

MODELO CONCEPTUAL DE RIESGO AMBIENTAL POR ARSÉNICO Y PLOMO EN EL DISTRITO MINERO DE SANTA MARÍA DE LA PAZ, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO

CONCEPTUAL MODEL OF ENVIRONMENTAL RISK BY ARSENIC AND LEAD IN THE MINING DISTRICT OF SANTA MARÍA DE LA PAZ, SAN LUIS POTOSÍ, MEXICO

Carlos Chávez T.^{1,2}, Javier Castro L.^{1,3}, Fernando Díaz-Barriga M.^{1,4}, Marcos Monroy F.^{1,5}
ccht_cesues.ecol@yahoo.com.mx / gcastro@uaslp.mx / fdia@uaslp.mx / monroyma@uaslp.mx

Recibido: mayo 9, 2011 / Aceptado: septiembre 19, 2011 / Publicado: septiembre 21, 2011

RESUMEN. Con el fin de caracterizar el riesgo ambiental de un sitio contaminado en México, que se localiza en un distrito minero del estado de San Luis Potosí, se construyó su modelo conceptual. El sitio presenta niveles altos de plomo y arsénico en medios ambientales por la dispersión ambiental de residuos y emisiones de la actividad minera histórica y del presente. En la elaboración del modelo, se utilizaron procedimientos sistemáticos aprobados por la normatividad internacional e información histórica del sitio sobre contaminación, impacto y riesgo ambiental para el periodo 1995-2008. El modelo sirvió para 1) establecer conexiones Fuente-Ruta-Receptor, 2) detectar zonas donde ocurren rutas completas de exposición al arsénico y al plomo, y 3) confirmar zonas de mayor riesgo susceptibles de aplicar criterios de remediación de suelos contaminados conforme a la normatividad mexicana. Según indica el estudio, la zona de mayor potencial de riesgo corresponde a la nombrada como Villa de la Paz, destacando al arsénico como el problema principal. Modelos conceptuales en sitios mineros contaminados de EE.UU., Portugal, Irlanda y Australia han servido como herramientas para describir fuentes potenciales, rutas y posibles receptores; realizar el proceso de evaluación de riesgo; y para evaluar la factibilidad de remediación del sitio, entre otros. La normatividad mexicana recomienda elaborar el modelo conceptual en estudios de evaluación de riesgo ambiental y para la remediación del sitio. No obstante, no existen casos documentados en revistas científicas sobre la construcción de estos modelos en sitios mineros de México. Uno de los beneficios potenciales del uso del modelo propuesto, es que, una vez que ha sido simplificada la información, puede ser una herramienta básica para el desarrollo de evaluaciones ambientales del sitio estudiado y una guía para la construcción de modelos en otros sitios mineros de México.

PALABRAS CLAVE: Residuos mineros, contaminación suelos, zona de riesgos, análisis espacial.

ABSTRACT. In order to characterize the environmental risk of a contaminated mining site in Mexico, located in a mining district in the state of San Luis Potosí, its conceptual model was built. The site has high levels of lead and arsenic in environmental media due to the environmental dispersion of waste and emissions of the historical and present mining activity. For the model building series of approved and international systematic procedures and historical information of the site about environmental contamination, impact, and risk for the 1995-2008 period were used. The model served to 1) establish connections Source-Route-Receptor, 2) detect zones where complete exposure routes to arsenic and lead occur, and 3) confirm the highest risk zones susceptible for applying contaminated soil remediation criteria according to the Mexican regulation. As the study indicates, the potential highest risk zone corresponds to the one named as Villa de la Paz and points out arsenic as the main problem. Conceptual models from contaminated mining sites of the U.S., Portugal, Ireland and Australia have served as tools for describing

¹ Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México – <http://ambiental.uaslp.mx/pmpca/>

² Centro de Estudios Superiores del Estado de Sonora, Unidad Académica Hermosillo, Calle Ley Federal del Trabajo e Israel González s/n, Col. Apolo, Hermosillo 83100, Sonora, México – www.cesues.edu.mx

³ Centro de Investigación y Estudios de Posgrado, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México – www.uaslp.mx

⁴ Laboratorio de Toxicología Ambiental, Facultad de Medicina, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México – www.uaslp.mx

⁵ Centro de Estudios Asesoría y servicios en Sistemas Ambientales (CEASSA), asociado a la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México – <http://ceassa.com/>

potential sources, routes and possible receptors; performing the risk assessment; and to assess the feasibility of the site remediation among others. Mexican regulations recommend the construction of the conceptual model in environmental risk assessment studies and for the site remediation. However, as to the best of our knowledge, there are no reported cases in scientific journals of model building in mining sites in Mexico. One of the potential benefits of using the model is that, once the information has been simplified, it can be a basic tool for the development of future environmental site assessments and guidance for the construction of other models in Mexico's mining sites.

KEYWORDS: Mining wastes, soil contamination, risk zone, spatial assessment.

Introducción

Los metales son elementos naturales de la corteza terrestre y tienen un papel fundamental en las funciones bioquímicas y fisiológicas de los organismos vivos; los cuales requieren de diversos iones inorgánicos esenciales como Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Fe^{2+} , pero también algunos son tóxicos como el Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Co^{2+} , cuando se encuentran en concentraciones relativamente elevadas. Existen otros iones que son tóxicos, pero sin alguna actividad biológica asociada, como por ejemplo, los metales pesados Pb^{2+} , Hg^{2+} , Cd^{2+} , Ag^{2+} , o metaloides como el arsénico. Estos suelen penetrar a la célula a través de los mismos sistemas de captación que utilizan los iones metálicos fisiológicamente esenciales [1, 2].

Diversos procesos de origen antropogénico, como las actividades agrícolas, ganaderas, industriales y mineras, son considerados fuentes de contaminación de arsénico (As) y plomo (Pb) [1-3]. Debido al carácter acumulativo y de permanencia de ambos, la población puede estar expuesta, e incorporarlo a su organismo como consecuencia de su extensa difusión en el medio [4, 5]. La exposición al As y al Pb puede producir en la salud humana distintos tipos de daños, algunos de ellos irreversibles.

La exposición al As inorgánico es causal de efectos respiratorios, gastrointestinales, hematológicos, cardíacos, hepáticos, renales, dérmicos, neurológicos, e inmunológicos; existe evidencia de que la exposición prolongada al arsénico puede afectar el desarrollo cognoscitivo y reducir el coeficiente de inteligencia (IQ) en niños [4, 6]. Además, ya es reconocido como un carcinogénico en seres humanos [4]. El Pb provoca daños neurológicos, enfermedades renales, efectos hematológicos, endocrinos, gastrointestinales, cardiovasculares, reproductivos y en el desarrollo [5, 7, 8]. Otros efectos potenciales pueden provocar una reducción en el crecimiento de los niños. En la actualidad no existe información suficiente para determinar la carcinogenicidad del Pb en seres humanos [5].

La industria minero-metalúrgica ha sido una fuente de contaminación por As y Pb en aire, suelos, aguas superficiales y acuíferos [9]. En áreas cercanas a sitios mineros y complejos metalúrgicos se reportan impactos en el medio y efectos en salud humana [6, 10, 11].

La relación entre la contaminación ambiental del As y el Pb y el potencial de riesgos para la salud humana de un sitio contaminado, puede ser estimada. El uso de metodologías de evaluación de riesgos permite establecer criterios preliminares para realizar una adecuada caracterización del riesgo ambiental; los cuales se basan en la importancia de recopilar y analizar la información existente del sitio contaminado y en construir su modelo conceptual (MC).

En México, la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos (LGPGIR) establece la posibilidad de aplicar la evaluación de riesgo ambiental como instrumento para la toma de decisiones en la remediación de sitios contaminados [12]. En su reglamento, se indica que el estudio de riesgo ambiental y de caracterización del sitio, tienen por objeto definir si la contaminación existente en un sitio representa un riesgo tanto para el medio ambiente como para la salud humana, así como los niveles de remediación

específicos en función del riesgo aceptable [13]. En este reglamento y en la guía técnica para orientar la elaboración de estudios de evaluación de riesgo ambiental de sitios contaminados, se resalta la importancia de la construcción del MC [14]; y de manera particular, la Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (NOM-147) también considera al MC como un elemento importante para establecer los criterios y determinar las concentraciones a las que deberá de llevarse la remediación de suelos contaminados por metales y metaloides [15].

El MC es una herramienta que representa esquemática o descriptivamente un sistema ambiental en donde ocurren eventos de contaminación. En este se identifican la(s) fuente(s) de contaminación; los mecanismos de liberación y de transporte de los contaminantes; las rutas y vías de exposición; y la presencia de población humana y de la biota potencialmente expuesta a elementos potencialmente tóxicos [16]. A través del MC se puede valorar riesgos potenciales en receptores ambientales, incluidos los humanos, y facilita también la toma de decisiones preventivas y correctivas que incluyen actividades de remediación o restauración en el sitio.

El paso inicial en estudios de evaluación del riesgo a la salud humana y ecológica en un sitio contaminado, es la construcción del MC. El paso previo a la toma de decisión sobre la remediación de un sitio contaminado, es la evaluación de los riesgos que existen en el sitio y la construcción del MC es un paso fundamental en este estudio [17-20].

La mayor parte de las metodologías de evaluación de riesgos coinciden que, como paso inicial en la elaboración del MC, se debe recopilar y analizar la información disponible histórica y actual del sitio contaminado [14, 17, 20]. Adicionalmente, otras establecen la importancia de llevar a cabo este paso inicial de recopilación de información dentro de la etapa de Evaluación o Caracterización Preliminar del Riesgo, con objeto de obtener una calificación del nivel de riesgo que este representa, y con el propósito de determinar acciones para evitar en el futuro riesgos al medio ambiente como en salud, minimizar los riesgos y, de ser el caso, determinar su potencial inclusión en actividades de remediación o bien aplicar medidas de intervención inmediatas [21, 22].

La Sociedad Americana para Pruebas y Materiales (ASTM, por sus siglas en inglés) recomienda que la construcción del MC se lleve a cabo en forma sistematizada y que no se base en una narrativa libre, de tal manera que la generación del modelo produzca una representación adecuada de la estructura del sitio [16]. El MC debe identificar las interrelaciones entre las fuentes de tóxicos, las rutas y los blancos, los mecanismos de emisión, los medios de recepción, las transferencias entre medios y las cinéticas de transformación de los tóxicos en el ambiente, además de identificar las vías de exposición. El MC permite visualizar la manera en que se puede interrumpir, disminuir o eliminar el riesgo de exposiciones a elementos potencialmente tóxicos en rutas completas de organismos receptores; definir la extensión de la afectación en áreas de preocupación; y delimitar las zonas que requieran ser atendidas para minimizar los riesgos.

La literatura destaca la construcción de modelos conceptuales en sitios mineros basados sobre estudios y datos que están disponibles para estos sitios y cuyo propósito ha servido para ilustrar y describir un entendimiento básico de las fuentes potenciales, rutas y posibles receptores; o bien para elaborar un plan de análisis para el proceso de evaluación de riesgo e investigaciones de remediación y estudios de factibilidad. Por ejemplo, Estados Unidos documenta casos sobre la construcción de MC en sitios mineros localizados en los estados de Alaska [23], Nevada [24], Maine [25] e Idaho [26]. También se reportan MC en Portugal [27], Australia [28] e Irlanda [29].

En Santa María de La Paz, un distrito minero de México que se localiza al norte del estado de San Luis Potosí, se han realizado diversos estudios a partir de 1995, con el propósito de evaluar los niveles de contaminación, impactos y riesgo ambiental por As y Pb, dada la actividad minera histórica y presente en la región. En este sitio se localizan dos cabeceras municipales, Villa de la Paz y Matehuala, en las que habitan cerca de 80000 personas con un amplio potencial de crecimiento, debido a las actividades industriales, comerciales y de servicios que ahí se desarrollan.

Si bien este sitio no cuenta con un MC, los estudios durante el periodo 1995 a 2008 han proporcionado: 1) descripciones, a manera de narrativas libres, sobre contaminación, impacto y el riesgo ambiental que produce el As y el Pb en las áreas urbanas y rurales de Villa de la Paz y Matehuala [30-36]; 2) tablas que indican rutas de exposición de estos contaminantes [32] o diagramas que muestran los procesos físicos y químicos de la dispersión (migración-movilización) del As [33]; y 3) mapas de distribución de niveles de contaminación metálica en suelos que identifican sitios potenciales de exposición al As y Pb en la población infantil, así como de áreas prioritarias de intervención para la reducción de riesgos por estos metales en este tipo de población [35].

El objetivo de este trabajo, fue construir el MC a partir del análisis de información histórica del sitio y significar el riesgo que supone para la salud humana la exposición ambiental al As y Pb en áreas urbanas y de potencial crecimiento de Villa de la Paz y Matehuala, S.L.P. Asimismo, corroborar si los niveles de concentración de estos metales reportados por las bases de datos históricas del sitio, superan los niveles de referencia para riesgos ambientales que son establecidos por la normatividad mexicana. Con el propósito de comparar estas áreas, sólo se tomará en cuenta el medio ambiental en donde la información histórica y el propio modelo, haya indicado que se presentan rutas completas de exposición al As y Pb en receptores humanos.

Para lograr lo anterior, se plantearon los siguientes objetivos específicos: 1) recopilar y analizar la información histórica del sitio sobre contaminación, impacto y riesgos ambientales de la zona minera seleccionada como estudio de caso; 2) construir el MC que supone para la salud humana la exposición ambiental al As y Pb e identificar el medio ambiental o matriz donde ocurran rutas completas de exposición en receptores humanos; 3) identificar los niveles de concentración de estos metales en lugares denominados como sitios de mayor potencial de riesgo (SMPR); 4) emplear sistemas de información geográfica para delinear y circunscribir las zonas en donde se encuentran los SMPR, y representar visualmente a estas en el mapa del sitio como zonas de mayor potencial de riesgo (ZMPR) presente y futuro para receptores; y 5) delinear espacialmente los niveles de concentración de As y Pb presente en el área de estudio y las ZMPR, y comparar estas contra los valores de fondo reportados para el sitio y concentraciones de referencia total dictadas en la NOM-147 de México.

Descripción del sitio de estudio

El área de estudio esta localizada aproximadamente a 500 km al norte-noroeste de la ciudad de México y 200 km al norte de la ciudad de San Luis Potosí. El polígono del área de estudio, con un área de aproximadamente 114 km² (figura 1), se encuentra dentro del distrito minero de Santa María de La Paz en el borde oriental del altiplano mexicano o mesa central de México y sobre la ladera oriental de una pequeña cordillera montañosa conocida como la Sierra del Fraile a una altitud entre los 1858 y 1550 msnm [30, 35].

En la figura 1 se ilustra el mapa de localización del sitio dentro de las coordenadas Universal Transversal de Mercator (UTM) 2617000 y 2624000 norte y 323214 y 3395000 este. En el extremo occidental del mapa se

muestran las curvas de nivel que representan a la Sierra del Fraile en donde se localizan las minas Dolores y Cobriza. En su extremo oriental, se ilustra los escurrimientos superficiales que confluyen hacia la zona de menor elevación denominada como Valle de Matehuala, en donde se muestran los polígonos de las áreas urbanas y conurbanas de las ciudades de Villa de la Paz y Matehuala, respectivamente. Además, en el mapa se han representado los poblados o localidades rurales y los polígonos que representan a las potenciales fuentes de contaminación del sitio asociadas a la actividad minero-metalúrgica histórica y actual.

El sitio se conformó a finales del periodo Cretácico y principios de la era Cenozoica; durante el Terciario ocurrieron intrusiones ígneas que causaron el metamorfismo y mineralización en la zona [37]. En el distrito minero existen depósitos minerales encajonados a la roca de caja (plataforma) de carbonatos del Jurásico-Cretácico de tipo skarn y polimetálicos de remplazamiento; los depósitos skarn Cu-Au están asociados con vetas Pb-Zn-Ag, los minerales de la ganga comprenden calcita (CaCO_3) y cuarzo (SiO_2) y los sulfuros polimetálicos están constituidos por calcopirita (FeCuS_2), galena (PbS), esfalerita (ZnS), bornita (Cu_5FeS_4), pirita (FeS_2) y arsenopirita (FeAsS); la mineralización de Pb-Zn-Ag presenta grados promedios de 7 % Pb, 5 % Zn y 0.05 % Ag, la mineralización de Cu-Au (Zn) contiene promedios en la mena de 0.5 mg/kg Au y 0.2-1.4 % de Cu [30, 34].

La geomorfología se caracteriza por pequeñas cordilleras, lomeríos, y mesas de poco relieve de origen sedimentario y aluvial [37, 38]. El clima predominante es estepario seco semicálido con invierno fresco y lluvias en verano BSo_{hw} (x') con precipitación promedio anual de 470 mm [38]. Los vientos predominantes soplan en dirección sur-norte de mayo a agosto y noroeste-sureste de noviembre a febrero [33].

Las corrientes presentan un patrón hidrográfico de tipo dendrítico y endorreico; durante la época de lluvias de verano se forman arroyos en dirección oeste-este hacia la zona del valle de Matehuala, donde el arroyo "La Paz" es el más importante [33, 38]. Los cuerpos de aguas superficiales son estanques que sirven como bebederos para el ganado o para riego de cultivos [33]. Existe un acuífero por debajo de los 120 m que fluye hasta una profundidad de 5 m en la porción media del valle de Matehuala [30]; en esta zona se presenta un sistema constituido por pozos y canales, que contienen agua durante todo el año, nombrado como "Cerrito Blanco" [33, 34].

Los suelos predominantes son litosol eútrico asociado con rendzina, xerosol cálcico y xerosol yésico [38], con un horizonte petrocálcico que se asocia a litosoles y xerosoles a profundidades de entre 50 y 100 cm que puede ser considerado como el horizonte C [30, 38, 39]. De origen aluvial en la zona del valle y coluvioaluvial en las laderas, compuestos de rocas sedimentarias (caliza y caliza-lutita) [38]. También presentan altos contenidos de sales y el pH varía de neutro a ligeramente alcalino [33, 40].

El tipo de vegetación está compuesta por matorral desértico micrófilo (MDM), matorral desértico rosetófilo (MDR), pastizal gypsófilo, y también existen áreas para la agricultura de riego y de temporal [41, 42].

El municipio de Villa de La Paz cuenta con 4967 habitantes con 29.60% de población rural y en Matehuala es de 82726 habitantes con 15.20% de población rural, en ambos el grado de marginación es bajo [43, 44]. Las actividades económicas principales son la agricultura de temporal, ganadería extensiva, minería, industria, comercio y turismo.

La economía regional gira en torno a la empresa minera Beneficiadora la Paz y Anexas S.A. de C.V. (en adelante Beneficiadora) que se localiza dentro del poblado de Villa de la Paz; es la mayor productora de concentrados de cobre y oro del estado de San Luis Potosí. La industria se concentra en la ciudad de

Matehuala y ocupa al 23.30% de la población económicamente activa y a diferencia de Villa de la Paz, el sector minero solamente da trabajo al 0.40% de ésta [36].

En la Beneficiadora se ejecutan las etapas de fragmentación del mineral y la concentración por flotación selectiva de los minerales de valor económico [31, 33]. Dentro de sus instalaciones los residuos son acumulados en presas de jales y en sus terrenos existen además depósitos históricos [30, 34, 39, 45].

En el poblado de Villa de la Paz y sus alrededores existen depósitos históricos de jales y estériles de mina (terrerros) que están expuestos a la acción del viento y las lluvias, los residuos mineros son dispersados a los suelos circundantes y arroyos de la zona [33-35]. En el poblado El Carmen existe una instalación abandonada de fundición de plomo, y al norte de Matehuala tres plantas de fundición, una de las cuales contiene un gran depósito de escorias [33-35, 39].

Métodos

Se recopilaron y clasificaron las fuentes de información histórica de estudios realizados durante el período de 1997 a 2008 en la zona minera de Villa de la Paz-Matehuala, México. Esta información incluyó literatura científica, académica, informes técnicos y reportes históricos sobre contaminación y riesgo ambiental, ocasionados por elementos potencialmente tóxicos (EPT) que han sido indicados en el sitio.

Para el análisis de la información, se consideró la revisión de aspectos físicos, geográficos, climáticos, geológicos, biológicos y socioeconómicos, así como los fenómenos de contaminación natural y por actividades antropogénicas, que han afectado a los elementos naturales y favorecido la generación de la problemática ambiental y de salud en el área de estudio. En el análisis se utilizaron criterios establecidos por las guías de la Agencia para las Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, por sus siglas en inglés) y la Agencia de Protección Ambiental (EPA por sus siglas en inglés) de EE. UU [17, 46]. Posteriormente, se construyó el modelo conceptual del sitio utilizando la metodología de la ASTM International [16] y de la NOM-147 [15].

La construcción del modelo conceptual (MC) se realizó en dos etapas: la primera con el modelo conceptual preliminar (MCP); el cual se afinó y condujo a la segunda, con el modelo conceptual actualizado (MCA). Para la construcción del MCP se seleccionó el programa Site Conceptual Exposure Model Builder version Beta (SCEM) ©USDE y para la construcción del MCA se usó el Edraw 4 version 4.3 (Edraw 4) ©EDRAWSOFT.

Con la construcción del MCP, fue posible confirmar o modificar cada uno de los componentes que lo integran y a su vez elaborar el modelo conceptual definitivo. Para ello se analizó de nuevo la información sobre el sitio y se incorporó al MCP. El proceso iterativo dio lugar a la representación, en forma de un diagrama con el uso del programa Edraw 4, del MCA o modelo conceptual de riesgo ambiental (MCRA).

Con el MCRA se identificaron las fuentes de contaminación primarias y secundarias, los mecanismos primarios y secundarios de liberación y transporte de contaminantes, rutas y vías de exposición y receptores biológicos. El diagrama delineó las rutas y vías de exposición de As y Pb donde: 1) existe evidencia del ingreso y el efecto de estos tóxicos en la salud de receptores biológicos a partir de un medio ambiental contaminado (ruta completa); 2) existe la certeza del ingreso y/o el efecto de estos tóxicos en la salud de receptores, pero no se tiene suficiente evidencia para indicar el medio ambiental contaminado donde se produce la ruta de exposición (ruta incompleta); y 3) la ruta donde se conoce el medio ambiental

contaminado, pero no existe evidencia de su ingreso o del efecto en organismos receptores (ruta potencial).

Una vez identificado que el medio ambiental suelo es donde ocurre la ruta completa de exposición de As y Pb hacia receptores biológicos, se compilaron los datos históricos sobre las concentraciones de As y Pb en suelos superficiales del área de estudio para el periodo 2002 a 2006 [33, 35], y con ellos se construyó una nueva base de datos en el programa Microsoft® Office Excel para análisis posteriores. La base fue conformada con las coordenadas geográficas de cada sitio de muestreo histórico de suelos superficiales y las concentraciones de As y Pb asociadas a estos.

A través de información digital de las zonas denominadas por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) como “f14a24c y f14a25a”, del programa ArcView 3.2a ©ESRI y del software Análisis Espacial y Asistencia en la Decisión Versión 5.0 ©UTRC (SADA, por sus siglas en inglés) [47], se construyó un mapa que identifica las áreas en donde los estudios históricos indican que las concentraciones de As y Pb constituyen un riesgo o un potencial riesgo para receptores biológicos. Estas áreas fueron nombradas como sitios de mayor potencial de riesgo (SMPR), y el mapa fue considerado un producto más del MCRA. Este mapa y la construcción de un cuadro de datos sirvieron como referencia para indicar los niveles de concentración de As y Pb en los suelos superficiales de cada uno de los SMPR para el periodo 1997 a 2007.

A través del programa ArcView 3.2a y de la “Interfaz” configuración del sitio que posee SADA, se construyeron dos polígonos que delinearon y circunscribieron los SMPR en dos zonas que fueron representadas visualmente en el mapa del sitio y denominadas como zonas de mayor potencial de riesgo (ZMPR) presente y futuro para los receptores. Para su diseño, nuevamente se utilizó la información digital de INEGI.

En el programa SADA, se introdujo la base de datos y se analizó a través de su interfaz “estadística” la estructura de datos, tales como, normalidad, asimetría, curtosis, linealidad, homogeneidad entre grupos y sesgo, entre otras variables. La información de la estadística descriptiva de estos datos fue corroborada a través del software ProUCL version 4.00.05 ©USEPA y se obtuvieron datos sobre percentiles y rangos intercuartílicos para posteriores evaluaciones.

Con la ayuda del módulo de visualización espacial de datos de SADA, se construyó la representación espacial de los niveles de concentración de As y Pb presentes en el área de estudio, y para ello se utilizó la herramienta de interpolación de datos “Distancia Inversa a una Potencia” que posee el programa.

Para propósitos comparativos, la visualización de la escala fue representada por rangos intercuartílicos según el nivel concentración asociado a cada cuartil y que fueron obtenidos en el software ProUCL. En la escala, también se indicaron los valores de fondo (VF) del As (190 mg/kg) y Pb (80 mg/kg) reportados en el sitio [38], y las concentraciones de referencia total (CRT) dictadas en México para estos metales según la NOM-147, que en su “Tabla No 1” asigna los valores de 22 mg/kg para As y 400 mg/kg para Pb en usos del suelo residencial, comercial y agrícola [15]. El producto final, fue un mapa por analito que representa las áreas en donde las concentraciones superan a los VF y CRT.

Resultados

Modelo Conceptual de Riesgo Ambiental

La figura 2 ilustra el modelo conceptual de riesgo ambiental (MCRA) del sitio construido con el programa Edraw 4. En este diagrama se delimitan las conexiones Fuente-Ruta-Receptor y se indican las rutas completas, incompletas y potenciales. Las fuentes primarias corresponden a terreros, planta de trituración, depósitos de jales, aguas de mina, planta de fundición secundaria de plomo, y antiguas plantas de fundición de minerales. Los terreros se localizan en las laderas de la Sierra del Fraile y en el poblado de Villa de la Paz. La planta de trituración está dentro del emplazamiento de la Beneficiadora y los depósitos de jales al este del poblado. Las antiguas plantas de reciclamiento de baterías de plomo y de fundición se encuentran al noreste de la presa de jales cerca del poblado El Carmen y al norte de Matehuala, respectivamente [30, 31, 34, 45] (ver figura 1).

La tabla 1, complemento de la figura 2, muestra los niveles de concentración de As y Pb reportados por la información histórica para el periodo 1995-2006 en las fuentes primarias de contaminación. Por ejemplo, la tabla indica los rangos de concentración de As y Pb contenidos en los residuos de terreros y depósitos de jales. Otra fuente de contaminación, que señalan los estudios históricos, corresponde a las aguas de mina, que se utilizan sin tratamiento para irrigar la zona agrícola al sur de las presas de jales; en la tabla también se han indicado estos rangos. No obstante que la bibliografía no documenta niveles de emisión históricos de contaminantes de las antiguas plantas de reciclamiento de baterías de plomo y de fundición, se incluyeron estas fuentes dentro de la tabla 1, debido a que como lo muestra el MC, existen reportes históricos que señalan el impacto en suelos superficiales.

Los mecanismos de transporte primarios de los residuos de terreros, presas de jales y de las partículas de la planta de trituración, obedecen al patrón de vientos de la zona, así como al de los escurrimientos superficiales que fluyen hacia el Valle de Matehuala durante la época de lluvias [30-34, 39]. El As y el Pb son liberados por fenómenos de intemperismo y oxidación de las fases minerales primarias y secundarias de sulfuros con altos contenidos de As, Pb, cobre (Cu) y zinc (Zn) [33, 35] (figura 2).

La irrigación con aguas de mina sin tratamiento en suelos agrícolas, al sur de las presas de jales, conducen a la contaminación de estos, y su infiltración, a la potencial contaminación de cuerpos de aguas superficiales y del acuífero somero local [30, 39].

Una vez liberados y transportados, estos metales impactan a otras matrices ambientales dando lugar a fuentes secundarias de contaminación. Estas incluyen al aire, corrientes superficiales y suelos de áreas de cultivo (figura 2). Los polvos son dispersados por el viento y depositados en suelos superficiales. Durante la época de lluvias los residuos son arrastrados por las corrientes superficiales contaminando a los cuerpos de agua y a sus sedimentos; se reporta que durante las fuertes tormentas los residuos han llegado a depositarse en las riberas de los arroyos y en los suelos de áreas de inundación [30, 31, 34, 35]. Los polvos en áreas residenciales y los resuspendidos desde los suelos y sedimentos contaminados con metales, se convierten en rutas potenciales de exposición de As y Pb en receptores humanos [32] y ecológicos. Esta ruta también se presenta en aguas superficiales, subterráneas y áreas de cultivo [33, 35] (figura 2).

En el MCRA se muestra que a través del suelo ocurren rutas completas de exposición al As y Pb en la población infantil, vegetación y fauna silvestre (figura 2). Al respecto, el análisis de información histórica indica que la ruta completa por exposición de As y Pb es por los suelos superficiales contaminados. Las vías

de exposición ocurren por la inhalación, ingesta y absorción o contacto dérmico a estos suelos, y los receptores son la biota [30, 42, 50], población infantil, y posiblemente la adulta, de Villa de la Paz, colonia Real de Minas y Matehuala [31, 32, 45, 50].

Sitios y zonas de mayor potencial de riesgo ambiental por arsénico y plomo

El análisis histórico indica que se presentan niveles elevados de concentración de As y Pb en suelos superficiales que se localizan en las áreas urbanas y rurales de los poblados de Villa de la Paz y Matehuala, que fueron impactados por las fuentes primarias a través de los mecanismos de liberación y transporte que han sido descritos. La figura 3 ilustra los sitios, en donde los estudios históricos, reportan que las concentraciones de As y Pb constituyen un riesgo o un potencial riesgo para receptores humanos y ecológicos [33, 35, 45, 50]. Estos son nombrados como SMPR y para su localización en el mapa del sitio se utilizó el programa ArcView 3.2a. Además, con ayuda de éste programa, fue elaborado otro más que sirvió como mapa base en SADA para su fácil visualización en análisis posteriores.

Siguiendo una orientación oeste-este (izquierda-derecha) de la figura 3, la tabla 2, complemento de esta figura, muestra los niveles de concentración de As y Pb en estos SMPR. La tabla muestra concentraciones elevadas de arsénico, expresadas en mg/kg de As, en suelos de Villa de la Paz (AG1), áreas de inundación del arroyo La Paz en el margen noroeste de la ciudad de Matehuala (F), área rural al este del polígono de las presas de jales y noroeste de Matehuala (G4), y área conurbana de Matehuala (G2, G3, D); las concentraciones máximas que se reportan en estos sitios son 27945, 16450, 14923, y 9822 mg/kg de As, respectivamente. Para el plomo, también se presentan altas concentraciones en Villa de la Paz (AG1), área conurbana de Matehuala (G2, G3, D), alrededores de la antigua planta de fundición (E, D), Colonia Real de Minas (AG2), y Planta de reciclado de plomo y poblado el Carmen (CG2). Las concentraciones máximas reportadas en estos sitios son 16800, 6429, 3450, y 3357 mg/kg de Pb, respectivamente.

Con la información aportada por el MCRA y los SMPR, y la ayuda de los programas ArcView 3.2a y SADA, se construyeron dos polígonos que delinearon y circunscribieron los SMPR en dos zonas de mayor potencial de riesgo en salud por la inhalación, ingestión y absorción dérmica de los suelos contaminados con As y Pb. Estas zonas corresponden a las áreas de uso del suelo residencial, de mayor población y de potencial crecimiento urbano de Villa de la Paz y Matehuala. Las zonas fueron nombradas como Zona I y Zona II (figura 4). La primera corresponde al área urbana y la conurbana de Villa de La Paz, Colonia Real de Minas, poblado El Carmen, y zonas agrícolas al sur, norte y este del polígono de las presas de jales; la segunda, al área urbana y conurbana de la porción norte de la ciudad de Matehuala y áreas rurales en sus alrededores.

La compilación de los datos históricos sobre las concentraciones de As y Pb en suelos superficiales y su reunión en una nueva base de datos, que contiene las coordenadas geográficas de cada sitio de muestreo y las concentraciones de As y Pb asociadas a estos, permitió realizar el análisis estadístico de los datos en los programas SADA y ProUCL. Además, se obtuvo información sobre percentiles y rangos intercuartílicos para posteriores evaluaciones.

Los resultados de la estadística descriptiva de As y Pb en los suelos superficiales, calculados por SADA y corroborados con el programa ProUCL, indican que en el polígono del área de estudio (PA), los niveles de concentración de As fueron de 7-14923 mg/kg de As. En el polígono de la Zona I (ZI) estos se ubicaron en los rangos de 38-11930 mg/kg de As y de 39-14923 en el polígono de la Zona II (ZII). Las concentraciones de Pb en PA fueron de 27-6429 mg/kg de Pb, 78-4320 en Z1 y 63-6429 en Z2. El orden de distribución de

rangos obtenidos por SADA fue: PA (14916 de As, 6402 de Pb), Z2 (14884 As, 6365 Pb) y Z1 (11892 As, 4241 Pb). Los tres polígonos presentaron valores de la media > media geométrica > mediana, distribución de datos con asimetría positiva a la derecha y curtosis positiva o leptocurtica. Los coeficientes de variación y el comportamiento de asimetría y curtosis mostraron la relación As > Pb, respectivamente.

Para el As la mayor dispersión relativa de los datos se presentó en el orden PA (1.95) > Z2 (1.92) > Z1 (1.58), y para el Pb como PA (1.46) > Z2 (1.45) > Z1 (1.22). La mayor asimetría y curtosis para el As ocurrió en PA (3.87, 17.96) seguido de Z1 (3.69, 15.84) y Z2 (3.19, 12.24); y para el Pb en el orden Z2 (3.86, 19.62), PA (3.71, 18.10) y Z1 (2.63, 7.19).

El comportamiento del As y Pb en cada una de las zonas confirma que la mezcla de diversas subpoblaciones de datos es debida a la existencia de diversas fuentes de contaminación y a la presencia de anomalías de diferente naturaleza. [30, 33-35, 38].

Representación espacial de niveles de concentración de arsénico y plomo en suelos superficiales

La NOM-147 determina las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico y plomo, además de otros metales. Ésta toma en cuenta cualquiera de los siguientes cuatro criterios para establecer los niveles de concentración del metal a los cuales se deberá llevar a cabo la remediación: 1) a la concentración de referencia total (CRT) del metal implantada por la propia NOM; 2) a la concentración de fondo (VF) en el sitio; 3) a la concentración específica total (CET) respaldada por una evaluación de riesgo en salud humana y que se recomienda cuando existe población humana expuesta; y 4) remediar a la CET sustentada por una evaluación de riesgo ecotoxicológico y que es recomendada cuando no existe población humana expuesta, pero si existe geodisponibilidad y biodisponibilidad para flora y fauna [15]. Para los propósitos de este trabajo, el análisis siguiente se consideró el comportamiento que muestra el área de estudio para los dos primeros criterios, en donde los VF o CRT representan las concentraciones máximas o umbrales sobre las cuales las áreas que exceden estos valores pudieran representar un mayor potencial de riesgo ambiental. El valor umbral que se utilizó para cada analito, corresponde al máximo para el VF o CRT, es decir, 190 mg/kg de As (VF) del sitio [38] y 400 mg/kg de Pb (CRT) de la NOM-147 [15].

Las figuras 5 y 6 ilustran la representación espacial de los niveles de concentración As y Pb (mg/kg) en suelos superficiales a través del método de interpolación “Distancia Inversa a una Potencia” (DIP) construidos en el software SADA a partir de la base de datos histórica del sitio. Además, ésta base de datos permitió que a través del programa ProUCL, se obtuvieran información sobre los percentiles de VF y CRT de los analitos As y Pb. En ambas figuras, se muestran los polígonos que corresponden a los de la Zona I y Zona II, es decir, concentran los SMPR dentro de las áreas urbanas y rurales de Villa de la Paz y Matehuala, respectivamente. En la escala de concentración en mg/kg de As y mg/kg de Pb, se resaltan los VF del As (190 mg/kg) y Pb (80 mg/kg) reportados en el sitio [38], y las concentraciones de referencia total (CRT) dictadas en la NOM-147 de 22 mg/kg para As y 400 mg/kg para Pb.

Para el As el VF (190 mg/kg de As) se localizó en el percentil (35.83), por lo que el 64.17% de los sitios y del área sobrepasan ese valor, respectivamente. Esto se representó en la figura 5 como puntos y márgenes en tonos grises. A través de la herramienta de “sondeo de datos” de SADA se ratificó que el número de sitios que sobrepasan el VF en el área de estudio fueron 231 de 360, lo que representa también el 64%.

En el caso del Pb la CRT (400 mg/kg de Pb) se ubica en el percentil (66.95) por lo que el 33.05% de los sitios sobrepasan esta concentración. La herramienta de sondeo de datos de SADA reveló que el número de sitios que sobrepasan el CRT en el área de estudio fueron 119 de 360, lo que constituye el 33% (figura 6).

Este primer análisis establece que el As muestra un mayor potencial de riesgo ambiental en el área de estudio y que éste se presenta probablemente en una mayor proporción en la zona de Villa de la Paz.

Con objeto de determinar cual de las dos zonas, Villa de la Paz (ZI) o Matehuala (ZII), presentan mayor potencial de riesgo por As o Pb se procedió a calcular a través de la herramienta de sondeo de datos de SADA el número de sitios de muestreo que sobrepasan los límites umbrales en cada uno de sus polígonos que, como ya se comentó, concentran los SMPR. Los resultados muestran con respecto al As de la zona de Villa de la Paz, un 84% (113 de 134) y un 59% (85 de 144) en la zona de Matehuala; para el Pb un 41% (55 de 134) en Villa de la Paz y 41.6% (60 de 144) en Matehuala. Por lo cual se confirma que la zona de mayor potencial de riesgo corresponde a la de Villa de la Paz. Esto seguramente esta asociado no solamente a la presencia de las fuentes primarias y secundarias de contaminación de suelos sino además a los altos niveles de concentración por As y Pb registrados en los SMPR de esta zona.

Discusión

Modelo Conceptual de Riesgo Ambiental

La elaboración de MCRA en sitios mineros contaminados ha sido incorporada como herramientas para diversos propósitos en EE.UU., Portugal, Irlanda y Australia. En el primer caso, por ejemplo, su construcción ha servido para ilustrar y describir fuentes potenciales, rutas y posibles receptores; y para elaborar un plan de análisis para el proceso de evaluación de riesgo, o para investigaciones de remediación y estudios de factibilidad según la ley de Responsabilidad, Compensación y Recuperación Ambiental (CERCLA, por sus siglas en inglés) [20, 51]. La normatividad mexicana lo recomienda en la NOM-147 [15] y en la guía técnica para orientar la elaboración de estudios de evaluación de riesgo ambiental de sitios contaminados, publicadas por la Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) [14]. No obstante, una revisión exhaustiva de publicaciones científicas, permite afirmar que no existen casos documentados sobre la construcción de estos modelos en sitios mineros contaminados en México.

El MCRA construido para el área de estudio, mostró que se presentan niveles elevados de As y Pb en los residuos mineros y en los medios ambientales que han sido impactados por estos a través del viento y las lluvias. Las rutas de exposición corresponden al aire (material suspendido), polvo residencial, suelos superficiales, sedimentos (polvos), cuerpos de agua superficiales, agua subterráneas, y plantas de cultivo. Las vías de exposición de As y Pb se relacionaron con inhalación, ingestión, absorción o contacto dérmico. En el medio suelo es donde ocurren rutas completas de exposición en la biota y la población humana.

En sitios mineros de México se reportan niveles de concentración de As y Pb que superan a los rangos reportados en los jales de la Beneficiadora (4000-9647 mg/kg de As y 690-3000 mg/kg de Pb, ver tabla 1). En jales de Zimapán, Hidalgo, las concentraciones totales de estos son 3818-40853 mg/kg de As y 1444-4056 mg/kg de Pb [52]. En la Unidad Minera Santa Bárbara en Chihuahua se señalan concentraciones totales de plomo de 972-16881 mg/kg [52, 53], en jales de la Unidad Minera de Taxco, Guerrero, 148-4932 mg/kg de Pb [52, 54], y en la Unidad Minera Charcas, San Luis Potosí, de 300-10900 mg/kg de Pb [54]. En los últimos tres casos, sí bien los rangos de As son inferiores a los de la Beneficiadora, estos se consideran elevados: 410-3281 mg/kg de As en Santa Bárbara [52, 53], 140-3627 mg/kg As en Taxco [52, 54], y 160-643 mg/kg de As en Charcas [54].

En el área de estudio los vientos y las lluvias han impactado a los suelos superficiales; las concentraciones más elevadas de As y Pb se encuentran en suelos de Villa de la Paz (sitio AG1 ver figura 3) con rangos de

38-27945 mg/kg de As y 45-16800 mg/kg de Pb (ver tabla 2). Sin embargo, otros sitios también muestran las segundas concentraciones más altas de estos metales, por ejemplo, en las áreas de inundación del arroyo La Paz en el margen noroeste de la ciudad de Matehuala (sitio F) los rangos de arsénico son de 105-16450 mg/kg, mientras que en el área conurbana de Matehuala y su margen norte, los rangos para el plomo son de 267-6429 mg/kg (sitios G2, G3, D).

En otras zonas mineras de México se reporta que el efecto de la dispersión de los residuos por los vientos y las lluvias ha impactado a los suelos circunvecinos a las presas de jales [53, 55, 56]. Por ejemplo, en sitios mineros de Chihuahua, Guerrero, Hidalgo y Sonora los factores climáticos son determinantes en los procesos de dispersión de jales y sus lixiviados al entorno; es decir, la erosión de estos residuos por la acción del viento y las escorrentías superficiales provocan su dispersión con la subsecuente afectación de suelos y sedimentos [52].

En un sitio minero en Zacatecas, el aporte de jales en suelos superficiales a través del viento provoca concentraciones de As y Pb totales de 3.7-7957 mg/kg de As y 9.3-1660 mg/kg de Pb; las concentraciones más altas se encontraron en sitios cercanos a las presas de jales y se destaca que el As es el problema principal del área [55]. En dos sitios mineros del estado de Chihuahua los suelos y sedimentos están contaminados debido a la dispersión de los jales: la zona minera de Santa Bárbara reporta concentraciones totales de As y Pb en muestras de suelos, ubicadas en los alrededores de las presas de jales, mayores a la mediana de los valores de fondo naturales (342 mg/kg de As y 947 mg/kg de Pb) [53]; en San Francisco del Oro, las mayores concentraciones en suelos superficiales se dan en sitios cercanos a los depósitos y disminuyen a medida que se alejan de estos, los rangos de concentración son 552.66-4222.78 mg/kg de As y 100-4720 mg/kg de Pb [56].

Los estudios históricos en el sitio revelan que las concentraciones elevadas de As y Pb en suelo y polvo residencial constituyen un riesgo en la biota y en la salud infantil [33, 35, 45, 50] pero también representan las áreas de potencial crecimiento urbano presente y futuro de los poblados de Villa de la Paz y Matehuala [35, 36].

En la zona de Villa de la Paz las altas concentraciones de As y Pb en hojas de maíz de áreas de cultivo (sitio BS ver figura 3) se deben a los polvos de jales y suelos contaminados que se adhieren a éstas [30]. Se demuestra exposición por As, Cu, Pb y Zn en comunidades de matorral desértico rosetófilo y micrófilo a través de procesos de absorción por las raíces de las plantas de estas (sitios AG1 y G4 ver figura 3) [42]. En San Francisco del Oro, Chihuahua, se demuestra que los niveles de concentración total de As y Zn en plantas dominantes de sitios ubicados a diferentes distancias de la presa de jales, disminuyen, al igual que en suelo, a medida que las plantas están más alejadas de las presas de jales, por lo que existe una tendencia de esta vegetación a concentrar más As y Zn al estar cerca de las presas de jales [57]. Este mismo fenómeno ocurre en el sitio con la vegetación tolerante cercana a la presas de jales (AG1 ver figura 3) [40].

Estudios con roedores nativos demuestran que la ingestión y el contacto dérmico de suelo superficial-polvos manifiesta ser una ruta completa. Dos especies de la familia Heteromyidae (*Chaetodipus nelsoni* Merriam 1894 y *Dipodomys merriami* Mearns 1890) revelan mayor daño en ADN estadísticamente significativo ($p < 0.001$) en ratones que habitan sitios impactados (AG1 y G4 ver figura 3) que en los capturados en un sitio de referencia lejos del área de estudio; además reportan altas concentraciones de As, Pb y Cd en hígado y riñón que son significativamente superiores en ratones de estos sitios que en los del sitio control [50].

Las investigaciones realizadas con biomarcadores de exposición al As y Pb en la población infantil, muestran que los niños del área urbana de Villa de la Paz (sitio AG1), colonia Real de Minas (sitio AG2) y Matehuala presentan niveles de arsénico en orina AsU superiores al valor guía en salud de 50 $\mu\text{g/g}$ creatinina y de plomo en sangre PbB mayores a 10 $\mu\text{g/dl}$ Pb [31, 32, 45, 50]. Estudios con biomarcadores de exposición de As en niños de Brasil determinan valores de concentración de arsénico urinario (formas tóxicas) más altos como resultado de la contaminación por actividades mineras [11], y para el Pb se reportan también niveles elevados en población infantil cercana a presas de jales en el Perú [7]. En el área de estudio también se ha comprobado efecto biológico del fraccionamiento del ADN en células sanguíneas de la población infantil y diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) que indican que los niños de Villa de la Paz y la colonia Real de Minas presentan mayor daño que la población control en Matehuala [45, 50].

Sitios y zonas de mayor potencial de riesgo ambiental, representación espacial de niveles de concentración de arsénico y plomo en suelos

En los SMPR de las zonas de Villa de la Paz (ZI) y Matehuala (ZII) se identificaron espacialmente niveles elevados de concentración de As y Pb en suelos superficiales que constituyen un riesgo o un potencial riesgo para receptores humanos y ecológicos (ver figuras 5 y 6). Un estudio realizado en San Francisco del Oro, Chihuahua, México, en el que se encuentra un centro escolar, también muestra niveles elevados de As y Pb en suelos superficiales que sobrepasan los rangos propuestos por diferentes agencias internacionales por lo que representa un peligro para la salud de los niños e incluso las personas mayores [56].

En los SMPR de las zonas de Villa de la Paz y Matehuala se identificaron espacialmente que los rangos de concentración de As y Pb en suelos superficiales exceden sus valores de fondo y los niveles de referencia de la NOM-147, respectivamente. En México, se reportan estudios que muestran que los niveles de concentración de As y Pb, en suelos cercanos a sitios mineros-metalúrgicos exceden el valor de fondo y niveles de referencia o valores guía establecidos por organismos internacionales [53, 55, 56]. En el área de estudio estos han sido también señalados [31, 33, 50].

Según el estudio, la ZMPR corresponde a Villa de la Paz, destacando al arsénico como el problema principal en esta zona pero también del área de estudio. El cálculo de los porcentajes de áreas que sobrepasan el valor de fondo (190 mg/kg de As) a través de percentiles y de SADA muestra que un 84% se excede en la zona de Villa de la Paz (ZI) y un 59% en la zona de Matehuala (ZII). Como fue comentado, el VF de un área en la que se encuentra un sitio contaminado ha sido adoptado en México como un valor de intervención [15]. En el sitio minero de Cova dos Mouros, Vila Verde, Portugal, se menciona que más del 75% de los datos de concentraciones de As en muestras de suelo (percentil 0.25) están por encima del valor más bajo de intervención (EIV=40 mg/kg de As) de las directrices Holandesas (69 mg/kg de As) para la evaluación de la calidad del suelo. Y se señala que este valor de intervención se basa en el riesgo potencial para los seres humanos y los ecosistemas [58].

Conclusiones y perspectivas

El estudio mostró que fue posible generar, a partir del análisis de información histórica, el modelo conceptual de riesgo ambiental de un sitio localizado en el distrito minero de Santa María de la Paz en el estado de San Luis Potosí, México.

Con ayuda de su modelo conceptual se describieron y sintetizaron los resultados de más de diez años de investigaciones realizadas en el área minera de Villa de la Paz–Matehuala en torno a las fuentes de

contaminación, los mecanismos de liberación y de transporte de los contaminantes, las rutas y vías de exposición, y la presencia de población humana y de la biota expuesta y potencialmente expuesta al arsénico y plomo.

El estudio expuso los pasos seguidos durante el proceso de generación del modelo y que fueron los siguientes: 1) recopilación y análisis de la información histórica del sitio sobre contaminación, impacto y riesgo ambiental; 2) construcción del diagrama de modelo conceptual que supone para la salud humana la exposición ambiental al As y Pb e identificación de la ruta completa de exposición; 3) señalamiento de los niveles de concentración de As y Pb en sitios de muestreos históricos y que fueron nombrados por el estudio como de mayor potencial de riesgo; 4) demarcación de estos sitios dentro de ZMPR para usos de suelo presente y futuro en receptores humanos; y 5) evaluación de los niveles de concentración de As y Pb presente en estas zonas, particularmente al comparar estos contra los valores de fondo reportados para el sitio y las concentraciones de referencia total dictadas por la normatividad mexicana.

Es evidente que el primer paso, tiene como principal desventaja las incertidumbres asociadas al análisis de la información existente, particularmente sobre la calidad y relevancia de la información concerniente a los diferentes tipos documentos consultados que se relacionan a las conexiones Fuente-Ruta-Receptor y que dan lugar al modelo. Este paso es fundamental, de no llevarse en forma adecuada conforme a las guías de evaluación de riesgos, puede sesgar los resultados del análisis. Otro aspecto más se relaciona con la ausencia de obtención de información de muestreos de campo y análisis de laboratorio. Una base de datos actualizada ofrece un mayor soporte al análisis. No obstante, asumiendo estas limitaciones, una apropiada recopilación y análisis de la información histórica o actual de un sitio contaminado, resulta útil para caracterizar el riesgo ambiental del sitio sujeto de estudio a partir de la construcción de su modelo conceptual.

Dentro de las aportaciones de la investigación se puede mencionar el uso del modelo conceptual de riesgo ambiental como una herramienta básica de información para el desarrollo de futuras evaluaciones ambientales en el sitio y como guía para la construcción de otros modelos conceptuales en sitios mineros de México.

Los diversos estudios realizados en el sitio han sido consistentes en señalar que en el área de estudio se han provocado disturbios en el medio ambiente y generando suelos con concentraciones elevadas de As y Pb que representan un riesgo para la biota y la salud de la población humana. También, que aquellas sobrepasan los rangos propuestos por agencias ambientales internacionales. Estos trabajos favorecieron la elaboración de un programa de remediación que se ha centrado exclusiva y primordialmente al diseño e ingeniería de detalle en las fuentes primarias de contaminantes (jales y terreros). Bajo este escenario, aún falta por considerar la remediación de los sitios de mayor potencial de riesgo localizados en cada una de las dos zonas de mayor potencial de riesgo ambiental (Villa de la Paz y Matehuala). A partir de los resultados aquí obtenidos y mostrados, podrán definirse las siguientes prioridades en este programa de remediación para disminuir los riesgos ambientales. Se recomienda concentrar, en primer lugar, los mayores esfuerzos en la zona definida en este trabajo como “Villa de la Paz” ya que mostró ser la de mayor potencial de riesgo ambiental. Un proyecto de esta naturaleza, deberá tomar en cuenta los procedimientos de valoración de alternativas de remediación fijadas por la propia normatividad ambiental mexicana a través de SEMARNAT, o bien, en su defecto, de otras agencias ambientales internacionales.

Agradecimientos

Agradecemos el apoyo de las siguientes instituciones para la realización de este trabajo: Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Programa de Mejoramiento del Profesorado, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, y Centro de Estudios Superiores del Estado de Sonora.

Referencias

- Harte J, Holdren C, Schneider R, Shirley C. (1995). 12 Metales tóxicos. *Guía de las sustancias contaminantes, el libro de los tóxicos de la A a la Z*. Primera Edición, 147-150. Editorial Grijalbo, México, D.F.
- Moreno-Sánchez R y Devars S. (1999). Capítulo 1. Abundancia de los metales pesados en la biosfera. *Contaminación ambiental de metales pesados*. Cervantes C. y Moreno-Sánchez R. (Eds.), Primera Edición, 1-10. AGT Editor, S.A., México, D.F.
- Dudka S., Adriano D.C. (1997). Environmental impacts of metal ore mining and processing: A review. *J. Environ. Qual.* **26**(3): 590-602.
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (2007). Resumen de Salud Pública Arsénico CAS#: 7440-38-2. [Monografía en Internet]. [online] <<http://www.atsdr.cdc.gov/es/>>. Consultado: 17 noviembre 2009.
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (2007). Resumen de Salud Pública Plomo CAS#: 7439-92-1. [Monografía en Internet]. [online] <<http://www.atsdr.cdc.gov/es/>>. Consultado: 17 noviembre 2009.
- Rosado J.L., Ronquillo D., Kordas K., Rojas O., Alatorre J., López P., Garcia-Vargas G., Caamaño MC., Cebrián M.E., Stoltzfus R.J. (2007). Arsenic exposure and cognitive performance in Mexican schoolchildren. *Environ Health Perspect.* **15**(9): 1371-1375.
- Astete J., Cáceres W., Gastañaga M.C., Lucero M., Sabastizagal I., Oblitas T., Pari J., Rodríguez F. (2009). Intoxicación por plomo y otros problemas de salud en niños de poblaciones aledañas a relaves mineros. *Rev. Peru Med. Exp. Salud Publica* **26**(1): 15-19.
- Ramos W., Munive L., Alfaro M., Calderón M., Gonzáles I., Núñez Y. (08 septiembre 2009). Intoxicación plúmbica crónica: una revisión de la problemática ambiental en el Perú. *Rev. Per. Epidemiol.* [online] Vol. 13, Art. # 2. <http://rpe.epiredperu.net/rpe_ediciones/2009_v13_n02/AR1_Vol13_No2_2009_plomo_salud_ambiental.pdf>. Consultado: 11 julio 2010.
- Nriagu J.O., Pacyna J.M. (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* **333**: 134-139.
- Carrizales L., Razo I., Téllez J.I., Torres R., Torres A., Batres L.E., Cubillas A.C., Díaz-Barriga F. (2006). Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luis Potosi, Mexico: Importance of soil contamination for exposure of children. *Environ Res.* **101**:1-10.
- Sakuma A.M., De Capitani E.M., Figueiredo B.R., Maio F.D., Paoliello M.M., da Cunha F.G., Duran M.C. (2010). Arsenic exposure assessment of children living in a lead mining area in Southeastern Brazil. *Cad. Saude Publica, Rio de Janeiro* **26**(2): 391-398. [online] <<http://www.scielo.br/pdf/csp/v26n2/18.pdf>>, ISSN 0102-311X. Consultado: 19 junio 2010.
- Diario Oficial de la Federación. (2007). Ley general para la prevención y gestión integral de los residuos. Diario Oficial de la Federación. 19 de junio de 2007.
- Diario Oficial de la Federación. (2006). Reglamento de la Ley general para la prevención y gestión integral de los residuos. Diario Oficial de la Federación. 30 de noviembre de 2006.
- Ruíz-Saucedo U. (2006). *Guía técnica para orientar la elaboración de estudios de evaluación de riesgo ambiental de sitios contaminados*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Eds.), Primera Edición, 256-261. SEMARNAT, México, D.F. [online]. <<http://www.semarnat.gob.mx>>. Consultado: 05 enero 2010.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2007). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Diario Oficial de la Federación. 2 de marzo de 2007.
- American Society for Testing and Materials International. (2003). Standard guide for developing conceptual site models for contaminated sites E 1689-95 (reapproved 2003). [Norma Consensual Voluntaria]. W. Conshohocken, PA. 8 pp.
- United States Environmental Protection Agency. (1989). *Risk assessment guidance for Superfund volume I human health evaluation manual (part A), EPA/540/I-89/002*. Office of Emergency and Remedial Response (Eds.), 287 pp. USEPA, Washington, DC.
- United States Environmental Protection Agency. (1998). *Guidelines for ecological risk assessment, EPA/630/R-95/002F*,

- 188 pp. USEPA, Washington, DC.
19. United States Environmental Protection Agency. (1991). *Risk assessment guidance for Superfund: volume I - human health evaluation manual (part B, development of risk-based preliminary remediation goals)*, EPA/540/R-92/003. Office of Emergency and Remedial Response (Eds.), 65 pp. USEPA, Washington, DC.
 20. United States Environmental Protection Agency. (1998). *Guidance for conducting remedial investigations and feasibility study under CERCLA*, EPA/540/G-89/004. Office of Emergency and Remedial Response (Eds.), 187 pp. USEPA, Washington, DC.
 21. Díaz-Barriga F. (1999). *Metodología de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados*, OPS/CEPIS/PUB/99.34. Organización Panamericana de la Salud, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (Eds.), Primera Edición, 96 pp. Perú.
 22. United States Environmental Protection Agency. (1991). *Guidance for performing preliminary assessments under CERCLA*, EPA/540/G-91/013. Office of Emergency and Remedial Response (Eds.), 166 pp. USEPA, Washington, DC.
 23. Bureau of Land Management. (2001). Streamlined risk assessment Red Devil Mine Alaska. [Reporte Técnico] por Karl L. Ford, Ph.D., National Science and Technology Center. Denver, CO. 20 pp. [online] <http://www.blm.gov/pgdata/etc/medialib/blm/ak/afo/hazmat/RDV_CERCLA_AR.Par.4122.File.dat/RDV%202000-07-04%20Streamlined%20Risk%20Assessment%20Red%20Devil%20Mine.%20AK.pdf>. Consultado: 29 junio 2010.
 24. Atlantic Richfield Company (2009). Conceptual site model for the Yerington mine site, Lyon County, Nevada (revision 3) January 30, 2009. La Palma, CA. [Reporte Técnico] por Brown & Caldwell, Carson City, NV and Integral Consulting Mercer Island, WA. 97 pp. [online] <[http://yosemite.epa.gov/r9/sfund/r9sfdocw.nsf/3dc283e6c5d6056f88257426007417a2/439fba9a58394ca0882575610072a061/\\$FILE/Conceptual%20Site%20Model%20%20Revision%203%20%20013009%20\(LS\).pdf](http://yosemite.epa.gov/r9/sfund/r9sfdocw.nsf/3dc283e6c5d6056f88257426007417a2/439fba9a58394ca0882575610072a061/$FILE/Conceptual%20Site%20Model%20%20Revision%203%20%20013009%20(LS).pdf)>. Consultado: 06 septiembre 2010.
 25. United States Environmental Protection Agency. (2003). Conceptual model and RI/FS SOW Callahan Mining Superfund Site, Brookville, Maine. [Reporte Técnico] por Metcalf & Eddy, Inc., Wakefield, MA and TRC Environmental Corporation, Lowell, MA. 72 pp. [online] <<http://www.epa.gov/region1/superfund/sites/callahan/44290.pdf>>. Consultado 04 mayo 2010.
 26. United States Environmental Protection Agency Region 10. (2006). Current status conceptual site model Operable Unit 2 Bunker Hill Mining and Metallurgical Complex Superfund Site, Executive Summary. [Reporte Técnico] por CH2M HILL Ecology and Environment, Inc. 14 pp. [online] <[http://yosemite.epa.gov/R10/CLEANUP.NSF/box/Technical+Documents/\\$FILE/OU2-Concept-Site-Model.pdf](http://yosemite.epa.gov/R10/CLEANUP.NSF/box/Technical+Documents/$FILE/OU2-Concept-Site-Model.pdf)>. Consultado: 06 junio 2008.
 27. Pereira R., Ribeiro R., Gonçalves F. (2004). Plan for an integrated human and environmental risk assessment in the S. Domingos mine area (Portugal). *Hum. Ecol. Risk Assess.* **10**(3): 543-578.
 28. Van Dam R., Finlayson M., Bayliss P. (2004). Progress on the development of a conceptual model of contaminant pathways from Ranger uranium mine. Registry File SG2004/0107. Internal Report 474. [Reporte Técnico] por Environmental Research Institute of the Supervising Scientist, Department of the Environment and Heritage, Australian Government. Darwin, NT. 40 pp. [online] <<http://www.environment.gov.au/ssd/publications/ir/pubs/ir474.pdf>>. Consultado: 04 mayo 2010.
 29. Stanley G., Gallagher V., Mhairtín F.N., Brogan J., Lally P., Doyle E., Farrell L. (2009). Historic mine sites - inventory and risk classification Volume 1. [Reporte Técnico] por The Environmental Protection Agency and the Geological Survey of Ireland, Ireland. 170 pp. ISBN: 1-84095-318-3. [online] <<http://www.epa.ie/downloads/pubs/land/mines/>>. Consultado: 18 junio 2010.
 30. Castro-Larragoitia J., Kramar U., Puchelt H. (1997). 200 years of mining activities at La Paz/San Luis Potosí/Mexico - Consequences for environment and geochemical exploration. *J. Geochem. Explor.* **58**: 81-91.
 31. Mejía J., Carrizales L., Rodríguez V.M., Jiménez-Capdeville M.E., Díaz-Barriga F. (1999). Un método para la evaluación de riesgos para la salud en zonas mineras. *Salud pública Méx.* **41**(2): 132-140.
 32. Mejía J. y García E. (2000). Programa nacional de evaluación de riesgos en zonas mineras. Fase 1: Región centro. *Cuaderno de Trabajo Sistema de Investigación Miguel Hidalgo (SIHGO), Área de recursos naturales*. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Eds.), 1-23. Comunicación del Centro, S.A. de C.V., Querétaro.
 33. Razo I. Tesis de Maestría. (2002). *Evaluación de la contaminación por metales pesados y del riesgo en salud en un sitio minero de sulfuros polimetálicos: Caso de Villa de la Paz-Matehuala, S.L.P. (México)*, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.
 34. Razo I., Carrizales L., Castro J., Díaz-Barriga F., Monroy M. (2004). Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in Mexico. *Water, Air, Soil Pollut.* **152**(1-4): 129-152.
 35. Razo I. Tesis Doctoral. (2006). *Identificación de áreas prioritarias de restauración de suelos contaminados por arsénico y metales pesados en el sitio minero y metalúrgico de Villa de La Paz-Matehuala, S.L.P. (México)*, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. <http://comunidadpmpca.uaslp.mx/documento.aspx?idT=173>
 36. Noyola R. Tesis de Maestría. (2006). *Escenarios para la gestión ambiental: La zona minera de Villa de la Paz- Matehuala,*



- SLP. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. <http://comunidadpmpca.uaslp.mx/documento.aspx?idT=220>
37. INEGI (2002). Síntesis geográfica del Estado de San Luis Potosí. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México. 112 pp.
 38. Chiprés J.A. Tesis Doctoral. (2008). *Cartografía geoquímica multiescalar de valores de fondo y líneas base en el Altiplano Potosino, S.L.P. (México)*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. <http://comunidadpmpca.uaslp.mx/documento.aspx?idT=171>
 39. Manz M., Castro J. (1997). The environmental hazard caused by smelter slags from the Sta. Maria de la Paz Mining District in Mexico. *Environ. Pollut.* **98**(1): 7-13.
 40. Vázquez G. Tesis de Maestría. (2007). *Movilización de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en la rizósfera de *Viguiera dentata*, una especie vegetal tolerante, de suelos de Villa de La Paz, Matehuala, S.L.P.* Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. <http://comunidadpmpca.uaslp.mx/documento.aspx?idT=239>
 41. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2004). Imagen digital, carta uso de suelo y vegetación escala 1:1, 000,000, conjunto de datos vectoriales de la serie topográfica y de recursos naturales. INEGI, México. [online] <<http://mapserverinegi.org.mx>>. Consultado: 21 julio 2009.
 42. González D.J. Tesis de Maestría. (2006). *Riesgo ecológico en la zona minera de Villa de la Paz, San Luis Potosí*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. <http://comunidadpmpca.uaslp.mx/documento.aspx?idT=201>
 43. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2005). Principales resultados por localidad 2005 (ITER). INEGI, México. [online]. <<http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/sistemas/conteo2005/localidad/iter/default.asp?s=est&c=10395>>. Consultado: 21 julio 2009.
 44. Gobierno del Estado de San Luis Potosí. (2009). Información estratégica, geográfica y estadística (Información socioeconómica de los Municipios de Villa de la Paz y Matehuala). [online]. <http://www.slp.gob.mx/ver_municipio.cfm?id>. Consultado: 21 julio 2009.
 45. Yáñez L., García-Nieto E., Rojas E., Carrizales L., Mejía J., Calderón J., Razo I., Díaz-Barriga F. (2003). DNA damage in blood cells from children exposed to arsenic and lead in a mining area. *Environ Res.* **93**: 231-40.
 46. Agencia para las Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (1992). *Evaluación de riesgos en salud por la exposición a residuos peligrosos. PB92-147164*. Departamento de Salud Humana y Servicios de los EE.UU., Servicio de Salud Pública (Eds), 201 pp. ATSDR, Atlanta, GA.
 47. University of Tennessee Research Corporation. (2008). Spatial Analysis and Decision Assistance (SADA) Version 5.0. Institute for Environmental Modeling, University of Tennessee, USA. [[Programa disponible al público](#)].
 48. Castro J. Tesis Doctoral. (1995). *Umweltauswirkungen des Bergbaus im semiariden Gebiet von Santa María de la Paz, Mexiko*. Universität Karlsruhe, Deutschland.
 49. Rodríguez V.M., Dufour L., Carrizales L., Díaz-Barriga F., Jiménez-Capdeville M.E. (1998). Effects of oral exposure to mining waste on in vivo dopamine release from rat striatum. *Environ. Health Perspect.* **106**(8): 487-491.
 50. Jasso-Pineda Y., Espinosa-Reyes G., González-Mille D., Razo-Soto I., Carrizales L., Torres-Dosal A., Mejía-Saavedra J., Monroy M., Ize A.I., Yarto M., Díaz-Barriga F. (2007). An integrated health risk assessment approach to the study of mining sites contaminated with arsenic and lead. *Integr. Environ. Assess. Manag.* **3**(3): 344-350.
 51. United States Environmental Protection Agency Region 9. (2006). *Cleanup guidance: abandoned mine lands site discovery process*. Department of Toxic Substances Control, Site Mitigation and Brownfields Reuse Program, Northern California-Central Cleanup Operations Branch (Eds.), 36 pp. California Environmental Protection Agency. [online]. <http://www.dtsc.ca.gov/SiteCleanup/Brownfields/upload/SMBRP_AML_Guidance.pdf>. Consultado: 29 junio 2010.
 52. Romero F.M., Armienta M.A., Gutiérrez M.E., Villaseñor G. (2008). Factores geológicos y climáticos que determinan la peligrosidad y el impacto ambiental de jales mineros. *Rev. Int. Contam. Ambient.* **24**(2): 43-54.
 53. Gutiérrez-Ruiz M., Romero F.M., González-Hernández G. (2007). Suelos y sedimentos afectados por la dispersión de jales inactivos de sulfuros metálicos en la zona minera de Santa Bárbara, Chihuahua, México. *Rev. Mex. Cienc. Geol.* **24**(2): 170-184.
 54. Romero F.M., Gutiérrez-Ruiz M. (2010). Estudio comparativo de la peligrosidad de jales en dos zonas mineras localizadas en el sur y centro de México. *Bol. Soc. Geol. Mex.* **62**(1): 43-53.
 55. Sommer I., Fernández P., Rivas H., Gutiérrez M.E. (2000). La geoestadística como herramienta en estudios de contaminación de suelos. Análisis de caso: Afectación por arsénico, plomo y cadmio contenidos en jales mineros. *Rev. Int. Contam. Ambient.* **16**(4): 205-214.
 56. Puga S., Sosa M., Lebgue T., Quintana C., Campos A. (2006). Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la industria minera. *Ecol. apl.* **5**(1,2): 149-155.
 57. Puga S., Sosa M., De La Mora A., Pinedo C., Jiménez J. (2006). Concentraciones de As y Zn en vegetación nativa cercana a una presa de jales. *Rev. Int. Contam. Ambient.* **22**(2): 75-82.
 58. Reis A.P., Sousa A.J., Da Silva E.F., Fonseca E.C. (2005). Application of geostatistical methods to arsenic data from soil samples of the Cova dos Mouros mine (Vila Verde-Portugal). *Environ. Geochem. Health.* **27**(3): 259-270.

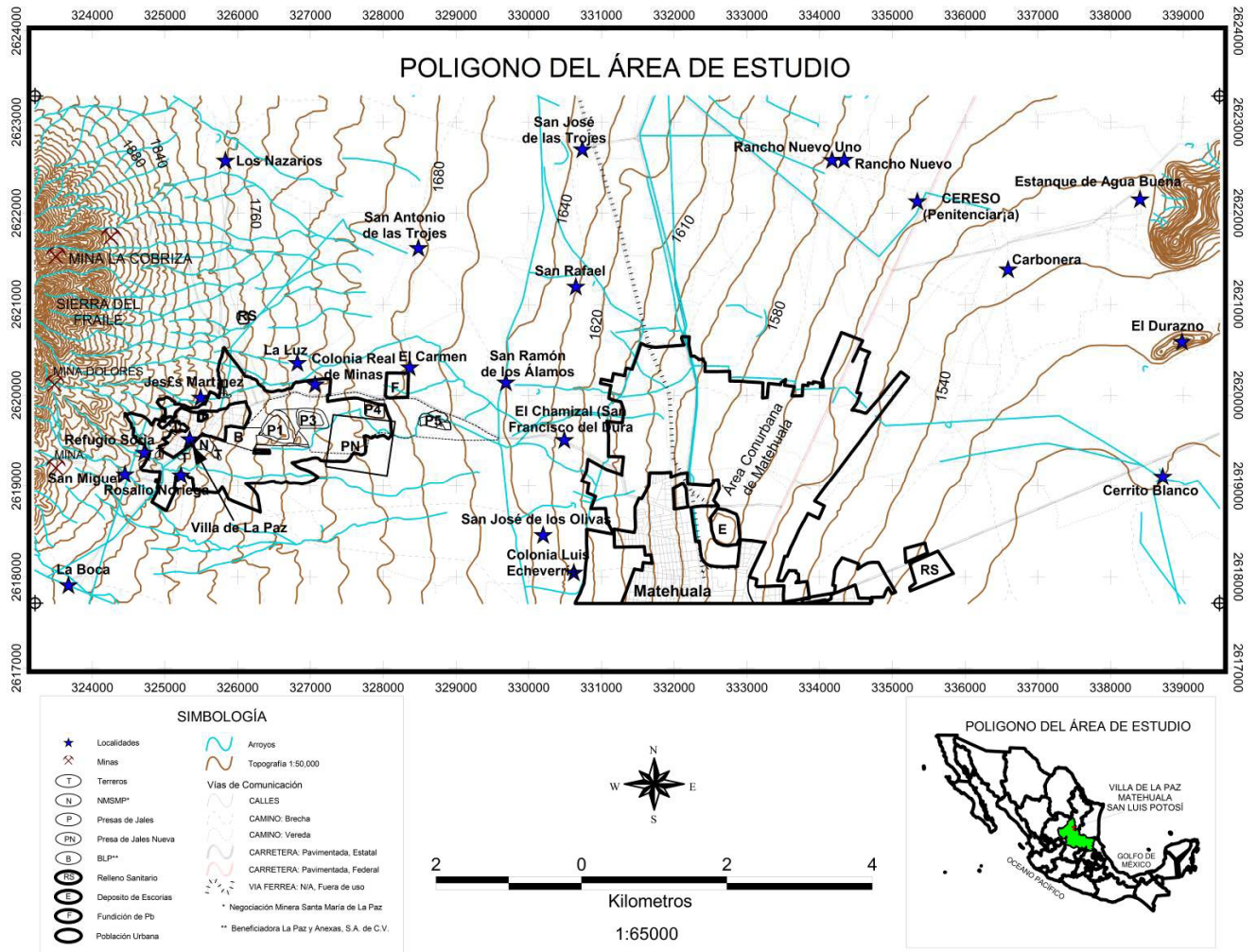


Figura 1. Mapa de localización del sitio

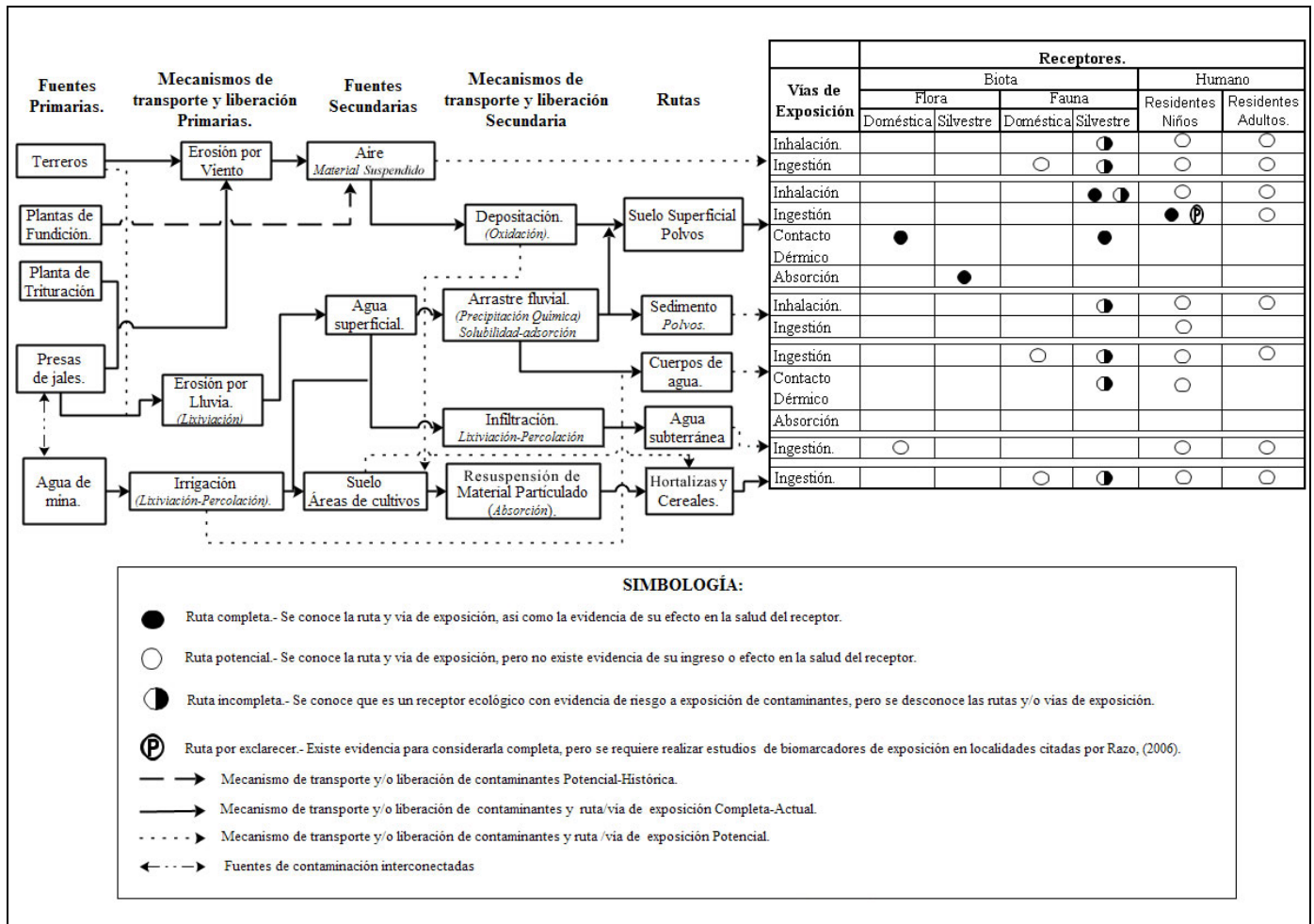


Figura 2. Modelo conceptual de riesgo ambiental del área de estudio

Tabla 1. Niveles de concentración de arsénico y plomo reportados por la información histórica en las fuentes primarias de contaminación.

<i>Fuente</i>	<i>Simbología *</i>	<i>Concentración (mg/kg)</i>		<i>Concentración (µg/l)</i>		<i>Referencia **</i>
		<i>As</i>	<i>Pb</i>	<i>As</i>	<i>Pb</i>	
Terreros	T	3208-5952	4320-16800			[33-35]
Depósitos de Jales	P	4000-9647	690-3000			[30, 31, 34, 35, 48, 49]
Aguas de Mina	Al Sur de P			286-700	40-200	[30, 33, 34, 36, 39]
Históricas	E	26705	3663			[35]
	F, B					NE

*Con base al mapa esquemático de la zona de estudio.

F (Plantas de Fundición “Secundaria de Plomo”); E (Plantas de Fundición “Antigua Fundidora”); B (Planta de Trituración); NE (No existen datos)

**Información histórica (periodo 1995-2006).

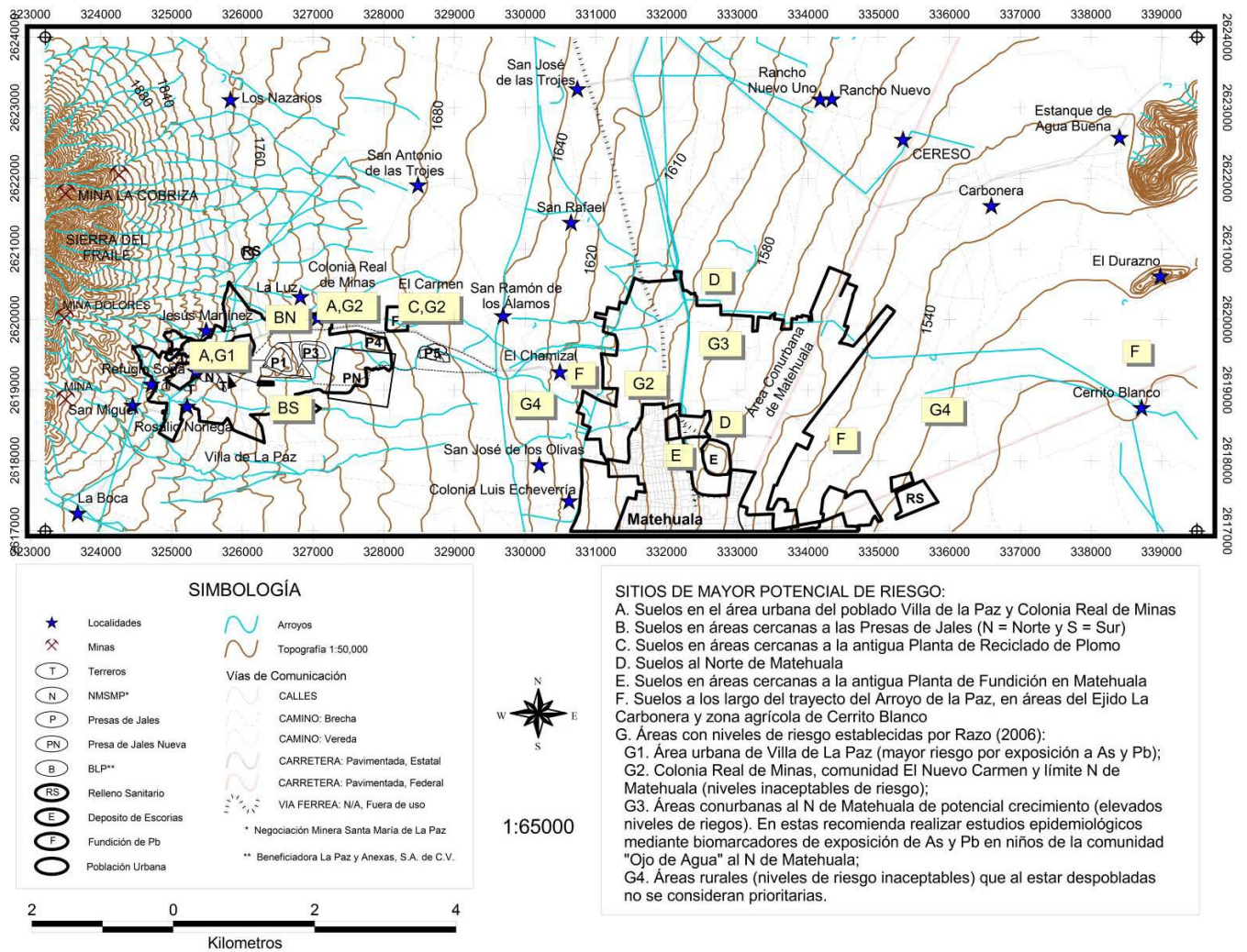


Figura 3. Localización de los sitios de mayor potencial de riesgo (SMPR) por arsénico y plomo en suelos superficiales.

Tabla 2. Niveles de concentración de arsénico y plomo reportados por la información histórica en suelos superficiales del área de estudio y que son nombrados como sitios de mayor potencial de riesgo (SMPR).

<i>Suelos</i>	<i>Simbología *</i>	<i>Concentración mg/kg</i>		<i>Referencia **</i>
		As	Pb	
Villa de la Paz	A,G1	38-27945	45-16800	[31, 33, 35, 45, 50]
Áreas de cultivo al sur de los depósitos de jales	BS	192-11848	174-2700	[30, 33, 35]
Al norte de los depósitos de jales	BN	109-2337	78-885	
Colonia Real de Minas	A,G2	144-3073	135-3450	[31, 33, 35, 50]
Planta de reciclado de plomo y poblado El Carmen	C,G2	81-833	47-3357	[33, 35]
Área rural al este del polígono de las presas de jales y noroeste de Matehuala	G4	50-14923	74-2370	[31, 33, 35]
Áreas de inundación del arroyo La Paz en el margen noroeste de la ciudad de Matehuala	F	105-16450	116-2320	[31, 33, 35, 50]
Área conurbana de Matehuala hasta su margen norte	G2, G3, D	556-9822	267-6429	[35]
Matehuala	Matehuala	40-9822	63-2214	[33, 35, 45, 50]
Alrededores de la antigua planta de fundición	E, D	27-3218	43-4760	[35]
Área rural al noreste de Matehuala y Ejido La Carbonera	F, G4	7-5653	27-1800	[31, 35]

*Con base en el mapa de la figura 3 siguiendo una orientación oeste-este (izquierda-derecha).

A. Suelos en el área urbana del poblado Villa de la Paz y colonia Real de Minas

B. Suelos en áreas cercanas a las Presas de Jales (N= norte, S= sur)

C. Suelos en áreas cercanas a la antigua Planta de Reciclado de Plomo

D. Suelos al Norte de Matehuala

E. Suelos en áreas cercanas a la antigua Planta de Fundición en Matehuala

F. Suelos a los largo del trayecto del Arroyo de la Paz, en áreas del Ejido La Carbonera y zona agrícola de Cerrito Blanco

G. Áreas con niveles de riesgo establecidas por Razo (2006) [35]:

G1. Área urbana de Villa de La Paz (mayor riesgo por exposición a As y Pb);

G2. Colonia Real de Minas, comunidad El Nuevo Carmen y límite N de Matehuala (niveles inaceptables de riesgo);

G3. Áreas conurbanas al N de Matehuala de potencial crecimiento (elevados niveles de riegos). En estas recomienda realizar estudios epidemiológicos mediante biomarcadores de exposición de As y Pb en niños de la comunidad "Ojo de Agua" al N de Matehuala;

G4. Áreas rurales (niveles de riesgo inaceptables) que al estar despobladas no se consideran prioritarias.

** Información histórica (periodo 1997-2007).

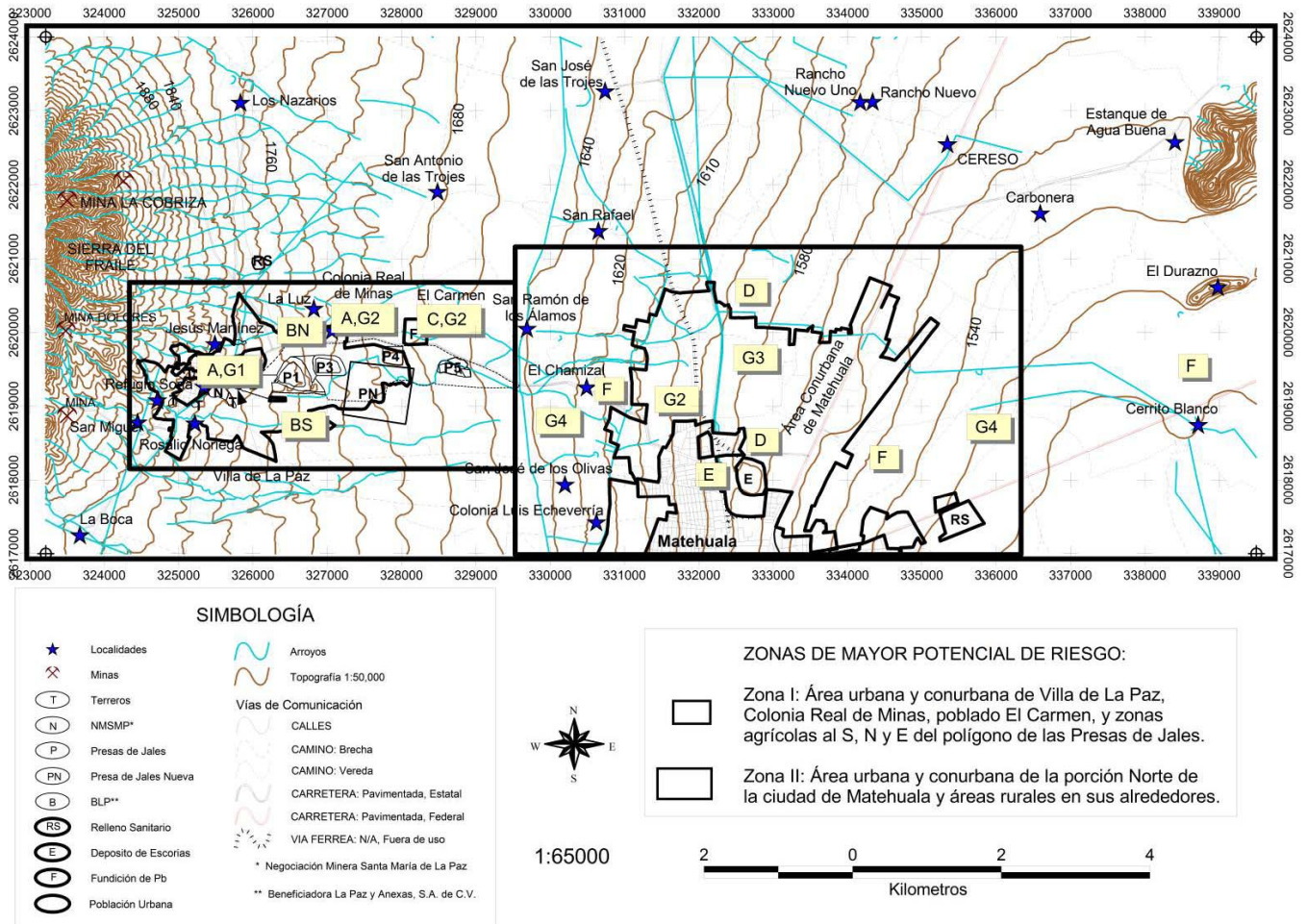


Figura 4. Zonas de mayor potencial de riesgo ambiental (ZMPR) por arsénico y plomo en suelos superficiales.

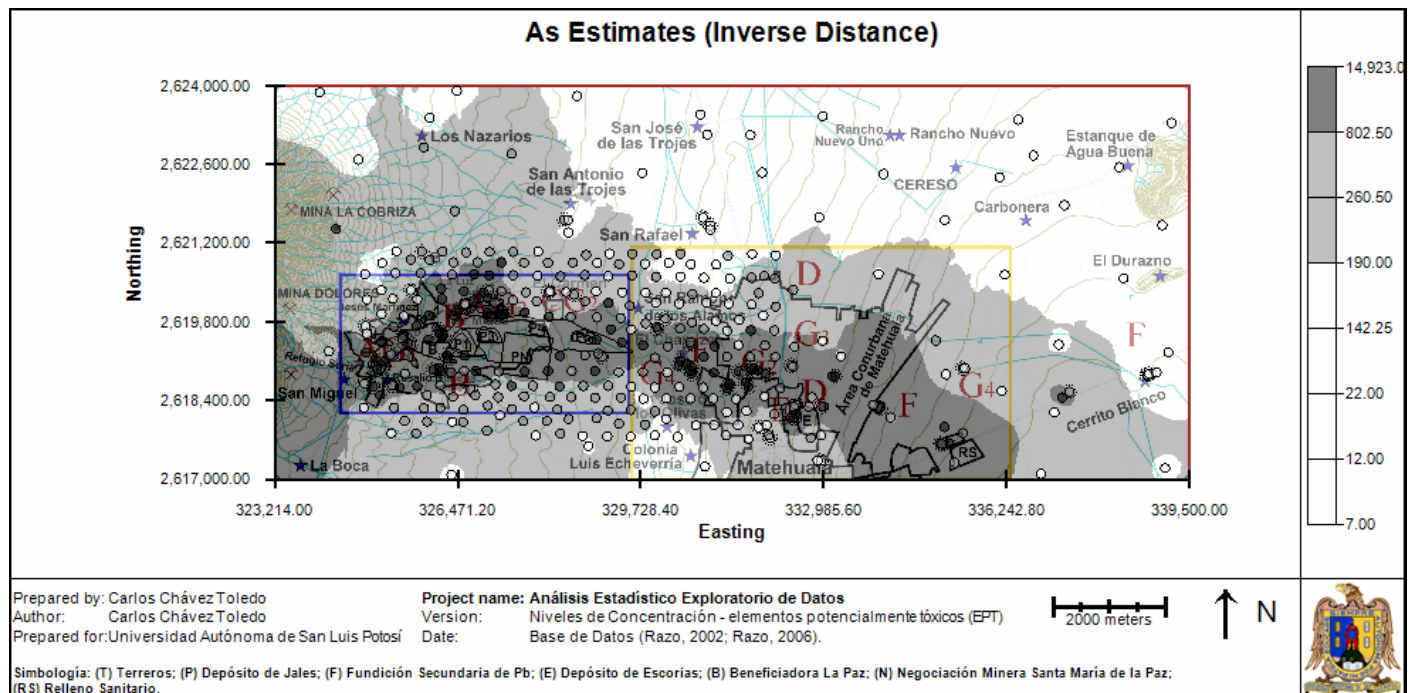


Figura 5. Niveles de concentración de arsénico en suelos superficiales.

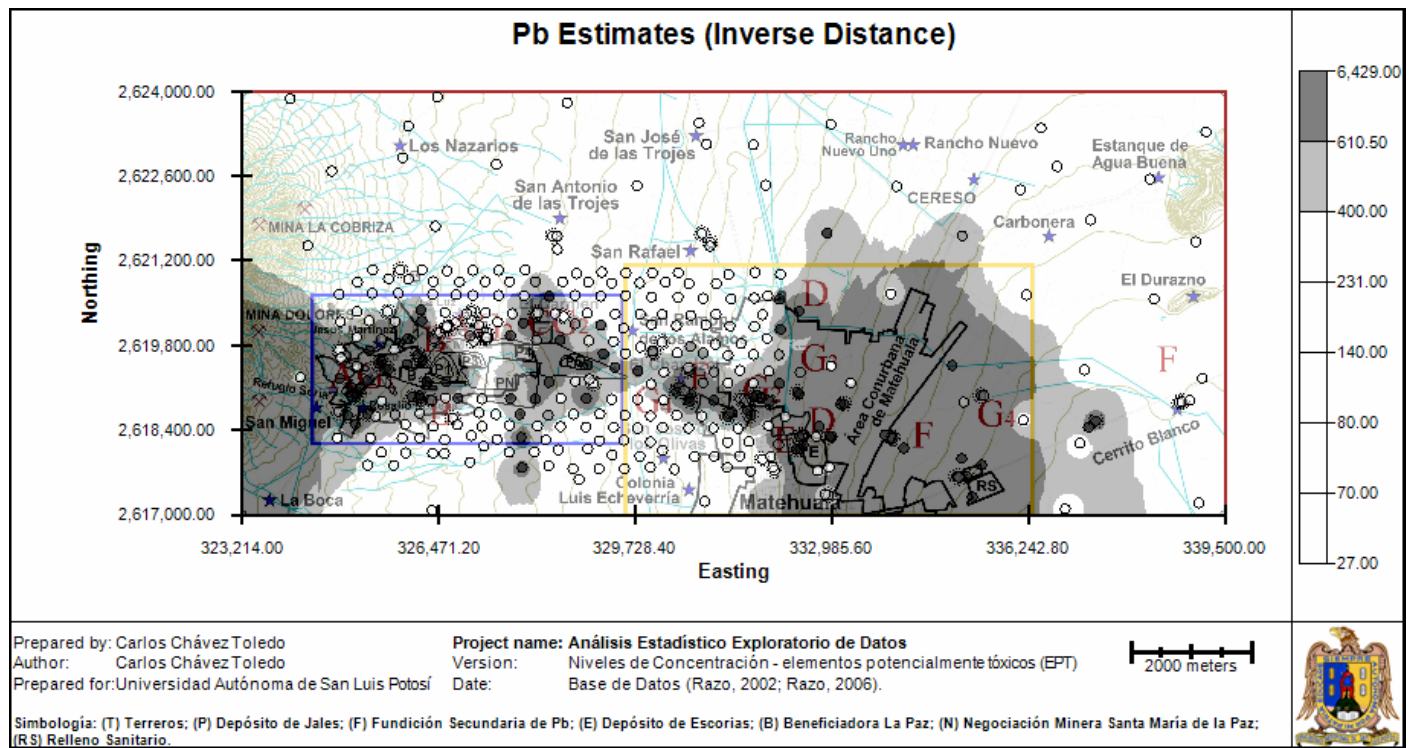


Figura 6. Niveles de concentración de plomo en suelos superficiales.