

UNIVERSIDAD DE SONORA

División de Ciencias Exactas y Naturales

Departamento de Geología

“Evaluación, caracterización e impacto de polvos fugitivos en una población minera: caso Nacozari de García, Sonora, México”

TESIS

Que para obtener el grado de:

**MAESTRÍA EN
CIENCIAS GEOLOGIA**

**PRESENTA:
Ricardo Adolfo Anaya Tapia**



Hermosillo, Sonora, Diciembre del 2010

Universidad de Sonora

Repositorio Institucional UNISON



"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"



Excepto si se señala otra cosa, la licencia del ítem se describe como openAccess

Agradecimientos

A mi Directora la M.C. Margarita de la O Villanueva, la Co-Directora Dr. Diana María Meza Figueroa, a quienes doy las gracias por haberme permitido trabajar junto a ellas en el proyecto “Sonora mine tailing remedial planning: Community outreach, field screening, and vegetative restoration test plots”.

A mis asesores Dr. Sergio Alan Moreno Zazueta y Dr. Lucas Hilario Ochoa Landín, a quienes reconozco ampliamente la ayuda brindada.

Al departamento de Geología y a las instituciones involucradas en el proyecto de Nacozari de García (U.S. MEXICO BINATIONAL CENTER, COCEF, CEDES, GRUPO MEXICO)

A todos mis amigos, compañeros de trabajo y de proyecto por su colaboración.

A mi familia, especialmente a mi esposa Blanca y mi hija Minna.

A los residentes de Nacozari de García por su participación.

TABLA DE CONTENIDO

I. INTRODUCCIÓN	1
I.1. Pasivos mineros y su contaminación por polvo.	3
II. ANTECEDENTES	7
III. OBJETIVOS.....	10
III.1. Objetivo general.....	10
III.2. Objetivo particular	10
IV. LOCALIZACIÓN	10
V.- CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL ÁREA	11
VI. METODOLOGÍAS DE CAMPO.....	16
VI.1. Estudio Climático	16
VI.2. Cálculo de la Erosión Eólica práctica.....	18
VI.3. Cálculo y evaluación de emisiones de Polvos fugitivos PM10, PM2.5 y PST.	21
VI.4. Evaluación de Concentraciones de polvo PST en interior de viviendas	23
VI.5. Estudio geoquímico.	25
VII. METODOLOGÍAS DE LABORATORIO	27
VII.1. Estudio climático y comparativa regional.....	27
VII.2 Cálculo de la erosión eólica práctica y teórica.....	28
VII.3. cálculo y evaluación de emisiones de Polvo fugitivo PM10, PM2.5 y PST.	30
VII.4. Evaluación de concentraciones de polvo PST en interior de viviendas.....	33
VII.5. Estudio geoquímico.....	34
VIII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.	35
VIII.1 Resultados del Estudio Climático y su comparativa regional.....	35
VIII.2 Resultados del cálculo de la Erosión eólica práctica y teórica.	43
VIII.3. Resultados del cálculo y evaluación de emisiones de Polvo Fugitivo PM10, PM2.5 y PST.....	47
VIII.4. Resultados de la evaluación de concentraciones de polvo PST en interior de viviendas.	54
VIII.5. Resultados del estudio geoquímico.....	57

IX. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	73
BIBLIOGRAFÍA.....	76
ANEXO A.....	79
ANEXO B.....	91

TABLA DE FIGURAS Y FOTOGRAFIAS

Fotografía 1.- Área de estudio, Nacozari de García, Sonora, México y sus tres jales inactivos.	4
Fotografía 2.- Diferencia del material depositado en los jales por los procesos metalúrgicos.	4
Fotografía 3.- Cercanía de las viviendas a los jales.	5
Fotografía 4.- Erosión eólica e hídrica de los jales.	6
Fotografía 5.- Emisiones de polvo fugitivo emitidas a la atmósfera por las actividades de los residentes de Nacozari de García en los jales.	6
Figura 1.- Nacozari de García, Sonora, México y su principal jal inactivo, dentro de la mancha urbana.	11
Figura 2.- Clasificación mundial del clima según (Köppen 1936).	12
Figura 3.- Mapa topográfico incluyendo la hidrología de la zona (modificada de carta de INEGI, 2000).	14
Figura 4.- Tipos de suelos en Nacozari de García.	15
Figura 5.- Mapa topográfico de Nacozari de García.	16
Figura 6.- Ubicación de la estación meteorológica Nacozari de García 1.	17
Fotografía 6.- Componentes e instalación de la estación meteorológica Nacozari de García1.	18
Figura 7.- Ubicación de los muestreadores BSNE.	19
Fotografía 7.- Instalación de las cajas muestreadoras BSNE.	20
Figura 8.- Dimensiones de las cajas recolectoras BSNE.	20
Figura 9.- Ubicación de las calles pavimentadas y no pavimentadas muestreadas para polvos fugitivos.	21
Fotografía 8.- Recolección de muestras en calles pavimentadas y no pavimentadas.	22
Fotografía 9.- Muestras realizadas con el aparato MicroDust en interior de vivienda.	24
Figura 10.- Puntos de muestreo PST de polvo en interior de vivienda.	24
Figura 11.- Muestras para el estudio geoquímico realizados en el área.	26
Fotografía 10.- Recolección de muestras en jales, sales eflorescentes, suelos naturales, suelos residenciales, calles y BSNE.	26
Fotografía 11.- Equipo de computo y software utilizados en la estación meteorológica.	27
Figura 12.- Ubicación de las estaciones meteorológicas de Nacozari de García, Douglas Arizona y San Pedro Sonora.	28
Fotografía 12.- Trabajo de laboratorio para las muestras recolectadas en los BSNE.	30
Fotografía 13.- Trabajo de laboratorio para las muestras recolectadas en calles.	31
Fotografía 14.- Software e instrumentación Win Dust Pro 32 de CASELLA.	33
Fotografía 15.- Trabajo de laboratorio con las muestras recolectadas para el estudio geoquímico.	34
Figura 13.- Rosa de viento de Nacozari de García en periodo anual.	38

Figura 14.- Rosa de viento de Nacozari de García en primavera.	38
Figura 15.- Rosa de viento de Nacozari de García en verano.	39
Figura 16.- Rosa de viento de Nacozari de García en otoño.	39
Figura 17.- Rosa de viento de Nacozari de García en invierno.	40
Gráfica 1.- Temperaturas en grados Celsius por estaciones climáticas.	40
Gráfica 2.- Humedad en % por estaciones climáticas.	40
Gráfica 3.- Presiones barométricas en mm por estaciones climáticas.	41
Gráfica 4.- Precipitaciones en mm por estaciones climáticas.	41
Gráfica 5.- Velocidades de viento en Km/hr por estaciones climáticas.	41
Fotografía 16.- Diferencia en el material de grano grueso y fino en los jales principales.	44
Fotografía 17.- Localización de los muestreadores BSNE en Nacozari de García.	45
Gráfica 6.- Erosión eólica práctica y teórica de suelo natural y jales.	46
Figura 18.- Factores de depositación y re-suspensión de polvo en calles pavimentadas.	49
Fotografía 18.- Calle pavimentada de Nacozari de García, apreciándose los escurrimientos de Jales por erosión hídrica.	50
Fotografía 19.- Emisiones de polvo fugitivo emitidas a la atmósfera, en una calle no pavimentada de Nacozari de García.	51
Fotografía 20.- Calles pavimentadas y no pavimentadas más transitadas en Nacozari de García.	52
Gráfica 7.- Emisiones de polvo fugitivo emitidas a la atmósfera de Nacozari de García por calles pavimentadas.	53
Gráfica 8.- Emisiones de polvo fugitivo emitidas a la atmósfera de Nacozari de García por calles no pavimentadas.	54
Gráfica 9.- Concentraciones PST en interior de vivienda por períodos estacionales.	56
Gráfica 10.- Concentraciones PST en interior de viviendas por períodos estacionales y anuales.	56
Gráfica 11.- Concentraciones PST en interior de viviendas por períodos estacionales y sus velocidades medias de viento.	57
Fotografía 21.- Sales eflorescentes formadas en los jales finos en períodos de lluvias.	59
Gráfica 12.- Concentraciones de Cu en jales, sales y suelos naturales.	61
Gráfica 13.- Concentraciones de As en jales, sales y suelos naturales.	62
Gráfica 14.- Concentraciones de Se en jales, sales y suelos naturales.	62
Gráfica 15.- Concentraciones de Mn en jales, sales y suelos naturales.	63
Gráfica 16.- Concentraciones de Pb en jales, sales y suelos naturales.	63
Gráfica 17.- Concentraciones de Cu en suelos naturales de Nacozari de García y suelos mundiales según (Bowen 1979).	64
Gráfica 18.- Concentraciones de As en suelos naturales de Nacozari de García y suelos mundiales (Bowen 1979).	65
Gráfica 19.- Concentraciones de Mn en suelos naturales de Nacozari de García y suelos mundiales (Bowen 1979).	65

Gráfica 20.- Concentraciones de Se en suelos naturales de Nacozari de García y suelos mundiales (Bowen 1979).	66
Gráfica 21.- Concentraciones de Pb en suelos naturales de Nacozari de García y suelos mundiales (Bowen 1979).	66
Gráfica 22.- Concentraciones de los muestreadores BSNE en mg/kg.	67
Gráfica 23.- Concentraciones en calles pavimentadas (CP) y no pavimentadas (CT) en mg/kg.....	68
Gráfica 24.- Concentraciones en suelos residenciales para los períodos de verano e otoño... ..	69
Gráfica 25.- comparativo de datos de BSNE, calles pavimentadas y suelos residenciales para los metales Cu, Cr y Pb.	70
Gráfica 26.- Niveles de los Índices de contaminación en suelos residenciales, donde N.C.A corresponde a un nivel de contaminación alta, mientras que N.C.M-B a un nivel medio-bajo.....	71
Gráfica 27.- Índice de contaminación en muestreadores BSNE.	72
Gráfica 28.- Índice de contaminación en calles.....	73

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.- Localización de los 31 puntos de muestreo para PST en interior de vivienda.....	80
Tabla 2.- Multiplicadores por tamaño de partícula.....	81
Tabla 3.- Factores de C por desgaste de llantas, frenos y escapes.	81
Tabla 4.- Constantes para caminos industriales y públicos.....	81
Tabla 5.- Valores de C para desgaste de frenos, llantas y escapes.	82
Tabla 6. Rangos del índice de contaminación	82
Tabla 7.- Resultados climáticos de Nacozari de García, Sonora.....	82
Tabla 8.- Resultados climáticos de Douglas, Arizona.....	83
Tabla 9.- Resultados climáticos de San Pedro, Sonora.	83
Tabla 10.- Factores en suelos xerosol háplico y feozem háplico.	83
Tabla 11.- Factores en texturas de jales de arena gruesa y fina.....	84
Tabla 12.- Resultados de la erosión practica con BSNE.....	84
Tabla 13.- Concentraciones PM10, PM2.5 y PST en calles pavimentadas y no pavimentas.....	85
Tabla 14.- Concentraciones PST en interior de viviendas.....	86
Tabla 15.- Concentraciones geoquímicas normales y anómalas de algunos elementos traza en los suelos (Bowie, Thornton, 1985).	87
Tabla 16.- Concentraciones máximas permisibles para suelos contaminados en México, Estados Unidos y la Unión Europea.....	87
Tabla 17.-Concentraciones de los jales mineros y sales eflorescentes.....	87
Tabla 18.- Concentraciones en el suelo natural de Nacozari de García.	88
Tabla 19.- Concentraciones mundiales en suelos naturales (Bowen 1979) y concentraciones en suelos naturales de Nacozari de García en mg/kg.	88
Tabla 20.- Concentraciones de Cr, Cu, Pb en suelos residenciales de Nacozari de García en mg/kg.....	89
Tabla 21.- Concentraciones en los muestreadores BSNE en mg/kg.	89
Tabla 22.- Concentraciones en calles pavimentadas (CP) y no pavimentadas (CT) en mg/kg.....	90
Anuario climático	101

I. INTRODUCCIÓN

Se entiende por partículas o material particulado atmosférico, a cualquier sustancia a excepción del agua pura presente en la atmósfera en estado sólido o líquido bajo condiciones normales y cuyo tamaño se considera que está comprendido entre los 0.002 μm y los 100 μm de diámetro (Finlayson-Pitts y Pitts 1986).

La distribución de tamaños prácticamente de todos los polvos que se encuentran en la naturaleza es polidispersa; es decir, está constituida por una amplia variedad de tamaños (Whitby, 1973; Willeke y Whitby, 1975; Whitby, 1978), pero en la actualidad se estudian más las partículas con diámetro PM10 (diámetro aerodinámico \leq a 10 μm nominales) y PM2.5 (diámetro aerodinámico entre 1-2.5 μm nominales), ya que estas son las que provocan más daños a la salud por su capacidad para penetrar a los alveolos pulmonares (WHO, EPA)¹.

El polvo puede permanecer en el aire durante largo tiempo dependiendo de varios factores entre los cuales están: tamaño, forma, peso específico, velocidad de movimiento del aire, humedad y temperatura ambiental (Bagnold, 1941; Chepil, 1945). Para conocer a fondo el aerotransporte de un contaminante sólido como el polvo así como sus efectos, es necesario conocer las condiciones climáticas del área en particular. En los climas áridos y semi-áridos es donde se cuenta con la mayor erosión eólica y transporte de polvos ya sea de origen natural o antropogénicos (Hall, 1981; Snow and McClelland, 1990).

En las zonas áridas y semi-áridas el aire cercano a la superficie se calienta y asciende, el aire frío desciende para reemplazar el aire caliente y este movimiento convectivo resulta en corrientes de aire cercanas a superficie. Adicionalmente, en las zonas áridas y semi-áridas los suelos tienen muy poca o carecen de humedad para mantener la cohesión de los minerales. Esto provoca que los suelos sean susceptibles de erosión eólica y que el material suspendido o polvo, sea transportado a otras zonas ya que el viento tiene la capacidad de erosionar, transportar y depositar sedimentos y partículas.

El viento transporta sedimento (partículas más gruesas) en la cercanía a la superficie del suelo por medio de saltación o rodamiento y las partículas finas pueden viajar por suspensión largas distancias. El viento también puede depositar sedimento o partículas cuando su velocidad

¹ WHO: World Health Organization (Organización Mundial de la Salud), EPA: Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos).

disminuye, esto puede ocurrir mediante barreras topográficas que pueden ser rocas, vegetación o estructuras hechas por el hombre como edificios, puentes, túneles, bardas, etc.

Definimos como polvos naturales todos aquellos que provienen de la erosión eólica del suelo natural, erupciones volcánicas, aerosoles marinos y emisiones biogénicas. La composición química y mineralógica varía de una región a otra dependiendo de las características pero principalmente están constituidos por calcita (CaCO_3), cuarzo (SiO_2), dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), arcillas (sobre todo caolinita [$\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$] e ilita [$\text{K}(\text{Al},\text{Mg})_3\text{SiAl}_3\text{O}_{10}(\text{OH})$]), feldespatos (KAlSi_3O_8), ($\text{Na},\text{Ca}(\text{AlSi}_3\text{O}_8)$), cantidades inferiores de yeso o sulfato cálcico deshidratado ($\text{CaSO}_4 \cdot 0.5\text{H}_2\text{O}$) y óxidos de hierro como la hematita (Fe_2O_3) entre otros, cuyas partículas están caracterizadas por granulometría predominantemente gruesa aunque, dependiendo de la velocidad del viento y su acción mecánica, pueden encontrarse en la atmósfera partículas minerales en el rango de las finas (Alfaro et al., 1998).

Como polvos antropogénicos definimos todos aquellos asociados a instalaciones de combustión para la generación de energía como centrales térmicas, industriales, comerciales y/o residenciales, así como las emisiones relacionadas con actividades como la agricultura, minería, construcción y transporte rodado (Nriagu y Pacyna, 1988; Nriagu, 1989).

Se han constatado las largas distancias que pueden recorrer las partículas de polvo a escala global. Las principales emisiones de polvo proceden de las extensas zonas desérticas del norte de África, Oriente próximo y Asia central, habiéndose documentado gran cantidad de fenómenos de transporte con grandes trayectorias de distancias de las partículas, donde su origen mineral procede de estas regiones (Merril et al., 1985; Pacyna y Ottar, 1986; Gats y Prospero, 1996). Estos estudios indican que el polvo es de naturaleza migratoria y puede causar problemas muy lejos de su origen.

Según estimaciones globales (IPCC, 1996), actualmente se emiten aproximadamente 3400 millones de toneladas de aerosoles (incluyendo polvos) de las cuales 84% corresponden con origen natural (2856 millones de toneladas por año), y 10 % del total de emisiones corresponde con origen antropogénico las cuales se concentran en los núcleos urbanos.

El polvo fugitivo se define como aquel que no es emitido de fuentes puntuales como chimeneas industriales o domésticas. Las posibles fuentes de polvos fugitivos incluyen campos abiertos, calles y caminos, basureros, etc. y se denominan polvos a todo aquel

material emitido a la atmósfera y que es el conjunto de varios procesos tanto de origen natural como de origen antropogénico; derivándose de éste un contaminante que está en movimiento por medio de la suspensión y resuspensión de partículas (Finlayson-Pitts y Pitts 1986).

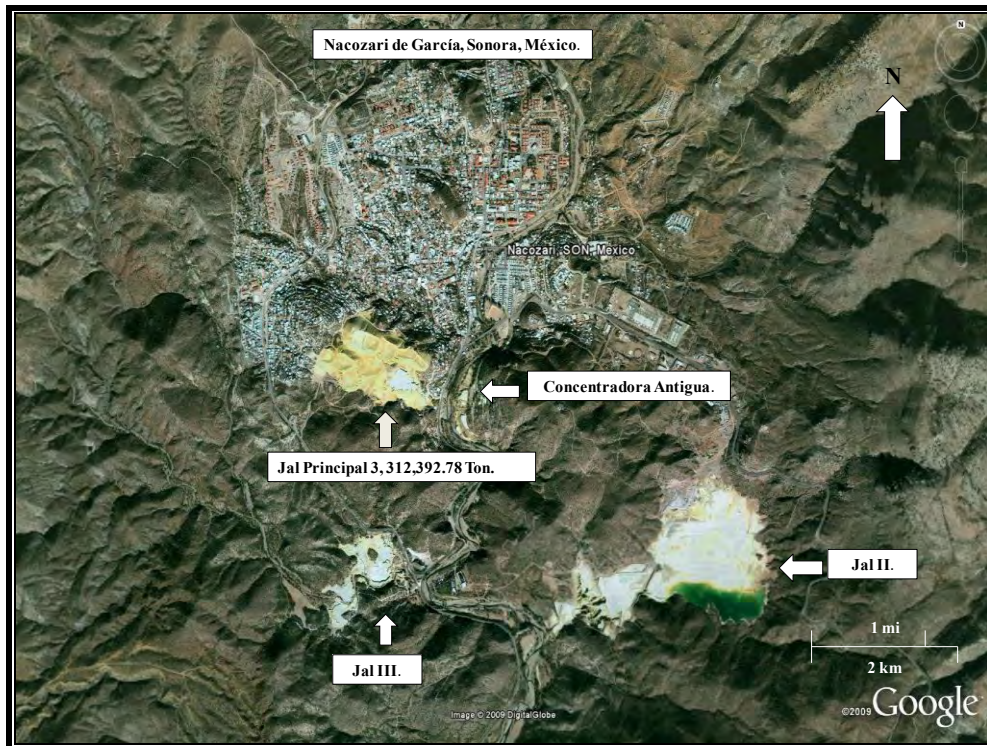
I.1. Pasivos mineros y su contaminación por polvo.

La mayoría de las minas en México se localizan en zonas áridas y semiáridas contando con pasivos (presas de jales abandonadas) que se caracterizan por tener una casi nula cubierta vegetal. Esto, aunado a las condiciones climáticas genera una elevada susceptibilidad de estos pasivos mineros de ser erosionados por viento y agua.

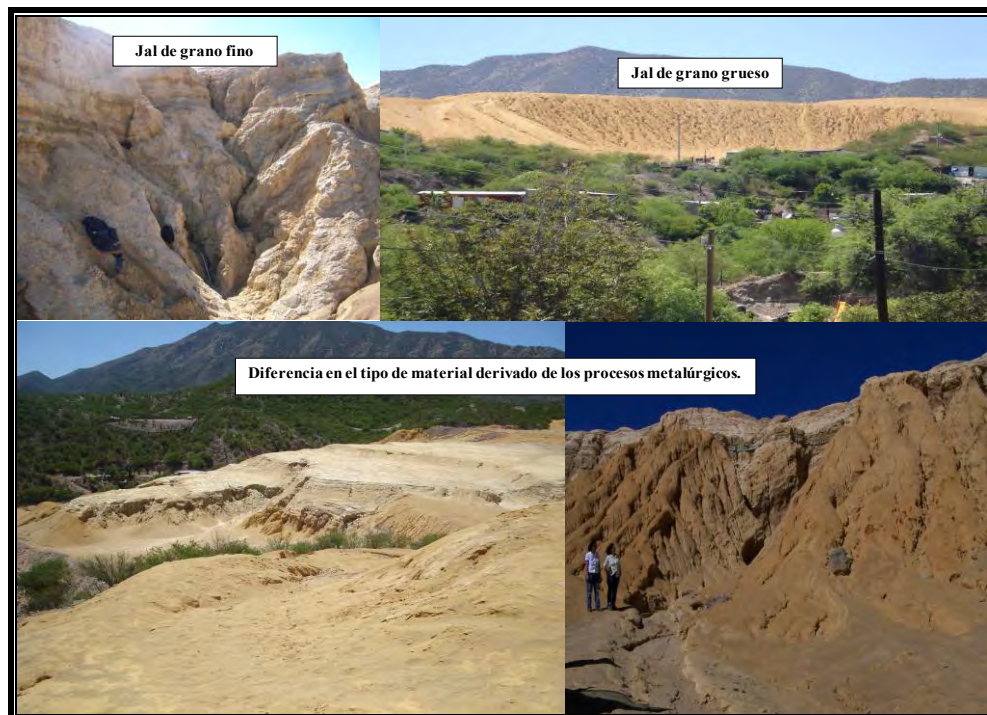
Definimos un jal como un residuo sólido generado en las operaciones primarias de separación y concentración de minerales según (NOM-141-SEMARNAT-2003). Este material triturado y molido se erosiona por vía eólica e hídrica dispersando partículas de polvo que pueden o no ser solubles y/o biodisponibles.

En nuestro país existen millones de toneladas de jales mineros inactivos que están expuestos a la intemperie, procedentes de diferentes actividades mineras. Existe un registro del Instituto Nacional de Ecología (INE) de un estudio realizado en el periodo de 1995 a 1997 donde se detectaron 161 sitios abandonados contaminados con residuos peligrosos en 18 Estados de la República. No existe un estudio completo que nos permita conocer abiertamente la cantidad de residuos tóxicos en el país, pero se estima que es mucho mayor.

Nacozari de García cuenta con tres jales inactivos depositados durante la explotación de la antigua mina pilares. Estos jales fueron depositados de una forma mecánica siendo el conjunto de varios apilamientos y suman 20 millones de toneladas, fotografía 1. En los principales jales de la zona podemos apreciar características diferentes en la molienda derivada de los cambios en los beneficios de la planta concentradora a través del tiempo, fotografía 2; estos abarcan un área de 19 hectáreas con 3, 312,392.78 toneladas de material total y un área de 13,454.2 m² de jales finos según lo especifica el estudio „Diseño geotécnico para estabilización de Presas de Jales (Presa I) en el poblado de Nacozari de García, Sonora, México” (2009).



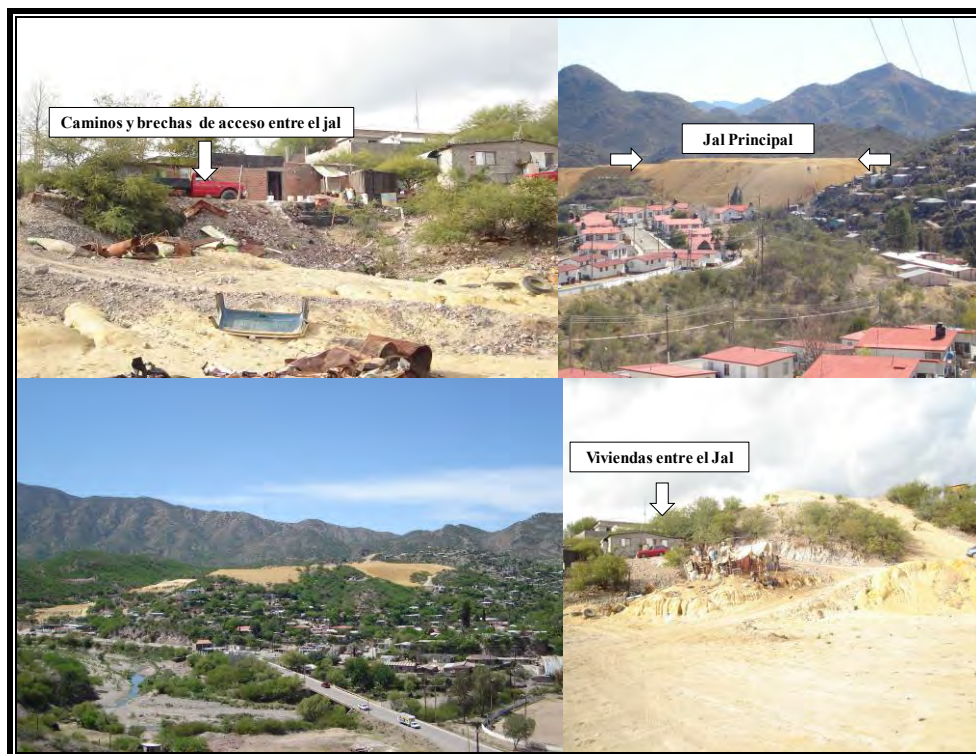
Fotografía 1.- Área de estudio, Nacozari de García, Sonora, México y sus tres jales inactivos.



Fotografía 2.- Diferencia del material depositado en los jales por los procesos metalúrgicos.

Los jales de Nacozari de García forman parte del paisaje del poblado, fotografía 3, donde de manera visual se puede observar que los factores naturales son los precursores a

contaminantes primarios, ya que éstos son dispersados por agua y viento (fotografía 4). Este material de tamaño que varía desde arenas a tamaños muy pequeños (polvos), son sometidos a una acción secundaria de carácter antropogénico, como es tráfico vehicular y actividades de recreación sobre los jales (fotografía 5). Afectando de manera directa a los residentes cercanos, por emisiones de polvo resuspendido en la atmósfera, así como teniéndose material de los jales en calles y viviendas de toda la zona urbanizada y en el sistema hídrico del área.



Fotografía 3.- Cercanía de las viviendas a los jales.



Fotografía 4.- Erosión eólica e hídrica de los jales.



Fotografía 5.- Emisiones de polvo fugitivo emitidas a la atmósfera por las actividades de los residentes de Nacozari de García en los jales.

Con este trabajo se pretende conocer las concentraciones de polvos fugitivos emitidas a la atmósfera de Nacozari de García, evaluar las concentraciones de sus metales e identificar el

impacto que se tiene con los jales mineros expuestos a la intemperie, esto con la finalidad de contar con un estudio que reconozca los riesgos actuales y medidas futuras a tomar apegándonos a criterios y metodologías establecidas. [WHO, EPA, CE]²

II. ANTECEDENTES

En la república Mexicana existen muchas poblaciones mineras. Sonora es considerado como uno de los estados con más actividad y las comunidades mineras históricas son: Cananea, Nacozari de García, Turicachi, Cumpas, Moctezuma, Bacadehuachi, Opodepe, Sahuaripa y Mátape principalmente (COREMI 1992).

Algunas de estas comunidades, principalmente Nacozari de García cuentan con jales inactivos (apilamientos de materiales y residuos mineros), que fueron depositados durante el siglo pasado. Al formarse las poblaciones no existió un control de urbanización por los que estos pasivos mineros actualmente se encuentran dentro del área urbana y rodeados de viviendas.

La Universidad de Sonora a través del Departamento de Geología ha realizado varios estudios en los jales inactivos de Nacozari de García trabajando en conjunto con la Universidad de Arizona y Organismos de Gobierno Nacional y de los Estados Unidos (EPA y SEMARNAT); así como con apoyo por parte del sector privado (Grupo México) durante el periodo del 2006 al 2009 dentro del proyecto: “Sonora mine tailing remedial planning: Community outreach, field screening, and vegetative restoration test plots”, bajo la dirección de la Dra. Diana María Meza Figueroa, y financiado por el programa Frontera 2012 a través de la Agencia de Cooperación Ecológica Fronteriza (COCEF).

En el 2009 se publica el primer trabajo en la revista científica *Chemosphere* denominado “The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, México” (Diana Meza-Figueroa, Raina M. Maier, Margarita de la O- Villanueva, Agustín Gómez-Álvarez, Alan Moreno-Zazueta, Jacinto Rivera, Alberto Campillo, Christopher J. Grandlic, Ricardo Anaya y Juan Palafox-Reyes.) *Chemosphere* 77 (209) 140-147.

En el 2009 se defiende por el M.C. Jacinto Rivera Castelo la primer tesis denominada „Diseño geotécnico para estabilización de Presas de Jales (Presa I) en el poblado de Nacozari

² WHO: World Health Organization (Organización Mundial de la Salud), EPA: Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos), CE: Comunidad Europea.

de García, Sonora, México, siendo parte del proyecto “Sonora mine tailing remedial planning: Community outreach, field screening, and vegetative restoration test plots”, el cual se alimenta de tres trabajos de posgrado que en conjunto permiten un análisis integral del problema ambiental que representan los jales.

En 2005 se realizó un diagnóstico de los jales ubicados en Nacozari de García, elaborado por Grupo de biogeoquímica ambiental con la colaboración de Consultoría e investigación en medio ambiente, S.C., el cual se denomina: “Diagnóstico general de las presas inactivas de jales ubicados en Nacozari de García, Sonora”, en el cual se determina que los jales no son peligrosos de acuerdo a la NOM-141-SEMARNAT-1993, donde se establece que no son generadores de drenaje ácido ni contienen elementos potencialmente tóxicos en concentraciones fuera de los máximos permisibles.

Sin embargo la presencia de eflorescencias en los jales representan dos cosas: 1). generación de drenaje ácido en expresión sólida (sales) y 2), dispersión de metales vía aérea.

Por años se ha especulado los niveles de polvo producidos por los jales en Nacozari de García, considerando el presente trabajo el primero en evaluar y caracterizar las emisiones de polvos fugitivos.

A nivel mundial se han realizado varios estudios de emisiones de polvos fugitivos por tamaño de partícula, impactos de la erosión eólica natural y estudios climáticos para la identificación de plumas contaminantes de origen natural y antropogénico, así como la caracterización de metales. Algunos de estos trabajos se mencionan a continuación:

- Estimación del tonelaje de partículas de suelo que potencialmente contribuyen a la contaminación del aire en el área metropolitana de Monterrey, México (Návar y Treviño 1998).
- Estudios de calidad del aire en la Ciudad de México en proyecto Milagro, donde se contempla la contaminación del aire a nivel urbano, regional y global, midiendo y estudiando el clima logrando generar plumas contaminantes que permiten ver la dispersión de las partículas (Molina Center 2003-2006).

Existen registros e investigaciones que documentan la erosión natural en el planeta y la dispersión continental del material, dándonos a conocer que los polvos viajan a grandes distancias y pueden causar alteraciones y daños en otras zonas, por ejemplo:

- Los polvos que viajan del Sahara hasta Groenlandia o de China hasta Europa Occidental. (Carlson y Prospero, 1972; Prospero y Nees, 1987; Chiapello et al., 1995, 1997; Swap et al., 1996).
- Caracterización de suelos y suspensión de partículas por tamaño, considerando comportamientos en la dirección y velocidad de vientos (Chelani et al., 2001; Harrison et al., 1997; Cheng and Lam, 1998).
- Distribución de metales por tamaño de partícula en el aire (Noble et al., 2003; Ragosta et al., 2002; Yatin et al., 2000).
- La predominancia del viento ha sido usada para modelos donde se busca conocer las concentraciones máximas de algún metal y su dirección óptima (Ziomas et al., 1995; Somerville et al., 1996)

III. OBJETIVOS

III.1. Objetivo general

El presente trabajo tiene como finalidad evaluar emisiones de polvos fugitivos, determinar de manera teórica y práctica la erosión eólica de los jales que se encuentra dentro de la población, así como la caracterización de los metales que componen a estos polvos y su impacto en el entorno.

III.2. Objetivo particular

A partir del objetivo general existe la necesidad de lograr una serie de objetivos particulares, donde se enumeran a continuación:

- Realizar un estudio climático en la zona y una comparativa regional (velocidad de viento, dirección, humedad, presión, temperatura y precipitaciones) por estaciones y anuales.
- Calcular la erosión eólica natural y práctica del sitio
- Calcular y evaluar emisiones de polvos fugitivos por tamaño de partícula PM10, PM2.5 y PST en calles pavimentadas y no pavimentadas.
- Evaluar las concentraciones de polvo en interior de viviendas en PST.
- Estudio geoquímico del área.
- Análisis estadístico para los resultados geoquímicos.

IV. LOCALIZACIÓN

Nacozeni de García se ubica al norte de la República Mexicana en el noreste del estado de Sonora en el paralelo 30°22'31.23"de latitud Norte, 109°41'15.14"de longitud oeste a una altura de 1040 metros sobre el nivel del mar, colinda al norte con Agua Prieta, al sur con Villa Hidalgo y Cumpas, al este con Bavispe y al oeste con Arizpe, figura 1.

El municipio cuenta con 11,961 habitantes (INEGI, 2006) de los cuales 2,700 viven en los alrededores de los jales principales en una extensión aproximada de 18.7 hectáreas.

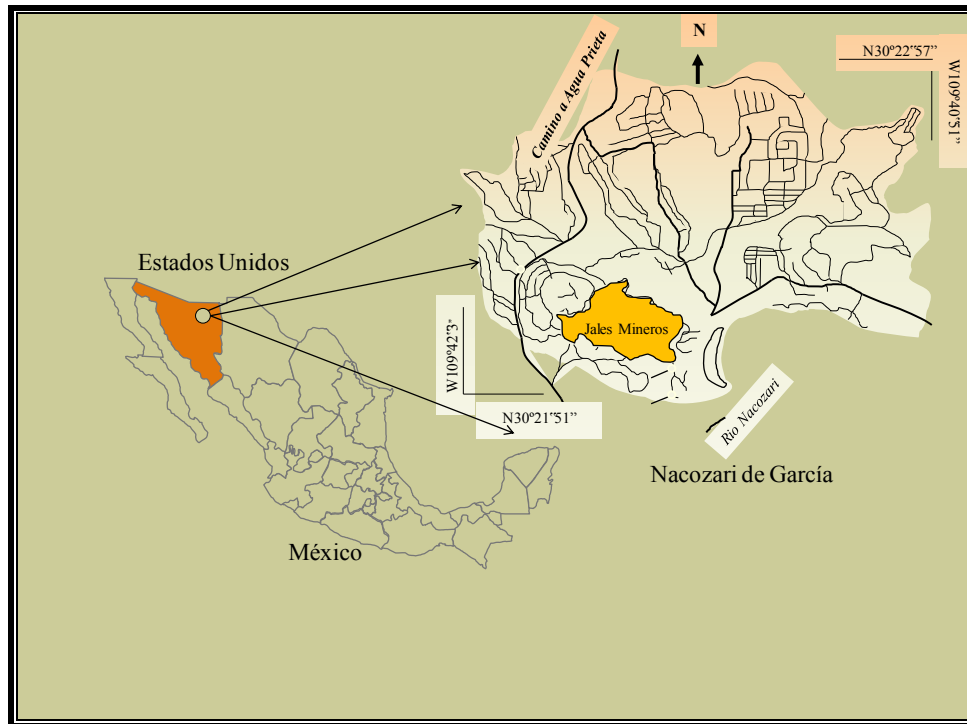


Figura 1.- Nacozari de García, Sonora, México y su principal jal inactivo, dentro de la mancha urbana.

V.- CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL ÁREA

Flora y fauna

En el municipio de Nacozari de García son variados los tipos de vegetación: bosque de pino en la parte noroeste, centro y sureste, así como pastizales, en la región sureste y noroeste del municipio existe vegetación de matorral subtropical cuyas principales especies son cacahuates, copales, acebuche, nopales, uña de gato y garambullo.

En la región norte del municipio, en la serranía de la presa de La Angostura la vegetación existente es de matorral subinerme tales como gobernadora, hierba de burro, trompillo, etcétera, en la parte alta de la sierra del tigre podemos encontrar bosque de pino-encino.

La fauna existente en el municipio se compone principalmente de las siguientes especies de animales: sapo, sapo toro, rana, tortuga de río, coralillo, iguana de rocas, víbora de cascabel, camaleón, huico, cachora, víbora sorda, ratón de campo, tortolita cola rata, tecolote carnudo, golondrina común, tordo de ojos amarillos, aura y aguililla cola roja (LAFQA 2005).

Clima

El clima de Nacozari de García es considerado un clima semiárido, según la clasificación de (Köppen 1936) la cual considera que el principal factor que controla la vegetación no es la temperatura, sino la sequedad y que la aridez no solamente se relaciona con las precipitaciones, sino también con las pérdidas de agua del suelo por evaporación y dado que la evaporación no es una variable meteorológica convencional, se expresa la aridez en términos de índice de temperatura y precipitación, por tal motivo se dividen en áridos y semiáridos, figura 2.

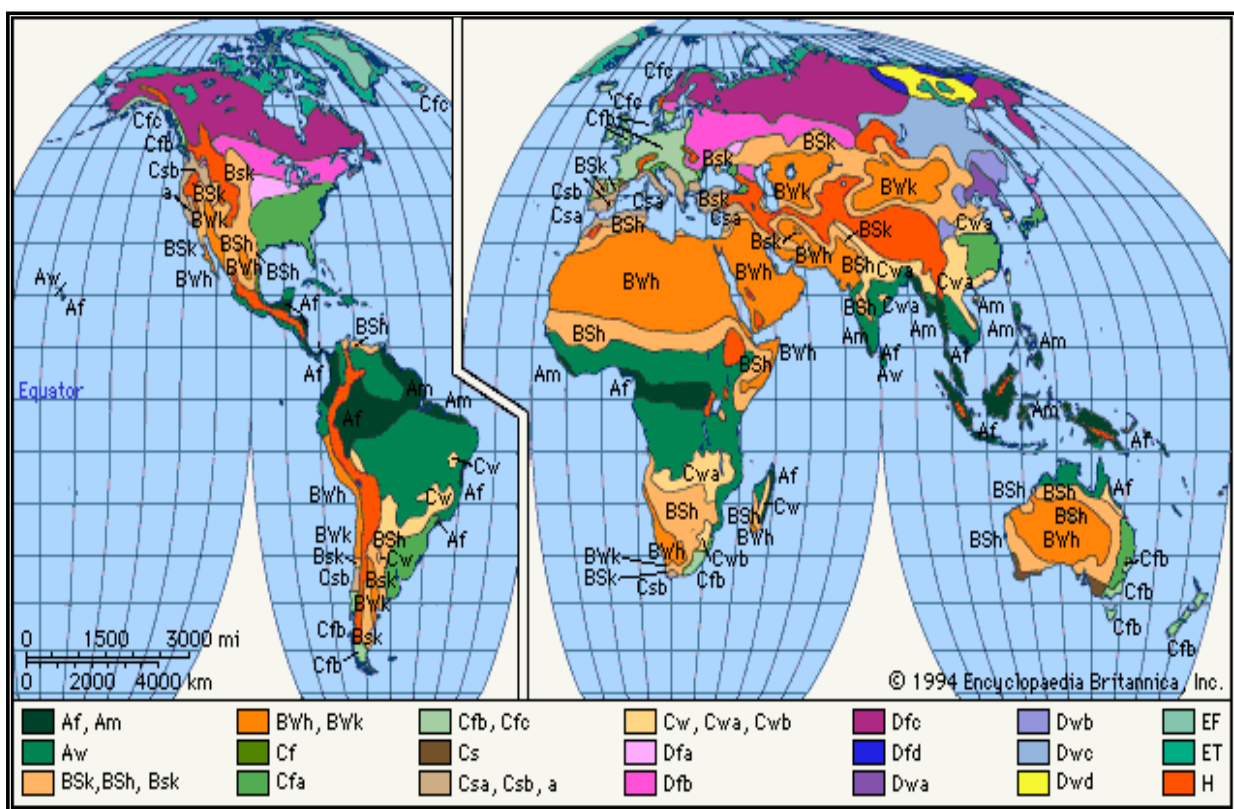


Figura 2.- Clasificación mundial del clima según (Köppen 1936).

La temperatura media anual es de 19.65 °C y una velocidad de viento media de 0.72 km/hr contando con una predominancia en los vientos NE, según datos recolectados de la Estación Meteorológica Nacozari de García 1, instalada y monitoreada por la Universidad de Sonora (2008-2009).

Relieve

Fisiográficamente la región de Nacozari de García pertenece a la provincia Sierra Madre Occidental y a la subprovincia de Sierras y Valles Paralelos, lo que explica el relieve montañoso y muy accidentado que es característico de la región. El sitio de estudio se ubica en una especie de valle que está flanqueado por sierras de hasta 1300-1500 msnm en su parte oeste y este (COREMI 1992).

Hidrografía

Hidrológicamente la región está asociada a la Región Hidrológica RH-9 denominada Sonora Sur que comprende las cuencas de los Ríos Mayo, Yaqui, Mátape, Sonora y Bacoachi (INEGI). Regionalmente destacan el Río Bavispe que fluye de norte a sur por la parte oriental del municipio de Nacozari de García y el Río Moctezuma que fluye de norte a sur en la parte occidental del mismo municipio.

Localmente, por el sitio de estudio fluye el denominado Arroyo Nacozari cuya corriente es intermitente, y al cual confluyen los arroyos, también de corrientes intermitentes, que bajan de las sierras que están al este y oeste del poblado de Nacozari de García; por lo que se puede inferir que los principales patrones de drenaje de la zona son los que bajan del este y oeste hasta unirse al drenaje mayor que es el arroyo Nacozari que fluye del norte hacia el sur, figura 3.

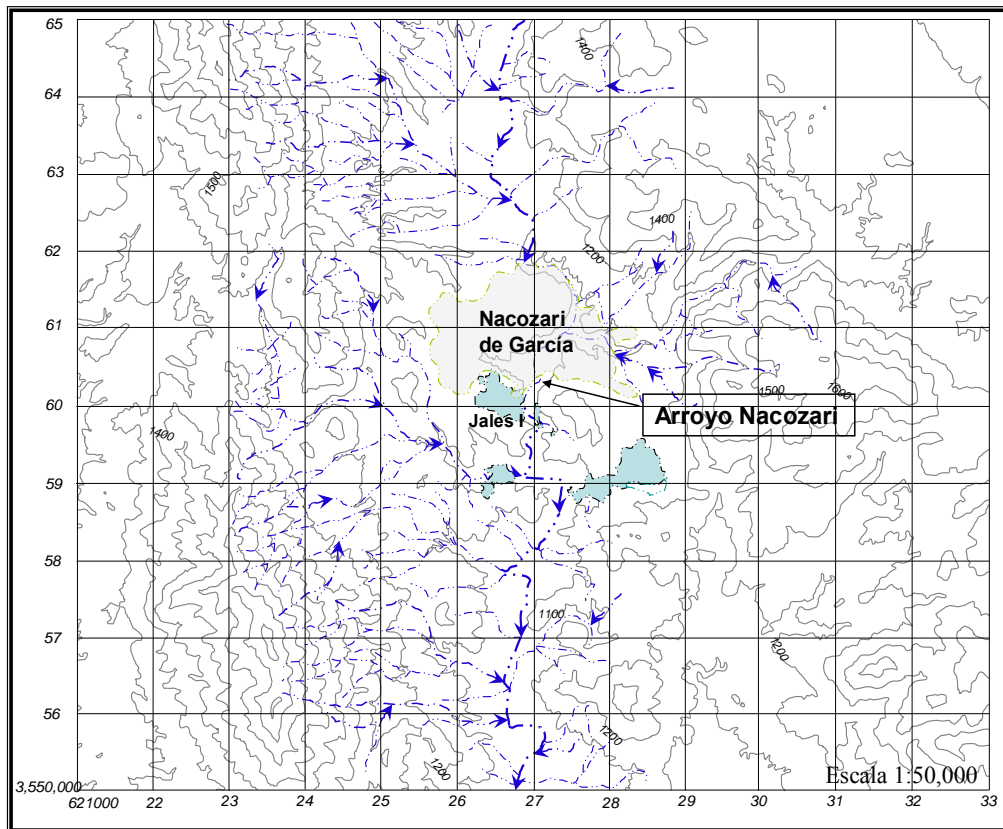


Figura 3.- Mapa topográfico incluyendo la hidrología de la zona (modificada de carta de INEGI, 2000).

Geología del área

En el distrito de Nacozari de García el basamento está representado por rocas metamórficas de edad Precámbrica (Pem). Las rocas aflorantes corresponden a los tipos sedimentarias e ígneas, tanto intrusivas como extrusivas (COREMI 1992).

La secuencia sedimentaria corresponde a calizas con intercalación de areniscas, de edad Paleozoico Superior (Pss), parcialmente metamorfozadas, en las Sierras de Copper Queen y La Cobriza.

Yacimientos minerales

En la región de Nacozari de García existe una gran cantidad y variedad de yacimientos minerales, destacando la presencia de los depósitos del tipo pórfido cuprífero, siguiéndole en importancia las chimeneas brechoides y las estructuras vetiformes. Los principales metales comerciales que se han explotado en la región son el cobre, molibdeno, oro, plata y zinc. En lo que respecta a los depósitos de minerales no metálicos, destacan la fluorita y caliza.

Entre los yacimientos más importantes del distrito se tiene la caridad. La Brecha Pilares está compuesta de lutita-andesita y pórfido diorítico. Este yacimiento cuprífero fue explotado en el periodo comprendido entre 1900 y 1949, y producto de esta explotación, se generaron jales que se depositaron en las presas inactivas ubicadas en los alrededores del poblado Nacozeni de García.

De acuerdo a registros históricos, las leyes de cobre (Cu) en Pilares eran de 0.7 a 1.2 %; y este yacimiento se caracterizó por el poco contenido de sulfuros metálicos como la pirita (FeS), galena (PbS) y esfalerita (ZnS), que es un mineral al que comúnmente está asociado el Cd.

Tipo de suelos

En el sitio de estudio y sus alrededores, los suelos están poco desarrollados y sobresalen los denominados litosoles, los cuales son altamente susceptibles a la erosión hídrica en dependencia de la pendiente del terreno. Los litosoles son suelos de poco espesor y son lo que predominan en el sitio de estudio y se encuentran en las laderas, barrancas y lomeríos, figura 4 y 5.

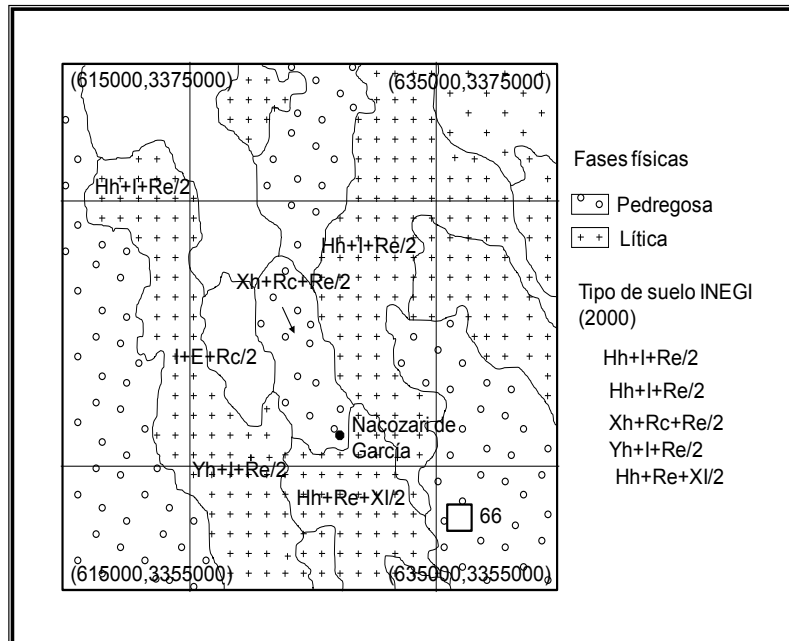


Figura 4.- Tipos de suelos en Nacozeni de García.

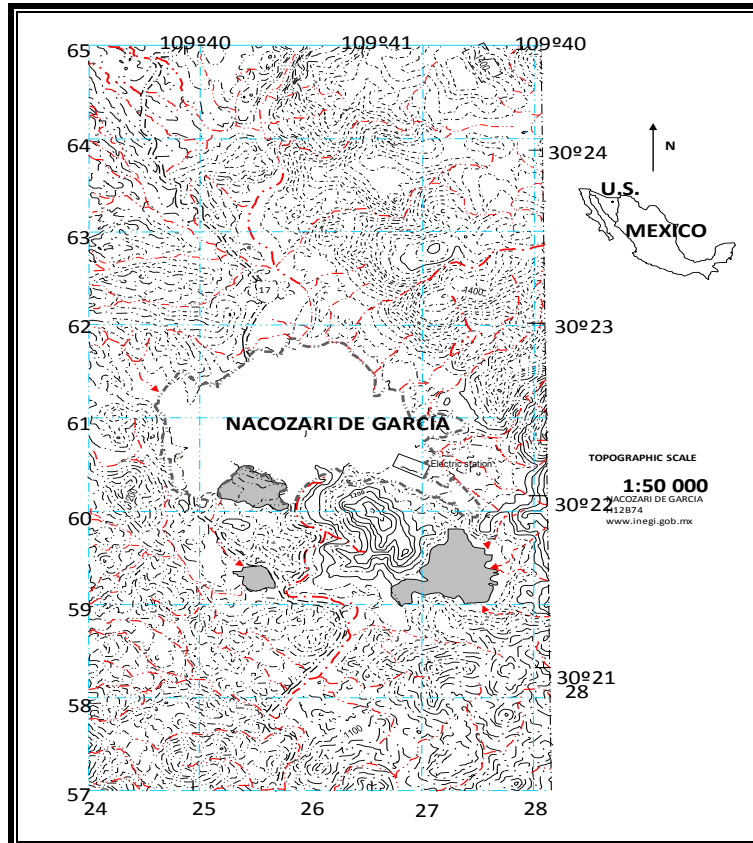


Figura 5.- Mapa topográfico de Nacozari de García.

VI. METODOLOGÍAS DE CAMPO

VI.1. Estudio Climático

Para conocer el clima del área de estudio fue instalada la estación meteorológica nombrada Nacozari de García 1 (propiedad de la Universidad de Sonora), la cual se ubicó en el paralelo $30^{\circ} 22' 35.10''$ Norte, $109^{\circ} 41' 07.06''$ Oeste a una altitud de 1104 msnm. Esto con el propósito de conocer durante un año los siguientes parámetros: velocidad de viento, dirección de viento, temperatura, humedad, presión, precipitaciones, así como las variaciones de dichos datos durante los cuatro períodos estacionales, figura 6.

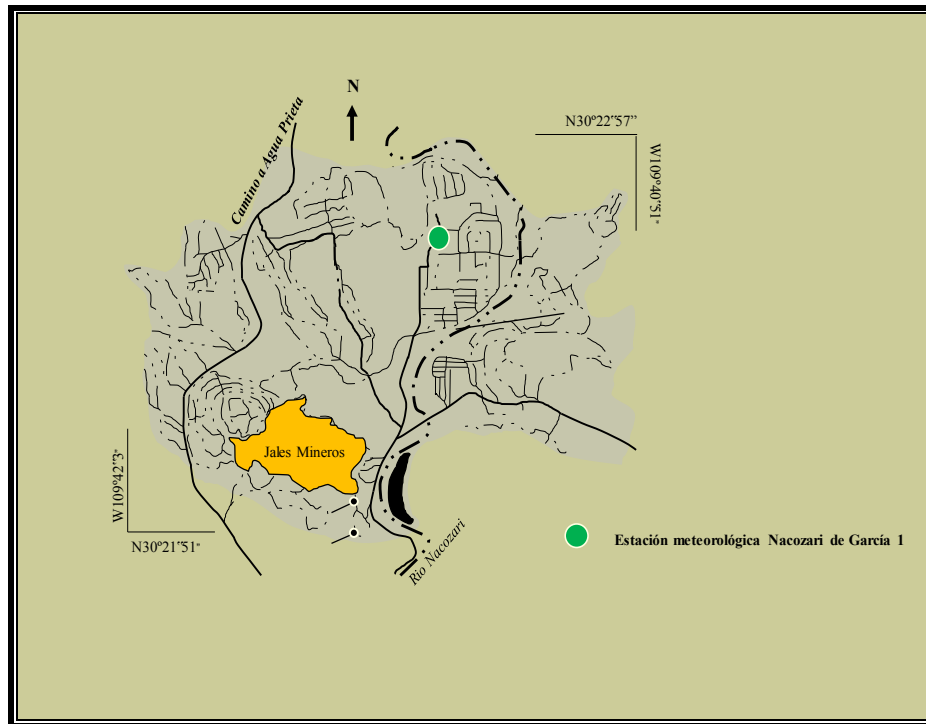


Figura 6.- Ubicación de la estación meteorológica Nacozeni de García 1.

La estación meteorológica nos permitió recopilar datos reales del sitio, ya que los datos más cercanos de los que se tienen registro son de más de 100 Km de distancia y no podían ser tomados en cuenta, debido a que las metodologías establecidas por SEMARNAT y EPA exigen que los datos sean del mismo lugar, por tal motivo se realizó el estudio climático en la zona de estudio (figura 6).



Fotografía 6.- Componentes e instalación de la estación meteorológica Nacozeni de García1.

Datos del Equipo: Estación Meteorológica Marca Davis versión Vantage Pro2 de Davis Instruments (fotografía 6), la cual consta de una estación base montada en un tripie en el exterior y una consola receptora que recibe la información por medio de conexión inalámbrica, ésta a su vez conectada a una computadora principal almacenadora de todas las lecturas registradas.

VI.2. Cálculo de la Erosión Eólica práctica

Para conocer la erosión eólica práctica en el área de estudio, se instalaron 5 muestreadores Big Spring Number Eight (BSNE) durante un año, para poder abarcar los cuatro períodos estacionales (primavera, verano, otoño e invierno). Estos aparatos fueron ubicados en función a un sistema de muestreo sistemático que nos permitió abarcar toda el área de estudio, figura 7. Las áreas donde se colocaron, eran lugares espaciosos y que permitió que el aire fluyera libremente, para así de esta manera se recolectara el polvo levantado por el aire.

Este tipo de muestreadores permite ajustar la altura de las cajas recolectoras y para este caso particular, fue ajustada a 1 y 2 m, con la finalidad de recolectar partículas transportadas por rodamiento, saltación y suspensión, las cuales son mayores a las 10 micras y se encuentran en los niveles de altura en los que se mueve la población.

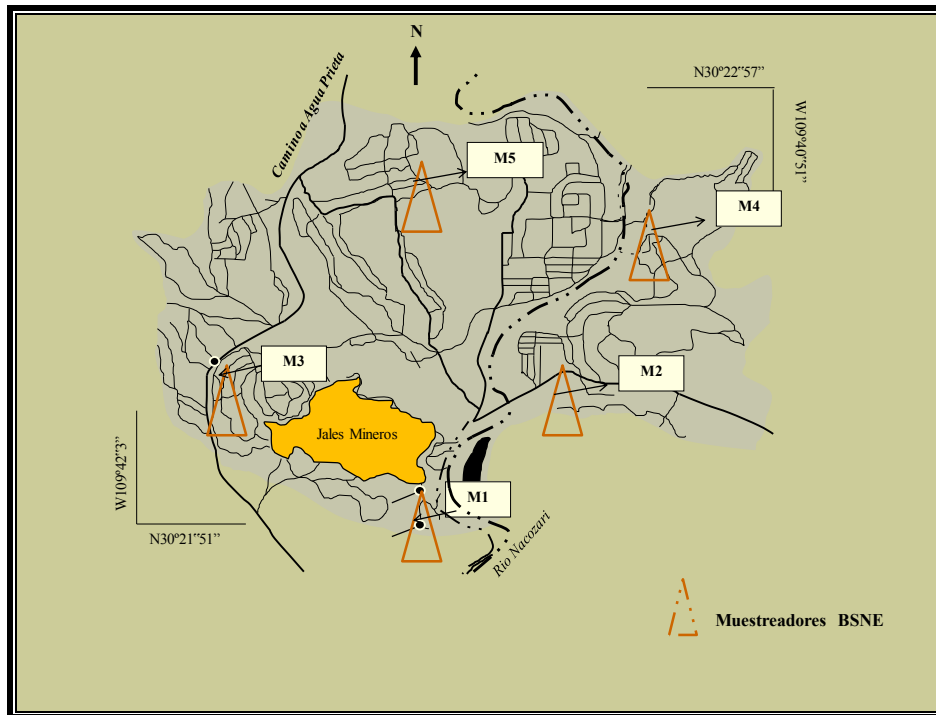


Figura 7.- Ubicación de los muestreadores BSNE.

Coordenadas de los muestreadores:

M1; 30° 21' 56.6" N 109° 41' 31.6" W.

M2; 30° 22' 13.5" N 109° 41' 06.1" W.

M3; 30° 22' 02.8" N 109° 41' 58.0" W.

M4; 30° 22' 35.0" N 109° 41' 05.9" W.

M5; 30° 22' 39.1" N 109° 41' 34.4" W.

Datos del equipo: El muestreador BSNE consta de un tripie el cual contiene dos cajas recolectoras, cada una empotrada en una base giratoria con una veleta, estas mismas están colocadas a 1 mt y 2 mts del suelo respectivamente y el material con el que están hechas son de acero galvanizado y malla fina, fotografía 7.



Fotografía 7.- Instalación de las cajas muestreadoras BSNE.

Este sistema de recolección de polvo fue diseñado por el Dr. Donald Fryrear. La forma de cuña de este muestreador causa un vacío parcial y la malla fina permite la acumulación de sedimento dentro de éste a una presión baja. Esta presión es ajustada por el tamaño de la apertura, para causar que el flujo de aire entre prácticamente sin ninguna turbulencia. La veleta con la que cuenta el muestreador permite dirigirlo según la dirección del viento, figura 8.

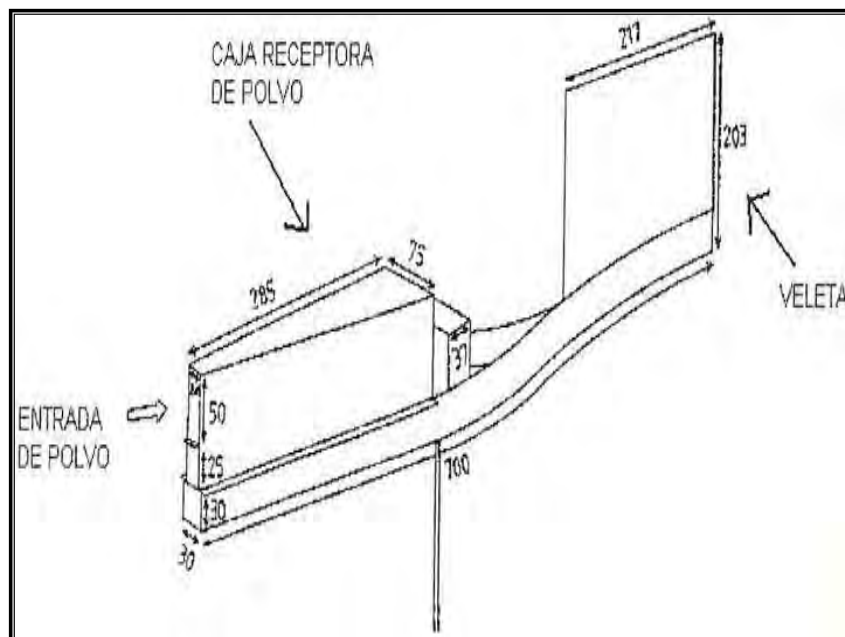


Figura 8.- Dimensiones de las cajas recolectoras BSNE.

VI.3. Cálculo y evaluación de emisiones de Polvos fugitivos PM10, PM2.5 y PST.

Para conocer la cantidad de polvo fugitivo y tamaño de partícula PM10, PM2.5 y PST emitidas a la atmósfera por tráfico vehicular en las calles de Nacozari de García, fue utilizada la metodología de EPA Open Fugitive Dust Sources (control de fuentes abiertas de polvos fugitivos) U.S.EPA,1988.

Para llevar a cabo este estudio, fue necesario realizar dos tipos de muestreo; uno consistente en recolección de polvo en calles con pavimento y otro en calles no pavimentadas bajo los procedimientos de la sección AP-42 actualizada en el 2001.

También se realizó un estudio de tráfico vehicular, reconocimiento de las calles más transitadas, sus características y un censo general de vialidades.

La recolección de muestras de polvos, así como el estudio vehicular se realizaron en la avenida pavimentada (figura 9) más transitada; de igual manera en la avenida no pavimentada (figura 9) más transitada de la zona. Se recolectaron 5 muestras en total para su análisis en laboratorio según metodología.

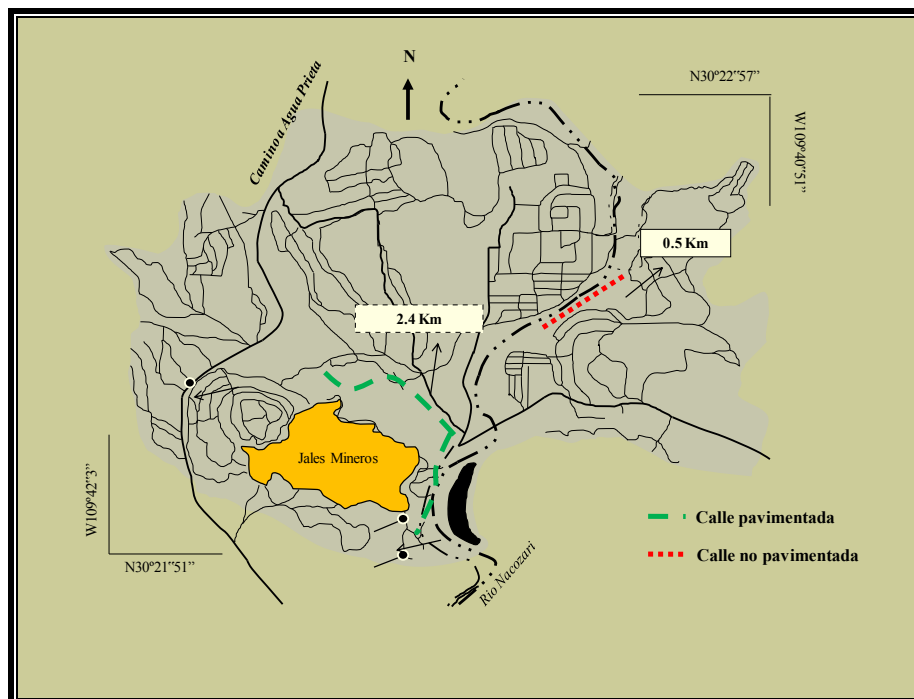


Figura 9.- Ubicación de las calles pavimentadas y no pavimentadas muestreadas para polvos fugitivos.

Para que el muestreo fuera homogéneo se realizó en otoño, ya que la estación cumplió con todas las características necesarias para llevar a cabo el estudio (meses sin lluvias, calles libres de escurrimientos recientes).

Recolección de muestras de polvo

Para el caso de la calle pavimentada la cual fue de 2.4 km, se tomaron tres muestras una cada 800 metros, en cada punto se formó una franja de 1ft de espesor abarcando los dos carriles y de esta manera se barrió y recogió el polvo superficial del área, según metodología.

La distancia de la calle no pavimentada fue de 0.5 km y se tomaron dos muestras, la primera a los 200 mts y la segunda a los 300 mts, tomando el mismo tamaño de franja que en la calle pavimentada y abarcando los dos carriles, fotografía 8.



Fotografía 8.- Recolección de muestras en calles pavimentadas y no pavimentadas.

Estudio de tráfico vehicular

La intención del estudio de tráfico fue conocer la velocidad promedio a la que transitan los vehículos del área, así como la cantidad y características en cuestión de peso. Los muestreos fueron 2, uno para cada calle (pavimentada y no pavimentada) y estos fueron realizados en las horas pico de cada sitio.

Puntos de muestreo:

Calle pavimentada

1cp2, 30° 22' 11.5" N, 109° 41' 23.0" W.

2cp3 30° 22' 19.8" N, 109° 41' 47.6" W.

3cp1 30° 21' 49.2" N, 109° 41' 21.1" W.

Calle no pavimentada

1ct1, 30° 22' 24.3" N, 109° 41' 5.6" W.

2ct2, 30° 22' 25.9" N, 109° 41' 2.8" W.

Datos del equipo: Escoba, recogedor, hilo grueso, guantes y bolsas estériles, GPS, cámara fotográfica y cinta métrica.

VI.4. Evaluación de Concentraciones de polvo PST en interior de viviendas

Durante los cuatro períodos estacionales (primavera, verano, otoño e invierno) se estuvieron monitoreando las concentraciones de polvo en el interior de casas habitación, para un total de 31 puntos de muestreo cuyas localizaciones se muestran en la tabla 1 (Anexo A). Dichos muestreos fueron realizados con el aparato Microdust Pro Aerosol Monitoring System, el cual expresa las concentraciones de polvo, polen, gases y otros aerosoles en PST en mg/m^3 con un rango de medición de $1 \mu\text{m}$ a $2500 \text{mg}/\text{m}^3$, fotografía 9.

Cada muestreo se realizó en un lapso de doce horas aproximadamente, las lecturas fueron tomadas durante el día y cada muestra tuvo una duración de aproximadamente 120 segundos, con intervalos de 30 minutos entre muestra y muestra. En cada punto se realizó un estudio previo del área para conocer las características generales y observaciones a través de un cuestionario.

Los puntos de muestreo se dieron en base a un estudio selectivo para la recolección de muestras, contando con una topografía irregular y lugares de difícil acceso en el área, figura 10.



Fotografía 9.-Muestras realizadas con el aparato MicroDust en interior de vivienda.

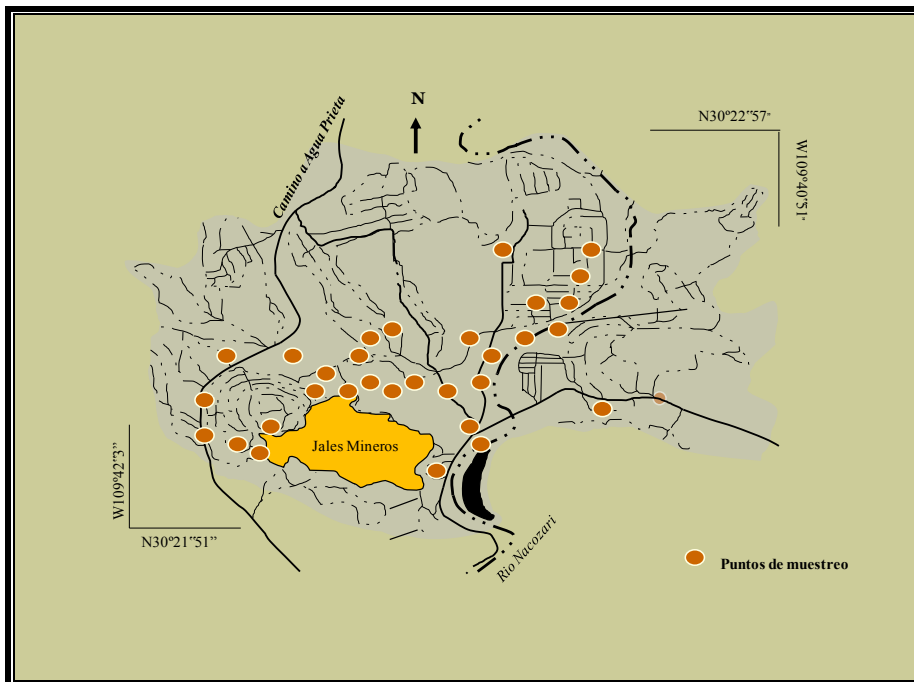


Figura 10.- Puntos de muestreo PST de polvo en interior de vivienda.

Datos del equipo: Microdust Pro Aerosol Monitoring System el cual cuenta con una Calibración de fábrica, ISO Fine 12103-1 A2, equivalente al polvo de caminos de Arizona (clima semiárido).

VI.5. Estudio geoquímico.

Para conocer la geoquímica del área de estudio se tomaron en cuenta los siete muestreos realizados en diferentes etapas estacionales durante el periodo de un año. Estos muestreos fueron en:

- Suelo natural (6 muestras S1-S6), jales (70 muestras) y sales eflorescentes (7 muestras) en invierno.
- Muestreadores BSNE (10 muestras de la M1-1m y M1 2m a la M5-1m y M5-2m) durante un año.
- Calle pavimentada (3 muestras, CP1 fon- CP3 fon) en otoño.
- Calle no pavimentada (2 muestras, CT1 fon- CT2 fon) en otoño.
- Suelo residencial (3 muestreos) 61 muestras (1-M-1,1-M-31), (2-M-1,2-M-16), (3-M-1,3-M-28) en primavera, verano y otoño.

Todas las muestras fueron recolectadas en función a un muestreo sistemático que nos permitió abarcar toda el área de estudio, trabajando con las metodologías (U.S. EPA, 1991), para muestreos de sedimentos contaminados y (U.S. EPA, 1988) para polvos fugitivos (Open Fugitive Dust Sources), figura 11 y fotografía 10.

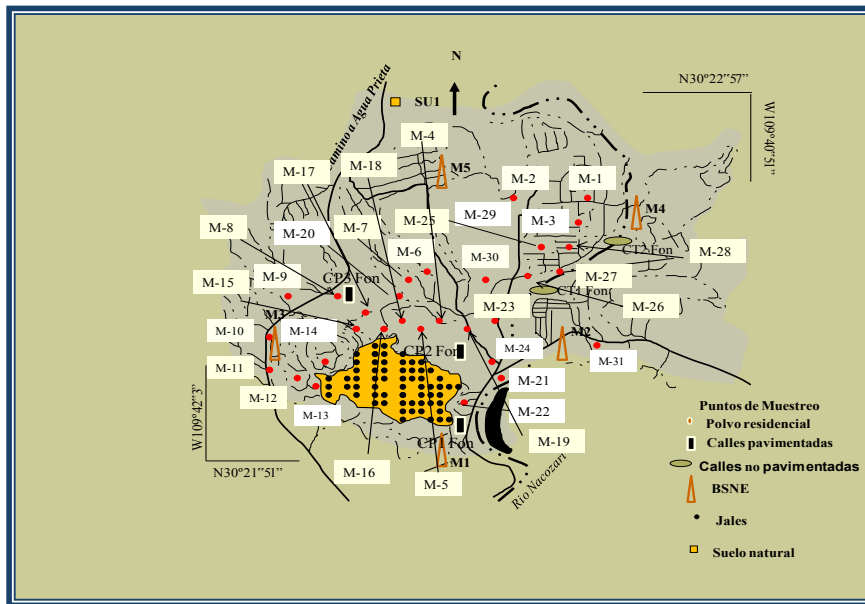


Figura 11.- Muestras para el estudio geoquímico realizados en el área.



Fotografía 10.- Recolección de muestras en jales, sales eflorescentes, suelos naturales, suelos residenciales, calles y BSNE.

Datos del equipo: escoba, recogedor, guantes, cajas BSNE y bolsas todos estériles, hilo grueso, cinta métrica, marcadores permanentes, libretas, cámara fotográfica, GPS, Innov-

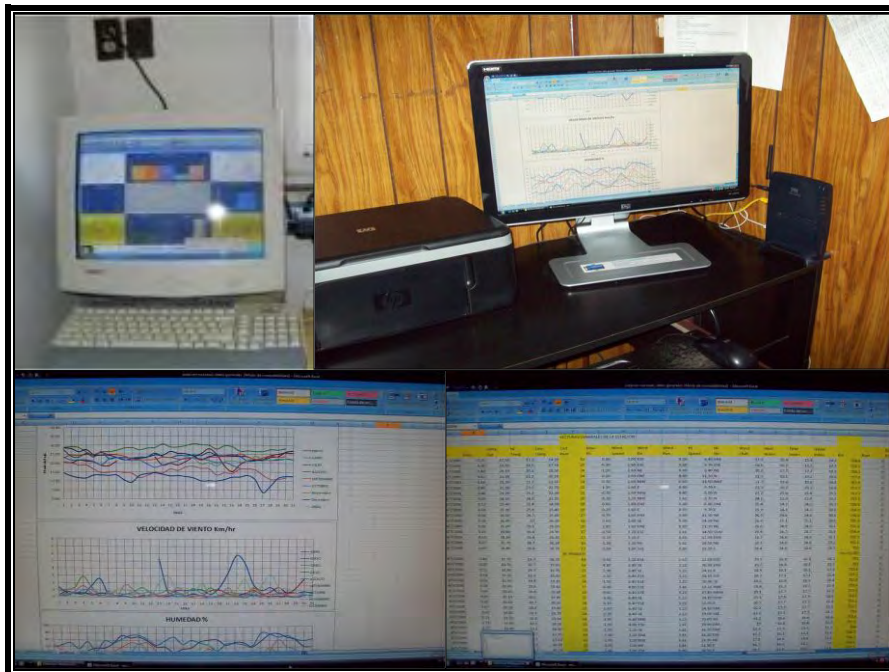
XXT400 portable X-Ray Fluorescence (XRF). Para las muestras de jales, sales eflorescentes y suelo natural

VII. METODOLOGÍAS DE LABORATORIO

VII.1. Estudio climático y comparativa regional.

Los datos recopilados durante 12 meses por la estación Nacozari de García, fueron procesados por el software Weatherlink para la versión Vantage Pro2, el cual realiza las lecturas del aparato exterior tomadas cada 30 minutos por cada 24 horas. Generándose un promedio anual de estas lecturas y de igual manera un promedio mensual.

Para nuestro caso, los datos fueron procesados independientemente en períodos estacionales (primavera, verano, otoño e invierno), la información recolectada fue: velocidad de viento, dirección, temperatura, humedad, presión y precipitaciones; esto para conocer las variaciones de cada estación, fotografía 11.



Fotografía 11.- Equipo de computo y software utilizados en la estación meteorologica.

Para poder hacer una comparación de las características climáticas de Nacozari de García y conocer a fondo la influencia de los vientos principalmente se realizaron dos estudios por separado uno del norte y otro del sur del área de estudio. Estos se llevaron a cabo con

información obtenida de estaciones meteorológicas ya establecidas por la compañía clima bajo tierra (Weather Underground Inc.) de los Estados Unidos, ubicadas en Douglas Arizona y San Pedro Sonora, figura 12.

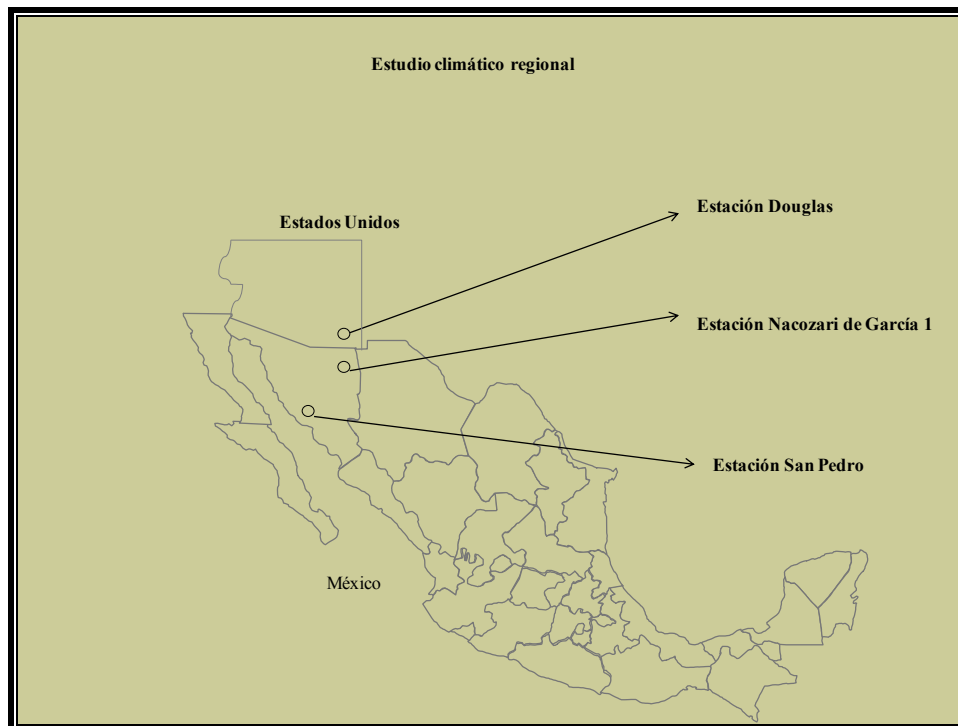


Figura 12.- Ubicación de las estaciones meteorológicas de Nacozari de García, Douglas Arizona y San Pedro Sonora.

Datos del equipo; Weatherlink para la versión Vantage Pro2.

VII.2 Cálculo de la erosión eólica práctica y teórica.

En el presente análisis se evaluaron dos tipos de erosión eólica, siendo estas:

- Erosión eólica Teórica
- Erosión eólica Práctica

Teniéndose en cada una de ellas diferentes metodologías para ser evaluadas.

Para realizar el análisis de la erosión eólica teórica dentro del área de Nacozari de García se aplicó la ecuación universal de pérdida de suelo por viento (EUPSV) propuesta por (Skidmore y Woodruff 1968); y para evaluar la erosión eólica práctica con las muestras recolectadas en los BSNE se aplicó una simple regla de tres para conocer la cantidad de sedimento en toneladas por hectárea por año.

Cálculo de la erosión teórica; se aplicó la ecuación universal de pérdida de suelo por viento

$E = (I C K L V)$ tomándose en cuenta las siguientes variables;

- Factor de emisión de partículas suspendidas [ton/hectárea/año] (E).
- Erosionabilidad del suelo [ton/acre/año] (I).
- Factor climático, adimensional (C).
- Factor de rugosidad del suelo, adimensional (K).
- Factor de amplitud del campo sin protección, adimensional (L).
- Factor de cobertura vegetal, adimensional (V).

Los datos que se calcularon son para los 12 meses donde se tienen los datos meteorológicos sobre el área de estudio:

- El factor I se calculó a partir del triángulo de texturas de suelos de Austria, el cual se basa en la cantidad de porcentaje de limos y arcillas que tiene el suelo y si su componente mineralógico es calcáreo o no.
- El factor C se determinó en función de lo propuesto por Chepil y Woodruff, (1963), donde se utilizaron las velocidades medias mensuales máxima de 2.36 m/seg, ya que estas representan el 50% del total de las velocidades de todos los meses analizados; también se utilizó la precipitación media mensual de todos los meses. Así como las temperaturas mensuales en °C.
- El factor K, que es el factor de rugosidad se determinó a partir del diagrama de rugosidad al azar y K-subfactor para rugosidad al azar.
- El factor L se determinó como la unidad, para éste caso es de 1.
- El factor V de cobertura vegetal se determinó en función de la ecuación propuesta por (Williams et al 1984).

Calculo de la erosión práctica;

Las muestras recolectadas en las 5 cajas BSNE fueron depositadas por separado en bolsas estériles previamente pesadas y etiquetadas, conociendo el peso de las muestras y dimensiones de la caja se procedió al cálculo, fotografía 12.



Fotografía 12.- Trabajo de laboratorio para las muestras recolectadas en los BSNE.

Datos del equipo; guantes, (brochas y bolsas) estériles y bascula.

VII.3. cálculo y evaluación de emisiones de Polvo fugitivo PM10, PM2.5 y PST.

Para trabajar las muestras obtenidas en campo, fue utilizada la metodología de la American Society For Testing And Materials Methods (ASTM), bajo la norma ASTM-C-136 para trabajos en laboratorio, fotografía 13.



Fotografía 13.- Trabajo de laboratorio para las muestras recolectadas en calles.

Los datos obtenidos, se ocuparon para alimentar las fórmulas que nos permitieron obtener los resultados expresados en gr/VKT Vehicle Kilometer Traveled (gramos por cada vehículo que transita una kilómetro) y Lb/VMT Vehicle Mile Traveled (Libras por cada vehículo que transita una Milla).

La metodología (U.S. EPA, 1988) utiliza una fórmula para cada caso (calle pavimentada y no pavimentada), como se muestra a continuación:

Fórmula para calle pavimentada

En este caso fue utilizada la fórmula 1; $E = [k (SL/2)^{0.65} X (W/3)^{1.5} - C]$, la cual se extrapolo ya que el muestreo se realizó en una calle con velocidades no constantes y de esa manera lo especifica la metodología, utilizando como fórmula:

$$1; E_{ext} = [k (SL/2)^{0.65} X (W/3)^{1.5} - C] (1 - P/4N)$$

Dónde: E = factor de emisión de partícula (teniendo unidades iguales a k),

- k = tamaño de partícula multiplicado por rango de tamaño de partícula con unidades ya sea en gr/VKT, gr/VMT, Lb/VMT.

- SL = peso del material recolectado en el muestreo (gramos por metro cuadrado) (g/m²).
- W = promedio del peso (toneladas) de los vehículos que pasan por la calle.
- C = factores de emisión calculados en 1980's por la EPA incluyendo la suspensión de los escapes de los carros, sistema de frenos y desgaste de llantas.
- P = número de lluvias días menores a 0.254mm (0.01in) de precipitación durante el periodo promedio, y
- N = número de días en el periodo de promedio (365 anual, 91 temporal, 30 por mes.)

Multiplicadores por tamaño de partícula, aplicados para la ecuación de caminos pavimentados, tabla 2(Anexo A).

c, k es basada en un radio de PM₁₀ y PM_{2.5}., d, (PM₃₀ es considerada también partículas suspendidas totales PST)

Valores de C calculada en 1980 por la metodología para el desgaste de frenos y llantas en los vehículos así como partículas de los escapes al transitar por las calles pavimentadas, tabla 3 (Anexo A).

Fórmula para calle no pavimentada

Para vehículos que transitan por calles públicas y caminos accesibles, dominados por tráfico ligero el cual es nuestro caso, las emisiones son calculadas por:

$$1b;E = [[k (s/12)^a (S/30)^d]] / (M/0.5)^c - C$$

Donde; k, a, b, c y d son constantes empíricas.

- E = peso específico del factor de emisión– (lb/VMT) Vehicle Mile Traveled
- S = polvo suspendido en la superficie (%)
- W = peso promedio de vehículos (ton)
- M = contenido de material húmedo de superficie (%)

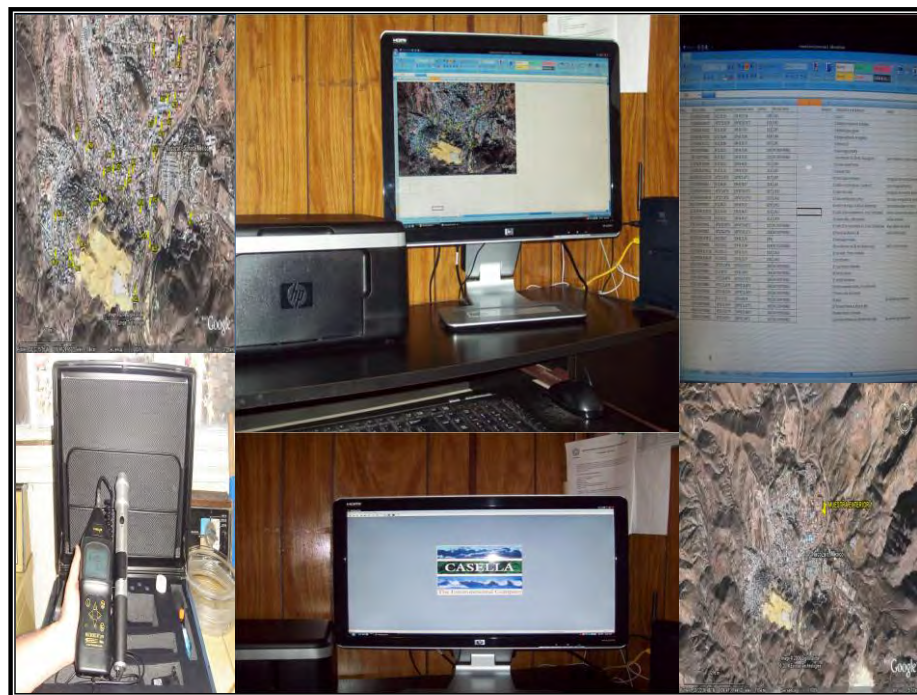
- S = velocidad promedio de los vehículos (mph)
- C = factores de emisión de 1980's flujo de vehículos, frenos y llantas.

Valores de C calculados en 1980 para el desgaste de frenos y llantas así como partículas de los escapes en los vehículos al transitar por las calles no pavimentadas, tabla 5(Anexo A).

Datos del equipo; cuarteador tipo rifles, horno de secado, tamices <200, bascula.

VII.4. Evaluación de concentraciones de polvo PST en interior de viviendas.

Las lecturas obtenidas en los cuatro diferentes muestreos realizados fueron analizadas con el software Win Dust Pro 32 de CASELLA. Dicho programa nos arrojó información de cada lectura tomada en los diferentes muestreos, los datos que el software nos proporcionó fueron máximos y medias de concentraciones expresadas en mg/m³, fotografía 14.



Fotografía 14.- Software e instrumentación Win Dust Pro 32 de CASELLA.

Los datos obtenidos por Win Dust Pro 32 se procesados en una hoja de cálculo, para poder interpretar y graficar las concentraciones por períodos estacionales y anuales, con la finalidad de poder tener comparativas con las concentraciones normadas por la Ambient Air Quality Standard (NAAQS) de los Estados Unidos.

VII.5. Estudio geoquímico.

Las muestras trabajadas en laboratorio fueron 159 y cada una de ellas se tamizaron a tamaño menor de 200 mallas, realizándose todo el procedimiento bajo la metodología de la American Society For Testing And Materials Methods (ASTM), bajo los métodos C-136 y D-2216, fotografía 15.



Fotografía 15.- Trabajo de laboratorio con las muestras recolectadas para el estudio geoquímico.

Las muestras fueron analizadas por medio de: X-ray fluorescence (XRF) y ICP-AES. Para obtener las concentraciones de los metales Ti, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr, Zr, Mo, Ag, Ba, Hg, Pb para suelos naturales, jales y sales eflorescentes. Ag, Ba, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Dy, Er, Eu, Ga, Gd, Hf, Ho, La, Lu, Mo, Nb, Nd, Ni, Pb, Pr, Rb, Sm, Sn, Sr, Ta, Tb, Th, Tl, Tm, U, V, W, Y, Yb, Zn, Zr para suelos residenciales y As, Cu, Cd, Cr, Se, Mn, Pb para polvos fugitivos en calles y BSNE.

Con los resultados obtenidos en los análisis de las muestras se realizaron cálculos y comparativas, tomando como metales de estudio Cu, As, Cd, Cr, Se, Mn, Pb para obtener lo siguiente:

- Comparativa en fuentes puntuales y de área (jales, sales eflorescentes y suelos naturales) expresada en mg/Kg.
- Comparativa de suelos naturales Vs suelos promedios de (Bowen 1979). expresada en mg/Kg.
- Cálculo del Índice de contaminación.
- Comparativa entre BSNE, polvos fugitivos y suelos residenciales.

Muestras analizadas

- Suelo natural (S1-S6).
- Jales (70 muestras).
- Sales eflorescentes (7 muestras).
- Calle pavimentada (CP1 Fon-CP3 Fon).
- Calle no pavimentada (CT1 Fon- CT2 Fon).
- BSNE (M1 1m,M1 2m)- (M5 1m,M5 2m)
- Polvo residencial en primavera, 1-M-3, 1-M-4, 1-M-7, 1-M-10, 1-M-11, 1-M-12, 1-M-13, 1-M-14, 1-M-15, 1-M-18, 1-M-21, 1-M-22, 1-M-24, 1-M-26.
- Polvo residencial en otoño, 3-M-1, 3-M-2, 3-M-3, 3-M-5, 3-M-8, 3-M-10, 3-M-13, 3-M-16, 3-M-19, 3-M-28.

Cálculo del índice de contaminación o índice de polución (IP):

Para obtener el IP en BSNE y polvos fugitivos en calles, se utilizó la formula $IP = C_i/B_i$ (Binggan Wei et al., 2009 y T. Chen et al., 2005), donde C_i = concentración del elemento en el ambiente y B_i = valor de fondo del elemento del suelo natural del área, donde se utilizaron los rangos que se muestran en la tabla 6 (Anexo A).

VIII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

VIII.1 Resultados del Estudio Climático y su comparativa regional.

Los estudios meteorológicos representan un papel importante para la evolución de los contaminantes; por lo que varios aspectos relacionados con los fenómenos climáticos deben tenerse en cuenta para cualquier estudio que tenga por intención identificar plumas de viento que transporten algún contaminante, o conocer el impacto de alguna fuente puntual o de área en un entorno.

Los polvos en general viajan a grandes distancias y pueden causar daños o alteraciones en otras zonas de donde son generados, así como se ha constatado en estudios (Carlson y Prospero, 1972; Prospero y Nees, 1987; Chiapello et al., 1995, 1997, Swap et al., 1996).

Para nuestro caso, fue necesario realizar un estudio a fondo con una estación meteorológica montada en el mismo sitio de estudio, de igual manera constatar físicamente las características que el clima presenta en Nacozari de García, ya que la comunidad no contaba con una estación formal que permitiera conocer los cambios que sufren los jales por los diferentes períodos estacionales.

El efecto que puede causar el viento depende de los accidentes del terreno o incluso de barreras fabricadas como los son bardas y edificios que funcionan como corta vientos naturales. Esto se pudo constatar dentro del poblado, ya que se identificaron zonas donde la transportación de los jales erosionados no se da en la misma magnitud que en otras durante los períodos de ventarrones.

Los datos obtenidos en el área de estudio se presentan a continuación:

Temperatura

Como registro de temperatura media anual tenemos 19.65°C, teniendo como temperatura media en primavera de 23.72°C, verano 24.22°C, otoño 17.09°C e invierno de 13.59°C, gráfica 1 y tabla 7 (Anexo A).

Humedad

Como humedad media anual contamos con un registro de 45.46% anual, como estación con mayor humedad tenemos el verano con 68.97% y la estación con menor humedad primavera con 26.64%, gráfica 2 y tabla 7(Anexo A).

Presión Barométrica

Podemos ver que la presión barométrica media anual es de 758.51 mm, manteniéndose similar todas las estaciones del año, siendo la más baja en primavera con 755.14 mm y la más alta en invierno con 762.31, gráfica 3 y tabla 7(Anexo A).

Precipitaciones

Como precipitación media anual tenemos 0.19 mm, siendo las estaciones de verano y otoño las que registran más lluvias, 0.47 mm y 0.23 mm respectivamente. En el periodo de primavera no se reportaron lluvias, gráfica 4 y tabla 7(Anexo A).

Velocidad de viento

Como velocidad de viento media anual se obtuvo en los registros una velocidad de 0.7225 Km/hr, siendo primavera la estación con más vientos con una velocidad promedio de 1.3 Km/hr, seguida de invierno con 0.75 Km/hr, otoño con 0.54 Km/hr y verano con 0.3 Km/hr. Por tal motivo podemos observar que los meses de Diciembre, Enero, Febrero, Marzo, Abril, Mayo son los meses donde se reportan mayores vientos, pero principalmente en los meses de Marzo, Abril y Mayo siendo estos los meses de ventarrones. También se puede observar que el verano es una estación donde los vientos se mantienen bajos todo el periodo estacional, gráfica 5 y tabla 7(Anexo A).

Rosas de viento

Las rosas de viento anual presenta una dirección preferencial de vientos hacia el NE (figura 13), con un 39% del total de los datos registrados, correspondiendo para los meses de verano (figura 15) las de mayor velocidades (48%) y en la misma dirección que la anual, mientras que para el periodo de otoño existe una dirección SW casi con la misma magnitud que la NE (figura 16), siendo de 36%. Existe un tercer vector de dirección SE que se presenta a lo largo de todo el año, que se puede considerar casi constante, aumentando levemente en primavera (figura 14). Para el periodo de Invierno (figura 17), se presenta una dirección Norte que no se registra como un vector que sea importante a lo largo de todo el año.

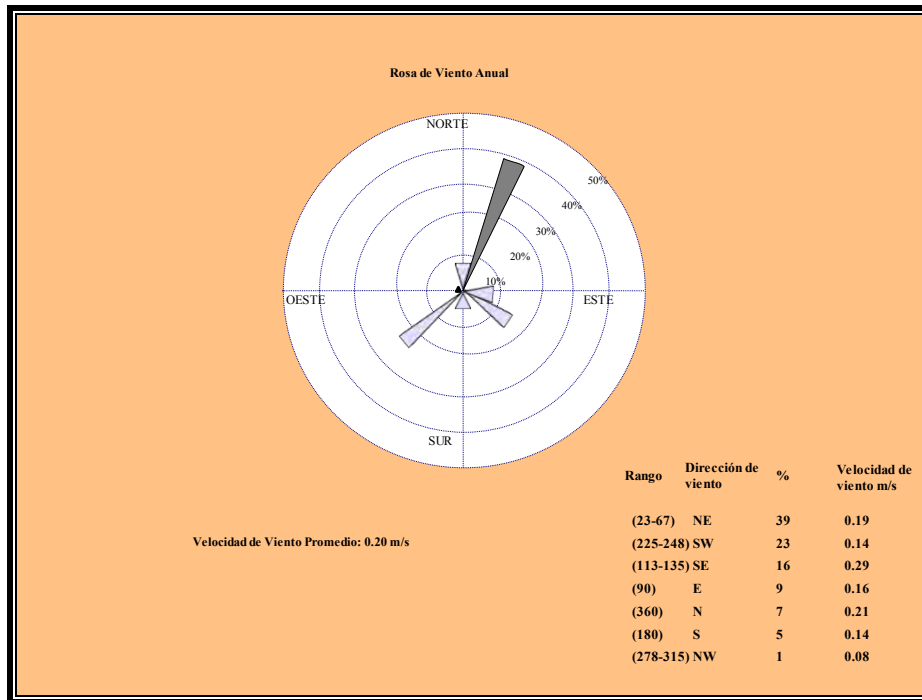


Figura 13.- Rosa de viento de Nacozeni de García en periodo anual.

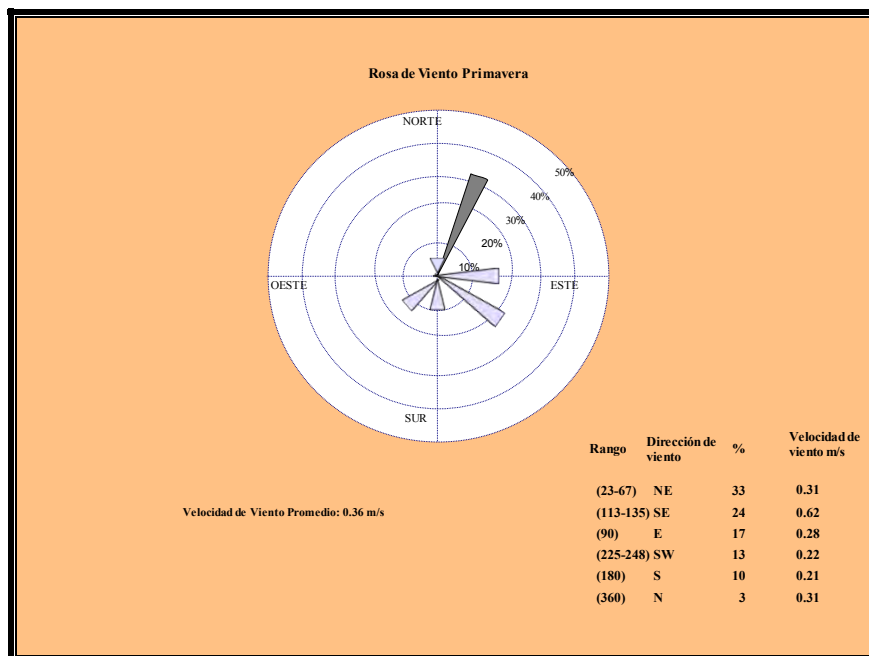


Figura 14.- Rosa de viento de Nacozeni de García en primavera.

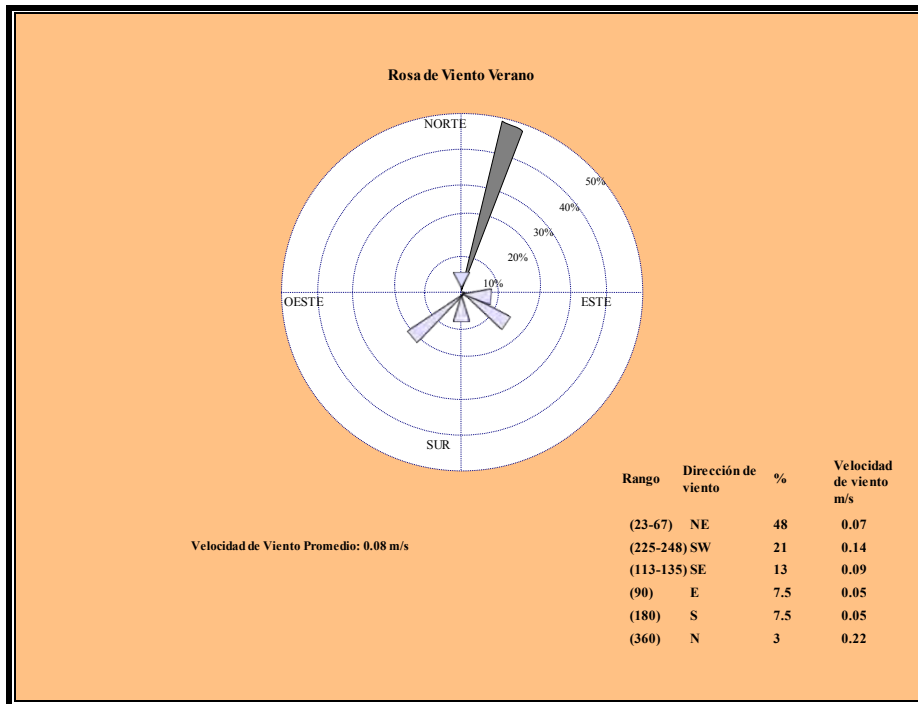


Figura 15.- Rosa de viento de Nacozari de García en verano.

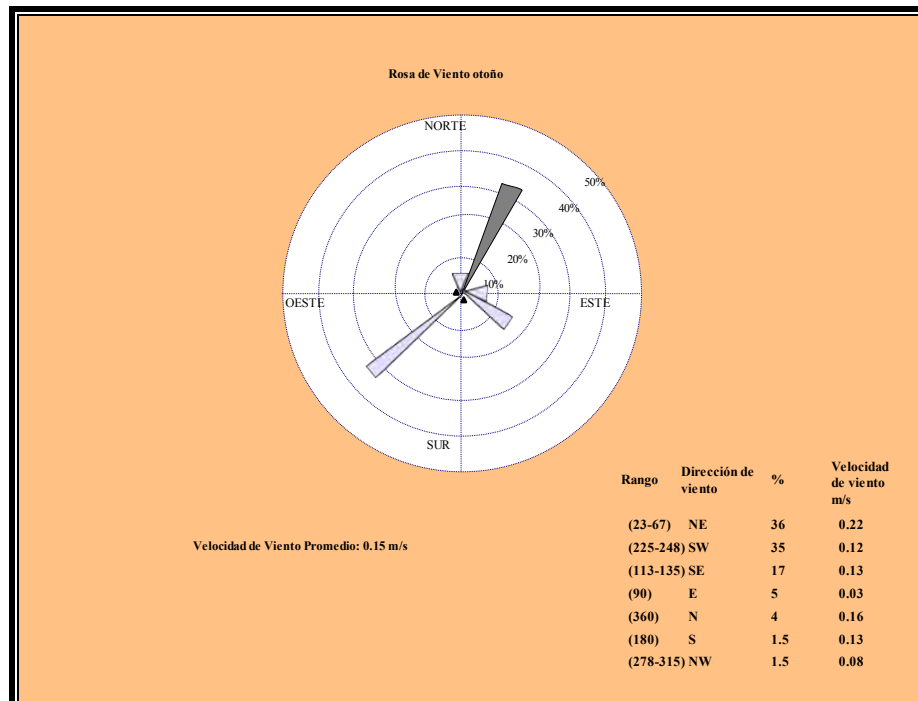


Figura 16.- Rosa de viento de Nacozari de García en otoño.

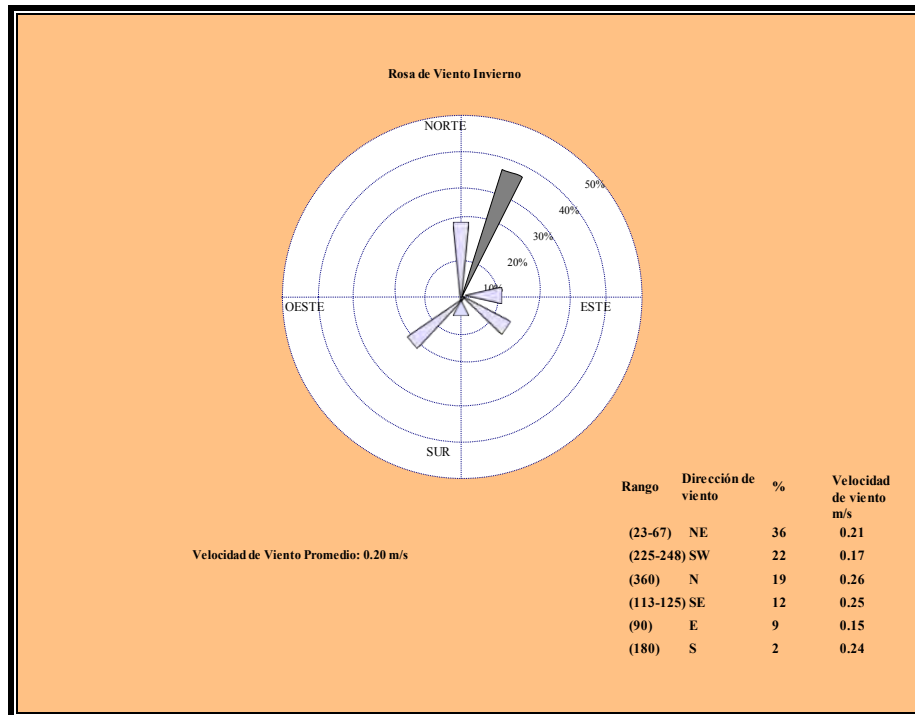
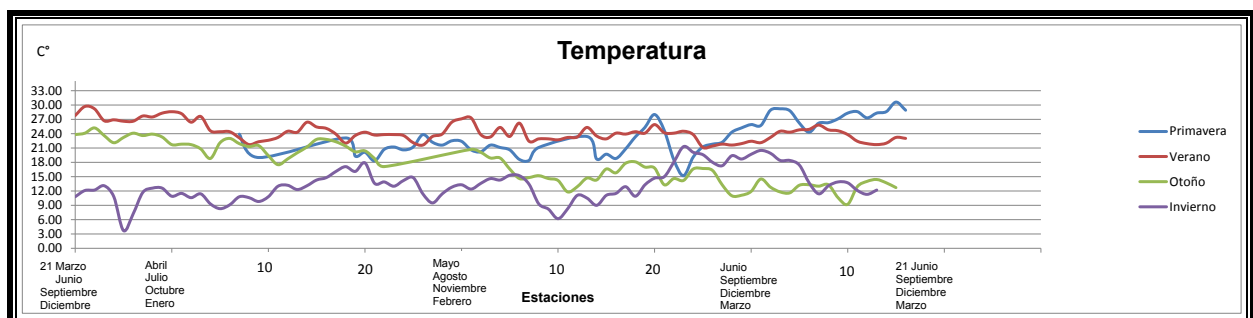
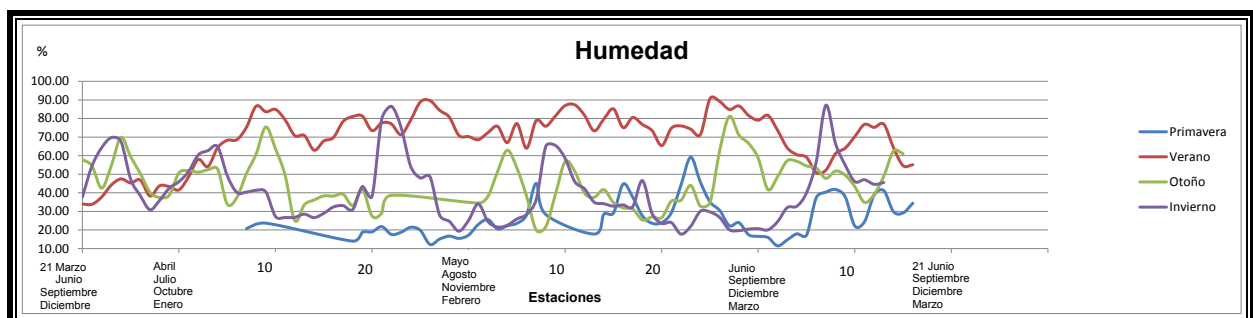


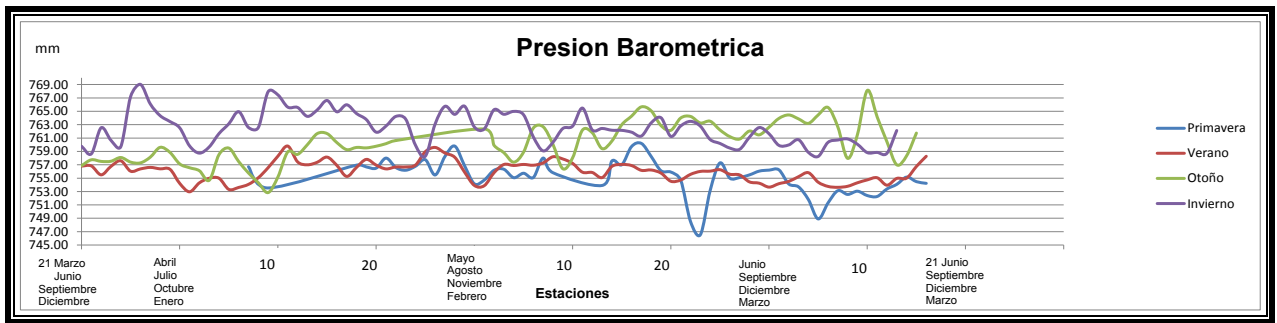
Figura 17.- Rosa de viento de Nacozeni de García en invierno.



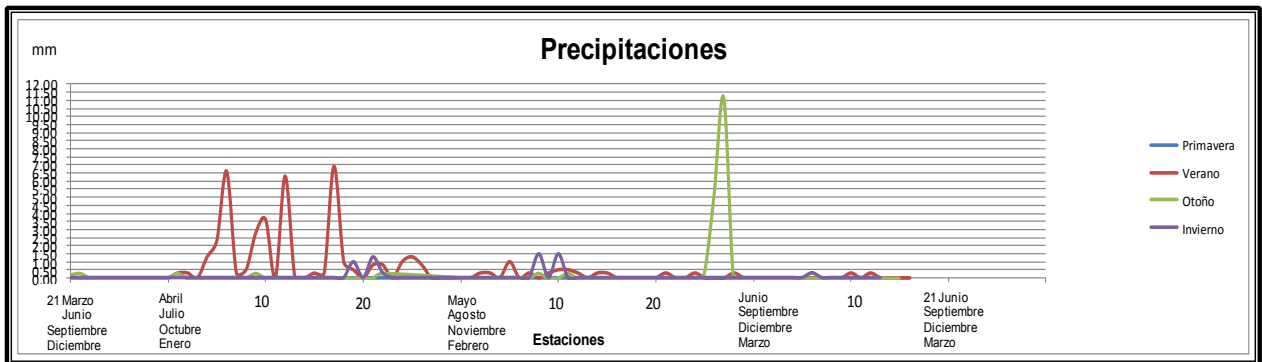
Gráfica 1.- Temperaturas en grados Celsius por estaciones climáticas.



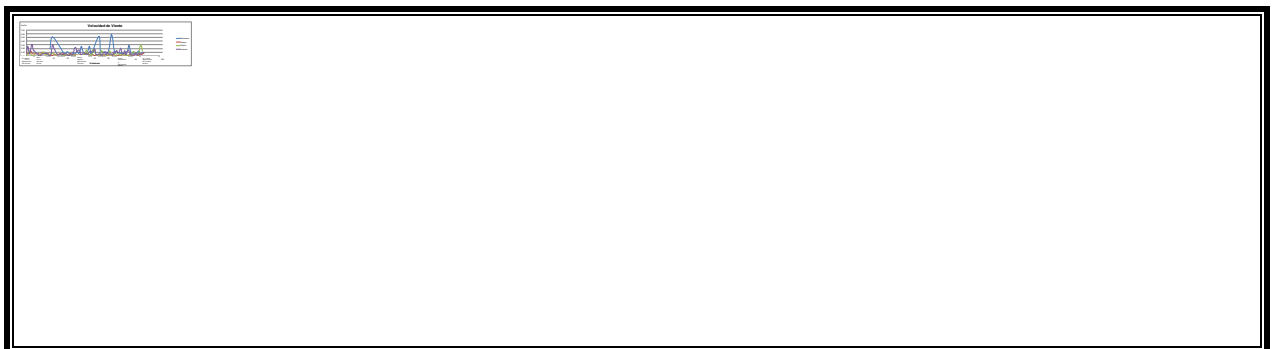
Gráfica 2.- Humedad en % por estaciones climáticas.



Gráfica 3.- Presiones barométricas en mm por estaciones climáticas.



Gráfica 4.- Precipitaciones en mm por estaciones climáticas.



Gráfica 5.- Velocidades de viento en Km/hr por estaciones climáticas.

Comparativa regional

Los datos obtenidos (Anexo B, anuario climático) por la estación Douglas en Arizona y San Pedro en Hermosillo, fueron necesarios para contar con una comparativa regional y conocer la influencia predominante de los vientos principales de Nacozari de García así como reafirmar que el clima del área de estudio cae dentro de un clima semiárido.

Haciendo una relación de eventos de las velocidades de viento y sus direcciones predominantes nos dice que la comunidad de Nacozari de García se ve más influenciada por los vientos del Norte, sin embargo se cuenta con una segunda predominancia muy marcada del SW, siendo ésta la que más afecta la erosión de los jales, transportando el material al poblado, tablas 8 y 9(Anexo A).

VIII.2 Resultados del cálculo de la Erosión eólica práctica y teórica.

La erosión eólica es el proceso por el cual el viento recoge y transporta partículas de suelo hacia la atmósfera (Wilson y Cooke, 1980). Este proceso reviste particular importancia en los climas áridos y semiáridos, porque son sitios carentes o con escasa cobertura vegetal (Wilson y Cooke, 1980; Schwab et al., 1981; Morgan, 1990). Para calcular la erosión natural teórica de suelo en Nacozari de García, se aplicó la fórmula de pérdida de suelo desarrollada por (Skidmore y Woodruff 1968) aplicándola de la misma forma para sus jales de grano grueso y grano fino.

El cálculo de la erosión práctica nos arrojó resultados que nos indican una diferencia en algunos puntos lo cual muestra una tendencia de los jales a ser dispersados.

(Wark y Warner 1990) señalan que las partículas de suelo suspendidas a causa de la erosión eólica provocan daños a la salud humana, a la propiedad privada y en general modifica algunos procesos naturales de los ecosistemas. Los polvos erosionados en los jales de Nacozari de García afectan principalmente a la población en los períodos estacionales de invierno y primavera.

El área de estudio actualmente cuenta con 3, 312,392.78 Toneladas de jales expuestos a la erosión eólica dentro de la mancha urbana, esto se debe principalmente por no contar con una capa vegetativa que lo evite haciéndolos más vulnerables. Los jales principales de Nacozari de García cuentan con un cambio de material en el lado sureste, siendo éste más fino y fácil de ser transportado, esto por su tamaño lo que aumenta considerablemente la erosión en una zona que abarca 13,454.2 m², fotografía 16.



Fotografía 16.- Diferencia en el material de grano grueso y fino en los jales principales.

Las actividades mineras pasadas alrededor del mundo han generaron grandes volúmenes y variedad de materiales de residuo como jales (Environment Australia 1999). El inadecuado manejo y abandono de estos residuos da como resultado un impacto ambiental alrededor del mundo dispersando los metales presentes en ellos al agua, tierra y aire (McCall et al. 1995).

Aplicación de la fórmula $E = (I C K L V)$, de Skidmore y Woodruff, (1968), tanto para suelos y jales, tomándose en cuenta las siguientes variables

- Factor de emisión de partículas suspendidas [ton/hectárea/año] (E).
- Erosionabilidad del suelo [ton/acre/año] (I).
- Factor climático, adimensional (C).
- Factor de rugosidad del suelo, adimensional (K).
- Factor de amplitud del campo sin protección, adimensional (L).
- Factor de cobertura vegetal, adimensional (V).

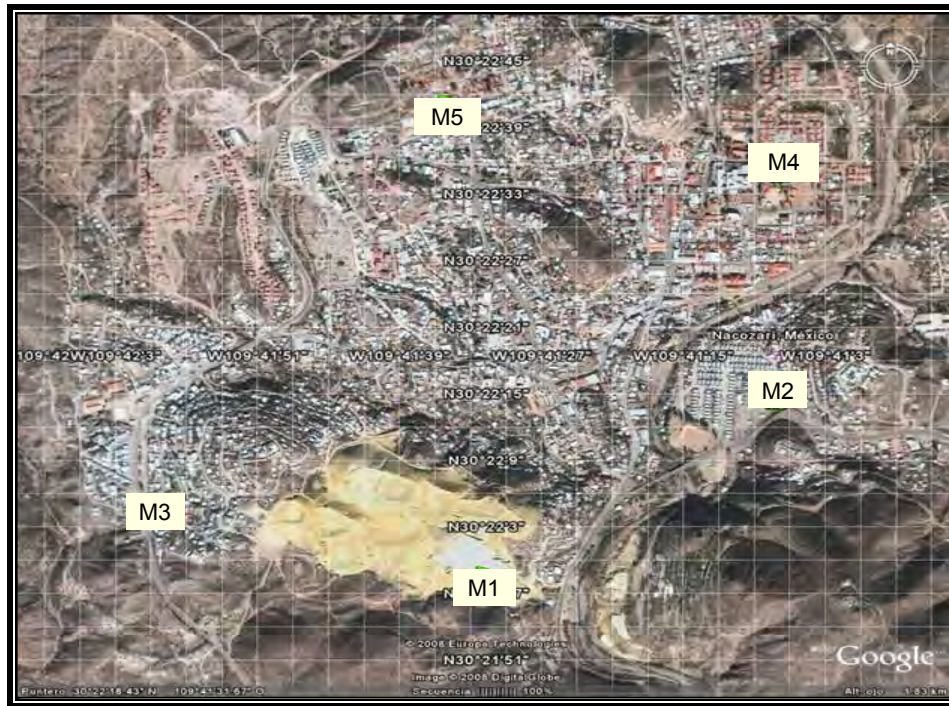
Presentando una erosión teórica de 7.85 ton/ha/año para los suelos encontrados en el área de estudio, tabla 10 (Anexo A).

Los parámetros que variaron para los jales fueron: I, K y V, presentando los valores que se muestran en la tabla 11(Anexo A).

Presentando una erosión teórica para los jales de grano fino y grano grueso respectivamente de 38.18 ton/ha/año y 19.32 ton/ha/año como se observan en la tabla 11(Anexo A).

Evaluación de erosión eólica practica:

Los muestreadores Big Spring Number Eight (BSNE), han sido utilizados en una gran cantidad de estudios para evaluar la erosión eólica, por tal motivo se consideró indispensable la colocación de los mismos en el área de estudio, abarcando el Norte, Sur, Este y Oeste de la comunidad de Nacozari de García, fotografía 17.



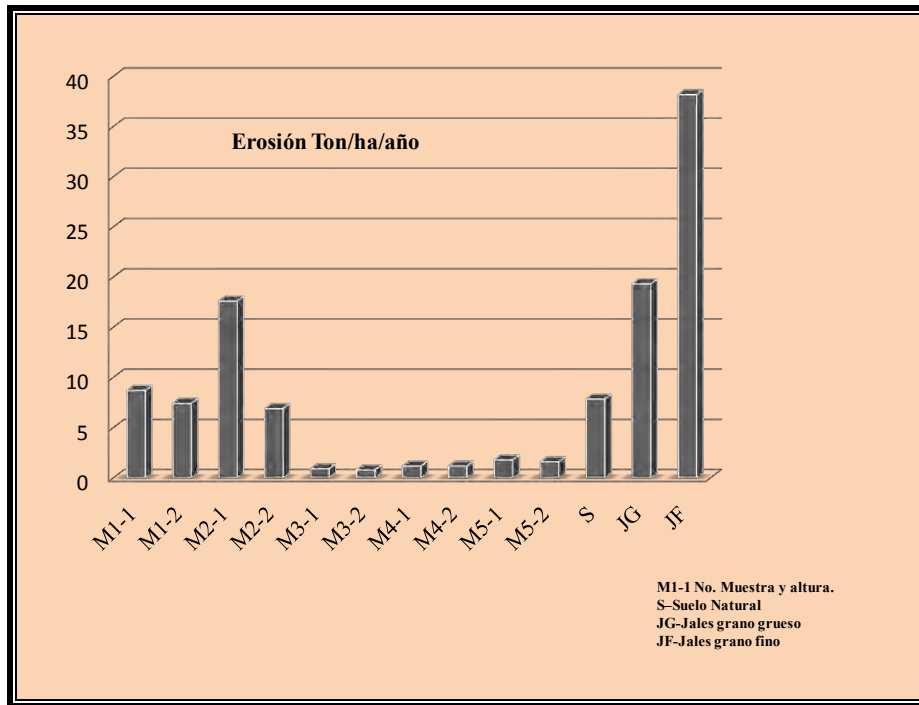
Fotografía 17.- Localización de los muestreadores BSNE en Nacozari de García.

Las muestras de polvo contenidas en cada muestreador BSNE, fueron recolectadas durante doce meses (acumulativo). Se colocaron cada una de las muestras por separado en bolsas de plástico previamente pesadas las cuales se etiquetaron y se pesaron con el material recolectado, para así

de esta manera proceder al cálculo. En función del tamaño de la caja y del peso de la muestra de polvo se hizo el cálculo, basándonos en una simple regla de tres y se obtuvieron los resultados en toneladas por hectárea por año.

En base a los datos obtenidos tanto de la erosión eólica práctica como en la teórica natural se encuentran en un rango de 4 y 7.85 ton/ha/año respectivamente (tablas 10 y 12). Mientras que la erosión eólica teórica para los jales se dispara enormemente, esto debido a que no presenta rugosidad, no se tiene ninguna cubierta vegetal y el material se encuentra sin cohesión. Además entre los mismos jales varía la erosión, ya que uno es de textura gruesa, mientras que los otros son de grano fino (tamaño de arcillas), registrándose los siguientes valores 19.32 y 38.18 ton/ha/año respectivamente, tabla 12(Anexo A).

En la gráfica 6, se comparan todos los cálculos de erosión eólica tanto teórica como práctica para cada uno de los lugares en donde se evaluó, se puede observar que la erosión teórica para suelos es muy parecida a lo que se encontró en los muestreadores 1 y 2 de la erosión práctica.



Gráfica 6.- Erosión eólica práctica y teórica de suelo natural y jales.

VIII.3. Resultados del cálculo y evaluación de emisiones de Polvo Fugitivo PM10, PM2.5 y PST

El polvo fugitivo es relativamente un nuevo término utilizado para un viejo problema, éste surge de perturbaciones mecánicas del material granulado expuesto al aire. El polvo generado por estas fuentes abiertas se denomina “fugitivo”, debido a que no se descarga a la atmósfera en una corriente de flujo confinado por lo que se le considera una fuente de contaminación no puntual.

Las fuentes de polvos fugitivos más comunes incluyen caminos pavimentados y no pavimentados, operaciones agrícolas, mineras, pilas de almacenamiento de agregados, así como operaciones de construcción pesada. La generación del polvo se debe a la pulverización y abrasión de los materiales de la superficie, al aplicar una fuerza mecánica a través de diversos implementos (ruedas, cuchillas, etc.). Así como, por el arrastre de partículas de polvo por la acción de corrientes turbulentas de aire, tales como la erosión eólica de una superficie expuesta a vientos con ráfagas superiores a los 19 km/hr.

Nacozari de García cuenta con un promedio anual de velocidades bajo comparado con otras localidades, sin embargo, los vientos presentes en la zona son los suficientemente fuertes en (invierno y primavera) principalmente para tener un efecto negativo en la erosión de los jales. La erosión hídrica de los jales también contribuye grandemente a la suspensión de polvos fugitivos, ya que en trabajos anteriores se ha constatado que si existe una erosión a considerar y físicamente se pueden apreciar los derrames de material proveniente de los jales en las calles, patios y sistema hídrico, el cual es el proceso precursor para tener una suspensión o re-suspensión por tráfico vehicular.

La suspensión de polvo derivada por el tránsito de vehículos en calles pavimentadas y no pavimentadas ocurre cuando los automóviles familiares, camiones, tracto-camiones y más transitan ya sea a una velocidad moderada o alta, emitiendo a la atmósfera partículas de polvo de diferentes tamaños (Nicholson et al., 1989). Las partículas emitidas a la atmósfera por este proceso causan daños considerables a la salud como lo son problemas respiratorios entre otros (NAAQS).

En 1971 la U.S. Environmental Protection Agency (EPA) promulga por primera vez a través de la National Ambient Air Quality Standard (NAAQS) las clasificaciones de tamaño de partícula

(particulate matter (PM)). Clasificando como TSP (total suspended particulate), al conjunto de partículas de diferentes tamaños aerodinámicos, siendo sus siglas en español PST (partículas suspendidas totales).

Clasificando los diferentes tamaños de partícula:

PST = Conjunto de varios diámetros aerodinámicos principalmente PM10 y PM2.5 y hasta 75 μm .

PM10 = Diámetro aerodinámico $\leq 10 \mu\text{m}$ nominales.

PM2.5 = Diámetro aerodinámico entre 1-2.5 μm nominales.

Para poder conocer el impacto de las emisiones de polvo fugitivo emitidas a la atmósfera de Nacozari de García, fue necesario apegarse a la metodología de la USEPA, la cual establece analizar las emisiones por tamaño de partícula principalmente las finas, por ser éstas, las que provocan grandes emisiones a la atmósfera (Cowherd et al., 1990; MRI, 2001). Tomando como otro factor importante la velocidad promedio de los vehículos (Nicholson et al., 1989; Etyemezian et al., 2003a, b), y el peso promedio de los mismos (US EPA, 1996, 2003; MRI, 2001).

Relación de emisiones por tamaño de partícula PM10 y PM2.5 recomendadas:

Caminos pavimentados; 0.15 gr/VKT

Caminos no pavimentados: 0.1 Lb/VMT

Condiciones que influyen en las emisiones de polvo a la atmósfera:

- Clima.
- ADT, por sus siglas en inglés (Average Daily Traffic) que incluye cantidad, velocidad y pesos en los vehículos.
- Características de las calles.
- Desgastes de los neumáticos, frenos y escapes de los automóviles.

Caminos pavimentados

Factores que contaminan con polvo las calles pavimentadas:

- Revestimiento del pavimento y descomposición del mismo.
- Desgaste de los vehículos (llantas, frenos, escape).
- Polvo llevado por el viento.
- Desperdicios arrojados por las personas de los vehículos.
- Material escurrido por los mismos vehículos de entradas no pavimentadas.
- Erosión de áreas adyacentes.
- Derrames de vehículos de carga.
- Escombros de los trabajos de jardinería y mantenimiento.
- Químicos aplicados para el control de nieve y hielo.

Factores que re-suspenden el polvo en calles pavimentadas, figura 18.

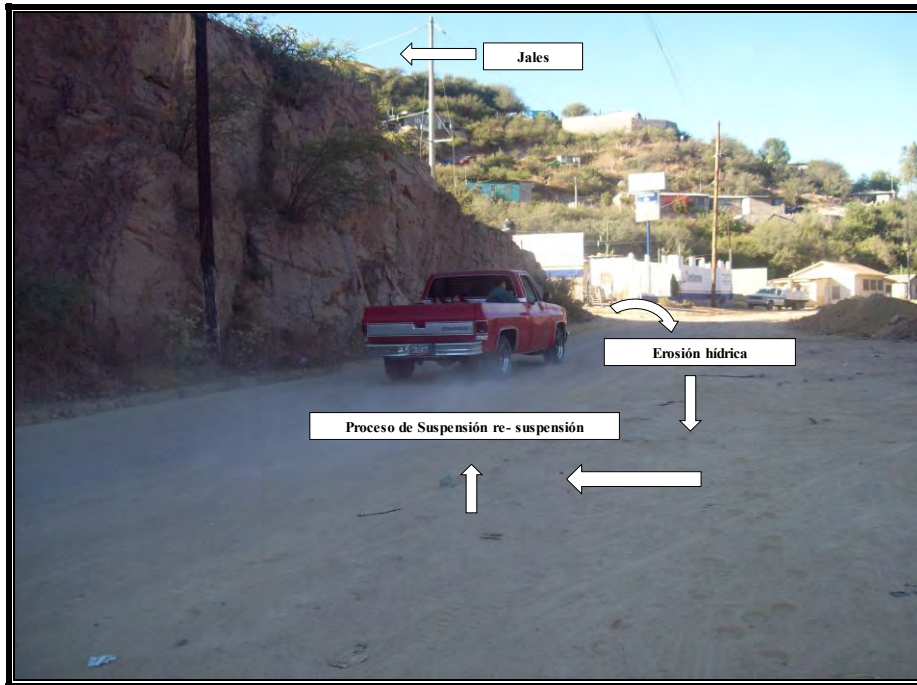
- Tránsito de los vehículos.
- Erosión por viento.
- Desplazamientos.
- Escurrimientos de lluvia a las coladeras.
- Barrido de calles.



Figura 18.- Factores de deposición y re-suspensión de polvo en calles pavimentadas.

En el presente trabajo se consideraron los jales de Nacozari de García, como un factor más de contaminación de las calles pavimentadas, ya que se pudo constatar físicamente los derrames de

material de los jales presentes en las calles y el cual entra en el proceso de suspensión re – suspensión, fotografía 18.



Fotografía 18.- Calle pavimentada de Nacozari de García, apreciándose los escurrimientos de Jales por erosión hídrica.

Para poder calcular las emisiones en calles pavimentadas en el área de estudio, se utilizó la fórmula 1b; $E = [k (SL/2)^{0.65} X (W/3)^{1.5} - C]$.

La cual se convierte en ecuación 1b; $E_{ext} = [k (SL/2)^{0.65} X (W/3)^{1.5} - C] (1 - P/4N)$, tomándose una calle publica con velocidades no constantes. Para poder desarrollar la fórmula 1b fue necesario utilizar la información meteorológica de nuestra propia estación Nacozari de García 1, de la cual tomamos los días con lluvias menores a 0.24 mm en períodos anuales y estacionales, donde los resultados fueron en g/VKT (gramos por vehículo transitado por cada kilómetro).

Caminos no pavimentados:

Cuando un vehículo transita por un camino no pavimentado existe una fricción entre las llantas y el camino, provocando una pulverización del material, estas partículas pulverizadas son

levantadas a la superficie y el vehículo también deja débil el suelo susceptible a cualquier corriente de aire que levante más polvo.

La emisión de polvo en caminos no pavimentados varía dependiendo el volumen de tráfico, existiendo una relación de emisiones dependiendo del tráfico, tipo de vehículos y condiciones del terreno; de igual forma que en las calles pavimentadas, solo que en los no pavimentados tenemos partículas de hasta 75 micrómetros de diámetro y esto se debe al constante trituramiento de partícula (fotografía 19).



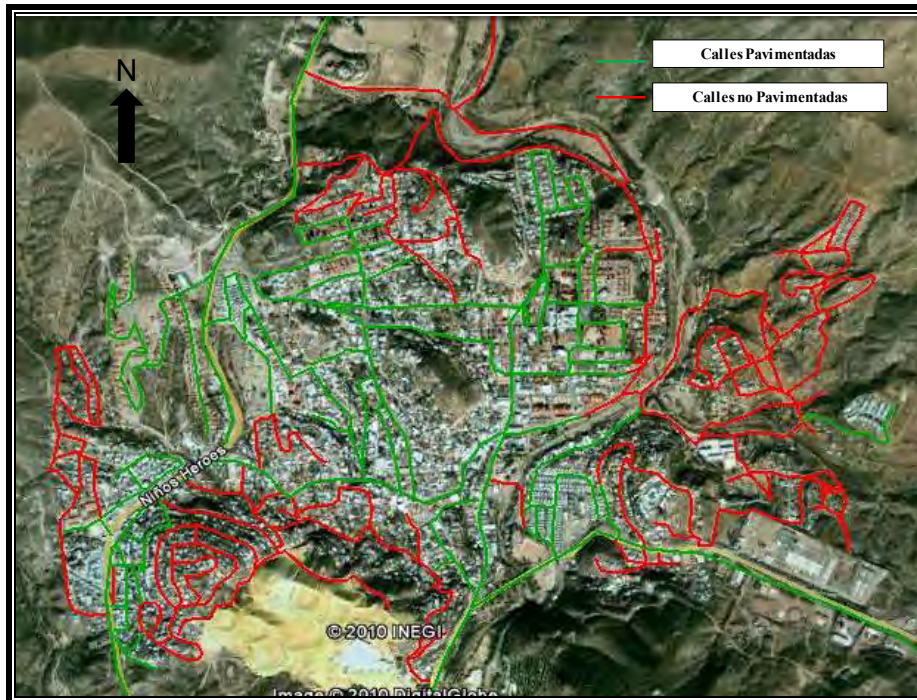
Fotografía 19.- Emisiones de polvo fugitivo emitidas a la atmósfera, en una calle no pavimentada de Nacozari de García.

La fórmula utilizada para nuestro caso fue la única fórmula para calles no pavimentadas que establece la metodología 1; $E = k (s/12)^a (W/3)^b$ y solamente se calcula por periodo anual expresándose en Lb/VMT (libras por cada milla transitada).

Los datos derivados del muestreo de tráfico vehicular, velocidad y pesos de los vehículos en las principales calles de Nacozari de García, arrojan una velocidad promedio de 23.80 km/hr con un

peso promedio de los vehículos de 2.41 ton en calles pavimentadas y 2.44 Ton en calles no pavimentadas contando con un tráfico de 9.69 vehículos por minuto en calles pavimentadas y 0.88 en calles no pavimentadas.

Nacozari de García cuenta con aproximadamente 51.18km de calles transitables de las cuales el 50.72% se encuentran pavimentadas y el 49.27% son calles de tierra, fotografía 20.



Fotografía 20.- Calles pavimentadas y no pavimentadas más transitadas en Nacozari de García.

Los resultados de las dos calles muestreadas como lo especifica la metodología se presentan a continuación en la tabla 13(Anexo A), donde se puede observar que se tiene mayor emisión de partículas suspendidas en calles pavimentadas que en calles no pavimentadas, esto debido probablemente al gran aporte de jales en los períodos de lluvias (verano) a las calles pavimentadas, que son las formas actuales de los patrones de drenaje que se tiene el poblado. En la gráfica 7 se puede observar que las concentraciones PST anual es muy parecida a la del periodo primavera-otoño-invierno, lo cual quiere decir que en verano las partículas suspendidas totales son mínimas, esto debido a que las condiciones del suelo y clima (precipitación, evaporación, velocidades y direcciones de viento) cambian (humedad, rugosidad, etc.). Las partículas que tienen mayor concentración en las emisiones son las PM10 y también se incrementa su concentración durante los períodos de primavera-otoño-invierno (gráfica 7).

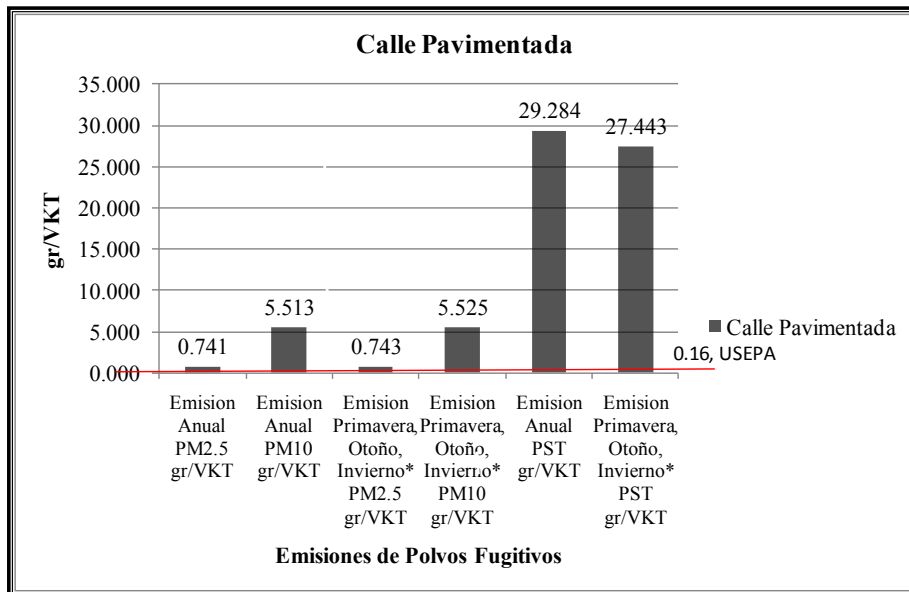
Mientras que para calles no pavimentadas es más bajo (tabla 13, Anexo A), aunque se excede las normas internacionales, tanto para PST y para PM10, mientras que la PM2.5 no excede el límite. Las partículas que presentan mayor concentración anualmente son las PM10, como se muestra en la gráfica 8. Además, estas partículas exceden a las PM2.5 en un 10% más.

En emisión negativa el resultado es igual a 0, esto debido a poca muestra recolectada

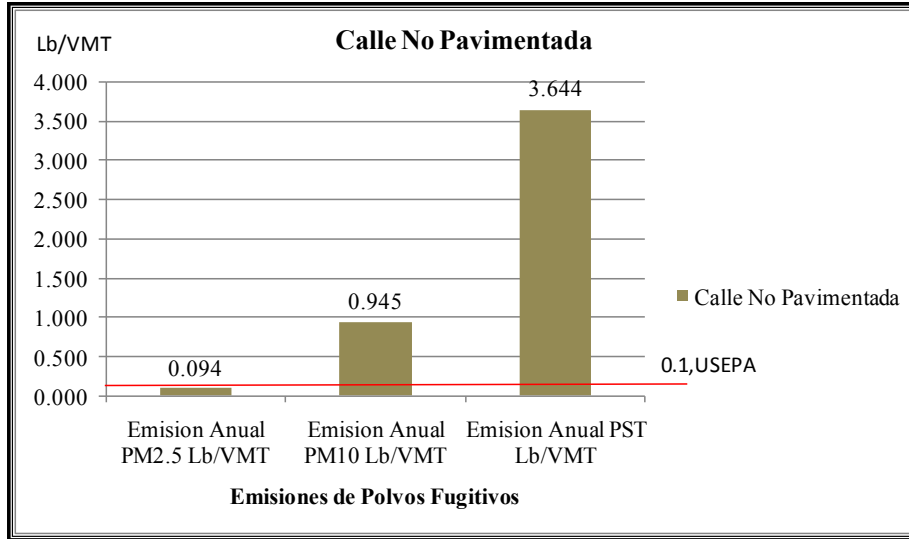
VKT = tránsito de vehículo por cada kilómetro, por sus siglas en inglés vehicle kilometer traveled

VMT = tránsito de vehículo por cada milla, por sus siglas en inglés vehicle mile traveled.

- ❖ los cálculos estacionales se basan en el número de lluvias menores a 0.24mm, las cuales en el año fueron tres y se presentaron en verano por tal motivo emisión verano y emisión anual son iguales.
- ❖ N/A, muestra que no aplica al análisis



Gráfica 7.- Emisiones de polvo fugitivo emitidas a la atmósfera de Nacozari de García por calles pavimentadas.



Gráfica 8.- Emisiones de polvo fugitivo emitidas a la atmósfera de Nacozari de García por calles no pavimentadas.

VIII.4. Resultados de la evaluación de concentraciones de polvo PST en interior de viviendas.

La contaminación del aire no solo ocurre en el exterior ambiental, también existe contaminación en el interior de las viviendas.

Entre los contaminantes más comunes en interiores de vivienda tenemos:

- Humo de tabaco
- Partículas de polvo biológicas y no biológicas
- Compuestos orgánicos volátiles (COV)
- Óxidos de Nitrógeno (NOx)
- Plomo (Pb)
- Radón (Rn)
- Monóxido de carbono (CO)
- Asbesto
- Productos químicos sintéticos entre otros.

Según estudios de la EPA, en algunas ciudades de Estados Unidos la concentración es de plomo (Pb), compuestos orgánicos volátiles (COV), óxidos de nitrógeno (NOx) y monóxido de carbono (CO) son mayores hasta en 2 ó 5 veces en el interior que en el exterior. Por tal motivo el consejo de asesores de la EPA asegura que la contaminación en el interior de viviendas es uno de los

cinco riesgos ambientales más preocupantes ya que la población transcurre más tiempo en el interior de su casa.

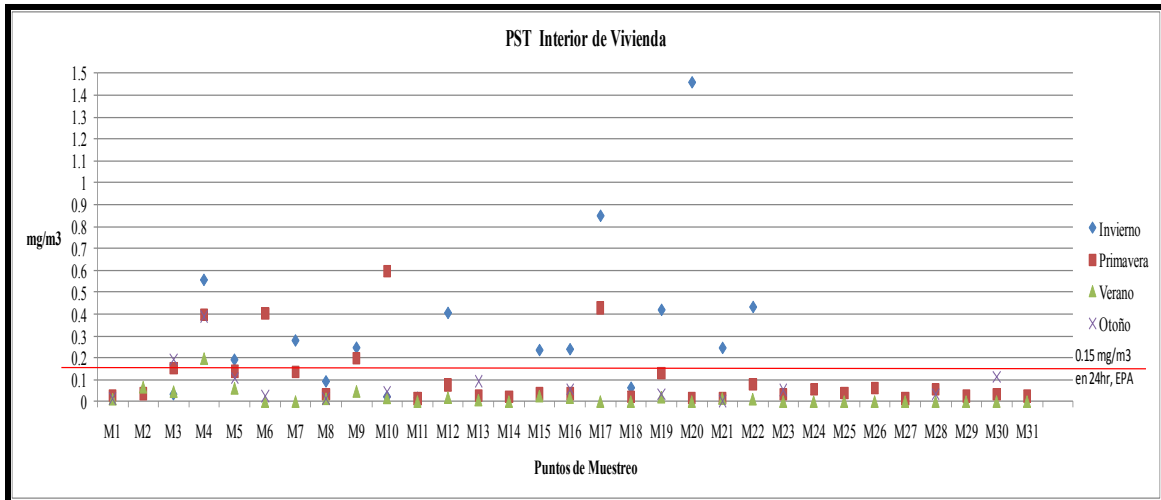
Un estudio realizado en Canadá señala que los niños y jóvenes pasan casi 90% en los interiores (Leech et al., 1996). En México un estudio realizado señala que los niños y jóvenes de entre 9 y 12 años de edad pasan el 85% del tiempo en ambientes interiores (Rojas- Bracho, 1994)

Para poder obtener una comparativa entre los resultados de concentraciones obtenidos en las viviendas de Nacozari de García durante los cuatro períodos estacionales, se tomó como referencia el estudio “Air quality criteria for particulate matter” [EPA/600/P-95/001aF]³ y la Secretaria de Salud de México a través de la norma NOM-025-SSA1-1993, que determina la concentración media permisible inhalable en el ser humano de 0.15mg/m³ en períodos de 24 horas y de 0.05 mg/m³ en periodo anual.

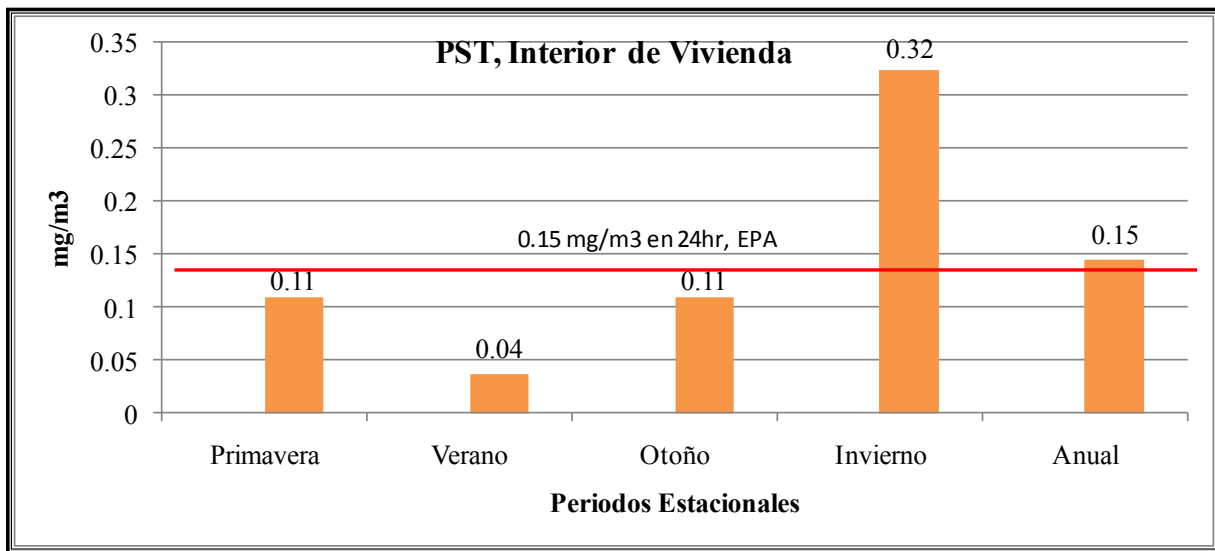
A continuación se muestran las concentraciones medias y máximas de PST en interior de viviendas, tabla 14(Anexo A).

Como se ha mencionado desde un principio, el viento es un factor importante para la identificación de rutas de transporte en un contaminante o los incrementos del mismo, tal es el caso del polvo, por lo que realizando un análisis entre estaciones observándose diferencias considerables, gráficas 9, 10,11.

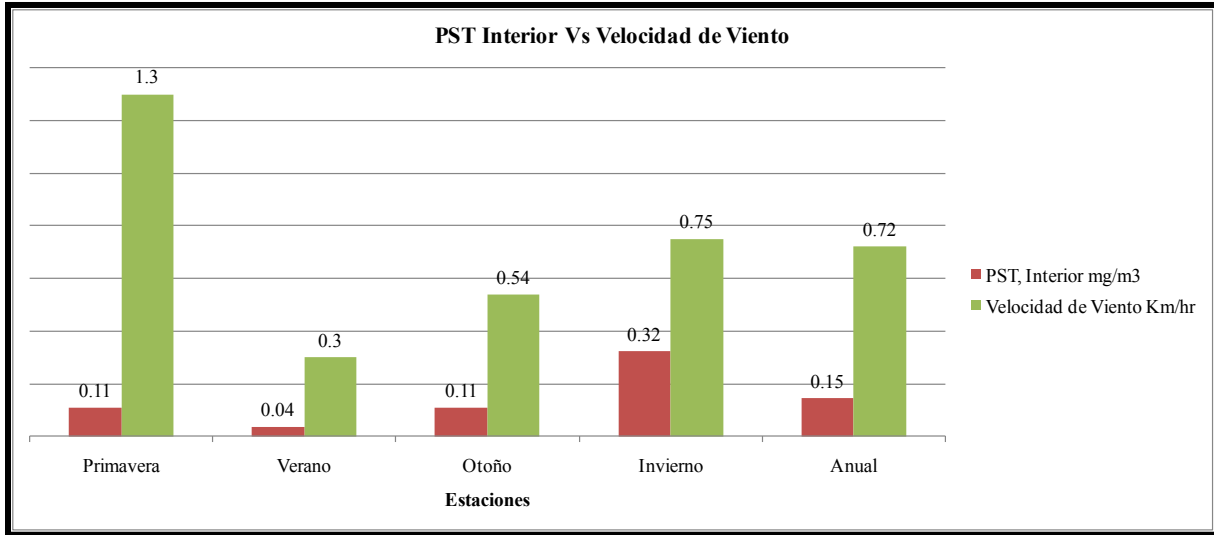
³ Estudio realizado y presentado por la EPA en Abril de 1996,



Gráfica 9.- Concentraciones PST en interior de vivienda por períodos estacionales.



Gráfica 10.- Concentraciones PST en interior de viviendas por períodos estacionales y anuales.



Gráfica 11.- Concentraciones PST en interior de viviendas por periodos estacionales y sus velocidades medias de viento.

VIII.5. Resultados del estudio geoquímico.

La distinción entre fuentes puntuales y de área es arbitraria, pero necesaria para permitir la eficiente recopilación de la información requerida para el desarrollo de inventarios de emisiones. (INE, 2005).

En México, las fuentes puntuales o fijas son definidas en el Artículo 6 del Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente en materia de Prevención y Control de la Contaminación de la Atmósfera, como toda instalación establecida en un solo lugar, que tenga como finalidad desarrollar operaciones o *procesos industriales*, comerciales, de servicios o que generen o puedan generar *emisiones contaminantes a la atmósfera*. Como se indica en el Artículo 111 Bis de la Ley y en el Artículo 11 del Reglamento mencionado, las fuentes puntuales bajo jurisdicción federal incluyen:

Los siguientes sectores industriales: químico, petrolero y petroquímico; pinturas y tintas; automotriz; celulosa y papel; acero y hierro; vidrio; generación de energía eléctrica; asbestos; cemento y cal; así como tratamiento de aguas residuales.

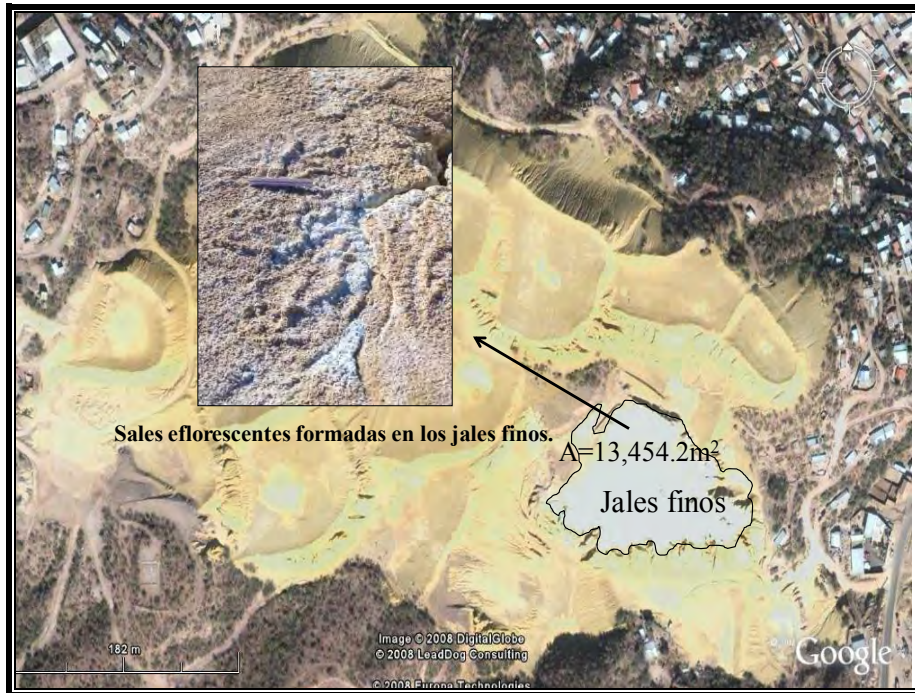
Si bien en la definición anterior no se considera directamente aquellos productos (desechos mineros) que se tienen de la actividad industrial de la minería, pero se puede justificar que los jales mineros son producto de una actividad industrial (minería) y que se ponen en un solo lugar. Además, donde otras actividades que corresponden en cierta parte a una actividad mineras como es la industria de la cal, cemento y petróleo si son incluidas para la definición de fuentes puntuales, por lo tanto podríamos decir que los jales se pueden considerar como una fuente puntual, conforme a lo establecido en sus definiciones por el ine (2005). Esta fuente puntual en nuestro caso de estudio es erosionada por viento y dispersados los polvos de los jales en el área poblacional (*emisiones contaminantes a la atmósfera*).

Los metales pesados y en general los elementos traza, están presentes en concentraciones relativamente bajas (<mg/kg) en la corteza terrestre, suelos y las plantas. La presencia de concentraciones nocivas (anomalías) en los suelos es una degradación especial denominada contaminación. Los elementos traza en los suelos pueden ser de origen geogénico o antropogénico. Los elementos de origen geogénico proceden de la roca madre, de actividad volcánica, o de la lixiviación de mineralizaciones. Los metales pesados antropogénicos derivan de residuos peligrosos procedentes de actividades industriales, minería e industria agrícola, así como residuos sólidos urbanos (RSU).

En general todos los elementos traza son tóxicos si se ingieren o inhalan en cantidades suficientemente altas y durante largos períodos de tiempo. Selenio, flúor y molibdeno son ejemplos de elementos que presentan un estrecho margen (del orden de unos pocos ppm) entre los niveles de deficiencia y los tóxicos (Plant et al., 2001).

Los elementos traza más abundantes en los suelos pueden clasificarse en cinco categorías según Galan y Romero (2008), de acuerdo con la forma química en que se encuentran en las soluciones del suelo: cationes (Ag^+ , Cd^{+2} , Co^{+2} , Cr^{+3} , Cu^{+2} , Hg^{+2} , Ni^{+2} , Pb^{+2} , Zn^{+2}), metales nativos (Hg, V), oxianiones (AsO^{4-3} , CrO^{4-2} , MnO^{4-2} , HSeO^{3-} , SeO^{4-2}), halogenuros (F-, Cl-, Br-, I-), y organocomplejos (Ag, As, Hg, Se, Te, Tl). Estas categorías no se excluyen mutuamente, porque algunos elementos pueden aparecer con más de una forma. Normalmente, Cr, Ni, Pb, y Zn varían entre 1 - 1500 mg/kg, Co, Cu y As entre 0.1 y 250 mg/kg, y con menores proporciones Cd y Hg (0.01 - 2 mg/kg) (Bowen, 1979, Bowie & Thornton, 1985), Tabla 15(Anexo A).

Las 3, 312,392.78 toneladas de jales principales de Nacozari de García, están compuestos principalmente de cuarzo, ortoclasas y muscovita. La mayor parte del material está caracterizado por una textura de arena gruesa a mediana, baja capacidad de retención del agua y son muy susceptibles a fácil drenado, sin embargo, un área de aproximadamente 3 hectáreas localizada en la parte sureste de estos jales está compuesta por material de flotación con características de grano que corresponde al tamaño de limo y arcillas, presentando este material una baja permeabilidad de tal forma que su drenado de agua es bajo, formándose así áreas donde el agua se acumula en los períodos de lluvia. Observándose diferentes coloraciones, estructuras de deformacionales, costras y sales eflorescentes en el sitio (Fotografía 21). Las altas evaporaciones estacionales acumulan estas sales creando un ambiente hostil para el crecimiento de plantas e incrementando la erosión de los jales (Meza-Figueroa, et al., 2009).



Fotografía 21.- Sales eflorescentes formadas en los jales finos en períodos de lluvias.

Con respecto a la geoquímica de Nacozari de García, se realizaron los análisis para un gran espectro de metales, pero solo fueron utilizados As, Cu, Cd, Cr, Se, Mn, Pb, ya que estos elementos son los que se encuentran normados en México. De tal forma, que se utilizó como punto de referencia las concentraciones máximas permisibles para suelos contaminados en México, U.S.A y Comunidad Europea (tabla 16 (Anexo A) de dichos elementos, para ser

comparadas con los valores encontrados en: suelos naturales, suelos residenciales, jales, sales eflorescentes, muestras de los BSNE y polvos fugitivos.

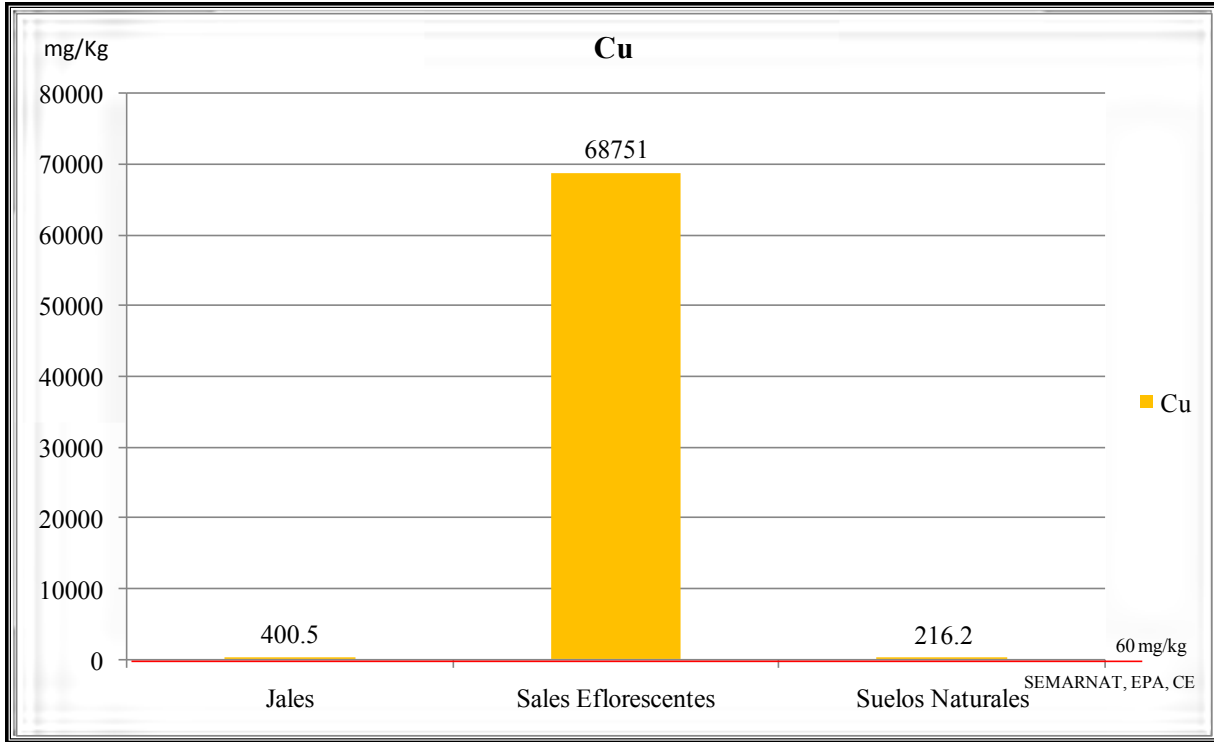
De manera particular se realizaron las siguientes comparaciones de las concentraciones de los metales antes mencionados. Excepto para el análisis del Índice de contaminación solo se consideró el Cr, Cu y Pb. Para suelos residenciales.

- Jales y sales eflorescentes vs suelos naturales.
- Suelos naturales de Nacozari de García vs promedios mundiales (Bowen 1979).
- Comparativas BSNE, polvos fugitivos y suelos residenciales
- Índice de contaminación en suelos residenciales, BSNE y polvos fugitivos.

Jales y sales Eflorescentes vs suelos naturales:

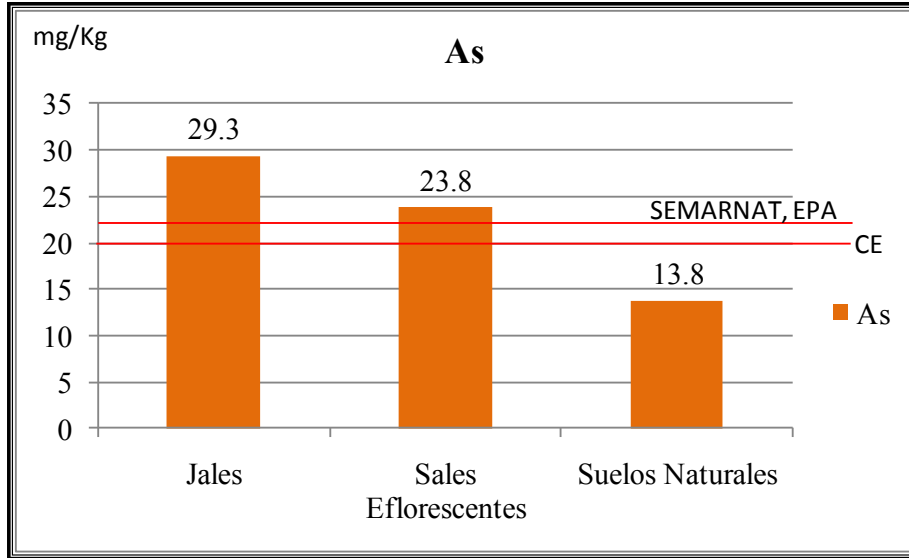
Los resultados obtenidos tanto para jales, sales eflorescentes y suelos naturales se presentan en las tablas 17 y 18 (XI.- Anexo (A)) respectivamente, donde la máximas concentraciones que se presentan en de los cinco metales corresponde al Cu con una concentración de 400 mg/kg para jales y 68751 mg/Kg en las sales eflorescentes, mientras que la mayor concentración de metal para suelos naturales corresponde al Mn con un valor promedio de 730.8 mg/Kg.

Podemos decir que en las sales eflorescentes la concentración de Cu se eleva exponencialmente, en base a los datos que presenta USEPA y Comunidad Europea, para dicho elemento en suelos contaminados, los valores encontrados sobrepasan los límites permisible (gráfica 12), siendo 4 veces para el primero, 8 para el segundo y 1146 veces.



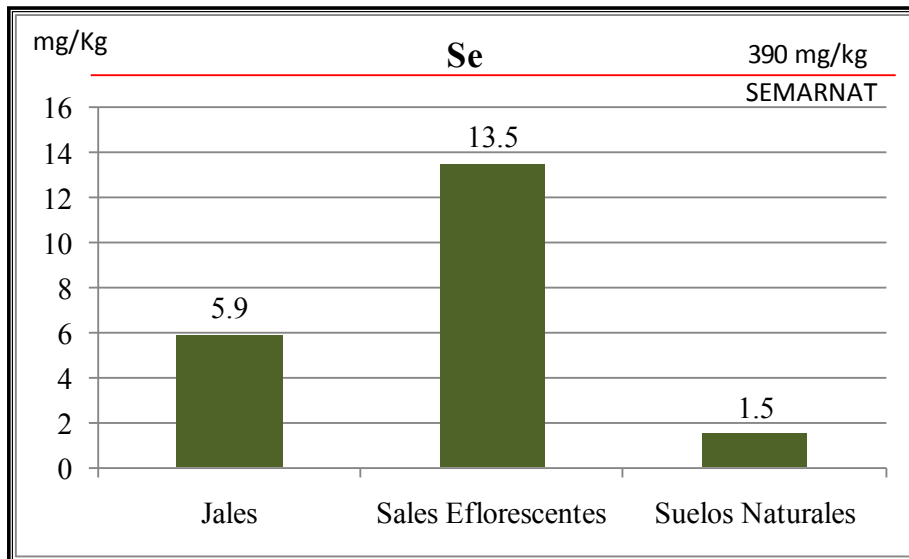
Gráfica 12.- Concentraciones de Cu en jales, sales y suelos naturales.

Otro elemento que se encuentra no en tan altas concentraciones como el Cu, pero que si excede los límites máximos permisibles de contaminación por SEMARNAT, USEPA y Comunidad Europea es el As (grafico 13), encontrándose en valores de 29.3 mg/kg para jales y 23.9 en sales eflorescentes, siendo el límite permisible entre 20 y 22 mg/kg, mientras que para suelos se encuentra abajo.



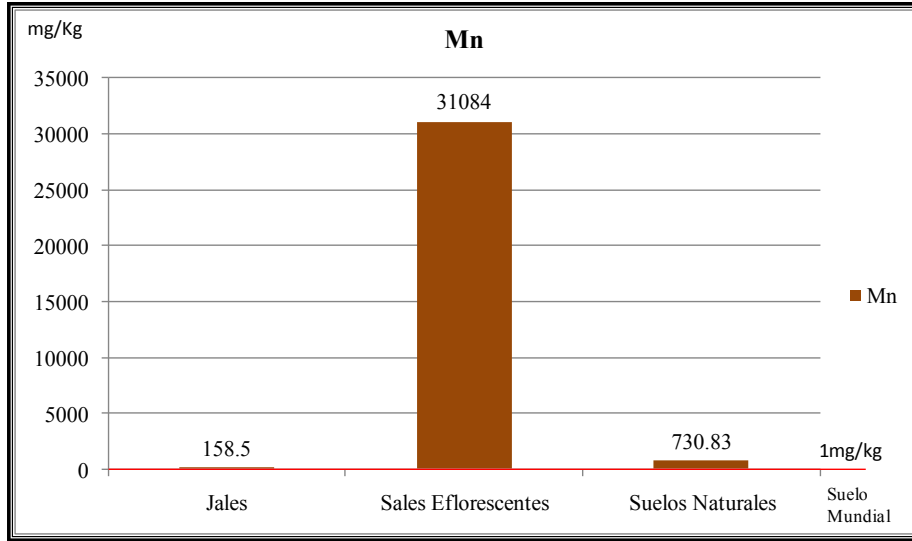
Gráfica 13.- Concentraciones de As en jales, sales y suelos naturales.

Otro elemento que se encuentra normado es el Se, pero éste no excede los límites máximos permisibles como se puede observar en la gráfica 14.



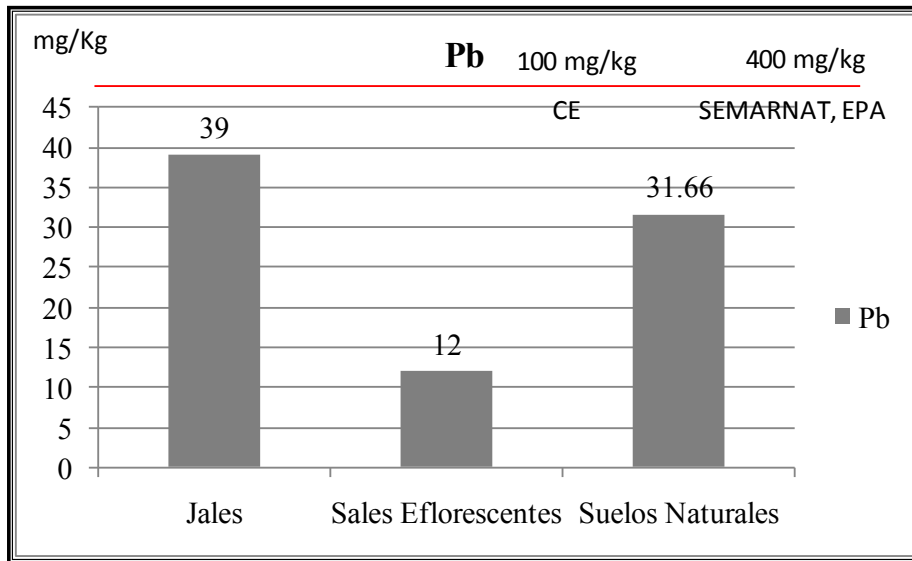
Gráfica 14.- Concentraciones de Se en jales, sales y suelos naturales.

El Mn como ya se mencionó anteriormente que está en elevadas concentraciones en suelos naturales, pero también se encuentra de manera exponencial en niveles muy altos en las sales eflorescentes, como se observar en la gráfica 15. Con respecto a si excede los límites permisibles no se puede decir nada, ya que no se dan los valores para este elemento.



Gráfica 15.- Concentraciones de Mn en jales, sales y suelos naturales

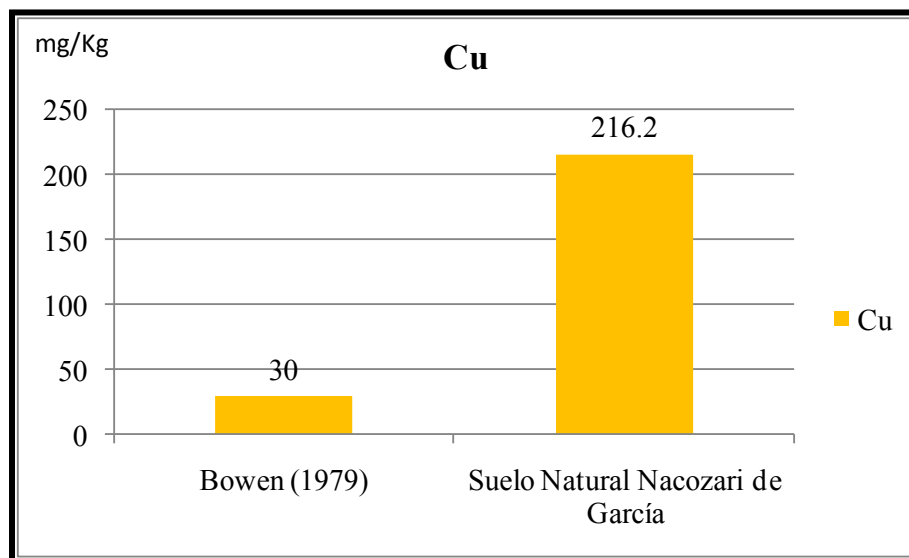
Con respecto al Pb tanto en jales, sales eflorescente y suelos naturales no exceden los límites máximo permisibles por SEMARNAT , EPA y Comunidad Europea, ya que se encuentran debajo de los 100 mg/kg que es lo establecido (gráfica 16).



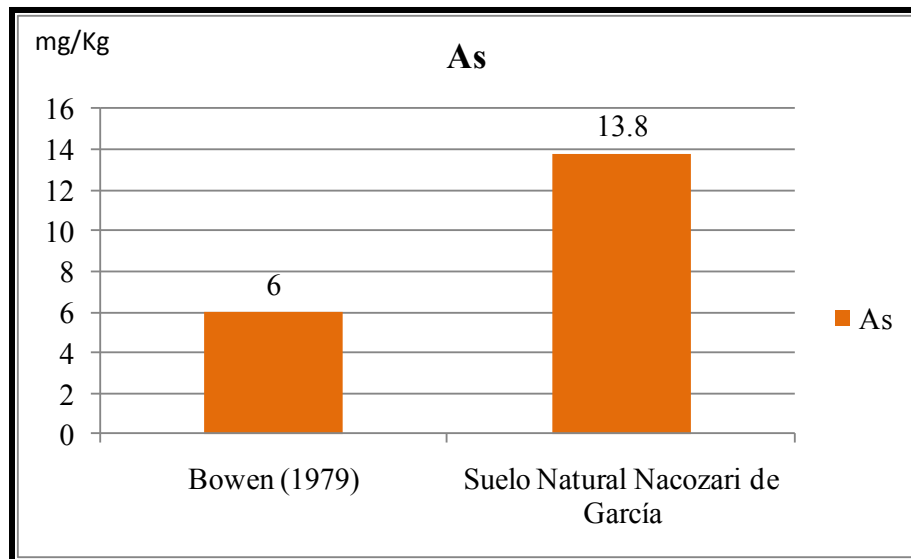
Gráfica 16.- Concentraciones de Pb en jales, sales y suelos naturales.

Suelos naturales de Nacozari de García vs promedios mundiales (Bowen 1979)

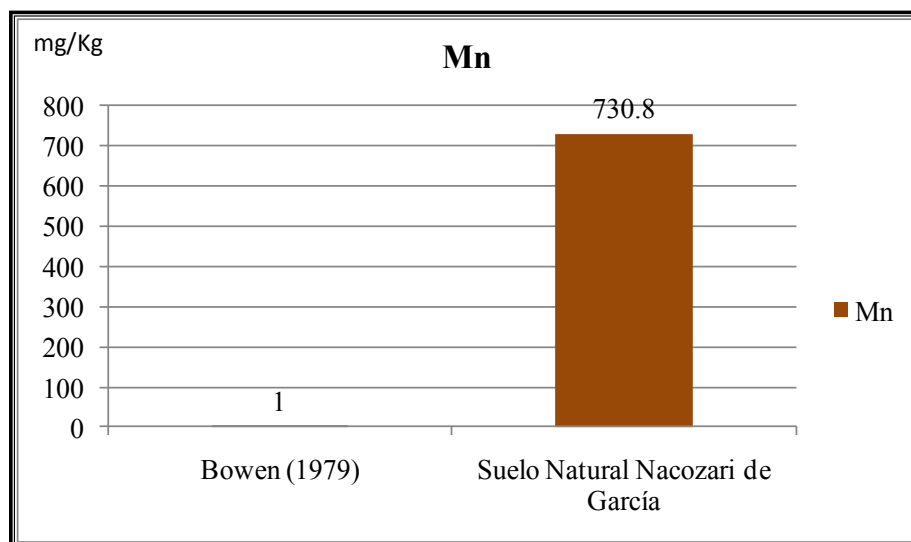
Los metales analizados en suelos de Nacozari de García y los promedios mundiales de Bowen se expresan en la tabla 19 (Anexo A). Como se puede observar en dichos resultados, es normal ver concentraciones altas en los suelos del sitio de estudio (gráfica 17), ya que es una zona de anomalía geoquímica, en éste caso de metales como Cu, Fe, Mo que se encuentran asociados a la mineralogía propia del yacimiento mineral (pirita, calcopirita, hematita, goetita, limonita, ect.). Pero no es normal ver altas concentraciones encontradas de metales como As y Mn (gráfica 18 y 19), ya que éstos no se encuentran asociados a algún mineral encontrado en el yacimiento. Probablemente éstos metales proceden de acciones antropogénicas. El Se (gráfica 20) puede ser que se encuentre asociado a ciertos sulfuros como piritas o calcopiritas o bien sea generado debido a los lodos que son producto de los ánodos para el refinamiento del Cu.



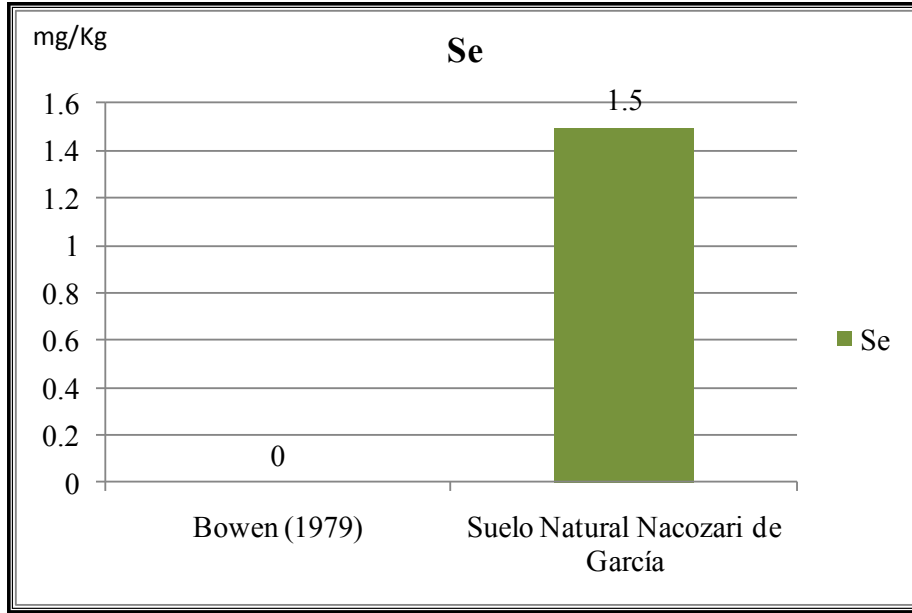
Gráfica 17.- Concentraciones de Cu en suelos naturales de Nacozari de García y suelos mundiales según (Bowen 1979).



Gráfica 18.- Concentraciones de As en suelos naturales de Nacozari de García y suelos mundiales (Bowen 1979).

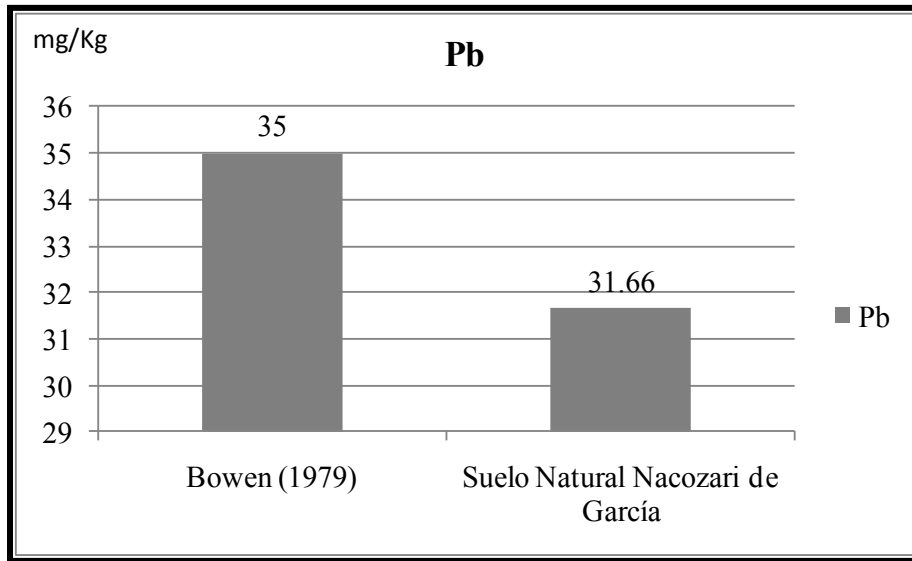


Gráfica 19.- Concentraciones de Mn en suelos naturales de Nacozari de García y suelos mundiales (Bowen 1979).



Gráfica 20.- Concentraciones de Se en suelos naturales de Nacozari de García y suelos mundiales (Bowen 1979).

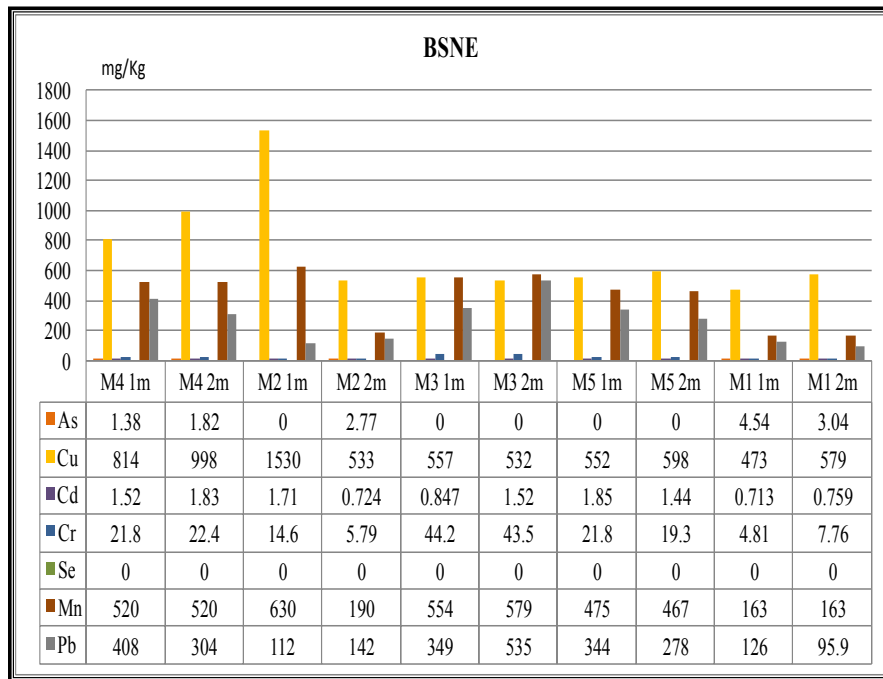
Mientras que los resultados encontrados para el Pb, se puede decir que los suelos naturales no se encuentran impactados por dicho metal (gráfica 21), de tal forma que podemos atribuirle que no existe una mineralogía asociado a dicho elemento, ya que su concentración sale aún más baja que los suelos mundiales propuestos por Bowen, 1979.



Gráfica 21.- Concentraciones de Pb en suelos naturales de Nacozari de García y suelos mundiales (Bowen 1979).

Comparativas BSNE, Polvos fugitivos y suelos residenciales

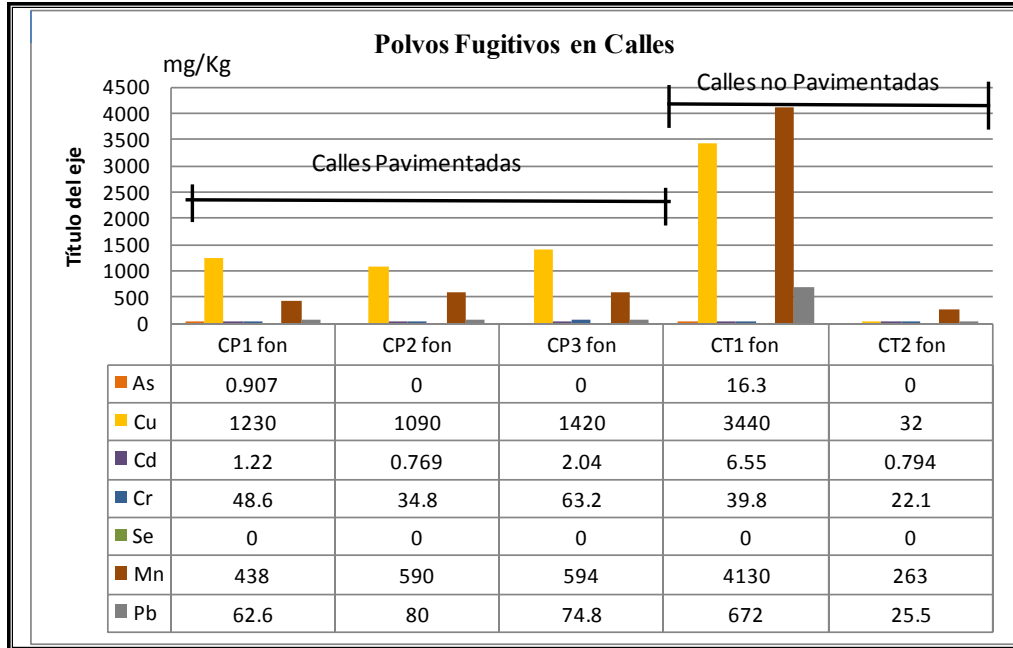
Los datos que arrojan los muestreadores BSNE se presentan en la gráfica 22, donde se puede observar que los metales que exceden los límites máximos permisibles es el Cu (USEPA y Comunidad Europea) y Mn y para el Pb (SEMARNAT, USEPA) solo para la muestra M3-2, mientras que en función de la Comunidad Europea todas las muestras rebasan los límites máximos permisibles.



Gráfica 22.- Concentraciones de los muestreadores BSNE en mg/kg.

Mientras que para polvos fugitivos de calles pavimentadas los que presentan altas concentraciones son el Cu excediendo los rangos establecidos por USEPA y Comunidad Europea para suelos contaminados, y Mn que no registra datos en suelos contaminados (gráfica 23).

Para calles no pavimentadas los valores se excede tanto de Cu, Mn y Pb, como se puede observar en la gráfica 23.



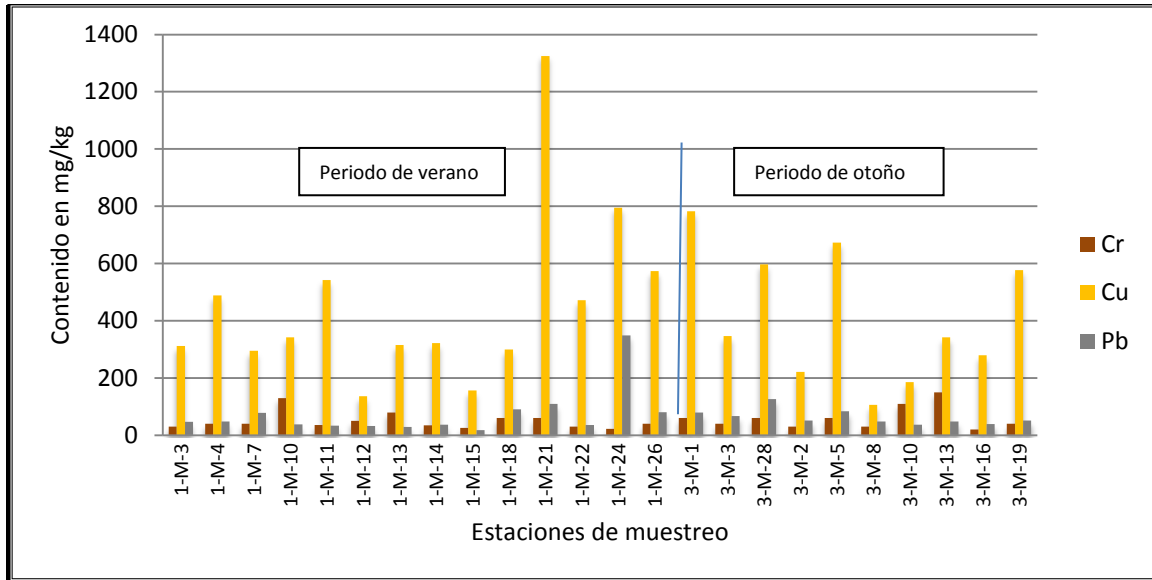
Gráfica 23.- Concentraciones en calles pavimentadas (CP) y no pavimentadas (CT) en mg/kg.

Suelos residenciales

Para suelos residenciales de Nacozari de García, el cálculo se hizo solo para los metales Cr, Cu y Pb, a partir de las concentraciones de dichos metales encontrados en dos períodos estacionales (gráfica 24). Presentándose las máximas concentraciones de Cr en la estación 1-M-10 en la primavera, mientras que para el otoño se presenta para la misma muestra y para la 3-M-13, no excediendo los límites máximos permisibles para suelos contaminados, tanto para México, U.S.A y Comunidad Europea.

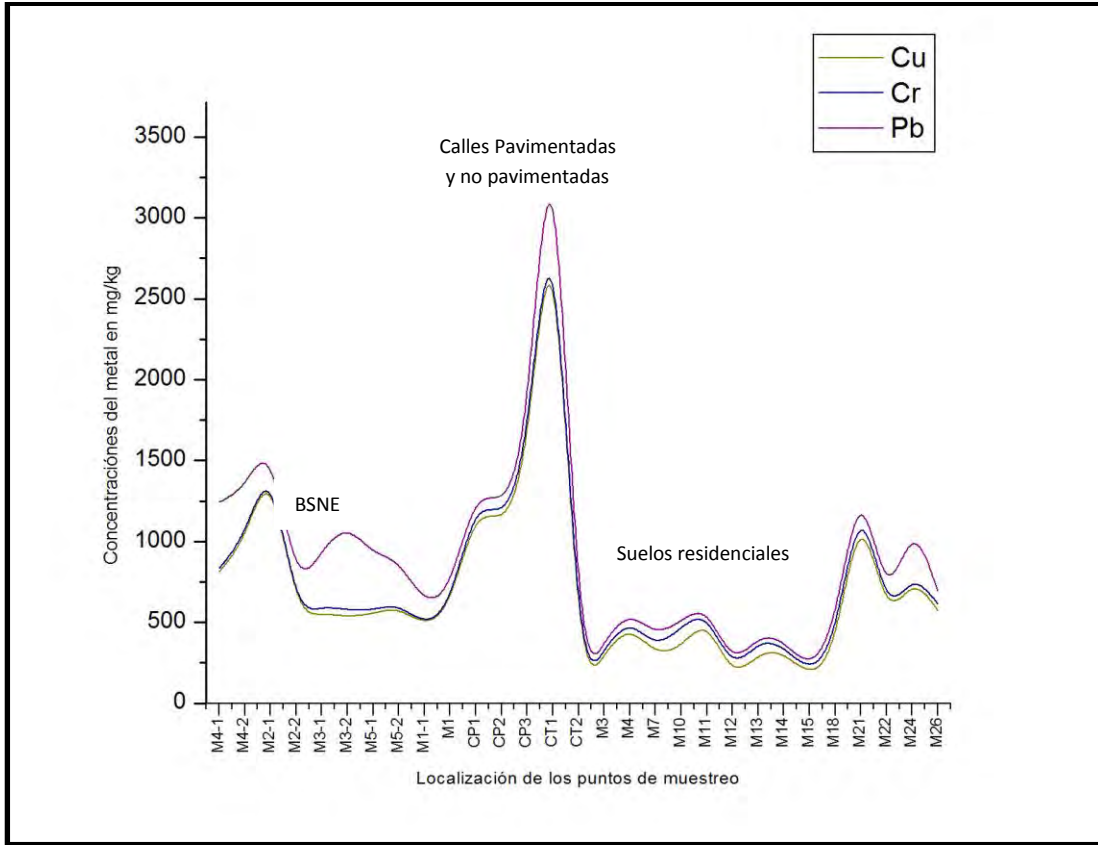
La máxima concentración de Cu se presenta para la muestra 1-M-21 para el periodo de primavera, siendo de 1325 mg/Kg, mientras que la más alta para otoño es la muestra 3-M-1 de 782 mg/kg. Aunque todas las muestra que se presentan en la tabla 20 exceden los límites máximos permisibles que establece USEPA y Comunidad Europea. En México no se presenta un valor máximo permisible.

Para el Pb la concentración mayor se da en las muestras 1-M-21 (110 mg/kg) y 1-M-24 (349 mg/kg) en primavera, mientras que para otoño en la muestra 3-M-28 (126 mg/kg), excediéndose los límites máximos permisibles por USEPA y Comunidad Europea, mientras que para SEMARNAT solo la muestra 1-M-24.



Gráfica 24.- Concentraciones en suelos residenciales para los períodos de verano e otoño.

Haciendo una distribución normalizada de los datos de las muestras de los BSNE, polvos fugitivos (calles pavimentadas y no pavimentadas) y suelos residenciales, se puede observar que tanto los BSNE y polvos fugitivos sus valores tanto de Cu, Cr y Pb se encuentran mucho más arriba que los suelos residenciales. Esto quizás nos indica que la procedencia de dichos elementos es de la fuente original (jales y fuente antropogénica) arrastrada por el viento, que de los suelos residenciales. Esto se observa en la gráfica 25.



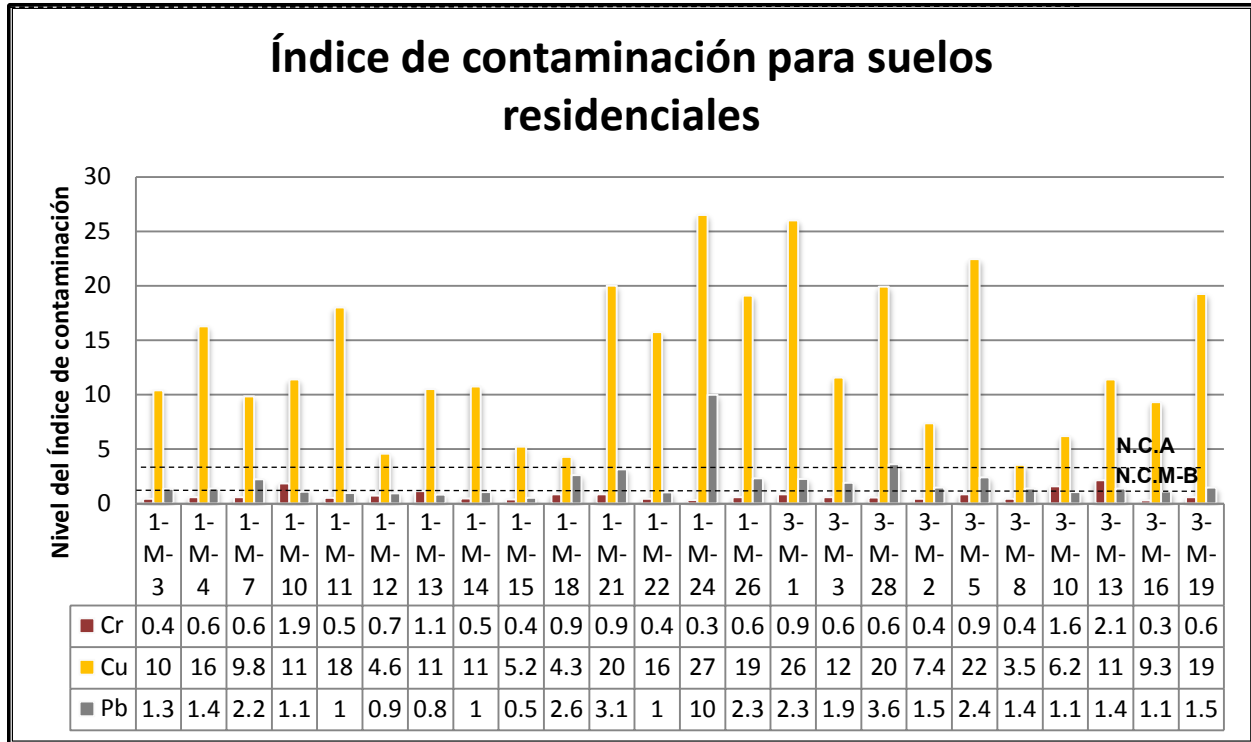
Gráfica 25.- comparativo de datos de BSNE, calles pavimentadas y suelos residenciales para los metales Cu, Cr y Pb.

Índices de contaminación en suelos residenciales, muestras de BSNE y polvos fugitivos:

Se evaluó los índices de contaminación en función de la ecuación propuesta por Binggan y Chen, 2005.

Suelos residenciales:

La gráfica 26 muestra los niveles de contaminación de los metales de Cr, Cu y Pb para los períodos tanto de primavera y otoño, a partir de las concentraciones encontradas (tabla 20, Anexo A) en los diferentes puntos muestreados en la población. Observándose que el metal que excede en índice de contaminación es el Cu, alcanzando niveles hasta un 400% de contaminación en la muestra 1-M-21. Mientras que para el Pb la muestra 1-M-24 excede el límite del índice de contaminación en un 100%. Esto nos indica que los suelos residenciales de Nacozari de García se encuentran altamente contaminados por Cu.

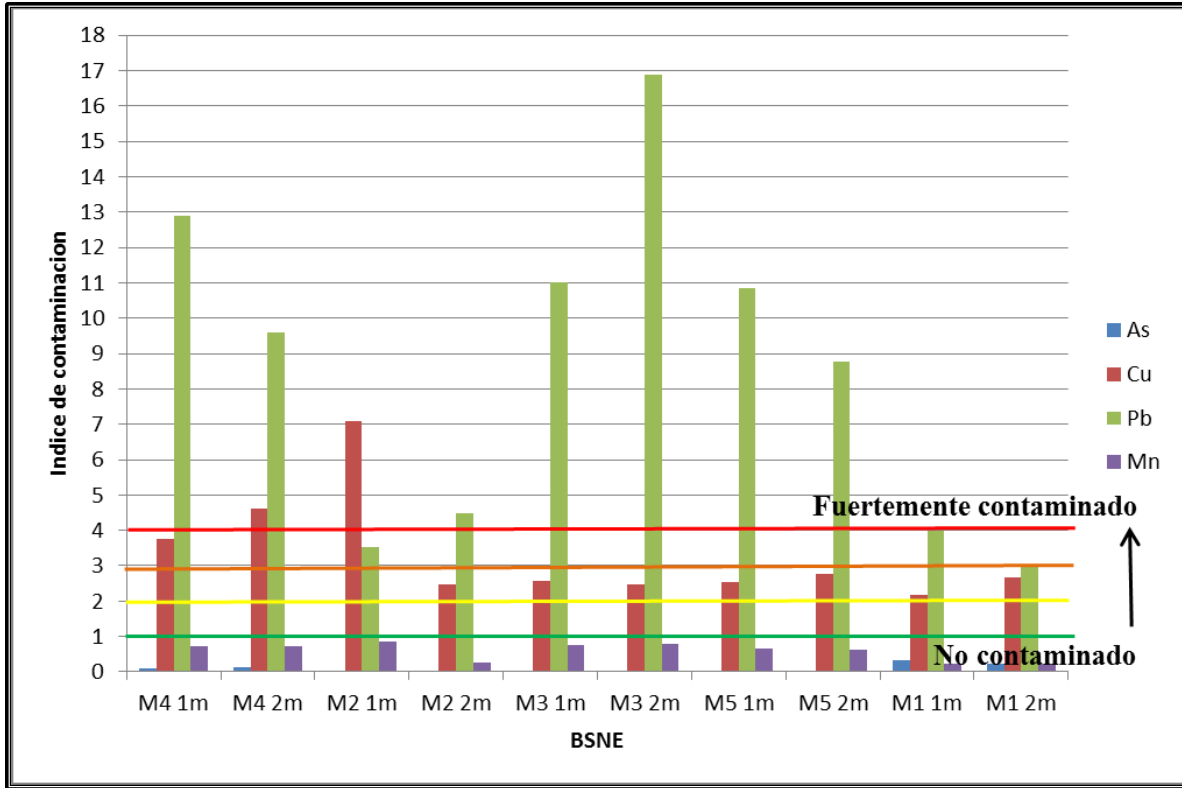


Gráfica 26.- Niveles de los Índices de contaminación en suelos residenciales, donde N.C.A corresponde a un nivel de contaminación alta, mientras que N.C.M-B a un nivel medio-bajo.

Muestreadores BSNE:

Los Índices contaminación que se obtuvieron fueron para los metales que corresponden a As, Cu, Cd, Cr, Se; Mn y Pb. A partir de las concentraciones obtenidas en las diferentes muestras de los muestreadores BSNE, dichos datos que se presentan en la tabla 21(Anexo A).

En la mayoría de las muestras (Excepto la muestra M1-2 y la M2-1) como se observa en la gráfica 27 el nivel del Índice de contaminación corresponde para el metal Pb, el cual se encuentra altamente contaminado. Se puede decir que dicha contaminación es de carácter antropogénico y no natural, ya que la mineralogía que existe de las rocas aledañas a la población no presenta especies que contengan componentes con Pb. Además los jales por si mismos no presentan altas concentraciones en dicho metal. Otro metal que tiene niveles contaminación fuerte es el Cu en los puntos M4 a 1 metro y 2 y la M2 a 1 metro, esto nos indica una contaminación puntual y esto se debe al material propiamente de los jales.

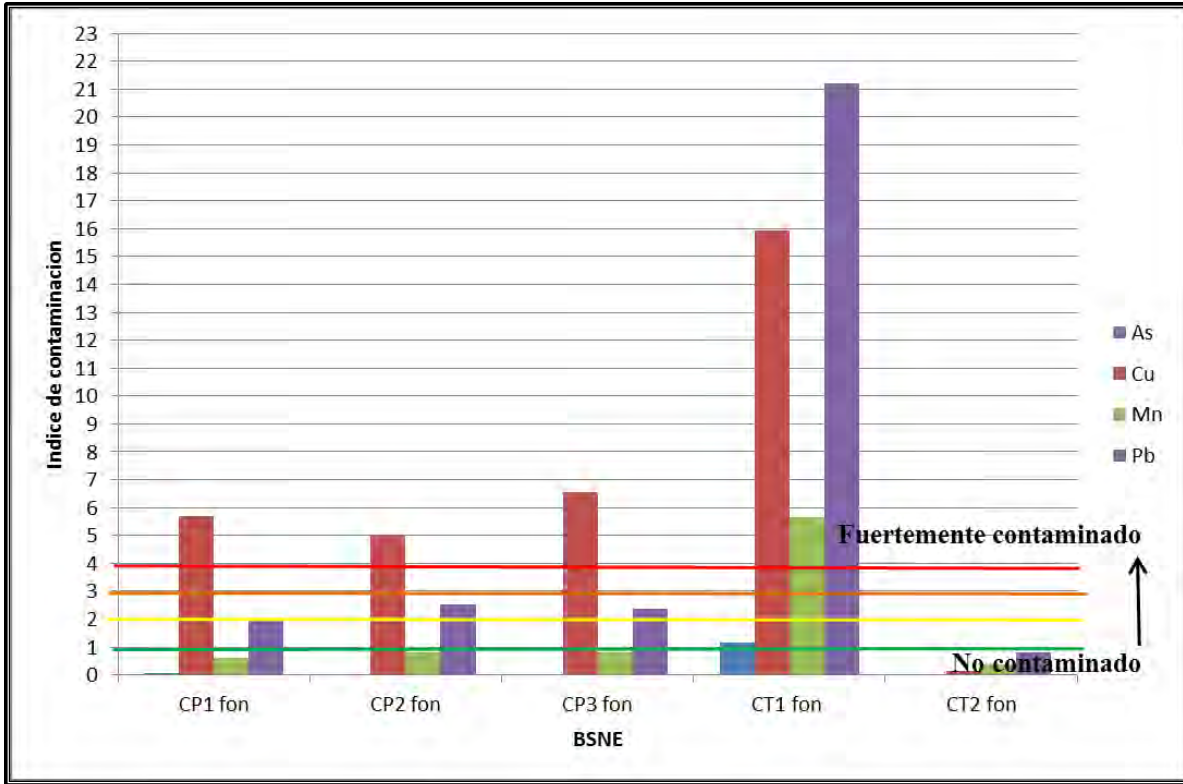


Gráfica 27.- Índice de contaminación en muestreadores BSNE.

Polvos fugitivos:

Los metales analizados en calles pavimentadas y no pavimentadas se expresan en la tabla 22.

Los Índices de contaminación del Cu para calles pavimentadas salen con niveles de fuertemente contaminadas, mientras que para la calle no pavimentada el nivel de contaminación es fuerte, tanto para los metales Cu, Mn y Pb. Esto se observa en la gráfica 28.



Gráfica 28.- Índice de contaminación en calles.

Como resultado del presente trabajo, se obtuvo la publicación The impact of unconfined mine tailing in residential areas from a mining town in semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico (Anexo B)

IX. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

Estudio climático

- Existe un efecto negativo del clima en los procesos de erosión (hídrica y eólica) de la fuente puntual (jal) así como en la dispersión del material de los jales.
- Los datos de la estación de clima son determinantes en la comprensión de los mecanismos de transporte de los polvos y se sugiere generar información de este tipo para cada área en la que se desee estudiar este tipo de fenómenos.

Erosión eólica

- Existe una predominante erosión de los jales finos respecto a los gruesos. Los datos de los muestreadores BSNE en conjunto con los datos de clima, nos permiten definir un patrón de dispersión preferencial.

Polvos fugitivos PST, PM10 Y PM2.5

- Las emisiones de polvo en Nacozari de García, exceden los máximos permisibles según las normas internacionales.

PST en interior de vivienda

- Existe excedente en las concentraciones de polvo en el interior de las viviendas en el periodo de invierno y anual según normas internacionales. Esto es importante porque la percepción general de la población es que existe más polvo en primavera, por lo que este estudio puede ayudar a proponer acciones preventivas para reducir la exposición al polvo intradomicilio.

Estudio geoquímico y análisis estadístico

- Existe proceso de concentración de metales en eflorescencias, cuyos valores son por encima de los de los jales.
- Existe una buena correlación de los metales: As-Cu, As-Cd, As-Mn, Cu-Cd, Cu-Mn y Cd-Mn. Esto indica que proceden de fuentes comunes.
- El análisis de los datos geoquímicos permite identificar un patrón preferencial de dispersión de metales, coincidente con el patrón preferencial de vientos de la estación de clima. Esto resalta el potencial de estas metodologías para identificar fuentes de contaminación tanto puntuales y de área.
- Se considera de suma importancia analizar los desechos mineros de manera integral (física, química, biológicamente y socialmente), ya que el presente trabajo demuestra como los fenómenos climatológicos influyen de manera directa para tener una contaminación.

- Por lo que se recomienda poner estaciones climatológicas en zonas mineras, ya que permitiría identificar factores importantes en el comportamiento de un pasivo minero (jal), tal fue el caso en el área de estudio.
- Monitoreo continuo de indicadores (geológico, morfológicos, hidrológicos, geoquímicos, ecológicos, etc.), que nos den información sobre si existen riesgos de contaminación al ambiente (suelo, agua y atmósfera), para poder prevenir los efectos negativos que nos producen los desechos mineros hacia el ecosistema.
- Remediación del sitio.

Con respecto a los impactos podemos decir que éstos son varios y se resumen de la siguiente manera:

- Impacto al paisaje:
Se puede decir que el impacto que presenta en la población de Nacozari de García es alto, ya que como se pudo constatar con material visual, así como con datos técnicos de forma, tamaño, área, pendientes, color y vegetación de los jales. Se considera que éstos no son acordes a las características fisiográficas y geomorfológicas que presenta el lugar.
- Impacto a la atmósfera:
Se puede concluir en base a los datos obtenidos tanto de polvos fugitivos, BSNE, datos PST medidos en interior de vivienda, muestran que existe un impacto severo en los períodos de otoño y primavera y existe impacto anualmente.
- Impacto a los suelos:
Como se constata en los datos geoquímicos, los suelos naturales se encuentran impactados por Cu, Mn, mientras que para los suelos residenciales el 100 se encuentran impactados por Cu, el 45% por Cr.
- Impacto para el agua:
No se analizó dicho componente en este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

Abulude, Francis O., 2005, Trace heavy metals contamination of soils and vegetation in the vicinity of livestock in Nigeria. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*.

Aleon, J., Chaussidon, M., Marty, B., Schutz, L., y Jaenicke, R., 2002, Oxygen isotopes in single micrometer-sized quartz grains: tracing the source of Saharan dust over long-distance atmospheric transport, *Geochimica et cosmochimica Acta* Vol. 66, No. 19, pp. 3351, 3365.

Çevik, F., Ziya, M., Göksu, L., Derici, O. B., y Fındık, Ö., 2008, An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses, *Environ Monit Assess* (2009) 152:309–317 DOI 10.1007/s10661-008-0317-3.

Chang, A. C., Pan, G., Page, A. L., y Asano, T., 2002, Developing Human Health-related Chemical Guidelines for Reclaimed Waster and Sewage Sludge Applications in Agriculture. World Health Organization

Chirenje, T., Ma, L.Q., Lu, L., 2006, Retention of Cd, Cu, Pb, and Zn Bywood Ash, Lime and Fume Dust, *Water, Air, and Soil Pollution* 171: 301-314.

Cornish, J., Lewis, N., 2007, Mine Waste Technology Program Acid/Heavy Metal Tolerant Plants.

De la Iglesia, R., Castro, D., Ginocchio, R., Van Der Lelie, D., y González, B., 2006, Factor influencing the composition of bacterial communities found at abandoned copper-tailings dumps, *Journal compilation, The Society for Applied Mocrinology, Journal of Applied Microbiology*, pp 537- 544.

Del Águila Juárez, P., Lugo de la Fuente, J., y Vaca Paulin, R., 2005, Determinación de Factores de Enriquecimiento y Geoacumulación de CD, CR, CU, NI, PB, y ZN en Suelos de la Cuenca Alta del Río Lerma, *Ciencia Ergo Sum*, Julio-Octubre año/vol. 12, número 002, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca México, Pp. 155-161.

Ferguson, J. H., Downs, H. W., Pfof, D. L., 2007, Fugitive Dust: Nonpoint Sources, MU Guide, MU extension, University of Missouri-Columbia.

Galán Huertos, Emilio, y Romero Baena, Antonio, 2008, Contaminación de Suelos por Metales Pesados, *Revista de la Sociedad Española de Mineralogía*.

Gillies, J. A., Etyemezian, V., Kuhns, H., Nikolic, D., y Gillette, D. A., 2005, Effect of vehicle characteristics on unpaved road dust emissions, *ELSEVIER. Atmospheric Environment* 39 2341–2347.

Gomez-Caminero, A., Howe, P., Hughes, M., Kenyon, E., Lewis, D. R., Moore, M., Aitio, A. y Becking, G., 2001, Arsenic and Arsenic compounds, World Health Organization Geneva.

Howe, P. D., Malcolm, H. M., Dobson, S., Wood, M., 2004, Manganese and its compounds: environmental aspects, World Health Organization Geneva.

Jensen., Mari N., 2005, Mine Tailings and Saltbush Revegetating the dusty leftovers from Arizona’s storied mining past, The University of Arizona College of Agriculture and Life Sciences, 2005 Agricultural Experiment Station Research Report, University of Arizona Superfund Basic Research Program.

Leung, A. O. W., Duzgoren-Aydin, N., Cheung, K. C., Wong, M. H., 2008, Heavy Metals Concentrations of Surface Dust from e-Waste Recycling and Its Human Health Implications in Southeast China, Environ. Sci. Technol. 42, 2674-2680.

Lin, C., He, M., Zhou, Y., Guo, W., y Yang, Z., 2007, Distribution and contamination assessment of heavy metals in sediment of the Second Songhua River, China, The National Basic Research Priorities Program of China.

Litter, Marta I., 2006. Taller de distribución del As en Iberoamérica/ Workshop of As distribution in Ibero-América Centro Atómico Constituyentes, San Martín, Prov. de Buenos Aires, Argentina, Libro de resúmenes/Abstract book, Taller de distribución del As en Iberoamérica, Red Temática 406RT0282 IBEROARSEN, Centro Atómico Constituyentes, San Martín, Buenos Aires, Argentina.

Martínez, Pedro S., 2004. Caracterización de la Contaminación Atmosférica Producidas por Partículas en Suspensión en Madrid, Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Ciencias Físicas, Departamento de Física de la Tierra, Astronomía y Astrofísica I.

Monroy, M., Díaz-Barriga, F., Razo, I., Carrizales, L., 2002, Evaluación por la Contaminación por Arsénico y Metales Pesados (Pb, Cu, Zn) y Análisis de Riego en Salud en Villa de la Paz, Matehuala, S.L. P. Instituto de metalurgia UASLP, Av. Sierra Leona No. 550, col. Lomas 2da, Sección 78210, San Luis Potosí, S.L.P.

Návar, J., Treviño, E., 1998, Estimación del Tonelaje de Partículas de Suelo que Potencialmente Contribuyen a la Contaminación del Aire en el Área Metropolitana de Monterrey, México, Terra latinoamericana, 16(01). 21-31.

Navarro, M. C., Pérez-Sirvent, C., Artínez-Sánchez, M. J., Vidal, J., Tovar, P. J., Bech, J., 2008, Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: A case study in a semi-arid zone, Science Direct, Journal of Geochemical Exploration 96, 183-193, ELSEVIER.

Olatunji, A.S., Abimbola, A. F. y Afolabi, O. O., 2009, Geochemical Assessment of Industrial Activities on the Quality of Sediments and Soils Within the Lsdpc Industrial Estate, Odogunyan,

Lagos, Nigeria. Department of Geology, University of Ibadan, Ibadan, Nigeria, *Global Journal of Environmental Research* 3 (3): 252-257.

Ongley, L. K., Sherman, L., Armienta, A., Concilio, A., Salinas, C. F., 2006, Arsenic in the soils of Zimapán, Mexico. *Science Direct, Environmental Pollution* 145: 793-799, ELSEVIER.

Pond, A. P., White, S. A., Milczarek, M., y Thompson, T. L., 2005, Accelerated Weathering of Biosolid-Amended Copper Mine Tailings. *J. Environ. Qual.* 34: 1293-1301, Technical Reports: Heavy Metals in the Environment, pp: 1293-1301.

Radian Corporation. 1996. Manuales de Programa e Inventarios de Emisiones de México, Volumen III-Técnicas básicas de Estimación de Emisiones. Elaborada para la Asociación de Gobernadores del Oeste, Denver, Colorado. Programa de Inventarios de emisiones de México

Ram, A., Rokade, M. A., y Zingde, M. D., 2008, Mercury enrichment in sediments of Amba estuary. Regional Centre, National Institute of Oceanography, Lokhandwala Road, 4-Bungalows, Andheri (w), Mumbai – 400 053 India. *Indian Journal of Marine Sciences* Vol. 38 (1) pp. 89-96.

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, and Soil Pollution* 152: 129-152.

Rivera Castelo, Jacinto A., 2009, Diseño Geotécnico para Estabilización del Depósito de Jales Mineros (Presa I), en Nacozari de García, Sonora, México., Universidad de Sonora, División de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Geología.

Tong, Susanna T. Y., 1998, Indoor and Outdoor household dust contamination in Cincinnati, Ohio, USA. Department of Geography, University of Cincinnati, Cincinnati, Ohio, 45221-0131, USA., *Environmental Geochemistry and Health* (1998), 20, 123-133.

Vázquez-Alarcón, A., Cajuste, L. J., Carrillo-González, R., Zamudio-González, B., Álvarez-Sánchez, E., Castellanos-Ramos, J. Z., 2005, Límites permisibles de acumulación de Cadmio, Níquel y Plomo en suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo. *Redalyc, Sistema de Información Científica Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal. TERRA Latinoamericana*, Vol. 23, Núm. 4, octubre-diciembre, 2005, pp. 447-455 Universidad Autónoma Chapingo, México.

Wahlin, P., Palmgren, F., Dingenen, R. V., Raes, F., 2001, Pronounced decrease of ambient particle number emissions from diesel traffic in Denmark after reduction of the sulphur content in diesel fuel. *Atmospheric Environment* 35: 3549-3552. Elsevier Science Ltd.

Wakida, F. T., Lara-Ruiz, D., Temores-Peña, J., Rodríguez-Ventura, J. G., Díaz, C., y García-Flores, E., 2009, Heavy metals in sediments of the Tecate River, México. *Environ Geol* (2008) 54:637–642 DOI 10.1007/s00254-007-0831-6

ANEXO A

Tabla 1.- Localización de los 31 puntos de muestreo para PST en interior de vivienda.

Punto	Coordenadas Norte	Coordenadas Oeste	Altitud
1	30 22 35.10	109 41 07.06	1105
2	30°22'33.61"N	109°41'18.26"O	1101
3	30 22 33.00	109 41 07.43	1101
4	30 22 16.44	109 41 26.94	1094
5	30 22 16.08	109 41 28.75	1097
6	30 22 19.11	109 41 35.48	1106
7	30 22 18.53	109 41 35.86	1105
8	30 22 19	109 41 46.85	1112
9	30 22 21.28	109 41 51.00	1119
10	30°22'9.59"N	109°42'0.14"O	1157
11	30 22 04.26	109 42 00.07	1149
12	30°22'2.66"N	109°41'56.93"O	1157
13	30°22'2.74"N	109°41'52.39"O	1151
14	30 22 06.22	109 41 50.37	1158
15	30 22 11.14	109 41 44.57	1135
16	30 22 12.12	109 41 41.37	1122
17	30°22'15.90"N	109°41'39.68"O	1105
18	30°22'14.29"N	109°41'30.52"O	1098
19	30 22 10.47	109 41 23.85	1091
20	30 22 16.43	109 41 35.64	1104
21	30 22 05.23	109 41 19.92	1083
22	30 21 58.50	109 41 25.97	1086
23	30°22'11.54"N	109°41'19.59"O	1085
24	30 22 06.71	109 41 20.45	1084
25	30°22'18.48"N	109°41'17.83"O	1085
26	30°22'22.86"N	109°41'14.80"O	1089
27	30°22'24.58"N	109°41'11.36"O	1090
28	30 22 27.21	109 41 08.99	1091
29	30°22'26.93"N	109°41'12.23"O	1092
30	30°22'23.62"N	109°41'17.44"O	1091
31	30°22'9.85"N	109°41'2.64"O	1137

Tabla 2.- Multiplicadores por tamaño de partícula.

Tamaño de Partícula	Tamaño de partícula multiplicado por kb		
	g/VKT	g/VMT	lb/VMT
PM-2.5c	0.66	1.10	0.002
PM-10	4.6	7.30	0.016
PM-15	5.5	9.00	0.020
PM-30d	24	3.80	0.082

Tabla 3.- Factores de C por desgaste de llantas, frenos y escapes.

Rango del Tamaño de Partícula a	Factores de C Por desgaste de llantas , frenos y escapes		
	g/VMT	g/VKT	lb/VMT
PM2.5	0.1617	0.1005	0.00036
PM10	0.2119	0.1317	0.00047
PM15	0.2119	0.1317	0.00047
PM30c	0.2119	0.1317	0.00047

Tabla 4.- Constantes para caminos industriales y públicos.

Constantes	Caminos industriales (Ecuación 1a)			Caminos públicos (Ecuación 1b)		
	PM-2.5	PM-10	PM-30*	PM-2.5	PM-10	PM-30*
k (lb/VMT)	0.15	1.5	4.9	0.18	1.8	6
A	0.9	0.9	0.7	1	1	1
B	0.45	0.45	0.45	-	-	-
C	-	-	-	0.2	0.2	0.3
D	-	-	-	0.5	0.5	0.3
Quality Rating	B	B	B	B	B	B

Tabla 5.- Valores de C para desgaste de frenos, llantas y escapes.

Rango del Tamaño de Partícula a	Factores de C Por Desgaste de Llantas, Frenos y escapes
	lb/VMT
PM2.5	0.00036
PM10	0.00047
PM30c	0.00047

Tabla 6. Rangos del índice de contaminación

Clases de I.geo	Grado de Contaminación
IPI<1	Nivel de contaminación bajo
1<IPI<2	Nivel de contaminación moderada
2<IPI<5	Nivel de contaminación alta

Tabla 7.- Resultados climáticos de Nacozari de García, Sonora.

Estaciones	Vel.Viento. Media Km/hr	Vel.Viento. Máxima	Dirección Predom.	Temp. Media C°	Temp. Max	Humedad Media %	Presión Media mm	Precipitación Media mm
Primavera	1.3	5.8	NE	23.72	30.8	26.64	755.14	0
Verano	0.3	1.3	NE	24.22	29.7	68.97	756.12	0.47
Otoño	0.54	3.1	NE	17.09	25.2	46.66	760.47	0.23
Invierno	0.75	3.2	NE	13.59	21.3	39.57	762.31	0.06
Anual	<u>0.7225</u>	<u>3.35</u>	<u>NE</u>	<u>19.655</u>	<u>26.75</u>	<u>45.46</u>	<u>758.51</u>	<u>0.19</u>

Tabla 8.- Resultados climáticos de Douglas, Arizona.

Estación Douglas	Vel.Viento.Medio km/hr	Dirección predominante	Temperatura media en °C	Precipitación mm
Primavera	16	NW	20	0
Verano	11	NE	24	2
Otoño	11	NE	12	0
Invierno	11	NW	10	0
Anual	12.25	NW,NE	16.5	0.5

Tabla 9.- Resultados climáticos de San Pedro, Sonora.

Estación San Pedro	Vel.Viento.Medio Km/hr	Dirección Predom.	Temp.Medio C°	Precipitación mm
Primavera	7.8	E	23.5	0
Verano	6.5	SW	29.5	358.4
Otoño	7	NW	21	16.3
Invierno	7.2	NW	17.5	4.1
Anual	7.125	NW	22.875	94.7

Tabla 10.- Factores en suelos xerosol háplico y feozem háplico.

Factor	Xerosol háplico	Feozem háplico
I	138	138
C	0.23	0.23
K	0.25	0.25
L	1	1
V	0.99	0.99
E	7.85 ton/ha/año	7.85ton/ha/año

Tabla 11.- Factores en texturas de jales de arena gruesa y fina.

Factor	Arena gruesa	Arena fina
I	84	166
C	0.23	0.23
K	1	1
L	1	1
V	1	1
E (ton/ha/año)	19.32	38.18

Tabla 12.- Resultados de la erosión practica con BSNE.

Muestra	Alturas	PESO (gr)			EROSION
		BOLSA	BOLSA + MUESTRA	MUESTRA	Ton/ha/año
1	1 mts	2.4858	11.1997	8.7139	7.13
	2 mts	2.4536	9.8804	7.4268	6.08
2	1 mts	2.4636	20.0689	17.6053	14.42
	2 mts	2.4802	9.3766	6.8964	5.73
3	1 mts	2.4818	3.3819	0.9001	0.73
	2 mts	2.4520	3.2419	0.7899	0.63
4	1 mts	2.4614	3.6355	1.1741	0.9
	2 mts	2.4719	3.6506	1.1787	0.9
5	1 mts	2.4763	4.2690	1.7927	1.47
	2 mts	2.4750	4.0690	1.5940	1.31

Tabla 13.- Concentraciones PM10, PM2.5 y PST en calles pavimentadas y no pavimentadas.

Tipo de Calle	Muestra	Emisión Anual PM2.5 gr/VKT, Lb/VM T	Emisión Anual PM10 gr/VKT, Lb/VM T	Emisión Verano* PM2.5 gr/VKT	Emisión Verano* PM10 gr/VKT	Emisión Primavera, Otoño, Invierno * PM2.5 gr/VKT	Emisión Primavera, Otoño, Invierno * PM10 gr/VKT	Emisión Anual PST gr/VKT, Lb/VM T	Emisión Verano* PST gr/VKT	Emisión Primavera, Otoño, Invierno * PST gr/VKT
Calle Pavimentada	cp1-	0.046	0.234	0.046	0.234	0.047	0.235	1.781	1.781	1.786
	cp2	1.361	10.055	1.361	10.055	1.364	10.075	52.940	52.940	53.100
	cp3	0.815	6.251	0.815	6.251	0.817	6.264	33.130	33.130	33.23
Promedios		0.741	5.513	0.741	5.513	0.743	5.525	29.284	29.284	27.443
Calle no Pavimentada	ct1	0.081	0.816	N/A	N/A	N/A	N/A	3.297	N/A	N/A
	ct2	0.107	1.074	N/A	N/A	N/A	N/A	3.990	N/A	N/A
Promedios		0.094	0.945	N/A	N/A	N/A	N/A	3.644	N/A	N/A

Tabla 14.- Concentraciones PST en interior de viviendas.

Primavera	Media	Máxima	Verano	Media	Máxima	Otoño	Media	Máxima	Invierno	Media	Máxima
	mg/m ³	mg/m ³		mg/m ³	mg/m ³		mg/m ³	ml/m ³		mg/m ³	mg/m ³
M1	0.027	0.213	M1	0.011	0.103	M1	0.038	0.517	M1	N/A	N/A
M2	0.037	0.237	M2	0.065	0.329	M2	0.029	0.09	M2	N/A	N/A
M3	0.153	0.736	M3	0.045	0.196	M3	N/A	N/A	M3	0.035	0.238
M4	0.397	0.987	M4	0.195	0.821	M4	0.038	0.258	M4	0.558	2.018
M5	0.138	0.268	M5	0.06	0.243	M5	0.034	0.192	M5	0.193	0.95
M6	0.404	1.828	M6	N/A	N/A	M6	0.031	0.245	M6	N/A	N/A
M7	0.135	0.466	M7	N/A	N/A	M7	0.108	0.636	M7	0.281	1.405
M8	0.032	0.203	M8	0.013	0.066	M8	N/A	N/A	M8	0.094	0.29
M9	0.2	0.458	M9	0.046	0.182	M9	N/A	N/A	M9	0.248	0.854
M10	0.598	1.315	M10	0.017	0.117	M10	0.072	0.481	M10	0.024	0.344
M11	0.014	0.13	M11	N/A	N/A	M11	0.167	0.806	M11	0.019	0.279
M12	0.076	0.92	M12	0.018	0.138	M12	0.085	0.238	M12	0.407	2.114
M13	0.028	0.135	M13	0.007	0.055	M13	0.04	0.445	M13	N/A	N/A
M14	0.022	0.089	M14	N/A	N/A	M14	N/A	N/A	M14	0.021	0.386
M15	0.036	0.144	M15	0.025	0.091	M15	0.21	1.311	M15	0.237	1.756
M16	0.036	1.17	M16	0.018	0.17	M16	0.05	0.358	M16	0.241	10.92
M17	0.429	1.346	M17	N/A	N/A	M17	0.049	0.226	M17	0.851	2.385
M18	0.022	0.217	M18	N/A	N/A	M18	N/A	N/A	M18	0.065	0.871
M19	0.129	0.579	M19	0.02	0.109	M19	0.1	0.854	M19	0.421	1.354
M20	0.018	0.1	M20	N/A	N/A	M20	N/A	N/A	M20	1.461	2.92
M21	0.017	0.302	M21	0.014	0.091	M21	0.034	0.166	M21	0.247	1.349
M22	0.078	0.317	M22	0.011	0.037	M22	0.066	0.437	M22	0.434	2.279
M23	0.035	0.638	M23	N/A	N/A	M23	0.209	0.416	M23	N/A	N/A
M24	0.058	0.207	M24	N/A	N/A	M24	0.065	0.468	M24	N/A	N/A
M25	0.04	0.467	M25	N/A	N/A	M25	0.189	0.546	M25	N/A	N/A
M26	0.061	0.387	M26	N/A	N/A	M26	N/A	N/A	M26	N/A	N/A
M27	0.014	0.133	M27	N/A	N/A	M27	N/A	N/A	M27	N/A	N/A
M28	0.055	0.235	M28	N/A	N/A	M28	0.6	0.167	M28	N/A	N/A
M29	0.025	0.446	M29	N/A	N/A	M29	0.085	0.243	M29	N/A	N/A
M30	0.032	0.405	M30	N/A	N/A	M30	N/A	N/A	M30	N/A	N/A
M31	0.026	0.204	M31	N/A	N/A	M31	N/A	N/A	M31	N/A	N/A
Media	0.11	0.50	Media	0.04	0.18	Media	0.11	0.43	Media	0.32	1.82

Tabla 15.- Concentraciones geoquímicas normales y anómalas de algunos elementos traza en los suelos (Bowie, Thornton, 1985).

Elemento	Rango normal mg/Kg	Concentraciones anómalas mg/Kg
As	5-40	hasta 2500
Cd	1-2	hasta 30
Cu	60	hasta 2000
Pb	10-150	10000 o mas
Se	1-2	10000 o mas

Tabla 16.- Concentraciones máximas permisibles para suelos contaminados en México, Estados Unidos y la Unión Europea.

Elementos	SEMARNAT	USEPA	Comunidad Europea
As	22	22	20
Cu	--	60	60
Cd	37	3	1.5
Cr	280	50	100
Se	390	--	--
Mn	--	--	--
Pb	400	400	100

Tabla 17.-Concentraciones de los jales mineros y sales eflorescentes.

Elementos Analizados mg/kg		Jales Mineros 70 muestras		Sales Eflorescentes 7 muestras	
	pH		3.87 ± 0.3		4 ± 0.2
	EC (S/cm)		340.1 ± 2		n.a.
	Cr		<25		219.3 ± 68.6
	Mn		158.5 ± 10.5		31,084 ± 458
	Cu		400.5 ± 15.8		68,751 ± 865
	As		29.3 ± 4		23.8 ± 5
	Se		5.9 ± 1.6		13.5 ± 1.8
	Pb		39 ± 4.2		12 ± 5
	Cd		<40		<40

Tabla 18.- Concentraciones en el suelo natural de Nacozari de García.

Suelo Natural mg/kg	Mn	As	Se	Pb	Cu
S 1	1382	11	0	22	47
S 2	558	14	0	46	96
S 3	794	12	5	14	108
S 4	392	17	0	43	473
S 5	492	15	4	46	162
S 6	767	14	0	19	411
Promedio	730.8	13.8	1.5	31.7	216.2

Tabla 19.- Concentraciones mundiales en suelos naturales (Bowen 1979) y concentraciones en suelos naturales de Nacozari de García en mg/kg.

Elemento mg/kg	Suelo Mundial	Suelo Nacozari de García
As	6	13.8
Cd	0.35	--
Cr	70	--
Cu	30	216.2
Mn	1	730.8
Pb	35	31.7
Se	0	1.5

Tabla 20.- Concentraciones de Cr, Cu, Pb en suelos residenciales de Nacozari de García en mg/kg

Muestras Primavera	Cr	Cu	Pb
1-M-3	30	312	47
1-M-4	40	488	48
1-M-7	40	295	78
1-M-10	130	342	38
1-M-11	36	542	34.2
1-M-12	50	137	33
1-M-13	80	315	29
1-M-14	35.2	322	36.6
1-M-15	25.5	157	18.5
1-M-18	60	300	91
1-M-21	60	1325	110
1-M-22	30	472	36
1-M-24	22.9	795	349
1-M-26	40	573	81
Muestras Otoño	Cr	Cu	Pb
3-M-1	60	782	79
3-M-3	40	347	67
3-M-28	60	597	126
3-M-2	30	221	51
3-M-5	60	673	84
3-M-8	30	106	48
3-M-10	110	186	37
3-M-13	150	342	48
3-M-16	20	279	39
3-M-19	40	577	51

Tabla 21.- Concentraciones en los muestreadores BSNE en mg/kg.

Elementos mg/kg	M4 1m	M4 2m	M2 1m	M2 2m	M3 1m	M3 2m	M5 1m	M5 2m	M1 1m	M1 2m
As	1.38	1.82	<lc	2.77	<lc	<lc	<lc	<lc	4.54	3.04
Cu	814	998	1530	533	557	532	552	598	473	579
Cd	1.52	1.83	1.71	0.724	0.847	1.52	1.85	1.44	0.713	0.759
Cr	21.8	22.4	14.6	5.79	44.2	43.5	21.8	19.3	4.81	7.76
Se	<lc	<lc	<lc	<lc	<lc	<lc	<lc	<lc	<lc	<lc
Mn	520	520	630	190	554	579	475	467	163	163
Pb	408	304	112	142	349	535	344	278	126	95.9

Tabla 22.- Concentraciones en calles pavimentadas (CP) y no pavimentadas (CT) en mg/kg.

Elementos mg/kg	CP1 fon	CP2 fon	CP3 fon	CT1 fon	CT2 fon
As	0.907	0	0	16.3	0
Cu	1230	1090	1420	3440	32
Cd	1.22	0.769	2.04	6.55	0.794
Cr	48.6	34.8	63.2	39.8	22.1
Se	0	0	0	0	0
Mn	438	590	594	4130	263
Pb	62.6	80	74.8	672	25.5

ANEXO B



The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico

Diana Meza-Figueroa^{a,*}, Raina M. Maier^b, Margarita de la O-Villanueva^a, Agustín Gómez-Alvarez^c, Alan Moreno-Zazueta^d, Jacinto Rivera^e, Alberto Campillo^e, Christopher J. Grandlic^b, Ricardo Anaya^e, Juan Palafox-Reyes^a

^a Departamento de Geología, División de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Sonora, Rosales y Encinas, 83000 Hermosillo, Sonora, Mexico

^b Department of Soil, Water and Environmental Science, University of Arizona, Tucson, 85721-0038, United States

^c Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, División de Ingeniería, Universidad de Sonora, Rosales y Encinas, 83000 Hermosillo, Sonora, Mexico

^d Departamento de Ingeniería en Minas, División de Ingeniería, Universidad de Sonora, Rosales y Encinas, 83000 Hermosillo, Sonora, Mexico

^e Programa de Maestría en Ciencias-Geología, Departamento de Geología, División de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Sonora, Rosales y Encinas, 83000 Hermosillo, Sonora, Mexico



Contents lists available at ScienceDirect

Chemosphere

journal homepage: www.elsevier.com/locate/chemosphere



The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacoziari, Sonora, Mexico

Diana Meza-Figueroa ^{a,*}, Raina M. Maier ^b, Margarita de la O-Villanueva ^a, Agustín Gómez-Alvarez ^c, Alan Moreno-Zazueta ^d, Jacinto Rivera ^e, Alberto Campillo ^e, Christopher J. Grandlic ^b, Ricardo Anaya ^e, Juan Palafox-Reyes ^a

^aDepartamento de Geología, División de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Sonora, Rosales y Encinas, 83000 Hermosillo, Sonora, Mexico

^bDepartment of Soil, Water and Environmental Science, University of Arizona, Tucson, 85721-0038, United States

^cDepartamento de Ingeniería Química y Metalurgia, División de Ingeniería, Universidad de Sonora, Rosales y Encinas, 83000 Hermosillo, Sonora, Mexico

^dDepartamento de Ingeniería en Minas, División de Ingeniería, Universidad de Sonora, Rosales y Encinas, 83000 Hermosillo, Sonora, Mexico

^ePrograma de Maestría en Ciencias-Geología, Departamento de Geología, División de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Sonora, Rosales y Encinas, 83000 Hermosillo, Sonora, Mexico

ARTICLE INFO

Article history:

Received 24 December 2008

Received in revised form 29 April 2009

Accepted 29 April 2009

Available online 4 June 2009

Keywords:

Efflorescence salts

Dust

Metals

Wind-dispersion

ABSTRACT

Past mining activities in northern Mexico left a legacy of derelict landscapes devoid of vegetation and seasonal formation of salt efflorescence. Metal content was measured in mine tailings, efflorescent salts, soils, road dust, and residential soils to investigate contamination. Climatic effects such as heavy wind and rainfall events can have great impact on the dispersion of metals in semi-arid areas, since soils are typically seasonally wetted. Geochemical analysis of this area revealed that even though total metal content in mine tailings was relatively low (e.g. Cu = 1000 mg kg⁻¹), metals including Mn, Ba, Zn, and Cu were all found at significantly higher levels in efflorescence salts formed by evaporation on the tailings impoundment surface following the rainy season (e.g. Cu = 68,000 mg kg⁻¹). Such efflorescent fine-grained salts are susceptible to wind erosion resulting in increased metal spread to nearby residential soils. Our results highlight the importance of seasonally dependent salt-formation and wind erosion in determining risk levels associated with potential inhalation or ingestion of airborne particulates originating from contaminated sites such as tailings impoundments. In low metal-content mine tailings located in arid and semi-arid environments, efflorescence salts could represent a human health risk and a challenge for plant establishment in mine tailings.

© 2009 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Past mining activities have generated large amounts of unconfined waste in Mexico. The environmental impact of such waste, specifically mine tailings, generally results from their low pH, high metal content, and the high incidence of wind- and water-driven erosion events. The impact of mining activities in arid and semi-arid regions of Mexico has received less attention than temperate regions (Ramos-Arroyo and Siebe-Grabach, 2006). Yet erosion of mine tailings in arid environments, such as found in northern Mexico, poses risk to surrounding neighborhoods in two ways: (i) the stability of the tailings may be seriously affected by intensive erosion processes or meteorological situations that can, in some cases result in partial or total collapse of the tailings structure; and (ii) airborne release of metal-laden particulates from tailings sites (Mendez and Maier, 2008).

In recent decades, there has been growing concern for the potential contribution of dust as a vehicle for metal ingestion by humans. While some trace metals (such as copper and zinc) are harmless when ingested in small amounts, other metals, notably lead and cadmium, are toxic and are potential cofactors, initiators or promoters in many diseases including cardiovascular disease and cancer even at extremely low concentrations (Nriagu, 1988). Young children are particularly vulnerable to heavy metal poisoning for two reasons. Firstly, young children are more likely to ingest non-food objects and repetitive hand/finger sucking. Secondly, children have a much higher absorption rate of heavy metals from digestion system and higher hemoglobin sensitivity to metals than adults (Nriagu, 1988).

Despite the environmental significance of airborne particulates generated from mining sites, there is a lack of exposure information for children residing in neighborhoods adjacent to such sites. This includes information concerning typical particulate composition and size as well as information concerning the deposition of particulates into soils surrounding mining sites. The latter is of

* Corresponding author. Tel.: +52 6622 592110; fax: +52 6622 592111.
E-mail address: dmeza@ciencias.uson.mx (D. Meza-Figueroa).

particular concern for urban playgrounds and residential areas where children spend significant amounts of time. In fact, the ingestion of dust and soil is widely regarded as one of the key pathways by which children are exposed to heavy metals and metalloids from a variety of sources (DeMiguel et al., 1997; Rasmussen et al., 2001; Madrid et al., 2002).

The old Nacozari mining district hosts the most important copper deposits in Mexico and some of the major Cu mines in the world. The district contains a variety of ore deposits (porphyry copper, breccia pipe, and veins) with Cu, Mo, Au, Ag, and Zn deposits. Some of the most important are: La Caridad, Pilares Breccia, El Batamote, Los Alisos, La Gloria, and San Nicolás.

The Nacozari tailings impoundments have been breached by sporadic but concentrated surface water flows (from heavy rainfall events) that have eroded the tailings from their original location and transported the materials downstream to residential areas. In addition, the upper flat surfaces of the remaining tailings impoundments have dried and are susceptible to wind erosion. While erosional processes are driven by both water and wind, most studies of soil erosion in nonagricultural settings have focused on water-driven rather than wind-driven processes. However, recent data estimating the relative rates of water- and wind-driven erosion and transport suggest that wind-driven processes have similar, and in many cases greater, impact on loss, and local redistribution of soil in semiarid grassland, and forest ecosystems (Breshears et al., 2003). Wind erosion is also important in determining risk levels associated with potential inhalation of airborne particulates from contaminated soils (Larney et al., 1999). Thus, the objective of this study was to compare metal concentrations in mine tailings, road dust, and residential soils and to evaluate transport mechanisms for metals in the Nacozari mine site area.

2. Site description

Nacozari de García, Sonora is a mining town located near the US–Mexico border. It hosts a population of 14,000. The growth of the town of Nacozari de García has encroached around the mine tailings which cover an area of 19 ha and an amount of about three million tons (Fig. 1). This mine site contains multiple large tailings impoundments, old mill building foundations, a former copper refinery, and other mine structures. Historic records indicate that copper may have been discovered at this site as early as 1880. The Moctezuma Copper Company exploited the former Pilares mine located 10 km east of Nacozari. The Pilares mine produced 3000 tons of copper per day and approximately 40 million tons of copper during its operations from 1900 to 1949. Mine tailings were deposited over Tertiary age volcanic rocks (andesites, ignimbrites, and rhyolites) and also over the Baucarit Formation made of conglomerate interlayered with tuff and sandstones. According to historical records, Cu values in the Pilares deposit were 0.7–1.2% and this deposit was characterized by low metal sulfide content including pyrite (FeS), galena (PbS), and sphalerite (ZnS).

The study area has a semi-arid climate with an annual average precipitation of 490 mm, an annual average temperature of 19.6 °C with maximum monthly average temperature of 28.4 °C and minimum 10.8 °C. Maximum temperatures occur in July and August along with maximum precipitation. Evaporation exceeds two times the precipitation according to mean annual balances (maximum average monthly evapotranspiration is 151 mm in July and 115 mm in August). Surface run-off is very high, since 46% of the annual precipitation can occur in 60 days. Therefore, the main mechanisms of contaminant mobilization from primary sources are run-off and mechanical dispersion caused by wind. The dominant wind direction is WSW to ENE oriented with average wind speed of 5.36 m s⁻¹, and 8.33% of calm winds (Fig. 1).

3. Materials and methods

3.1. Sampling and analysis

Mine tailings (70 samples), efflorescence salts (7 samples), soils (S₁–S₆), residential soils (C₁–C₂₁), and road dust (RD₁–RD₃), were collected during a twelve month period (2007), results are shown in Tables 1 and 2. Bulk tailings samples were taken from one historical tailings pile for metal analysis by hand-excitation as deep as 0.3 m (5–10 kg per sample) and immediately stored in plastic bags to avoid moisture loss and to minimize exposure to atmospheric gases. Bulk tailings samples were sieved (<2 mm) prior to analysis. Efflorescence salt samples forming at the tailings surface were collected at seven main areas of salt accumulation within a surface area of 3 ha at the southern side of the tailings pile. Each salt sample was approximately 100 g. Sampling was performed according to standard methods for contaminated soils (USEPA 1991). Samples of natural soils were collected from six points (<20 cm depth) within an uncontaminated control area 20 km north of the mine tailings area. Residential soils were collected with a teflon knife after scraping away the top 0.5 cm. The soil samples were placed in plastic bags. Three composite roadway dust samples were taken after a dry period in 2007, at different points, along a main street with moderate traffic density. The road dust samples were collected by gently sweeping the road with a soft plastic brush. A total of 1.5 kg was collected for each sample and stored in plastic bags. Road dust samples were dried at 30 °C for 48 h and passed through a 30-mesh sieve.

All samples were analyzed after sieving using an Innov-XXT400 portable X-ray fluorescence (XRF) analyzer with a miniature, rugged X-ray tube excitation source. The XT400 XRF analyzer utilizes a Hewlett–Packard (HP) iPAQ personal data assistant for data storage. The XT400 analyzer can analyze elements from potassium to uranium in suites of 25 elements simultaneously. The certified standard NIST SRM-2702 (Inorganics in marine sediments) was also analyzed by the XT400 XRF with recoveries ranging from 90% to 110%. An estimated limit of detection was determined for each metal (in mg kg⁻¹ unless otherwise specified) based on a 99.7% confidence level using a 120 s test. Limits of detection were: Ba (240), Ti (400), Cr (45), Mn (80), Fe (100), Co (200), Ni (70), Cu (50), Zn (30), As (10), Se (9), Rb (11), Sr (13), Zr (10), Mo (10), Ag (75), Cd (50), Sn (100), Hg (14), Tl (18), Pb (16). The chemical composition of samples is presented in Tables 1 and 2.

In addition, to verify the XRF analysis, 10% of the samples were analyzed using acid digestion coupled with plasma-atomic emission spectrometry (ICP–AES), in accordance with EPA Method 3050B/6010B. ICP–AES analysis were performed using a Perkin–Elmer 4200 DV ICP, coupled with an ultrasonic nebulizer. When compared, the XRF results were within 10% agreement with the ICP–AES results.

Electric conductivity and pH were determined using samples that were dried at 30 °C for 48 h, and then sieved. Further, the mineralogy of the tailings, efflorescence salts, and road dust samples was obtained by X-ray powder diffraction (XRD) using a D8 Advance X-ray Diffractometer Bruker AXS at the University of Sonora.

3.2. Statistical analysis

Principal component analysis (PCA) and cluster analysis (CA) were used for data analysis in this study (Mendiguchia et al., 2004) using JMP4 software for Windows. Since sample metal content varied by up to several orders of magnitude, a correlation matrix was used for PCA analysis and each variable was normalized to unit variance to allow equal contributions (Loska and Wiechula, 2003; Farnham et al., 2003).

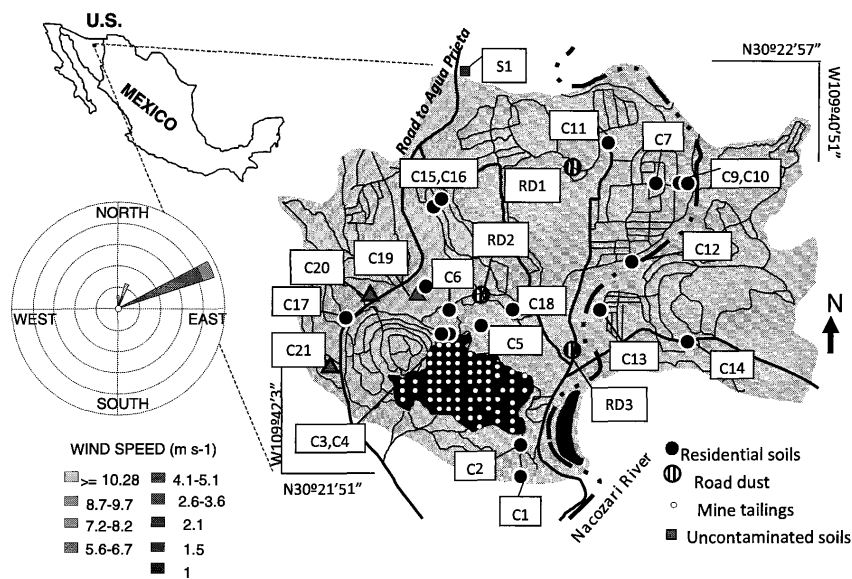


Fig. 1. A map showing the location of sampling sites used in this study. Sample labels are: C, residential sites; S, non-contaminated soils; RD, road dust sites. Soil samples S₂–S₆ are not shown in figure, they are located 6–15 km to the north of the town. On the left is a wind rose showing that the preferential wind direction in the site is from WSW to ENE.

To make the results more easily interpretable, PCA with VARIMAX normalized rotation was also applied, which can maximize the variances of the factor loadings across variables for each factor. Factor loadings >0.71 are typically regarded as excellent and <0.32 poor (García et al., 2004). In this study, all principal factors extracted from the variables were retained with eigenvalues >1.0. When PCA with VARIMAX normalized rotation is performed, each

PC score contains information on all of the metal elements combined into a single number, while the loadings indicate the relative contribution that each element makes to the score. The PC loadings are plotted and the plot is inspected for similarities observed as clusters in the PC loading plot.

Cluster analysis (CA) was performed to further classify elements of different sources on the basis of the similarities of their chemical properties. Hierarchical cluster analysis, used in this study, assisted in identifying relatively homogeneous groups of variables, using an algorithm that starts with each variable in a separate cluster and combines clusters until only one is left. As the variables have large differences in scaling, standardization was performed before computing proximities, which can be done automatically by the hierarchical cluster analysis procedure. A dendrogram was constructed to assess the cohesiveness of the clusters formed in which correlations among elements can readily be seen.

3.3. Enrichment factor (EF)

Because of the lack of guidelines for levels of contamination in residential soils and road dust for the majority of the elements analyzed in this study, enrichment factors were calculated by the modified formula suggested by Buat-Ménard and Chesselet (1979): $EF = [C_{n(sample)}/C_{ref(sample)}]/[B_{n(baseline)}/B_{ref(baseline)}]$ where $C_{n(sample)}$ is the concentration of the examined element in the studied residential soils and road dust, $C_{ref(sample)}$ is the concentration of the reference element in the studied residential soils and road dust, $B_{n(baseline)}$ is the content of the examined element in Nacozari soils (here Nacozari background values were selected as the baseline by averaging samples S₁–S₆), $B_{ref(baseline)}$ is the content of the reference element in Nacozari soils. Fe was chosen as the reference element.

EFs can give an insight into differentiating an anthropogenic source from a natural origin. EFs close to one point to a crustal ori-

Table 1 Average pH, EC, and metal concentration (mg kg⁻¹) in mine tailings from Nacozari, Sonora, México.

Number of analyzed samples	Mine tailings 70 bulk	Efflorescence salts 7
pH	3.87 ± 0.3	4 ± 0.2
EC (µS/cm)	340.1 ± 2	n.a.
Ti	1508 ± 365	<150
Cr	<25	219.3 ± 68.6
Mn	158.5 ± 10.5	31,084 ± 458
Fe	31,739 ± 381.9	9298 ± 230
Ni	69.5 ± 15.5	204 ± 34.7
Cu	400.5 ± 15.8	68,751 ± 865
Zn	78.8 ± 6.5	17,858 ± 238.5
As	29.3 ± 4	23.8 ± 5
Se	5.9 ± 1.6	13.5 ± 1.8
Rb	298.4 ± 5.6	175 ± 5.5
Sr	68.6 ± 2.6	8 ± 3
Zr	49.8 ± 3.7	<6
Mo	58.3 ± 3.5	10.8 ± 4
Ag	47.9 ± 2.3	321 ± 16
Ba	423.1 ± 140	1671 ± 139
Hg	28.1 ± 2.8	<11
Pb	39 ± 4.2	12 ± 5
Cd	<40	<40
Sn	<80	<80
Tl	<15	<15

Table 2
Metal concentrations in Nacoziari urban soils. Concentrations are in mg kg⁻¹.

Sample	Type	Ti	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Se	Rb	Sr	Zr	Mo	Ag	Ba	Hg	Pb
RD ₁	RD	5290	534	41,675	78	354	277	20	<LOD	118	351	66	36	<LOD	469	<LOD	71
RD ₂	RD	4513	394	27,026	<LOD	167	143	11	10	110	504	126	<LOD	<LOD	491	<LOD	50
RD ₃	RD	3090	346	22,774	<LOD	313	134	14	<LOD	110	445	71	<LOD	<LOD	278	<LOD	34
C ₁	RS	3160	322	23,839	76	48	53	27	<LOD	88	307	77	<LOD	<LOD	437	<LOD	23
C ₂	RS	2274	235	26,004	<LOD	95	83	<LOD	<LOD	124	335	58	<LOD	<LOD	443	<LOD	24
C ₃	RS	2301	235	27,151	<LOD	213	133	16	<LOD	179	447	22	<LOD	<LOD	411	21	25
C ₄	RS	3822	270	27,422	75	296	80	31	<LOD	238	321	47	12	<LOD	476	18	34
C ₅	RS	2941	478	22,319	<LOD	450	348	17	10	193	383	76	27	<LOD	483	<LOD	44
C ₆	RS	4985	656	32,766	<LOD	316	330	26	<LOD	140	476	59	<LOD	<LOD	502	<LOD	47
C ₇	RS	3245	568	27,291	<LOD	177	175	23	<LOD	132	294	50	<LOD	<LOD	559	<LOD	71
C ₈	RS	3617	546	27,400	71	149	114	41	<LOD	116	384	35	<LOD	<LOD	376	<LOD	32
C ₉	RS	3775	597	31,404	76	252	180	28	<LOD	95	407	38	<LOD	<LOD	418	<LOD	54
C ₁₀	RS	4410	427	27,154	78	207	339	17	<LOD	116	320	44	<LOD	<LOD	589	<LOD	35
C ₁₁	RS	2826	353	17,786	<LOD	176	523	32	<LOD	110	380	18	12	<LOD	367	<LOD	149
C ₁₂	RS	3642	788	19,112	<LOD	361	181	15	11	140	280	66	27	<LOD	428	<LOD	41
C ₁₃	RS	3039	536	23,254	<LOD	131	144	15	<LOD	112	978	<LOD	<LOD	<LOD	442	<LOD	26
C ₁₄	RS	3500	383	25,895	<LOD	178	150	25	<LOD	125	502	59	21	<LOD	383	<LOD	31
C ₁₅	RS	4051	498	31,765	<LOD	232	170	25	<LOD	134	392	45	28	<LOD	<LOD	<LOD	35
C ₁₆	RS	3009	430	21,099	72	112	130	15	<LOD	112	978	<LOD	<LOD	<LOD	417	<LOD	29
C ₁₇	RS	2850	394	25,310	<LOD	85	129	<LOD	<LOD	107	609	<LOD	<LOD	<LOD	680	17	72
C ₁₈	RS	5292	387	26,696	77	124	184	<LOD	<LOD	94	604	18	<LOD	<LOD	541	<LOD	68
S ₁	S	3895	1382	29,350	<LOD	47	55	11	<LOD	57	593	12	<LOD	<LOD	420	<LOD	22
S ₂	S	3209	558	31,238	75	86	125	14	<LOD	116	421	57	<LOD	<LOD	537	<LOD	46
S ₃	S	6648	794	50,913	105	108	85	12	5	34	1437	<LOD	<LOD	<LOD	675	<LOD	14
S ₄	S	3752	392	26,759	<LOD	473	148	17	<LOD	129	463	53	<LOD	<LOD	295	16	43
S ₅	S	4320	492	32,067	96	162	121	15	4	105	668	30	<LOD	<LOD	530	16	46
S ₆	S	4321	767	38,176	<LOD	411	169	14	<LOD	46	523	33	<LOD	<LOD	449	<LOD	19

Abbreviations are: <LOD: below limit of detection; RD: road dust; RS: residential soils; SP: school playgrounds; S: soil background.

gin while those greater than 10 are considered to have a non-crustal source (Nolting et al., 1999; Mendiguchia et al., 2004). Further, EFs can also assist the determination of the degree of metal contamination. Five contamination categories are recognized on the basis of the enrichment factor: EF < 2, deficiency to minimal enrichment; EF 2–5, moderate enrichment; EF 5–20, significant enrichment; EF 20–40, very high enrichment; EF > 40, extremely high enrichment (Sutherland, 2000; Loska and Wiechula, 2003).

3.4. Geoaccumulation index I_{geo}

The geoaccumulation index (I_{geo}) has been used since the late 1960s, and has been widely employed in European trace metal studies (Yaqin et al., 2008). Originally used for bottom sediments (Müller, 1969), it has been successfully applied to the measurement of soil contamination (Loska et al., 2003). This index is expressed by I_{geo} = log₂[C_n/1.5B_n], where C_n is the total concentration of metal n in the studied residential soil, B_n is the geochemical background value of element n, and 1.5 is a correction factor due to lithogenic effects. The geochemical background value of element n was taken from averaging soils (Bowen, 1979). Müller (1969) assessed the degree of metal pollution by means of seven different grades based on the numerical values of the I_{geo}. According to the mentioned index values <0, 1–2, 3–4, and >5 can be interpreted as “uncontaminated”, “moderately polluted”, “highly polluted”, and “very seriously polluted”, respectively (Muniz et al., 2004).

4. Results and discussion

4.1. Mine tailings

The Pilares ore deposit contains a variety of minerals including: pyrite, chalcopyrite, molybdenite, sphalerite, galena, chalcocite, malachite, azurite, cubanite, lollinginite. Mineralogical analysis

by XRD showed that the mine tailings are mainly composed of quartz, orthoclase, and muscovite. Granulometric analysis showed that the mine tailings are mostly coarse to medium-grained size (>80% of sample). Most of the tailings are characterized by a sandy texture, low water holding capacity, and are well aerated. A small area (3 ha) located on the southern side of the studied mine tailings is composed of bulk-flotation tailings, which are fine-grained, have a clayey texture, low permeability, and are not well aerated, constituting zones where water accumulates during the rainy season. Stratification, layers of different thickness, desiccation cracks, and efflorescence salts are commonly observed on this side of the tailings. High evaporation rates seasonally accumulate salts on the soil surface creating a very hostile environment for plant growth and increasing the erodability of the tailings.

The 70 bulk tailings samples analyzed showed generally low levels of Cr, Mn, Ni, Zn As, Se, Mo, Ba, and Pb and higher levels of Ag, Cu, and Hg (Table 1). The relative distribution in size fraction of the tailings varied in the site as a function of weathering and topographical position. For example, samples taken from sloping areas had a coarser, less dense texture since they are subjected to more run-off erosion which washes away the fine-textured material.

Metal content in surface efflorescence salt samples from the tailings show a significant accumulation of metals, e.g., Cu increased from 400 mg kg⁻¹ in bulk tailings to 69,000 mg kg⁻¹ in efflorescent salts, an increase of 170-fold. The metals with the highest concentrations in salts were Zn, Mn, and Cu which were concentrated 230-fold, 200-fold, and 170-fold, respectively in the salt crust (Table 1).

The formation of efflorescent salts is climate dependent. In humid climates, following sulfide oxidation and neutralization reactions liberated metals are transported downward until they encounter a reducing environment, such as saturated conditions. This can result in retention of these metals by pH-controlled sorption processes and/or precipitation of secondary minerals (e.g. Fe-

oxides and Cu-sulfides). In contrast, in arid climates, upward migration to more oxidizing conditions can occur via capillary forces. Dold and Fontboté (2001, 2002) showed that in strongly acidic oxidation zones (paste pH 1.7–4), the upward transport of metals leads to the formation of water-soluble sulfate minerals at the surface of porphyry copper tailings. The pH of the Nacoziari mine tailings ranges from 3.7 to 4.2 and so this process would be expected to occur (Table 1). This can be contrasted to carbonate-rich tailings that might be found in arid environments, where the acidity produced by sulfide oxidation is neutralized and pH values are near neutral (e.g. Blowes et al., 1998). In this case, sorption processes would strongly limit the upward mobility of the bivalent metal cations.

The influence of climate conditions on element mobility is a major issue in arid environments. Strong evapotranspiration occurs during the hottest months of the year along with major precipitation. Since the mobilization of contaminants in soils is controlled by pH and moisture conditions in addition to other factors, soluble sulfate minerals may precipitate during dry periods, especially at the interface between saturated and unsaturated zones. At this interface, evaporation leads to an accumulation of dissolved species (Bigham and Nordstrom, 2000). The rate of evaporation in Nacoziari is high since the highest temperatures occur during the rainy season (2 months). Thus, evaporation of water from the tailings induces salt transport to the tailings surface. The accumulation of salts at the surface generates a thin crust of very fine-grained material susceptible to wind erosion and transport to more sensitive environments. In addition, high trace element levels in salts, mainly in bioavailable form, could impede revegetation used to stabilize the tailings.

4.2. Residential soils

Nacoziari mine tailings are surrounded by residential areas. Backyards from houses located adjacent to mine tailings are visibly impacted; covered by yellowish sand and silt material from the tailings. Samples were collected from residential soils (C₁–C₂₁); and from road dust (RD₁–RD₃) at a range of distances from the tailings (Fig. 1). Background samples were collected from six non-contaminated sites outside the urban area (S₁–S₆). The residential soils nearest to the mine tailings exhibited the lowest clay content and were nearly barren of vegetation.

The Cu and As concentration maps in residential soils (Fig. 2A and B) show that these metal(loid)s are in highest concentration adjacent to the tailings. This is likely a result of seasonal erosion due to rainfall events. As and Cu contents in the residential soils is significant despite the low total As and Cu concentrations in the mine tailings (Table 2). Naturally occurring arsenic in surface soils typically range from 1 to 50 mg kg⁻¹; concentrations above 10 mg kg⁻¹ are considered as potentially phytotoxic (Bowen, 1979). Concentrations of arsenic greater than 0.39 mg kg⁻¹ may cause carcinogenic effects in humans, and concentrations above 22 mg kg⁻¹ may result in adverse noncarcinogenic effects. According to Mexican legislation maximum permissible level (MCL) for arsenic content in residential soils is 22 mg kg⁻¹, 45% of residential soil samples from this study exceed the MCL. Cu contents from Nacoziari background soils range from 48 to 96 mg kg⁻¹, whereas residential soils contain higher Cu-values of 200 mg kg⁻¹ average (Table 2).

4.3. Road dust

The mineralogical characterization of the three road dust samples revealed that quartz, andesine, muscovite and orthoclase are the main minerals, thus indicating the presence of materials derived not just from the mine tailings but also from the surrounding geological formations. Bismuth and lead antimony oxides as well as lead oxides were identified in both composite street dust samples by XRD (Fig. 3) reflecting an anthropogenic input possibly derived from the abrasion of tires and brake linings (Dietl et al., 1997; Varrica et al., 2003). Lead, copper, and zinc show higher contents in street dust samples than in background soil samples, reflection the influence of traffic sources. These data suggest that the Cu in residential soils could have a traffic-derived component in addition to a mine tailings provenance.

4.4. Cluster analysis and spatial distribution of heavy metals

Multivariate statistical methods were applied to detect interactions between metal(loid)s and their relationship to the sample site locations. Cluster analysis was applied to the standardized bulk concentration data and samples using Wards method, with Euclidian distances as the criterion for forming clusters of metal(loid)s. In general, this form of CA is regarded as very

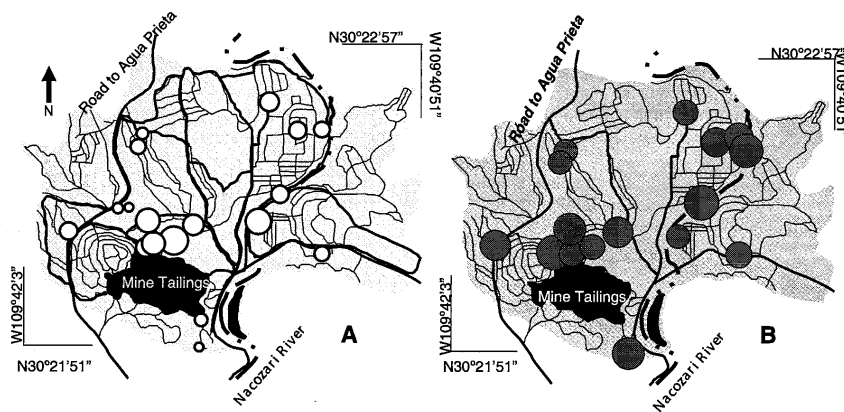


Fig. 2. The spatial distribution of Cu (A) and As (B) in residential soils. The size of the circles shows the relative concentration of the metal(loid), the larger the circle, the higher the metal(loid) concentration.

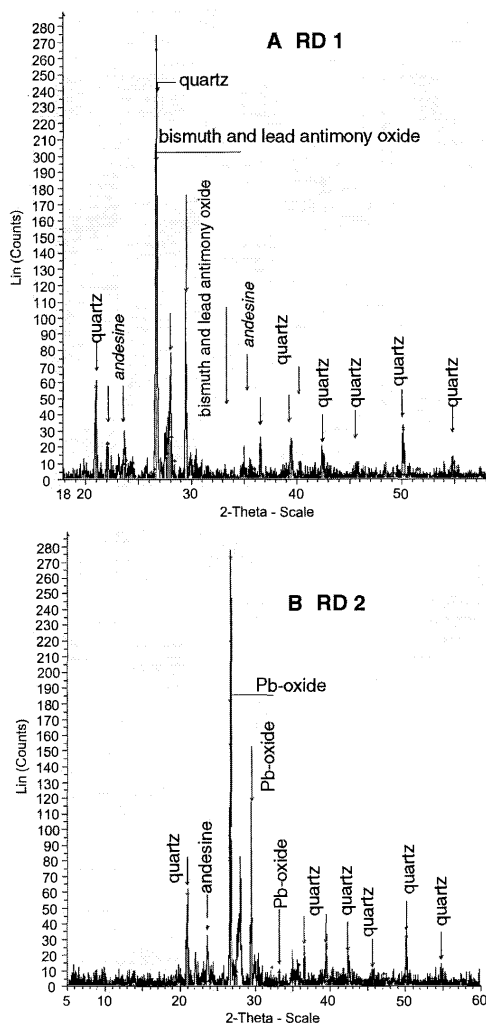


Fig. 3. X-ray diffractograms showing main minerals in road dust from Nacozari.

efficient, although it tends to create small clusters. The data set contained all 25 soil samples as cases and 11 metal(loid)s as variables. Cluster analysis of the soil samples revealed a dendrogram showing that 92% of the samples were distributed into three clusters, R1, R2, and R3 (Fig. 4). These three clusters were then plotted according to the location of the samples (Fig. 4). This plot reveals a SW-NE distribution pattern for each cluster which is coincident with prevalent wind direction at the time of sampling. Analysis of the total metal concentrations showed a significant correlation between metals in all the sampling points. This suggests that there is a common origin, the mine tailings site, for all the metals analyzed. Thus, we conclude that the mine tailings site is the main source for the Cu-enrichment in town soils in the area.

Metal dispersion from the Nacozari mine tailings can occur via two mechanisms. First, the physicochemical properties of the tailings, e.g., low pH, low water retention capacity, low cation exchange capacity (and hence ability to retain metals), may result in soluble metals that are transported to surrounding areas by means of surface run-off. The second mechanism is wind transport of dust from the tailings. There is evidence for both mechanisms from the metal(loid) distribution maps generated for the studied area.

The distribution map (Fig. 4) suggests a role both for surface run-off and for wind transport of the tailings. Immediately adjacent to the tailings metal concentrations remain high in areas to the N and NE. These areas are dominated by coarse grained materials. This distribution is consistent with the direction of flow of the surface water streams that follow the slope of the area. Further away from the tailings, metal concentrations are highest along a SW to NE transect which follows the predominant WSM to ENE wind patterns observed at the site. It seems reasonable to suggest that this distribution is primarily due to wind transport of fine-grained efflorescence salts from the tailings surface to the NE.

4.5. Enrichment factors and geoaccumulation index

An enrichment factor (*EF*) can be used to differentiate between the metals originating from human activities and those from natural provenance, to help assess the degree of anthropogenic influence. One such technique that has often been applied is normalization of a tested element against a reference one (Quevauviller et al., 1989; Isakson et al., 1997; Bergamaschi et al., 2002; Conrad and Chisholm-Brause, 2004).

Table 3 shows enrichment factors calculated for road dusts, residential soils, efflorescence salts, and soils. Residential soils and road dusts show significant enrichment for Cu and Hg, and moderately enrichment for As. Efflorescence salts show extremely high enrichment of Cu, As, Mn, and Hg, and very high enrichment of As. This group of elements is the same enriched group shown in residential soils. This suggests a dispersion of salts by wind erosion. Background soils show deficiency to minimal enrichment for most analyzed elements, with the exception of Hg and Cu, possibly due to the influence of mineralized rocks in soil formation.

The mean *EF* values for residential soils decreased in the order of Hg > Cu > As > Zn > Pb > Sr > Ni > Ba > Rb > Mn > Zr. This is also the expected order of their overall anthropogenic to lithogenic contribution at this site (Table 3). Values for Ba, Rb, Sr, Mn, Pb, and Zr were <5 and so these elements are considered to originate primarily from natural sources (Table 3). The *EF* values for Cu were higher than the values for the background soil samples (S₁–S₆). Sample C5, located near the mine tailings, showed the highest *EF* for Cu (very high enrichment). This backyard soil sample, given its location adjacent to the tailings is likely influenced by run-off water transport. Enrichment of As, Cu, and Zn in these soils which are further away from the tailings may be more influenced by wind-dispersion of efflorescence salts from the mine tailings.

The *I_{geo}* values of As, Cu, Zn, Pb, and Hg are shown in Fig. 5. Applying the classification system devised by Müller (1969), the elements identified in the Nacozari residential soils may be divided into the following groups: practically uncontaminated (class 0) for Pb and Zn, moderately contaminated (class 2) for As and Pb, heavily contaminated (class 4) mainly for Cu and As, and extremely contaminated (class 6) for Hg. The As and Cu *I_{geo}* values ranged from 0 to 4 indicating class 3 to 4 contamination. The accumulation of metals in soils is a long-term process and it is difficult to remove these substances in a short period of time.

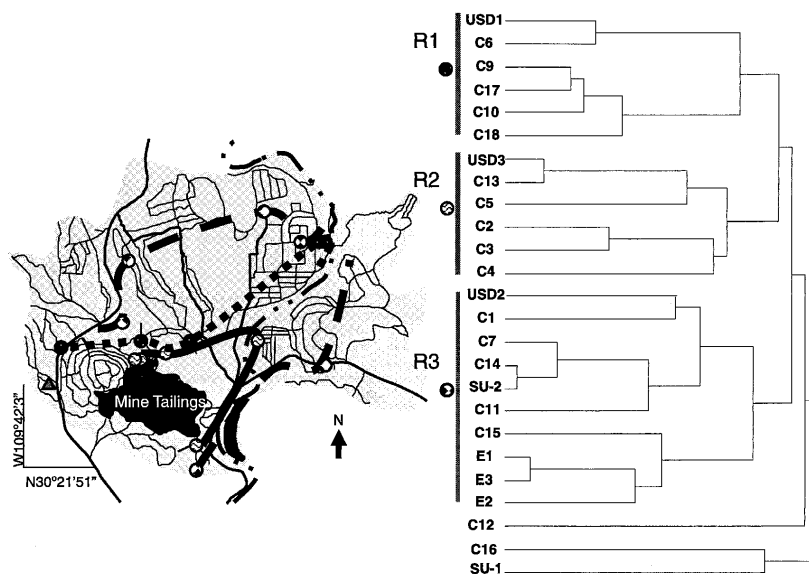


Fig. 4. (A) Contour map based on cluster analysis. The short dashed line connects samples sites from Cluster R1, the solid line connects sample sites from Cluster R2, and the long dashed line connects sample sites from Cluster R3. (B) Dendrogram resulting from the Wards method of hierarchical cluster analysis for the 25 soil samples and the 11 metal(loid)s. Three major clusters (R1, R2, and R3) were identified and labeled with a symbol that corresponds to their location on the map.

Table 3
Enrichment factors of analyzed samples from Nacozari.

Sample type	Enrichment factors (range)										
	Mn	Ni	Cu	Zn	As	Rb	Sr	Zr	Ba	Hg	Pb
Road dust	0.5–0.6	0.1–1.2	8.2–12	2.3–3	2.7–4	0.1–1.3	0.02–3	0.2–0.5	0.8–1.5	160	1.7–2
Residential soils	0.5–0.8	1.7–3.2	4–27	1–4.5	4–10	1–2.3	1.7–4	0.1–0.3	1.2–1.5	360–516	1–3
Efflorescence salts	132–135	17.7–18.6	97,413–9982	844–864	13.8–20.1	5–5.03	0.09–0.2	0.06	13.5–15.2	789	0.9–2
Soils	0.5–1.4	2.5–2.8	2.3–5.5	0.9–1.7	2.6–2.7	0.3–0.9	2.8–6	0.1–0.4	1.2–1.4	279	0.6–1.3

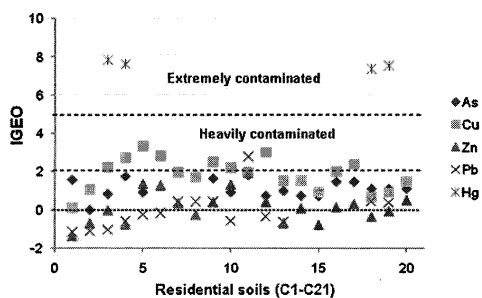


Fig. 5. Values of the geoaccumulation index (I_{geo}) for As, Cu, Zn, Pb, and Hg of the 20 sampling sites for residential soils.

5. Conclusion

This study focused on the Nacozari tailings site which is characterized by generally low concentrations of metal(loid)s. Results

show that metal(loid)s in the tailings are dispersed both downstream and downslope via two mechanisms, surface run-off and wind-dispersion of efflorescent salts. Dispersion resulted in elevated levels of metal(loid)s in nearby residential areas in patterns that were dependent on climatic parameters (wind direction, rainfall, etc.). The pattern of elevated concentrations and of Cu and As found in residential soils indicates that dispersion of both their soluble and particulate forms is important. Further, results suggest that the processes governing metal(loid) transfer from the tailings zone to residential soils are strongly influenced by the semi-arid climate in Nacozari. In this semi-arid region, there is little likelihood of metal transport to groundwater. Instead, transport occurred via surface run-off which impacted immediately adjacent areas most strongly. Perhaps more importantly, transport of fine efflorescence salts that are created at the tailings surface following evaporation during the short rainy seasons, occur over longer distances via wind dispersion. These efflorescence salts are of concern because they can concentrate metal(loid)s, e.g., Cu, from the tailings at levels exceeding 200-fold. We suggest that one way to prevent erosion processes on site is to create a vegetative cap. It will be necessary to conduct studies to identify native plants that would be suitable candidates to tolerate growth in the tailings are create a viable vegetative cap. Measurements of air

concentrations are suggested as future work in order to quantify the influence of efflorescence salts in air quality.

Acknowledgements

The research was supported by EPA-STAG Grant to US–Mexico Binational Center for Toxicology and Environmental Sciences (R. Maier and D. Meza-Figueroa), by Grant 2 P42 ES04940-11 from the National Institute of Environmental Health Sciences, Superfund Basic Research Program, NIH (R. Maier), and by a Technical Assistance Contract to Universidad de Sonora by BECC and EPA Region 9 (D. Meza-Figueroa). Opinions in the paper do not constitute an endorsement or approval by the funding agencies and only reflect the personal views of the authors. The authors are grateful for the comments of two anonymous reviewers. Ana María Pérez provided invaluable technical assistance with acid digestion of samples. Victor del Castillo provided field assistance. The authors also thank Dr. Edward Surbrugg from Tetra Tech Co. for his assistance in XRF-metal analysis in field. Finally, the authors thank the residents of Nacozari and surrounding areas for their gracious assistance during sample collection for this study.

References

Breshears, D.D., Whicker, J.J., Johansen, M.P., Pinder III, J.E., 2003. Wind and water erosion and transport in semiarid shrubland, grassland, and forest ecosystems. Quantifying dominance of horizontal wind-driven transport. *Earth Surf. Proc. Land* 28, 1189–1209.

Bergamaschi, I., Rizzio, E., Valcuvia, M.C., Verza, G., Profumo, A., Calladini, M., 2003. Determination of trace elements and evaluation of their enrichment factors in Himalayan lichens. *Environ. Pollut.* 120, 137–144.

Bigham, J.M., Nordstrom, D.K., 2000. Iron and aluminum hydroxysulfates from acid sulfate waters. In: Alpers, C.N., Jambor, J.L., Nordstrom, D.K. (Eds.), *Sulfate minerals—crystallography, geochemistry and environmental significance*. *Rev. Mineral. Geochem.* 40, 351–403.

Blowes, D.W., Jambor, J.L., Hanton-Fong, C.J., Lortie, L., Gould, W.D., 1998. Geochemical mineralogical and microbiological characterization of a sulphide-bearing carbonate-rich gold-mine tailings impoundment, Joutel, Quebec. *Appl. Geochem.* 13, 687–705.

Bowen, H.J.M., 1979. *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic Press, London.

Buat-Ménard, P., Chesselet, R., 1979. Variable influence of the atmospheric flux on the trace metal chemistry of oceanic suspended matter. *Earth Planet. Sc. Lett.* 42, 399–411.

Conrad, C.F., Chisholm-Brause, C.J., 2004. Spatial survey of trace metal contaminants in the sediments of the Elizabeth River, Virginia. *Mar. Pollut. Bull.* 49, 319–324.

DeMiguel, E., Llamas, J.F., Chacon, E., Berg, T., Larssen, S., Royset, O., Vadset, M., 1997. Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust unleaded petrol and urban lead. *Atmos. Environ.* 31, 2733–2740.

Diedl, C., Reinfenhaus, W., Peichl, L., 1997. Association of antimony with traffic-occurrence in airborne dust, deposition and accumulation in standardized grass cultures. *Sci. Total Environ.* 205, 235–244.

Dold, B., Fontboté, L., 2001. Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy, and mineral processing. Special issue: Geochemical studies of mining and the environment. *J. Geochem. Explor.* 74, 3–55.

Dold, B., Fontboté, L., 2002. A mineralogical and geochemical study of element mobility in sulfide mine tailings of Fe oxide Cu–Au deposits from the Punta del Cobre belt, northern Chile. *Chem. Geol.* 189, 135–163.

Farnham, I.M., Johannesson, K.H., Singh, A.K., Hodge, V.F., Stetzenback, K.J., 2003. Factor analytical approaches for evaluating groundwater trace element chemistry data. *Anal. Chim. Acta* 490, 123–138.

García, J.H., Li, W.W., Arimoto, R., Okransinski, R., Greenlee, J., Walton, J., Schloesslin, C., Sage, S., 2004. Characterization and implication of potential fugitive dust sources in the Paso del Norte region. *Sci. Total Environ.* 325, 95–112.

Isakson, J., Oblad, M., Lindgren, E.S., Fridell, M.D., Pacyna, J.M., Makinen, M., 1997. Perturbation of background aerosol at rural sites in the Nordic countries. *Atmos. Environ.* 31, 3077–3086.

Larney, F.J., Cessna, A.J., Bullock, M.S., 1999. Herbicide transport on wind-eroded sediment. *J. Environ. Qual.* 28, 1412–1421.

Loska, K., Wiechula, D., 2003. Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir. *Chemosphere* 51, 723–733.

Loska, K., Wiechula, D., Barska, B., Cebula, E., Chojnecka, A., 2003. Assessment of Arsenic enrichment of cultivated soils in Southern Poland. *Polish J. Environ. Stud.* 2, 187–192.

Madrid, L., Díaz-Barrientos, E., Madrid, F., 2002. Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere* 49, 1301–1308.

Mendiguchia, C., Moreno, C., Galindo, R.M.D., García-Vargas, M., 2004. Using chemometric tools to assess anthropogenic effects in river water. A case study: Guadalquivir River, Spain. *Anal. Chim. Acta* 515, 143–149.

Mendez, M.O., Maier, R.M., 2008. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 7, 47–59.

Müller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal* 2, 108–118.

Muniz, P., Venturini, N., Gómez-Erache, N., 2004. Spatial distribution of chromium and lead in the benthic environmental coastal areas of the Río de la Plata estuary (Montevideo, Uruguay). *Braz. J. Biol.* 64 (1), 103–116.

Nriagu, J.O., 1988. A silent epidemic of environmental metal poisoning. *Environ. Pollut.* 50, 139–161.

Nolting, R.F., Ramkema, A., Everaats, J.M., 1999. The geochemistry of Cu, Cd, Zn, Ni and Pb in sediment cores from the continental slope of the Banc d’Arguin (Mauritania). *Cont. Shelf Res.* 19, 665–691.

Quevauviller, P., Lavigne, R., Cortez, L., 1989. Impact of industrial and mine drainage wastes on the heavy-metal distribution basin and estuary of the Sado River (Portugal). *Environ. Pollut.* 59, 267–286.

Ramos-Arroyo, Y.R., Siebe-Grabach, C.D., 2006. Estrategia para identificar jales con potencial de riesgo ambiental en un distrito minero: estudio de caso en el Distrito de Guanajuato, Mexico. *Rev. Mex. Cienc. Geol.* 23, 54–74.

Rasmussen, P.E., Subramanian, S.K., Jessiman, B.J., 2001. A multi-element profile of housedust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Sci. Total Environ.* 267, 125–140.

Sutherland, R.A., 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environ. Geol.* 39, 611–627.

Varrica, D., Dongarrá, G., Sabatino, G., Monna, F., 2003. Inorganic geochemistry of roadway dust from the metropolitan area of Palermo, Italy. *Environ. Geol.* 40, 222–230.

Yaqin, J., Yinchang, F., Jianhui, W., Tan, Z., Zhipeng, B., Chiqing, D., 2008. Using geoaccumulation index to study source profiles of soil dust in China. *J. Environ. Sci.* 20, 571–578.

Anuario climático

Sumario Estacional Climatológico Primavera del 2008							
Estación: Nacozeni de García, Sonora, México.							
Elevación: 1104mts							
Abril	T. Media	Lluvia	Vel. Vient, prom	Tiempo	D. Dominante	P. Barométrica	Humedad
	C°	mm	Km/hr	0-23		mm	%
7	23.90	0.00	1.90	16	ENE	756.71	20.71
8	-	-					
9	19.00	0.00	5.10	16	ESE	753.54	23.67
18	23.10	0.00	0.30	13	ENE	756.95	14.00
19	19.30	0.00	1.00	11	NE	756.68	18.79
20	20.10	0.00	1.10	10	NNE	756.50	19.00
21	18.30	0.00	0.60	13	ENE	758.00	21.83
22	20.70	0.00	0.60	17	ENE	756.59	17.60
23	21.20	0.00	0.60	23	S	756.19	18.75
24	20.60	0.00	1.00	14	S	756.79	21.46
25	21.20	0.00	0.50	23	SSW	757.77	19.81
26	23.80	0.00	0.80	16	SSW	755.48	12.21
27	22.20	0.00	1.40	13	WSW	758.25	15.10
28	21.60	0.00	0.60	11	WSW	759.80	16.69
29	22.50	0.00	1.30	15	SSE	756.86	15.48
30	22.40	0.00	2.60	11	E	754.16	17.25
Mayo							
1	20.60	0.00	1.40		E	754.72	22.96
2	20.20	0.00	0.60		E	756.19	25.63
3	21.60	0.00	0.50		SSW	756.34	20.56
4	21.10	0.00	0.50		E	755.08	22.25
5	20.60	0.00	1.60		ENE	755.74	23.58
6	18.60	0.00	2.60		ENE	755.10	28.02
7	18.40	0.00	0.50		NNE	758.01	45.13
8	21.10	0.00	1.10		ESE	755.82	28.32
13	23.40	0.00	5.30	13	SE	753.91	17.80
14	18.70	0.00	0.80	15	E	757.58	28.46
15	19.70	0.00	1.00	15	NNE	757.01	29.06
16	18.80	0.00	1.00	11	WSW	759.73	44.73
17	20.80	0.00	1.10	12	N	760.20	37.63
18	23.30	0.00	1.10	11	N	758.24	27.60
19	25.30	0.00	0.50	20	SSE	756.10	23.63
20	28.00	0.00	1.40	14	SSE	755.92	23.97
21	24.70	0.00	3.40	16	ENE	754.71	29.40
22	18.50	0.00	5.80	12	ESE	748.52	44.29
23	15.20	0.00	4.70	16	ESE	746.54	59.19
24	19.10	0.00	1.80	9	ENE	753.16	45.79
25	21.20	0.00	1.00	15	SE	757.29	35.15

26	21.80	0.00	1.40	14	E	755.00	30.56
27	22.20	0.00	0.60	16	E	755.10	22.32
28	24.30	0.00	0.80	15	E	755.49	23.93
29	25.20	0.00	0.60	13	SSW	756.06	17.43
30	25.90	0.00	0.80	13	SSE	756.21	16.55
31	25.70	0.00	0.60	15	S	756.25	15.96
Junio							
1	28.90	0.00	0.80	11	S	754.14	11.45
2	29.20	0.00	1.00	14	SSW	753.70	14.69
3	28.80	0.00	1.40	15	ESE	751.81	17.94
4	26.20	0.00	2.90	12	ESE	748.91	17.25
5	24.30	0.00	1.40	9	E	751.30	37.40
6	26.20	0.00	0.50	14	ENE	753.13	40.42
7	26.30	0.00	0.80	16	NNE	752.57	41.81
8	27.10	0.00	0.60	9	NNE	753.06	37.88
9	28.30	0.00	0.50	15	S	752.40	22.10
10	28.60	0.00	0.80	17	NE	752.27	24.46
11	27.30	0.00	1.40	16	ENE	753.39	38.88
12	28.30	0.00	0.60	16	E	754.08	41.19
13	28.60	0.00	0.60	20	E	755.17	29.86
14	30.60	0.00	1.00	9	S	754.48	29.19
15	28.90	0.00	0.60	13	SSE	754.23	34.44
16	28.90	0.00	0.60	15	ENE	754.64	37.21
17	29.70	0.00	1.30	20	NNE	756.00	36.90
18	30.80	0.00	0.60	14	NNE	754.85	31.13
19	30.20	0.00	1.40	16	SSE	753.98	25.83
20	29.90	0.00	0.30	15	SSE	754.35	19.52
21	27.80	0.00	0.80	9	NNE	756.80	34.04

Sumario Estacional Climatológico Verano del 2008							
Estación: Nacozeni de García, Sonora, México.							
Elevación: 1104mts							
Junio	T. Media	Lluvia	Vel. Vient, prom	Tiempo	D. Dominante	P. Barométrica	Humedad
	C°	mm	Km/hr	0-23		mm	%
21	27.80	0.00	0.80	9	NNE	756.80	34.04
22	29.70	0.00	0.60	12	SSW	756.83	33.88
23	29.20	0.00	0.50	16	ENE	755.49	37.79
24	26.70	0.00	1.30	17	SSW	756.76	44.25
25	26.90	0.00	0.60	19	NNE	757.59	47.52
26	26.60	0.00	0.50	0	N	756.04	45.35
27	26.60	0.00	0.50	13	SSW	756.38	46.92
28	27.70	0.00	0.50	17	NNE	756.60	38.33
29	27.50	0.00	0.60	0	WSW	756.39	43.83
30	28.30	0.00	0.50	11	N	756.33	43.38
Julio							
1	28.60	0.00	0.30	20	NNE	754.20	41.64
2	28.20	0.30	0.80	4	NNE	752.95	48.62
3	26.40	0.30	0.50	1	ENE	754.29	58.00
4	27.60	0.00	0.60	11	ENE	754.97	54.15
5	24.60	1.30	0.30	15	ENE	754.98	64.30
6	24.40	2.30	0.60	15	SW	753.31	68.30
7	24.40	6.60	0.50	16	SW	753.60	68.64
8	23.10	0.30	0.20	20	SW	754.06	75.36
9	21.70	0.50	0.20	16	SSW	755.05	86.72
10	22.30	2.80	0.00	7	SSE	756.56	83.66
11	22.60	3.60	0.30	10	ENE	758.30	84.94
12	23.20	0.00	0.30	8	S	759.80	79.26
13	24.50	6.30	0.20	16	S	757.43	70.83
14	24.30	0.00	0.20	17	ENE	757.00	70.87
15	26.40	0.00	0.50	17	SSE	757.38	62.96
16	25.40	0.30	0.30	15	SSE	758.15	67.94
17	25.10	0.30	0.50	15	ENE	756.90	69.81
18	23.90	6.90	0.30	17	ENE	755.26	78.43
19	22.00	1.00	0.20	14	ENE	756.61	81.11
20	23.60	0.50	0.20	14	ENE	757.81	81.32
21	24.30	0.00	0.20	11	ENE	756.94	73.51
22	23.70	0.80	0.20	13	ENE	756.38	77.66
23	23.80	0.80	0.60	19	SE	756.67	77.13
24	23.80	0.00	0.30	17	ENE	756.67	71.38
25	23.60	1.00	0.30	17	E	756.96	79.21
26	22.10	1.30	0.20	13	ENE	758.96	88.96
27	21.60	0.80	0.20	11	ENE	759.60	89.68
28	23.40	0.00	0.20	15	NNE	758.76	84.45

29	23.90	0.00	0.00	15	E	758.12	80.77
30	26.40	0.00	0.30	16	SSE	755.89	70.89
31	27.10	0.00	0.30	16	E	753.90	70.32
Agosto							
1	27.30	0.00	0.20	20	ENE	753.86	68.65
2	23.80	0.30	0.20	17	ENE	755.81	72.44
3	23.30	0.30	0.60	17	SSW	757.04	75.82
4	25.30	0.00	0.60	14	SW	756.89	67.06
5	23.40	1.00	0.50	15	ESE	757.05	77.31
6	26.20	0.00	0.30	12	SW	756.93	64.02
7	22.40	0.30	0.20	15	E	757.28	78.95
8	22.90	0.00	0.30	20	E	758.20	75.89
9	22.90	0.30	0.20	18	ENE	757.87	81.49
10	22.70	0.50	0.00	15	E	757.21	87.00
11	23.20	0.50	0.20	16	ESE	755.89	87.38
12	23.30	0.30	0.20	19	ENE	755.84	81.79
13	25.30	0.00	0.30	14	W	755.08	73.40
14	23.50	0.30	0.30	20	SSE	756.76	79.72
15	22.90	0.30	0.20	12	NNE	757.05	85.21
16	24.10	0.00	0.20	16	ENE	756.89	75.13
17	23.90	0.00	0.20	10	ENE	756.16	80.57
18	24.40	0.00	0.30	5	SSE	756.21	76.79
19	24.10	0.00	0.00	14	SSW	755.75	73.53
20	25.90	0.00	0.30	14	S	754.53	65.46
21	24.20	0.30	0.20	19	E	754.71	74.83
22	24.10	0.00	0.30	18	ENE	755.56	76.02
23	24.50	0.00	0.00	14	ENE	756.00	74.31
24	23.80	0.30	0.50	19	ENE	756.04	71.38
25	21.10	0.00	0.00	11	ENE	756.26	90.81
26	21.40	0.00	0.00	11	ENE	755.58	89.21
27	21.80	0.00	0.00	12	ENE	755.48	84.90
28	21.60	0.30	0.20	16	NE	754.43	86.79
29	21.90	0.00	0.00	11	WSW	754.24	81.65
30	22.40	0.00	0.30	15	WSW	753.65	79.15
31	22.10	0.00	0.30	17	NNE	754.16	81.73
Septiembre							
1	23.20	0.00	0.20	12	SSE	754.50	73.64
2	24.50	0.00	0.30	15	SSE	755.21	64.23
3	24.30	0.00	0.00	14	SW	755.81	60.57
4	24.80	0.00	0.20	14	SW	754.39	59.13
5	24.90	0.00	0.50	12	NNE	753.76	50.91
6	25.80	0.00	0.00	15	S	753.62	52.26
7	24.80	0.00	0.00	13	S	753.78	61.15
8	24.60	0.00	0.20	17	SSE	754.30	64.09
9	23.80	0.30	0.50	19	ENE	754.74	70.38

10	22.40	0.00	0.20	16	ENE	755.05	76.87
11	21.90	0.30	0.00	17	ENE	753.94	75.28
12	21.70	0.00	0.50	12	S	754.95	76.98
13	22.00	0.00	0.30	14	ENE	754.99	64.32
14	23.20	0.00	0.50	13	WSW	756.75	54.64
15	23.00	0.00	0.80	8	WSW	758.27	55.19
16	22.20	0.00	0.30	8	WSW	759.98	58.19
17	22.30	0.00	0.00	13	S	758.88	59.64
18	22.80	0.00	0.00	13	NNE	757.76	59.19
19	21.60	0.00	0.00	14	ENE	757.81	68.55
20	23.10	0.20	0.20	17	ENE	757.34	59.64

Sumario Estacional Climatológico Otoño del 2008
 Estación: Nacozari de García, Sonora, México.
 Elevación: 1104mts

Septiembre	T. Media	Lluvia	Vel. Vient, prom	Tiempo	D. Dominante	P. Barométrica	Humedad
	C°	mm	Km/hr	0-23		mm	%
21	23.40	0.20	0.20	14	ENE	756.61	55.68
22	23.80	0.20	0.20	15	ESE	756.86	57.98
23	24.10	0.30	0.30	12	NNE	757.74	54.45
24	25.20	0.00	1.40	10	NNE	757.50	42.50
25	23.60	0.00	0.60	16	SSW	757.52	54.68
26	22.10	0.00	0.00	7	SSW	758.08	69.89
27	23.20	0.00	0.00	12	WSW	757.39	59.43
28	24.10	0.00	0.50	12	SW	757.28	50.39
29	23.60	0.00	0.60	15	WNW	758.13	40.27
30	23.90	0.00	0.60	12	SSW	759.60	37.50
Octubre							
1	23.30	0.00	0.20	11	WSW	758.85	38.76
2	21.70	0.00	0.50	16	SSE	757.12	50.72
3	21.80	0.30	0.50	11	ENE	756.55	51.97
4	21.70	0.00	1.00	19	ENE	756.10	51.14
5	20.80	0.00	1.00	14	ENE	754.67	52.41
6	18.80	0.00	0.20	11	N	758.52	52.85
7	22.10	0.00	0.60	13	S	759.49	33.97
8	23.00	0.00	0.20	11	SW	757.48	37.47
9	21.90	0.00	0.50	16	E	755.76	50.47
10	21.30	0.00	0.50	19	ENE	754.31	60.97
11	21.50	0.30	0.60	13	ENE	752.83	75.43
12	19.40	0.00	0.80	15	ENE	755.18	63.70
13	17.50	0.00	0.20	11	ENE	758.92	49.41

14	18.70	0.00	0.30	20	SSW	758.55	25.02
15	20.00	0.00	0.50	7	SE	760.01	33.64
16	21.20	0.00	0.30	15	SW	761.66	36.16
17	22.80	0.00	0.60	11	WSW	761.66	38.33
18	22.80	0.00	0.20	12	SW	760.31	38.25
19	22.30	0.00	0.00	15	E	759.26	39.29
20	21.40	0.00	0.20	13	ENE	759.59	33.20
21	20.20	0.00	0.50	12	SSE	759.52	41.91
22	20.40	0.00	0.20	14	WSW	759.77	27.50
23	18.80	0.00	0.30	14	S	760.15	29.04
24	17.10	0.30	0.20	11	SSE	760.62	38.66
Noviembre							
1	20.70	0.00	0.20	13	SW	762.35	34.51
2	20.10	0.00	0.30	15	ENE	759.90	38.12
3	18.90	0.00	0.80	18	SSE	758.80	51.42
4	18.90	0.00	1.60	11	SSE	757.38	62.93
5	16.60	0.00	0.50	10	ENE	758.87	53.36
6	14.60	0.00	0.20	15	ESE	762.50	38.25
7	14.80	0.00	0.50	8	WSW	762.68	19.94
8	15.20	0.30	0.20	12	WSW	760.04	21.80
9	14.60	0.00	1.80	16	ENE	756.40	39.36
10	14.20	0.00	1.00	1	ENE	758.04	56.78
11	11.80	0.30	0.20	12	SSE	762.19	51.51
12	12.90	0.00	0.20	16	WSW	761.78	39.87
13	14.70	0.00	0.30	13	ESE	759.41	37.53
14	14.30	0.00	0.00	11	ESE	760.55	41.70
15	16.60	0.00	1.40	16	WSW	762.98	34.78
16	15.80	0.00	0.80	13	WSW	764.27	31.91
17	17.80	0.00	0.20	11	WSW	765.66	31.27
18	18.10	0.00	0.30	9	WSW	765.06	25.38
19	17.00	0.00	0.20	7	SW	762.85	27.04
20	16.80	0.00	0.20	13	SW	762.15	26.68
21	13.30	0.00	1.40	6	WSW	763.99	35.55
22	14.60	0.00	0.20	12	SW	764.23	36.02
23	14.20	0.00	0.20	13	ENE	763.25	44.02
24	16.60	0.00	0.80	9	ESE	763.51	32.82
25	16.70	0.30	0.00	5	WSW	762.20	34.82
26	16.30	5.10	0.20	12	ENE	761.21	62.63
27	13.30	11.20	0.80	8	ENE	760.84	81.14
28	11.00	0.00	0.30	12	ESE	762.04	71.08
29	11.10	0.00	0.20	11	WSW	761.47	66.57
30	11.90	0.00	0.50	14	W	762.62	58.57
Diciembre							
1	14.50	0.00	0.30	11	WSW	763.93	41.72
2	12.80	0.00	0.30	15	ENE	764.45	48.70

3	11.80	0.00	0.00	11	ENE	763.86	57.27
4	11.60	0.00	0.20	12	ENE	763.19	56.97
5	13.20	0.00	0.00	7	E	764.45	54.44
6	13.30	0.00	0.00	10	E	765.57	53.31
7	13.00	0.00	0.00	8	NE	762.66	47.76
8	13.30	0.00	1.10	11	ENE	757.95	51.72
9	10.60	0.00	1.10	11	WSW	761.53	49.51
10	9.20	0.00	0.80	12	WSW	768.12	43.31
11	12.90	0.00	0.60	12	WSW	764.17	34.85
12	14.00	0.00	0.20	22	ENE	760.44	39.12
13	14.40	0.00	2.10	20	ENE	756.99	48.97
14	13.70	0.00	3.10	11	ENE	758.33	62.44
15	12.70	0.00	1.30	12	ENE	761.74	61.06
16	12.90	0.00	1.40	22	ENE	760.91	60.72
17	12.40	1.00	0.80	13	ENE	760.48	63.53
18	11.70	0.00	1.90	8	ENE	762.65	68.80
19	10.00	0.00	0.20	14	SE	765.36	72.97
20	10.10	0.00	0.00	14	ENE	764.38	56.46
21	10.00	0.00	0.20	14	W	762.85	41.27

Sumario Estacional Climatológico Invierno del 2008							
Estación: Nacozari de García, Sonora, México.							
Elevación: 1104mts							
Diciembre	T. Media	Lluvia	Vel. Vient, prom	Tiempo	D. Dominante	P. Barométrica	Humedad
	C°	mm	Km/hr	0-23		mm	%
21	10.00	0.00	0.20	14	W	762.85	41.27
22	10.80	0.00	1.10	22	ENE	759.78	37.80
23	12.10	0.00	2.60	9	ENE	758.64	54.57
24	12.20	0.00	0.50	13	ENE	762.54	64.31
25	13.10	0.00	1.80	17	ENE	760.66	69.76
26	10.80	0.00	3.20	21	ENE	759.71	67.65
27	3.70	0.00	1.40	21	WSW	767.20	47.36
28	7.20	0.00	1.30	1	W	769.02	38.53
29	11.70	0.00	0.60	13	W	766.10	30.93
30	12.60	0.00	0.50	4	SW	764.35	35.97
31	12.60	0.00	0.00	7	ENE	763.47	42.51
Enero							
1	10.90	0.00	0.00	14	ENE	762.52	46.02
2	11.50	0.00	0.20	15	ENE	759.83	51.48
3	10.60	0.00	0.50	11	ENE	758.75	60.40
4	11.40	0.00	0.60	12	ENE	759.67	62.70
5	9.30	0.00	0.60	1	SSE	761.67	64.87

6	8.30	0.00	0.60	15	S	763.13	49.34
7	9.10	0.00	0.20	13	SSW	764.94	40.25
8	10.80	0.00	0.00	7	ENE	762.58	40.44
9	10.60	0.00	0.50	12	ENE	762.56	41.38
10	9.80	0.00	3.10	7	W	767.92	40.51
11	10.80	0.00	2.10	12	W	767.44	27.29
12	13.00	0.00	1.40	13	WSW	765.62	26.76
13	13.20	0.00	0.60	2	WSW	765.57	26.85
14	12.30	0.00	0.30	11	W	764.24	28.55
15	13.10	0.00	0.30	8	WSW	765.20	26.68
16	14.30	0.00	0.60	3	WSW	766.61	29.00
17	14.80	0.00	0.20	11	W	764.92	32.42
18	16.10	0.00	0.60	10	W	765.97	33.12
19	17.10	0.00	0.50	12	W	764.66	31.04
20	16.10	1.00	0.60	10	W	763.76	43.42
21	17.90	0.00	0.20	11	WSW	761.88	38.17
22	13.60	1.30	0.00	12	NNE	762.79	79.63
23	13.90	0.30	0.20	16	E	764.23	86.59
24	13.00	0.00	0.20	14	ENE	763.84	75.38
25	14.20	0.00	0.30	12	ENE	759.94	54.29
26	14.80	0.00	1.90	13	ENE	758.28	48.00
27	11.40	0.00	2.30	20	ENE	763.08	48.72
28	9.50	0.00	1.00	0	W	765.74	28.02
29	11.40	0.00	1.60	21	W	764.54	24.72
30	12.80	0.00	1.40	7	WSW	765.76	19.40
31	13.30	0.00	0.20	7	SSW	762.65	25.21
Febrero							
1	12.40	0.00	0.50	15	SSE	762.35	34.10
2	13.60	0.00	0.80	16	WSW	765.23	24.61
3	14.60	0.00	0.50	10	SSW	764.55	21.61
4	14.30	0.00	0.50	9	WSW	764.98	22.57
5	15.30	0.00	0.30	14	ENE	764.49	25.97
6	15.20	0.00	1.00	13	E	761.17	28.40
7	13.40	0.00	1.30	13	ENE	759.08	36.30
8	9.30	1.50	1.10	6	SSE	760.36	65.06
9	8.20	0.00	1.10	15	E	762.42	65.49
10	6.20	1.50	1.90	9	SSE	762.78	58.53
11	8.30	0.00	0.30	5	SW	765.48	46.00
12	11.10	0.00	0.30	15	E	762.22	42.21
13	10.50	0.00	0.50	13	ENE	762.43	35.02
14	9.00	0.00	0.50	14	ENE	762.17	34.17
15	11.10	0.00	0.00	7	ENE	762.15	32.83
16	11.50	0.00	0.60	17	E	761.88	33.53
17	12.90	0.00	1.00	13	ENE	761.30	32.60
18	10.90	0.00	0.30	16	WSW	763.26	46.62

19	13.30	0.00	1.00	9	WSW	764.03	28.96
20	14.70	0.00	0.50	15	SSW	761.25	23.57
21	15.00	0.00	0.50	7	WSW	762.80	24.02
22	18.10	0.00	0.50	15	SSW	763.49	17.81
23	21.30	0.00	0.20	14	W	762.78	21.98
24	20.10	0.00	1.10	14	S	760.79	30.06
25	19.60	0.00	0.60	14	SSE	760.20	29.74
26	18.00	0.00	1.40	13	SSE	759.51	26.81
27	17.30	0.00	0.80	15	SSE	759.31	20.19
28	19.40	0.00	1.10	10	W	761.11	19.70
Marzo							
1	18.70	0.00	2.10	9	W	762.57	20.51
2	19.70	0.00	0.60	16	E	761.64	20.74
3	20.50	0.00	0.50	16	SW	759.91	20.09
4	19.90	0.00	1.40	15	SSE	759.97	24.49
5	18.40	0.00	0.30	17	ENE	760.75	32.06
6	18.40	0.00	1.30	18	ENE	758.87	32.83
7	17.40	0.00	1.40	11	ENE	758.25	40.09
8	13.70	0.30	0.30	16	ENE	760.35	56.53
9	11.40	0.00	0.20	16	ENE	760.70	87.15
10	13.10	0.00	0.20	14	ENE	760.86	66.57
11	13.90	0.00	0.30	13	E	760.07	55.02
12	13.70	0.00	0.80	15	ESE	758.82	46.06
13	12.10	0.00	0.20	14	ESE	758.86	47.09
14	11.30	0.00	0.60	15	ESE	758.72	44.62
15	12.20	0.00	0.30	12	E	762.13	45.55
16	15.40	0.00	0.00	6	W	764.04	30.96
17	18.30	0.00	0.30	5	W	761.69	24.13
18	18.50	0.00	0.30	12	NE	760.24	26.45
19	20.30	0.00	0.30	11	W	757.82	23.94
20	17.50	0.00	0.20	13	ENE	757.84	31.34
21	18.50	0.00	0.60	12	ENE	758.75	36.57