se tendrían 50 ha posiblemente contaminadas en la zona de estudio. Con estos datos, y aplicando la fórmula anterior, daría un total de 204 muestras.

Teniendo de referencia este número de muestras, y siguiendo las indicaciones de la mencionada publicación, que propuso un muestreo regular y sistemático en la zona de estudio, se diseñó una malla regular donde los puntos de muestreo se localizarían en los vértices de cuadrados consecutivos con una separación de 1000 m, esto dio un total de 100 muestras, inferior al valor aconsejado. Para incrementar el número de muestras y asegurar la representatividad del estudio, se aumentó la densidad de muestreo en las zonas industriales y urbana, ya que en ellas se esperaba que la acción antrópica fuese más intensa (Imperato *et al.*, 2003; Romic y Romic, 2002), con este fin, en estas zonas las muestras fueron distribuidas en los vértices de cuadrados consecutivos cuyos lados tienen una longitud de 500 m, mientras que en el resto de la superficie de estudio se mantuvo la distancia de 1000 m entre muestras; obteniéndose, finalmente, un total de 221 muestras.

En la Figura 2 se presenta el mapa de distribución espacial de las muestras donde se indica el número asignado a cada una de ellas.

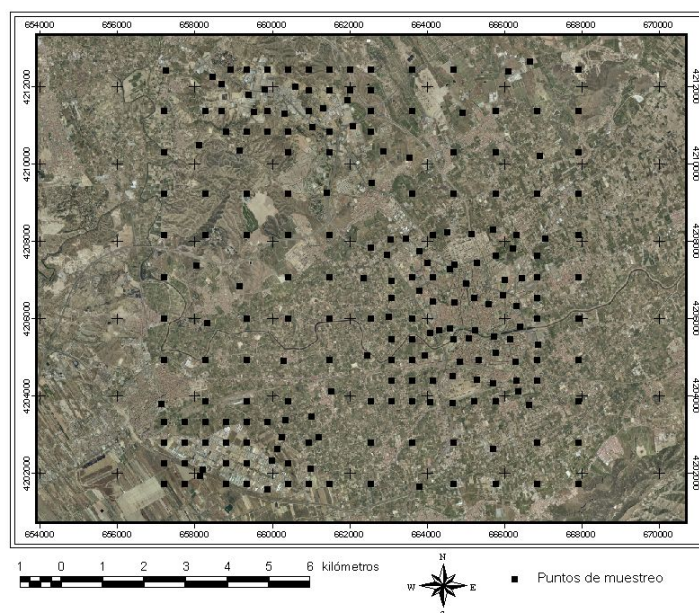
Figura 2. Mapa de muestreo teórico del área de estudio



Es de destacar que debido a la dificultad de muestrear una zona densamente poblada, la ubicación de las muestras dista de la teórica planteada al inicio del estudio; de este modo, la distribución real se presenta en la Figura 3, donde no se ha señalado el número de cada una de las muestras debido a que la escala del mapa y la cercanía entre muestras impide su buena diferenciación.

Una vez determinada la distribución y el número de muestras, se decidió la profundidad a la que se tomarían las muestras, de 0 a 5 cm, ya que la mayoría de los metales son acumulados en la superficie del suelo (Porta *et al.*, 1999; De Miguel *et al.*, 1998).

Figura 3. Mapa de muestreo real del área de estudio



3.3. Análisis de laboratorio

Las muestras se secaron en estufa de aire forzado durante 48 h, se homogeneizaron y tamizaron para obtener partículas menores a 2 mm (tierra fina); posteriormente una parte de ellas (submuestras) fue molida con un mortero de ágata. Las muestras se almacenaron en bolsas plásticas herméticamente cerradas para su posterior análisis.

Se determinó la concentración de metales totales (Pb, Cu, Cd, Zn, Co, Cr y Ni) mediante el ataque de la muestra con una solución de ácidos fuertes (nítrico-perclórico) a 210°C, durante 90 min, transcurrido el cual se procede al filtrado y enrasado a 100 ml, y en la solución resultante pueden ser medidos los metales pesados mediante espectrofotómetro de absorción atómica (AAAnalyst 800, Perkin Elmer) (Risser and Baker, 1990).

3.4. Tratamientos de datos

Para la consecución del objetivo planteado en este estudio se procedió de la siguiente manera:

- Selección de los índices de contaminación.
- Elección del índice más adecuado para la zona de estudio mediante la realización de las siguientes actividades:
 - Cálculo de cada uno de los índices.
 - Estudio estadístico y geoestadístico de los datos obtenidos.
 - Elección final del índice mediante criterios objetivos.
- Ajuste de parámetros del SIG para determinar las zonas más afectadas.

3.5. Índices de contaminación

Se realizó una búsqueda bibliográfica con el fin de conocer los índices más utilizados en la evaluación del grado de contaminación por metales pesados; una vez llevada a cabo esta

tarea se eligieron aquellos que podrían ser utilizados en este estudio siguiendo los siguientes criterios:

1. Disponibilidad de los datos que requiere el índice para su cálculo.
2. El índice debe incluir todos los metales que se han analizado, ofreciendo un sólo valor.

Con estos criterios, 5 índices fueron seleccionados, todos ellos engloban todos los metales estudiados mediante una expresión matemática:

1. MCI (*metal contamination index*): se define como el sumatorio del resultado de dividir el logaritmo de la concentración de cada metal (C_n) entre el logaritmo del valor de fondo del área de estudio (B_n) y todo ello dividido entre el número de metales que integran el índice (Feris *et al.*, 2003; Ramsey *et al.*, 2005).

$$MCI = \frac{\sum \left(\frac{\log C_n}{\log B_n} \right)}{n^\circ \text{ metales}} \quad (1)$$

2. IPI (*integrated pollution index*): se define como el sumatorio del resultado de dividir la concentración de cada metal (C_n) por su nivel de fondo local (B_n), y todo ello dividido entre el número de metales que integran el índice (Chapman, 1990, Ferreira da Silva., 2005; Gemaci y Oyman, 2003; Chen *et al.*, 2005).

$$IPI = \frac{\sum \left(\frac{C_n}{B_n} \right)}{n^\circ \text{ metales}} \quad (2)$$

3. MPI-1 (*metal pollution index*): se define como el sumatorio del resultado de restar la concentración de cada metal (C_n) menos el valor de fondo del metal en cuestión en el área de estudio (B_n), todo ello dividido entre dicho valor de fondo (Riba *et al.*, 2002; Meybeck, 2004).

$$MPI-1 = \sum (C_n - B_n / B_n) \quad (3)$$

4. MPI-2 (*metal pollution index*): se define como la raíz enésima del producto de cada una de las concentraciones de los metales estudiados (C_n), siendo "n" el número de metales que integran el índice (Giusti *et al.*, 1999; Usero *et al.*, 1996).

$$MPI - 2 = \left(C_1 \times C_2 \times \dots \times C_n \right)^{\frac{1}{n}} \quad (4)$$

5. PLI (*pollution load index*): se define como la raíz enésima del producto del resultado obtenido de la división de la concentración de cada metal (C_n) entre el valor de fondo de ese metal en la zona de estudio (B_n), siendo "n" el número de metales que integran el índice (Tomlinson *et al.*, 1980; Cabrera *et al.*, 1999; Chan *et al.*, 2001; Madrid *et al.*, 2002; Cabrera *et al.*, 2005).

$$PLI = \left(\frac{C_1}{B_1} \times \frac{C_2}{B_2} \times \dots \times \frac{C_n}{B_n} \right)^{\frac{1}{n}} \quad (5)$$

4. Resultados

Una constante en la mayor parte de los índices de contaminación es la necesidad de conocer un valor de fondo; el cual se calculó a partir de los datos obtenidos en este trabajo. Para ello, con el fin de reducir los posibles efectos de valores atípicos, se calcularon los valores de la concentración media con una serie de estimadores robustos de la media; una vez calculados estos se realizó, a su vez, la media de todos ellos, siendo éste el valor de fondo local que fue utilizado para el cálculo de los índices (Tabla 1).

Tabla 1. Valores medios de las concentraciones de los metales pesados estudiados en la zona de estudio mediante el uso de diferentes estimadores robustos

	Estimador-M de Huber	Biponderado de Tukey	Estimador-M de Hampel	Onda de Andrews	Valor de fondo
Cromo	17,2	16,1	16,9	16,1	16,6
Manganeso	144,3	142,9	144,3	142,9	143,6
Níquel	11,5	11,6	11,6	11,6	11,6
Cobre	10,4	9,6	10,1	9,6	9,9
Zinc	17,7	15,9	16,5	15,9	16,5
Cadmio	0,18	0,17	0,18	0,17	0,18
Plomo	39,45	34,70	37,96	34,67	36,69

Una vez determinadas las concentraciones de fondo, se calcularon los índices de contaminación seleccionados, cuya estadística se presenta en la Tabla 2.; como se puede observar los valores de cada uno de los índices es muy diferente dependiendo de la fórmula matemática utilizada, con valores medios entre 1,00 en el caso del MCI y 12,54 en el caso del MPI-2. El resto de parámetros también varía considerablemente entre índices, como por ejemplo el coeficiente de variación que va desde 9,76 % para el MCI hasta el 336 % en el caso del MPI-1, lo que se debe a que el MCI utiliza logaritmos en su fórmula agrupando los valores en un estrecho rango, por el contrario, en el caso del MPI-1 su fórmula, como se comprobará posteriormente, se ve afectada por valores extremos. Por otro lado, los índices IPI y MPI-1 presentan una elevada asimetría de la distribución tal y como muestran los coeficientes de simetría, del mismo que se alejan de la normalidad debido a altos coeficientes de curtosis. De lo comentado anteriormente se puede deducir que los índices que mejor representan el efecto de los metales en la zona de estudio podrían ser MCI, MPI-2 y PLI, ya que su distribución se ajusta a la normalidad no estando afectados por concentraciones extremas.

Tabla 2. Estadística descriptiva de los índices de contaminación seleccionados

	MCI	IPI	MPI-1	MPI-2	PLI
Media	1,003	1,266	1,860	12,543	1,076
Error típico	0,007	0,060	0,421	0,349	0,030
Mediana	1,014	1,088	0,616	11,699	1,004

Desviación estándar	0,098	0,894	6,259	5,182	0,445
Varianza	0,010	0,800	39,176	26,858	0,198
Coef. variación (%)	9,76	70,64	336,47	41,32	41,32
Curtosis	0,126	50,518	50,518	0,440	0,440
Simetría	-0,133	5,769	5,769	0,686	0,686
Rango	0,595	10,098	70,684	27,815	2,387
Mínimo	0,686	0,230	-5,391	2,000	0,172
Máximo	1,281	10,328	65,293	29,815	2,558

Además, con el fin de conocer qué metales contribuyen de un modo más efectivo al valor del índice se calcularon los coeficientes de correlación entre los índices y las concentraciones de los metales que los integran (Tabla 3.). Como se puede ver el índice MCI presenta una muy baja correlación con plomo y, especialmente, con cadmio, lo que es debido a que este índice utiliza en su fórmula logaritmos, que aunque reducen el efecto de los valores extremos, causa una perturbación en el resultado final del índice debido a que el logaritmo de concentraciones menores a uno da como resultado valores negativos. Así el logaritmo del valor de fondo del cadmio es negativo, que junto con ciertos logaritmos de concentraciones menores a 1, da como resultado valores positivos siendo en realidad concentraciones bajas; por el contrario concentraciones mayores a 1 dan como resultado, junto al logaritmo del valor de fondo, valores negativos que en realidad disminuyen el índice cuando lo deberían aumentar, por lo que el resultado final del índice no responde a la realidad de este elemento.

Tabla 3. Coeficiente de correlación entre la concentración de los metales y los índices

	MCI	IPI	MPI-1	MPI-2	PLI
Cromo	0,64	0,25	0,25	0,56	0,56
Manganeso	0,63	0,19	0,19	0,52	0,52
Níquel	0,66	0,19	0,19	0,50	0,50
Cobre	0,58	0,37	0,37	0,63	0,63
Zinc	0,55	0,61	0,61	0,69	0,69
Cadmio	-0,03	0,57	0,57	0,53	0,53
Plomo	0,14	0,88	0,88	0,43	0,43

Continuando con el resto de índices, en el lado opuesto al anterior se encuentran los índices IPI y MPI-1 con correlaciones muy importantes entre las concentraciones de plomo y estos índices, indicando la gran influencia de este elemento en el resultado final del índice, por lo que nuevamente no representa de forma adecuada la totalidad de los metales.

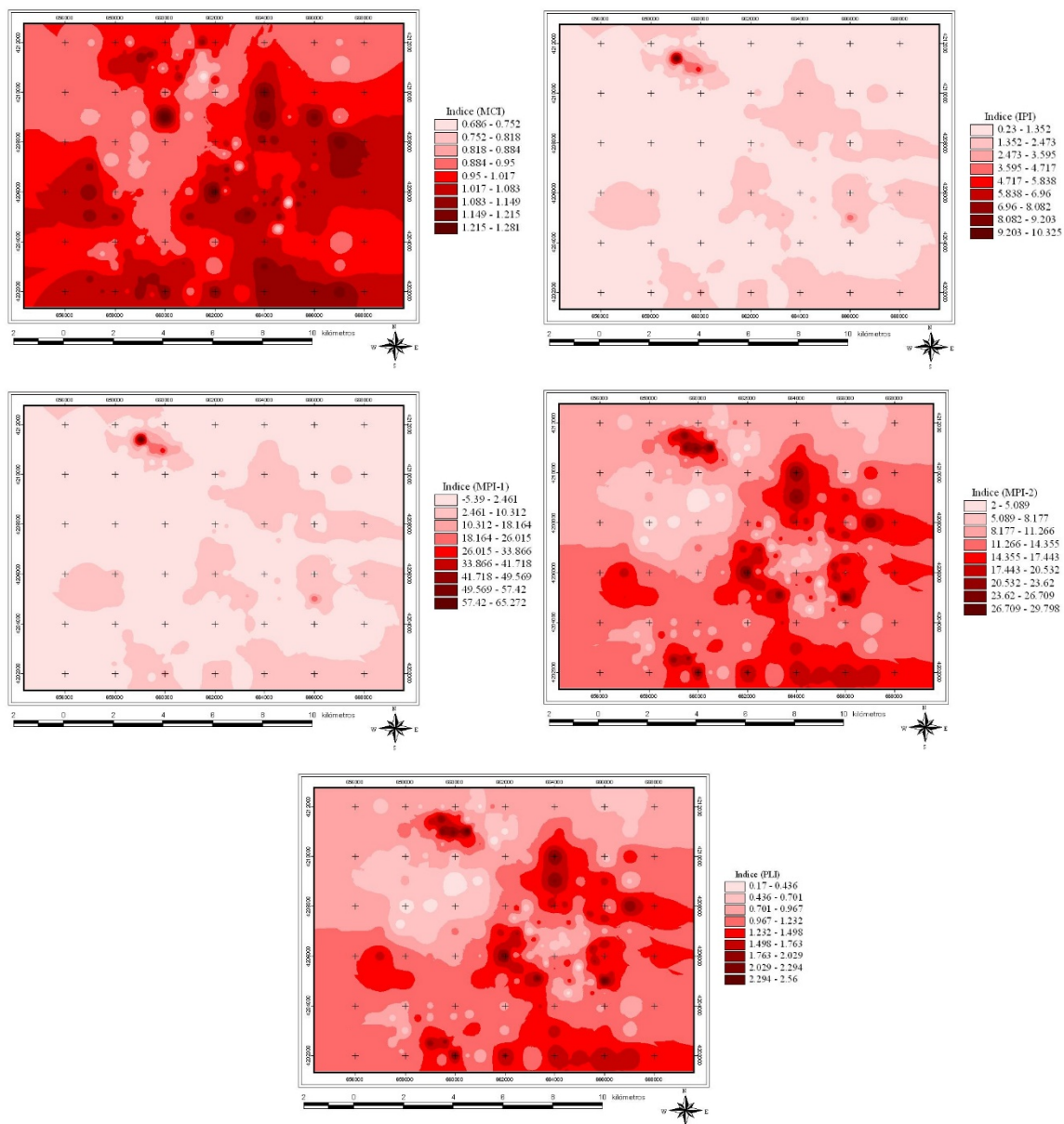
Por su parte, los índices MPI-2 y PLI presentan las correlaciones más homogéneas de las obtenidas, encontrándose todas ellas entre 0,4 y 0,7; por ello representarían de forma más realista el efecto de todos los metales en la identificación y delimitación final de las zonas más afectadas.

Finalmente, se presentan las distribuciones de cada uno de los índices en la zona de estudio, donde el intervalo que configura el rango de cada uno de los índices presenta la misma amplitud, con lo que se puede apreciar el efecto de valores extremos (Figura 3.).

En primer lugar, resaltar que tanto los índices IPI y MPI-1 presentan el mismo patrón de distribución, lo único que cambia es el rango de datos. Del mismo modo sucede en el caso de los índices MPI-2 y PLI. Por el contrario, el índice MCI muestra un patrón de distribución diferente.

Comenzando con el índice MCI, la distribución de este índice es un poco confusa debido a que la escala logarítmica agrupa todas las concentraciones en un estrecho rango dificultando una buena visión de las zonas más afectadas; además, este índice no dispone de una escala de referencia que indique el grado de contaminación (Caeiro *et al.*, 2005). De este modo no se puede conocer cuándo una zona está baja, media o altamente afectada, por esto y tanto por el efecto del logaritmo en el resultado final del índice para concentraciones menores a uno, como por la baja representatividad del cadmio y el plomo, este índice fue descartado para los propósitos que se persiguen en este estudio.

Figura 3. Distribución espacial de los índices seleccionados

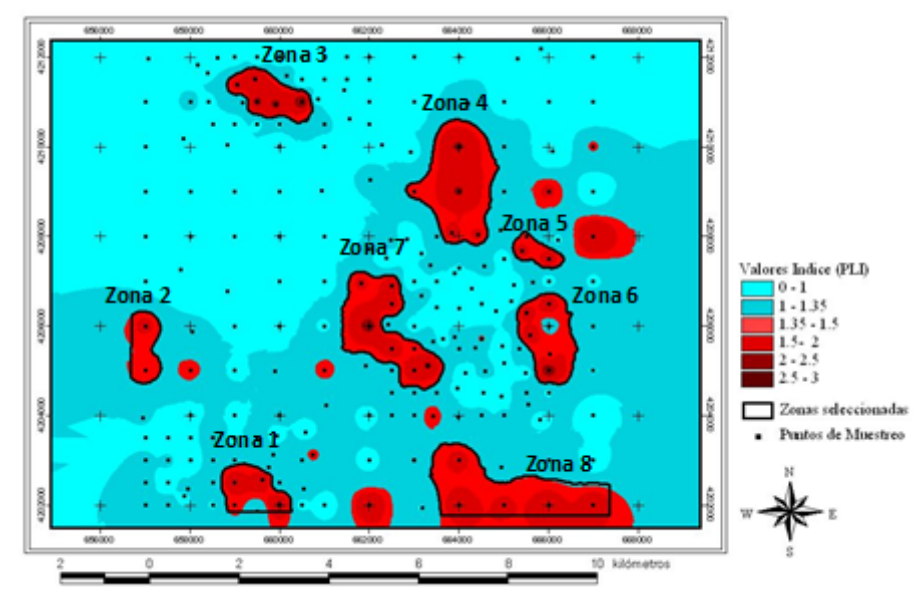


En el caso de los índices IPI y MPI-1 la distribución de sus valores se encuentra muy afectada por los valores extremos presentes en la zona de estudio, en particular por las concentraciones de plomo localizadas en el P.I. La Polvorista-Cabezo Cortao, tal y como muestran tanto los coeficientes de variación de estos índices (Tabla 2) como su elevada correlación con el plomo respecto al resto de los metales (Tabla 3). Por estos motivos estos dos índices fueron eliminados para el objetivo perseguido en este trabajo.

Finalmente, los índices MPI-2 y PLI ofrecen una buena visión de las áreas con las mayores concentraciones (Figura 3.), además la contribución de cada uno de los metales es semejante; de igual modo, las medidas de dispersión muestran una distribución cercana a la normalidad, por lo que no se verían afectadas por valores extremos. La única diferencia entre estos dos índices radica en que el MPI-2 no utiliza concentraciones de fondo en su cálculo, no teniendo una escala de referencia que indique el grado de afección; por el contrario, el índice PLI representa el número de veces que la concentración de los metales excede la concentración de fondo, dando una indicación global de la toxicidad de los metales en cada muestra en particular (Chan *et al.*, 2001). Por ello valores del índice inferiores a uno indicarían concentraciones de metales próximos al valor de fondo, mientras que valores superiores a uno indicarían contaminación (Cabrera *et al.*, 1999). Por este motivo el índice PLI fue elegido para la delimitación de las zonas más afectadas.

Una vez elegido el índice de contaminación PLI, este fue representado en un mapa de distribución donde se consideró que valores cercanos a uno corresponden a zonas no afectadas, dando un margen del 35 % para considerar un suelo afectado, se eligió este margen ya que era el adecuado para delimitar zonas homogéneas e independientes unas de otras (Caeiro *et al.*, 2005). El resultado se puede ver en el mapa de distribución de la Figura 4., donde se han identificado y delimitado las áreas afectadas, resultando un total de 8 zonas. Destacar que se desestimaron aquellos puntos aislados con valores superiores a 1,35 debido a que un solo punto no tiene la suficiente entidad como para delimitar una zona.

Figura 3. Distribución espacial del índice indicando las zonas afectadas



6. Conclusiones

Los resultados obtenidos indicaron que el índice de contaminación PLI (*Pollution load index*) fue el que mejor resultado ofreció para la delimitación de las zonas más afectadas del área

de estudio, existiendo 8 zonas afectadas atendiendo al contenido total de metales pesados presentes en ellas. Estas zonas deberían estudiarse en detalle para evaluar los riesgos ambientales de forma precisa y actuar para reducirlos.

Finalmente, se puede concluir que uso combinado de índices de contaminación y SIG es una herramienta apropiada para la identificación de zonas de riesgo ambiental por la presencia de metales pesados en áreas urbanas.

7. Referencias

- Abollino O., Aceto M., Malandrino M., Mentaste E., Sarzanini C. y Barberis R. (2002). Distribution and mobility of heavy metals in contaminated sites. Chemometric investigation of pollutant profiles. *Environmental Pollution* 119, 177-193.
- Ahmed F. y Ishiga H. (2006). Trace metal concentrations in street dusts of Dhaka city, Bangladesh. *Atmospheric Environment* 40, 3835–3844.
- Cabrera F., Clemente L., Díaz Barrientos E., López R. and Murillo J.M., (1999). Heavy metal pollution of soil affected by the Guadiamar toxic flood. *The Science of the Total Environment* 242, 117-129
- Cabrera F., Medejón E., Burgos P., Girón I., y Murillo J.M., (2005). Elementos traza en suelos y plantas del estero domingo rubio (margen izquierda del Río Tinto, Huelva). In: Jiménez R and Álvarez A.M., Control de la degradación de suelos. Univ. Autónoma de Madrid, Madrid, Spain, 477- 481 pp.
- Caeiro S., Costa M.H., Ramos T.B., Fernandes F., Silveira N., Coimbra., Medeiros and Painho, (2005). Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: and index analysis approach. *Ecological Indicators* 5, 151-169.
- Chan L.S., Davis A.M., Yim W.W.S. and Yeung C. H., (2001). Magnetic properties and heavy metal contents of contaminated seabed sediments of Penny's bay, Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin* Vol 42, Nº 7, 569-583
- Chapman H.D. (1990). The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *Science Total environment*. 97/98: 815-825.
- Chen Tong-Bin, Yuan-Ming Zheng, Mei Lei, Ze-Chun Huang, Hong-Tao Wu, Huang Chen, Ke-Ke Fan, Ke Yu, Xiao Wu, Qin-Zheng Tian, (2005). Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere* 10, 154-164.
- Chronopoulos J, Maidouti C, Chronopoulos-Sereli A. y Massas I. 1997. Variations in plant and soil lead and cadmium content in urban park in Athens, Greece. *The science of the Total Environment* 196, 91-98.
- Conesa, H.M., Moradia, A.B., Robinson, B.H., Kühneb, G., Lehmannb, E., Schulin, R., (2009). Response of native grasses and *Cicer arietinum* to soil polluted with mining wastes: Implications for the management of land adjacent to mine sites. *Environmental and Experimental Botany* 65, 198-204.
- Conesa, H.M., Robinson, B.H., Schulin, R., Nowack, B., (2007). Growth of *Lygeum spartum* in acid mine tailings: response of plants developed from seedlings, rhizomes and at field conditions. *Environmental Pollution* 145, 700-707.
- De Miguel E., Jiménez de Grado J., Llamas J. F., Martín-Dorado A. y Mazadiego L. F. (1998). The overlooked contribution of compost application of the trace element load in the urban soil of Madrid (Spain). *The science of the Total Environment* 215, 113-122.

- Ferguson C. y Kasamas H. (1999). Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe, Vol. 2. policy Framework, LQM Press Ed., Nottingham.
- Feris K., Ramsey P., Frazar Chris, Moore J., Gannon J. and Holben W., (2003). Differences in hyporheic-zone microbial community structure along a heavy metal contamination gradient. *Applied and Environmental Microbiology* Vol. 69, N°9, 5563-5573.
- Ferreira da Silva E., Cardoso E., Matos J., Patiha C., Reis P. and Santos J., (2005). The effect of unconfined mine mailing on the geochemistry of soils, sediments and surface water of the lousal area (Iberian pyrite belt, Southern Portugal). *Land Degradation Development* 16, 213-228.
- Ferreira da Silva E., Cardoso E., Matos J., Patiha C., Reis P. y Santos J. (2005) The effect of unconfined mine mailing on the geochemistry of soils, sediments and surface water of the lousal area (Iberian pyrite belt, Southern Portugal). *Land Degradation Development* 16: 213-228.
- Ferreira-Baptista, L., De Miguel, E., (2005). Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment. *Atmos Environ* 38, 4501-12.
- Gäblere, H.E., Sschneider, J., (2000). Assessment of heavy metal contamination of floodplain soils due to mining and mineral processing in the Harz Mountains, Germany. *Environmental Geology* 39 (7), 774-782.
- Gemici U. and Oyman T., (2003). The influence of the abandoned Kalecik Hg mine on water and stream sediments (Karaburun, Izmir, Turkey). *The Science of the Total Environment* 312, 155-166.
- Giusti L., Williamson A.C. and Mistry A., (1999). Biologically available trace metals in *Mytilus Edulis* from the coast of Northeast England. *Environmental International* Vol. 25, N° 8, 969-981.
- Govil P.K., Reddy G.L.N. y Krishna A.K. (2001). Contamination of soil to heavy metals in the Patancheru industrial development area, Andhra Pradesh, India. *Environmental Geology* 41, 461-469.
- I.H.O.B.E. (1998). Investigación de la Contaminación del Suelo, Estudio Histórico y Diseño de Muestreo. 73 pp.
- Imperato M., Adamo P., Naimo D., Arienzo M., stanzone D. y Violante P. (2.003). Spacial distribution of heavy metals in urban soils of NaplesCity (Italy) *Environmental Polution* 124: 247–256.
- Madrid L., Díaz-Barrientos E. and Madrid F., (2002). Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. *Chesmosphere* 49, 1301-1308
- Meybeck M., Horowitz A.J. y Grosbois C. (2004). The geochemistry of Seine River Basin particulate matter: distribution of an integrated metal pollution index. *Sci.Total Environ* 328: 219-236.
- Meybeck M., Horowitz A.J., Grosbois C., (2004). The geochemistry of Seine River Basin particulate matter: distribution of an integrated metal pollution index. *Science of the Total Environment* 328, 219-236.
- Navas A. y Lindhorfer H. (2003). Geochemical speciation of heavy metals in semiarid soils of the Central Ebro Valley (Spain). *Environment International* 29, 61-68.
- Ottenhof, C., Faz, A., Arocena, J., Nierop, K., Verstraten, J., van Mourik, J., 2007. Soil organic matter from pioneer species and its implications to phytostabilization of mined sites in the Sierra de Cartagena (Spain). *Chemosphere* 69, 1341-1350.

- Porta J., López M. y Roquero C. (1999). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. (2º ed) Mundi Prensa. Madrid. 849p.
- Ramos T.B., Caeiro S. y Melo J.J. (2002). Environmental indicator frameworks to design and assess environmental monitoring programs. *Impact Assess. Project Appraisal J.* 22 (1): 46-62.
- Ramsey P. W., Rilling M.C., Feris K.P., Moore J.N. and Gannon J.E., (2005). Mine waste contamination limits soil respiration rates: a case study using quantile regression. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 1177-1183.
- Riba I., DelValls T.A., Forja J.M., Gómez-Parra A., (2002). Influence of the Aznalcóllar mining spill on the vertical distribution of heavy metals in sediments from the Guadalquivir estuary (SW Spain). *Marine Pollution Bulletin* 44, 39-47.
- Risser J.A. y Baker D. E. (1990). Testing soils for toxic metals. In R. L. Westerman (ed) *Soil Testing and plant analysis*. Soil Sci. Soc. Amer. Spec. Publ. 3. 3rd ed., Madison, WI. 275-298 pp.
- Romic M. y Romic D. (2002). Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area. *Environmental Geology* 43: 795-805
- Salviagio, D., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R., Sprovieri, M., (2002). Heavy Metals in urban soils: a case study in the city of Palermo (Sicily), Italia. *The Science of the Total Environment* 300, 229-243.
- Tomlinson D.L., Wilson J.G., Harris C.R. y Jeffrey D.W. (1980). Problems in the assessments of heavy metals levels in estuaries and formation of a pollution index. *Helgol. Meeresunters* 33: 566-575.
- Usero J., González-Regalado E. and Gracia I., (1996). Trace metals in bivalve mollusc *Chamelea gallina* from the Atlantic coast of Southern Spain. *Marine Pollution Bulletin* 32, 305-310.
- Zanuzzi, A., Arocena, J.M., van Mourik, J.M., Faz, A., (2009). Amendments with organic and industrial wastes stimulate soil formation in mine tailings as revealed by micromorphology. *Geoderma* 154, 69-75.