

**UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA  
FACULTAD DE INGENIERÍA**

**ESCUELA DE ESTUDIOS DE POSTGRADO**



**ESTUDIO ESPECIAL DE GRADUACIÓN**

**CONTAMINACIÓN NATURAL DE ARSÉNICO DERIVADO  
DEL PLUTÓN DE CHIQUIMULA  
(NOROESTE DE LA CIUDAD DE CHIQUIMULA, GUATEMALA, C. A.)**

**INGENIERO GEÓLOGO  
LUIS ALEJANDRO CACAO BARTOLÓN**

**AL CONFERÍRSELE EL TÍTULO DE  
MASTER EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA DEL MEDIO AMBIENTE**

**Guatemala, Octubre de 2008**

**UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA  
FACULTAD DE INGENIERIA**

**ESCUELA DE ESTUDIOS DE POSTGRADO**



**NOMINA DE JUNTA DIRECTIVA**

DECANO	Ing. Murphy Olimpo Paiz Recinos
VOCAL I	Inga. Glenda Patricia García Soria
VOCAL II	Inga. Alba Maritza Guerrero de López
VOCAL III	Ing. Miguel Ángel Dávila Calderón
VOCAL IV	Br. José Milton De León Bran
VOCAL V	Br. Isaac Sultán Mejía
SECRETARIO	Inga. Marcia Ivonne Véliz Vargas

**TRIBUNAL QUE PRACTICÓ EL EXAMEN GENERAL PRIVADO**

DECANO	Ing. Murphy Olimpo Paiz Recinos
EXAMINADOR	Ing. Carlos Humberto Pérez Rodríguez
EXAMINADOR	Cesar Augusto Aku Castillo
EXAMINADOR	Mario Francisco Rousselin Sandoval
SECRETARIO	Ing. Marcia Ivonne Véliz Vargas

**HONORABLE TRIBUNAL EXAMINADOR**

Cumpliendo con los preceptos que establece la ley de la Universidad de San Carlos de Guatemala, presento a vuestra consideración mi trabajo de graduación titulado:

**CONTAMINACIÓN NATURAL DE ARSÉNICO DERIVADO  
DEL PLUTÓN DE CHIQUIMULA  
(NOROESTE DE LA CIUDAD DE CHIQUIMULA, GUATEMALA, C. A.)**

Tema que me fuera asignado por la Dirección de la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ingeniería.

  
Ingeniero Geólogo Luis Alejandro Cacao Bartolón

Universidad de San Carlos  
de Guatemala



Facultad de Ingeniería  
Escuela de Estudios  
de Postgrado

Como Coordinador de la Maestría en Ciencia y Tecnología del Medio Ambiente, y revisor del trabajo de tesis titulado **CONTAMINACIÓN NATURAL DE ARSÉNICO DERIVADO DEL PLUTÓN DE CHIQUIMULA (NOROESTE DE LA CIUDAD DE CHIQUIMULA, GUATEMALA, C.A.)** presentado por el Ingeniero Geólogo Luis Alejandro Cacao Bartolón, apruebo el presente trabajo y recomiendo la autorización del mismo.

"ID Y ENSEÑAD A TODOS"

  
Ing. César Augusto Akú  
Escuela de Estudios de Postgrado  
**César Akú Castillo**  
INGENIERO INDUSTRIAL  
COLEGIADO 4,073

Guatemala, Octubre de 2008.

/zc.

Universidad de San Carlos  
de Guatemala



Facultad de Ingeniería  
Escuela de Estudios  
de Postgrado

El Director de la Escuela de Estudios de Postgrado de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de San Carlos de Guatemala, luego de conocer el dictamen y dar el visto bueno del revisor y la aprobación del área de Lingüística del trabajo de tesis titulado **CONTAMINACIÓN NATURAL DE ARSÉNICO DERIVADO DEL PLUTÓN DE CHIQUIMULA (NOROESTE DE LA CIUDAD DE CHIQUIMULA, GUATEMALA, C.A.)** presentado por el Ingeniero Geólogo **Luis Alejandro Cacao Bartolón** apruebo el presente y recomiendo la autorización del mismo.

"ID Y ENSEÑAD A TODOS"

A handwritten signature in dark ink, appearing to read 'Carlos Humberto Pérez Rodríguez'.

Msc. Carlos Humberto Pérez Rodríguez  
Director  
Escuela de Estudios de Postgrado



Guatemala, Octubre de 2008.

/zc.

Universidad de San Carlos  
de Guatemala



Facultad de Ingeniería  
Escuela de Estudios  
de Postgrado

Como Revisor de la Maestría en Ciencia y Tecnología del Medio Ambiente del trabajo de tesis titulado **CONTAMINACIÓN NATURAL DE ARSÉNICO DERIVADO DEL PLUTÓN DE CHIQUIMULA (NOROESTE DE LA CIUDAD DE CHIQUIMULA, GUATEMALA, C.A.)** presentado por el Ingeniero Geólogo **Luis Alejandro Cacao Bartolón**, apruebo el presente trabajo de tesis y recomiendo la autorización del mismo.

"ID Y ENSEÑAD A TODOS"

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Carlos Humberto Pérez Rodríguez'.

Msc. Carlos Humberto Pérez Rodríguez  
Director  
Escuela de Estudios de Postgrado



Guatemala, Octubre de 2008.

/zc.





El Decano de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de San Carlos de Guatemala, luego de conocer la aprobación por parte del Director de la Escuela de Postgrado, al trabajo de tesis de la Maestría en Ciencia y Tecnología del Medio Ambiente titulado: **CONTAMINACIÓN NATURAL DE ARSÉNICO DERIVADO DEL PLUTÓN DE CHIQUIMULA (NOROESTE DE LA CIUDAD DE CHIQUIMULA, GUATEMALA, C.A.)**, presentado por el Ingeniero Geólogo Luis Alejandro Cacao Bartolón autoriza la impresión del mismo.

IMPRÍMASE.

Ing. Murphy Olimpo Paiz Recinos  
DECANO



Guatemala, Octubre de 2008

## ÍNDICE GENERAL

<b>ÍNDICE</b>	ii
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b>	iv
<b>ÍNDICE DE TABLAS</b>	v
<b>ÍNDICE DE CUADROS</b>	vi
<b>RESUMEN</b>	vii
<b>OBJETIVOS GENERALES</b>	viii
<b>OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b>	viii
<b>HIPÓTESIS</b>	viii
<b>INTRODUCCIÓN</b>	ix
<b>CAPÍTULO 1 MARCO TEÓRICO</b>	01
1.1 El arsénico	01
1.1.1 Características físicas y químicas del arsénico	02
1.1.1.1 Identidad química	02
1.1.1.2 Propiedades físicas y químicas	07
1.1.2 Fuentes de arsénico en aire	12
1.1.3 Fuentes de arsénico en agua	13
1.1.4 Fuentes de arsénico en suelos, sedimentos y rocas	15
1.1.4.1 Sedimentos y suelos	15
1.1.4.2 Rocas	16
1.1.5 Destino ambiental del arsénico	17
1.1.5.1 Transporte y distribución	17
1.1.6 Transformación y degradación	26
1.1.6.1 Aire	26
1.1.6.2 Agua	26
1.1.6.3 Sedimentos y suelos	29
1.1.6.4 Otros medios	31



1.1.7 Niveles de monitoreo o estimaciones en el medio ambiente	32
1.1.7.1 Aire	32
1.1.7.2 Agua	34
1.1.7.3 Sedimentos, suelos y rocas	40
1.1.7.4 Otros medios ambientales	43
<b>CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA</b>	<b>49</b>
2.1 Fase de compilación bibliográfica	49
2.2 Fase de campo	50
2.3 Fase de laboratorio	51
2.4 Fase de gabinete (análisis e interpretación de la información)	53
<b>CAPÍTULO 3. DESCRIPCIÓN Y LOCALIZACIÓN</b>	<b>54</b>
3.1 Accesibilidad	54
3.2 Delimitación y extensión	55
<b>CAPÍTULO 4. GEOLOGÍA, GEOGRAFÍA, FISIOGRAFÍA Y SUELOS</b>	<b>57</b>
4.1 Tectónica	57
4.2 Geología	58
4.3 Clima	62
4.4 Fisiografía	66
4.5 Drenaje	70
4.6 Suelos	71
<b>CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS</b>	<b>74</b>
5.1 Distribución total de arsénico en muestras de sedimentos	74
5.1.1 Distribución cuantitativa de arsénico en sedimentos	75

5.1.2 Distribución cuantitativa de arsénico en sedimentos derivado de cuarzo	80
5.1.3 Distribución cuantitativa de arsénico en sedimentos derivado de roca alterada	84
5.1.4 Distribución cuantitativa de arsénico en sedimentos derivado de fracción fina de minerales pesados	88
5.2 Distribución total de arsénico en muestras de rocas	92
5.2.1 Distribución total cuantitativa de arsénico en roca	93
5.3 Discusión e interpretación de los resultados	98
<b>CONCLUSIONES</b>	106
<b>RECOMENDACIONES</b>	108
<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	110

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	Mapa de localización	54
Figura 2	Mapa de accesos y ubicación	55
Figura 3	Ambiente tectónico regional	57
Figura 4	Mapa geológico regional	59
Figura 5	Afloramientos de granodiorita y cuarcita	62
Figura 6	Distribución de días de lluvia promedio anual	63
Figura 7	Isolíneas de precipitación anual	63
Figura 8	Mapa de precipitación anual para el municipio de Chiquimula	64
Figura 9	Climograma de temperatura, precipitación y evapotranspiración	64
Figura 10	Isolíneas de temperatura promedio anual	65
Figura 11	Zonas de temperatura para el municipio de Chiquimula	66
Figura 12	Panorámica de la fisiografía en el área de estudio	69
Figura 13	Variedades latifoliadas al Norte de la zona de estudio	69
Figura 14	Delimitación de dos subcuencas en el perímetro de estudio	71

Figura 15	Mapa regional de suelos	72
Figura 16	Distribución de muestras de sedimentos	74
Figura 17	Mapa de distribución de rangos de arsénico para sedimentos	76
Figura 18	Distribución de arsénico para sedimentos en unidades geológicas	76
Figura 19	Isovalores de arsénico con patrón de distribución en sedimentos	79
Figura 20	Temático en 3D que muestras picos de arsénico en sedimentos	79
Figura 21	Distribución de arsénico derivado de cuarzo en unidades geológicas	81
Figura 22	Isovalores de arsénico con patrón de distribución derivado de cuarzo	83
Figura 23	Temático en 3D que muestras picos de arsénico para cuarzo	83
Figura 24	Distribución de arsénico derivado de roca alterada	85
Figura 25	Isovalores de arsénico con patrón de distribución derivados de roca	87
Figura 26	Temático en 3D que muestra picos de arsénico para cuarzo	87
Figura 27	Distribución de arsénico derivado de fracción fina	89
Figura 28	Isovalores de arsénico derivados de fracción fina	91
Figura 29	Temático en 3D que muestras picos de arsénico para fracción fina	91
Figura 30	Ubicación y distribución de muestras de roca	92
Figura 31	Distribución de arsénico derivado de rocas en unidades geológicas	94
Figura 32	Isovalores de arsénico con patrón de distribución derivado de roca	97
Figura 33	Temático en 3D que muestras picos de arsénico para roca	97
Figura 34	Concentración de sulfuros de arsenopirita en vetas de cuarzo	102

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	Identidad química de algunos componentes de arsénico inorgánico	04
Tabla 2	Identidad química de algunos componentes de arsénico orgánico	06
Tabla 3	Propiedades Físicas y Químicas de arsénico inorgánico	08
Tabla 4	Propiedades Físicas y Químicas de arsénico orgánico	11

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1	Coordenadas UTM del perímetro de investigación	56
Cuadro 2	Características físicas de los perfiles de suelo en el área de estudio	72
Cuadro 3	Rangos de valores de arsénico para sedimentos	75
Cuadro 4	Resumen estadístico de las muestras totales de sedimento	78
Cuadro 5	Rangos de valores de arsénico para sedimentos	80
Cuadro 6	Resumen estadístico de valores de arsénico derivado de cuarzo	82
Cuadro 7	Rango de valores de arsénico derivado de roca alterada	84
Cuadro 8	Resumen estadístico del arsénico derivado de roca alterada	86
Cuadro 9	Rango de arsénico en fracción de minerales pesados a partir de bateo	88
Cuadro 10	Resumen estadístico de valores de arsénico derivado de fracción fina	90
Cuadro 11	Rangos de valores de arsénico derivado de rocas	93
Cuadro 12	Resumen estadístico de valores de arsénico derivado de roca	96
Cuadro 13	Valores medios de óxidos de arsénico inorgánico	104

## RESUMEN

Basado en innumerables muestras provenientes de rocas metamórficas (filitas) de edad Paleozoica e ígnea intrusivas (batolito) de edad Cretácica; además de material proveniente de la descomposición de los mismos y transportadas por arroyos y quebradas (sedimentos), se detectaron diferentes niveles y rangos del elemento arsénico en un área 304 kms<sup>2</sup>. Este perímetro, está dividido por dos subcuencas denominadas San Diego y San José. Como se planteaba anticipadamente, la concentración de arsénico en el lugar es de carácter natural. Las concentraciones son mayores para roca (>10,000 ppm), comparado con resultados de sedimentos (3907 ppm). En el caso de las concentraciones de arsénico en roca, estas fueron evaluadas en 1772 casos puntuales, tomando en cuenta diferentes tipos de litología que encierran los dos grupos mencionados anteriormente. Para el caso de los sedimentos, estas se evaluaron en 201 casos, divididos en tres parámetros que corresponden (1) al sedimento como tal; (2) a diferentes tipos de cuarzo y (3) diferentes tipos de roca alterada. Así mismo, se analizaron las características físicas de cada muestra, tales como alteración e intemperización. Se concretó que la zona está influenciada por factores hidrotermales de ambiente epimesotermal, específicamente por las siguientes características: (1) alteración sílica, (2) carbonática, (3) alteración de epidota, (4) cristalización de turmalina, (5) alteración argílica, (6) alteración propilítica. En tanto, las rocas alteradas seleccionadas para este tipo de muestreo, mostraron también estar asociadas con tipos de oxidaciones y en muchos de los casos, producto de la lixiviación de los sulfuros presentes en ella. Minerales como pirita por ejemplo oxidan a goethita y hematita, mientras que el arsénico oxida a escorodita; un óxido de coloración verde, característico de este natural elemento en la zona de estudio. Otro óxido característico de estas zonas "paleotermales" es jarosita, vinculada a zonas con alteración carbonática. Dentro del contexto, no se tomó en cuenta la interacción antrópica con respecto al arsénico, tomando en cuenta que la zona es sobreutilizada con cultivos e enriquecida con pesticidas, fungicidas, herbicidas, etc. que aportan grandes compuestos arsenicales a los suelos, agua y vegetación.

## **OBJETIVOS DEL ESTUDIO**

### **Objetivo general**

1. Delimitar geoquímica de arsénico derivado de sedimento y roca en un área de 304 km<sup>2</sup>

### **Objetivos específicos**

1. Evaluar el elemento arsénico en el área de estudio
2. Dimensionar la distribución superficial del elemento arsénico
3. Delimitar áreas de intensidad del arsénico derivado de roca y sedimentos
4. Evaluar el nivel de concentración de arsénico en sedimentos en partes bajas de 67 microcuencas
5. Analizar los rangos de arsénico en 3D

## **HIPÓTESIS**

Un Plutón rocoso, representa intrusión de diferentes magmas en diferentes tiempos. Cada uno asocia en su mayoría fuentes termales y enriquecimiento de metales y sílice en las rocas encajantes, principalmente en las fracturas. Por tanto se sospecha la existencia de un alto índice natural del metal arsénico en el lugar de estudio



## INTRODUCCIÓN

El elemento arsénico de mayoritario origen natural en el área de estudio, se presenta en grandes concentraciones en roca (>10000 ppm), sedimentos (>3900 ppm) y suelos (>85000 ppm); en conjunto, estas concentraciones pueden ser vertidas directamente a la red de drenaje mediante procesos naturales. Muchos de los afluentes se concentran en las parte bajas de sus cuencas donde se realizan captaciones para distribución de agua en la ciudad de Chiquimula, Guatemala. En tanto, los suelos del lugar sufren una intensa deforestación sin control y son usados desmedidamente para usos agrícolas, con aplicación constante de fertilizantes, pesticidas, herbicidas e insecticidas, productos que pueden suponer una nueva fuente de aportes de arsénico. Este estudio pretende delimitar con exactitud las concentraciones de arsénico en roca y sedimento, para conocer con veracidad la fuente *natural o antrópica* del elemento arsénico en un área de 141.5 km<sup>2</sup> para roca y de 304 km<sup>2</sup> para sedimento, al Noroeste de la ciudad de Chiquimula, Guatemala.

Para contextualizar de la mejor manera este estudio de investigación, se ha sintetizado el trabajo en cinco capítulos. El primero hace referencia a innumerables e invaluable trabajos de investigación a nivel mundial debido a la importancia del elemento arsénico en nuestro medio ambiental y social. Aquí se discute sus características y propiedades físicas y químicas, su identidad, fuentes, destino ambiental, transporte, distribución, transformación, degradación, niveles de monitorios en diferentes casos y estimaciones en el medio ambiente. El segundo capítulo hace referencia a la metodología del trabajo, desde su compilación, campo, laboratorio hasta gabinete. El tercer capítulo describe y localiza el área de estudio; mientras que en el cuarto hace referencia a la geología, geográfica, fisiografía y suelos de la región. Finalmente el quinto capítulo, da a conocer los resultados y su discusión, tomando en cuenta los alcances y objetivos de esta investigación. Se enfoca en la distribución cuantitativa del arsénico, para roca y sedimentos. Este último, con factores del sedimento como tal, rocas alteradas y diferentes tipos de cuarzos presentes en la zona de estudio.

# CAPÍTULO 1

## MARCO TEÓRICO

### 1.1 El arsénico

El arsénico, es un elemento que está ampliamente distribuido en la corteza terrestre. Es ordinariamente un material acerado-gris metálico que puede presentarse en forma elemental y es usualmente encontrado en el ambiente, combinado con otros elementos como el oxígeno, así como en cloruros y sulfuros. El arsénico, combinado con estos elementos es llamado *arsénico inorgánico*; en tanto, combinado con carbón e hidrógeno es referido como *arsénico orgánico*. La diferencia entre arsénico inorgánico y orgánico es importante porque algunas de las formas orgánicas son menos perjudiciales que las formas inorgánicas. La mayor parte de los componentes de arsénico inorgánico y orgánico, son de colores blancos o suaves; no evaporables. No tienen olor y la mayoría no poseen un sabor especial.

El arsénico inorgánico, se halla naturalmente en el suelo y en muchas rocas, especialmente en minerales y menas que contienen cobre y plomo. Cuando estas menas están a temperatura alta por fundición, el arsénico asciende en suspensión y entra al aire como un fino polvo. Las fundiciones pueden coleccionar estos polvos, tomando el arsénico como un componente llamado trióxido de arsénico ( $\text{As}_2\text{O}_3$ ).

Actualmente cerca del 90% de todo el arsénico producido, es usado como preservante para madera, haciéndola resistente para pudrimiento y ataque de insectos. El preservante es un arsénico cromatado de cobre (CCA) basado en agua y el tratamiento en madera es referido como "tratamiento

prematureo.” No se conoce hasta qué grado los productos CCA de tratamiento de madera, pueden contribuir a la exposición de arsénico en las personas. El residuo del mismo CCA, es usado para la elaboración de químicos para la agricultura, incluyendo fertilizantes, herbicidas e insecticidas.

En el pasado, componentes de arsénico inorgánico, fueron predominantemente usados como pesticidas, inicialmente en campos de algodón y en huertos. Los componentes de arsénico inorgánico no pueden ser usados mucho tiempo en agricultura, sin embargo, los componentes de arsénico orgánico, llamados ácidos cacodílicos, metilarsenato de sodio (DSMA) y metilarsenato de monosodio, son todavía usados como pesticidas, principalmente sobre algodón. Algunos componentes de arsénico orgánicos, son usados como aditivos en *alimentos de animales*. Así mismo, cantidades pequeñas de arsénico metal, son agregados a otros metales para formar metales mixtos o aleaciones con propiedades de mejoramiento. El gran uso del arsénico en aleación es en baterías de ácido-plomo para automóviles. Otro importante uso de componentes de arsénico es en semiconductores, diodos de emisión de luz, además de otras aplicaciones industriales.

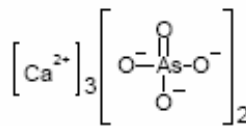
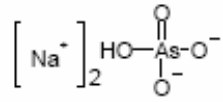
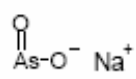
### **1.1.1 Características físicas y químicas del arsénico**

#### **1.1.1.1 Identidad química**

El arsénico aparece en el Grupo 15 (V) de la tabla periódica, debajo de Nitrógeno y Fósforo. En componentes, el arsénico típicamente existe en uno de sus tres estados de oxidación, -3, +3 y +5 (Carapella, 1992). Los componentes de arsénico, pueden ser categorizados como inorgánicos, (componentes sin un enlace arsénico-carbón); y orgánicos, (componentes con un enlace de arsénico-carbón). La información relacionada a la identidad química del arsénico y algunos comunes componentes inorgánicos y orgánicos, son

mostrados en las Tablas 1 y 2 respectivamente. (Tomados de la Toxicological Profile for Arsenic del Departamento de salud y servicios humanos de los Estados Unidos).

Characteristic	Arsenic	Arsenic acid	Arsenic pentoxide	Arsenic trioxide
Synonym(s)	Arsenic black; colloidal arsenic; gray arsenic, metallic arsenic	Orthoarsenic acid	Arsenic(V) oxide; arsenic acid anhydride; diarsenic pentoxide	Arsenic(III) oxide; arsenious acid; arsenious oxide; white arsenic
Registered trade name(s)	No data	Zotox; Hi-Yield Desiccant H-10; Desiccant L-10; Crab Grass Killer	No data	White Arsenic; Arsenicum Album
Chemical formula	As	H <sub>3</sub> AsO <sub>4</sub>	As <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
Chemical structure	As	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \parallel \\ \text{HO}-\text{As}-\text{OH} \\   \\ \text{OH} \end{array}$	[As <sup>5+</sup> ] <sub>2</sub> [O <sup>2-</sup> ] <sub>5</sub>	[As <sup>3+</sup> ] <sub>2</sub> [O <sup>2-</sup> ] <sub>3</sub>
Identification numbers:				
CAS registry	7440-38-2	7778-39-4	1303-28-2	1327-53-3
NIOSH RTECS <sup>b</sup>	CG0525000	CG070000	CG2275000	CG3325000
EPA hazardous waste	D004	D004, P010	D004, P011	D004, P012
OHM/TADS	No data	No data	No data	No data
DOT/UN/NA/IMO shipping	UN1558/IMO 8.1	UN1553 (liquid) UN1554 (solid)/IMO 8.1 (liquid and solid)	UN1559/IMO 8.1	UN1581/IMO 8.1
HSDB	509	431	429	419
EINECS	231-148-6	231-901-9	215-116-9	215-481-4
NCI	No data	No data	No data	No data

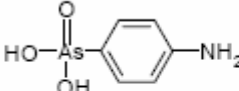
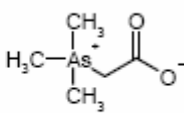
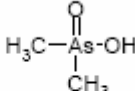
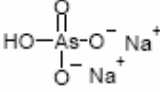
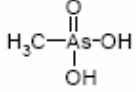
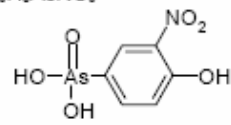
Characteristic	Calcium arsenate	Gallium arsenide	Sodium arsenate	Sodium arsenite
Synonym(s)	Calcium orthoarsenate; arsenic acid, calcium salt	Gallium mono-arsenide	Disodium arsenate, dibasic; disodium hydrogen arsenate; arsenic acid, disodium salt	Arsenous acid, sodium salt; sodium meta-arsenite
Registered trade name(s)	Pencal; Security; Turf-Cal; Chip-Cal; SPRA-Cal	No data	No data	Atlas "A"; Penite; Kill-All; Chem-Sen 56; Chem Pels C; Progalumnol Double
Chemical formula	Ca <sub>3</sub> (AsO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	GaAs	Na <sub>2</sub> HAsO <sub>4</sub>	NaAsO <sub>2</sub>
Chemical structure		Ga:As		
Identification numbers:				
CAS registry	7778-44-1	1303-00-0	7778-43-0	7784-46-5
NIOSH RTECS <sup>a</sup>	CG0830000	LW8800000	CG0875000	CG3675000
EPA hazardous waste	D004	D004	D004	D004
OHM/TADS	No data	No data	No data	7800057
DOT/UN/NA/IMO shipping	UN1573/UN1574/IMO 6.1	UN 2803; Gallium/IMO 8.0; Gallium	UN 1685/IMO 6.1	UN1686 (aqueous solution) UN2027 (solid)/IMO 6.1
HSDB	1433	4376	1675	693
EINECS	233-287-8	215-114-8	231-902-4	232-070-5
NCI	No data	No data	No data	No data

<sup>a</sup>All information obtained from HSDB 2005 and ChemID 2005, except where noted.

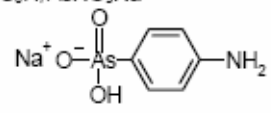
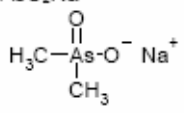
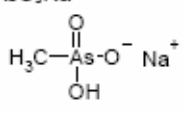
<sup>b</sup>RTECS 2005

CAS = Chemical Abstracts Service; DOT/UN/NA/IMO = Department of Transportation/United Nations/North America/International Maritime Dangerous Goods Code; EINECS = European Inventory of Existing Chemical Substances; EPA = Environmental Protection Agency; HSDB = Hazardous Substances Data Bank; NCI = National Cancer Institute; NIOSH = National Institute for Occupational Safety and Health; OHM/TADS = Oil and Hazardous Materials/Technical Assistance Data System; RTECS = Registry of Toxic Effects of Chemical Substances

Tabla 1. Identidad química de algunos componentes de arsénico Inorgánico.

Characteristic	Arsanilic acid	Arsenobetaine	Dimethylarsinic acid
Synonym(s)	(4-Aminophenyl)arsonic acid; atoxylic acid; Progen	Fish arsenic; arsonium, (carboxymethyl)-trimethyl-, hydroxide, inner salt	Cacodylic acid; hydroxydimethyl-arsine oxide; DMA; DMAA
Registered trade name(s)	No data	No data	510; Arsan; Phytar 560; Rad-E-Cate 35
Chemical formula	$C_6H_8AsNO_3$	$C_5H_{11}AsO_2$	$C_2H_7AsO_2$
Chemical structure			
Identification numbers:			
CAS registry	98-50-0	64436-13-1	75-60-5
NIOSH RTECS <sup>o</sup>	CF7875000	CH9750000	CH7525000
EPA hazardous waste	D004	No data	U136/D004
OHM/TADS	No data	No data	No data
DOT/UN/NA/IMO shipping	No data	No data	UN1572/IMO6.1
HSDB	432	No data	360
EINECS	202-674-3	No data	200-883-4
NCI	No data	No data	No data
Characteristic	Disodium methane- arsonate	Methanearsonic acid	3-Nitro-4-hydroxy-phenyl- arsonic acid
Synonym(s)	DSMA; disodium monomethane arsonate	Arsonic acid, methyl-; monomethylarsonic acid	Roxarsonic acid; 3-nitro-4-hydroxyphenylarsonic acid; 3-Nitro-10
Registered trade name(s)	Ansar 8100; Arrhenal; Ansar DSMA Liquid; Dinat; Crab-E-Rad; Chipco Crab Kleen; Arsinyl; Sodar; Methar; Drexel DSMA Liquid; Di-Tac; Ansar 184; Weed-E-Rad; Versar DSMA-LQ; Calar-E-Rad; Dal-E-Rad; Jon-Trol; Namate	No data	No data
Chemical formula	$CH_2AsO_3Na_2$	$CH_2AsO_3$	$C_6H_6AsNO_6$
Chemical structure			
Identification numbers:			
CAS registry	144-21-8	124-58-3	121-19-7
NIOSH RTECS <sup>o</sup>	PA2275000	PA1575000	CY5250000
EPA hazardous waste	D004	D004	D004
OHM/TADS	No data	No data	No data
DOT/UN/NA/IMO shipping	No data	No data	No data
HSDB	1701	845	4296
EINECS	205-620-7	204-705-6	204-453-7
NCI	No data	No data	C5608



Characteristic	Sodium arsanilate	Sodium dimethylarsinate	Sodium methanearsonate
Synonym(s)	(4-Aminophenyl)arsonic acid sodium salt; arsanilic acid sodium salt; arsamin; atoxyl; soamin; trypoxyl	Sodium cacodylate; cacodylic acid, sodium salt; sodium dimethylarsonate	Arsonic acid, methyl-, monosodium salt; monosodium acid metharsonate; MSMA
Registered trade name(s)	No data	Ansar 160; Ansar 560; Bolls-Eye; Chemaid; Phytar 560, component of (with 012501); Rad-E-Cate 25.	Ansar 529; Ansar 170; Target MSMA; Phyban H.C.; Deconate; Mesamate; Bueno; Monate Merge 823; Dal-E-Rad; Weed-S-Rad; Arsanote liquid; Silvisar 550.
Chemical formula	$C_6H_7AsNO_3Na$	$C_2H_5AsO_2Na$	$CH_4AsO_3Na$
Chemical structure			
Identification numbers:			
CAS registry	127-85-5	124-65-2	2163-80-6
NIOSH RTECS <sup>b</sup>	CF9625000	CH7700000	PA2625000
EPA hazardous waste	D004	D004	D004
OHM/TADS	No data	No data	No data
DOT/UN/NA/IMO shipping	UN2473/IMO6.1	UN1688/IMO6.1	No data
HSDB	5189	731	754
EINECS	204-869-9	204-708-2	218-495-9
NCI	C61176	No data	C60071

<sup>a</sup>All information obtained from HSDB 2005 and ChemID 2005, except where noted.

<sup>b</sup>RTECS 2005

CAS = Chemical Abstracts Service; DOT/UN/NA/IMO = Dept. of Transportation/United Nations/North America/International Maritime Dangerous Goods Code; EINECS = European Inventory of Existing Chemical Substances; EPA = Environmental Protection Agency; HSDB = Hazardous Substances Data Bank; NCI = National Cancer Institute; NIOSH = National Institute for Occupational Safety and Health; OHM/TADS = Oil and Hazardous Materials/Technical Assistance Data System; RTECS = Registry of Toxic Effects of Chemical Substances

Tabla 2. Identidad química de algunos componentes de arsénico Orgánico.

Las Tablas 1 y 2 muestran un inventario global de datos particulares relacionados al arsénico. Específicamente, la Tabla 1 resume las principales características, además de sintetizar la identidad de los ácidos derivados de arsénico inorgánico, así como de los óxidos más comunes (pentóxido y trióxido de arsénico) y de las características relacionadas al arseniato y arsenita. En tanto la Tabla 2, muestra la identidad química de los componentes de arsénico orgánico y de sus complejos ácidos.

### 1.1.1.2 Propiedades físicas y químicas

El arsénico es clasificado químicamente como un metaloide, teniendo ambas propiedades, de un metal y un no metal. Sin embargo, frecuentemente es referido como un metal. El arsénico elemental o arsénico metálico [As (0)], normalmente se presenta bajo la forma de un metal  $\alpha$  cristalino, el cual es un sólido gris acerado y quebradizo. La forma  $\beta$  es un sólido amorfo, gris oscuro. Otras formas alotrópicas de arsénico, pueden también existir, (Carapella, 1992). La información relacionada con propiedades físicas y químicas del arsénico así como de algunos comunes componentes de arsénico inorgánico y orgánico, se muestra en las Tablas 3 y 4 respectivamente. (Tomados de la Toxicological Profile for Arsenic del Departamento de salud y servicios humanos de los Estados Unidos).

Property	Arsenic	Arsenic acid	Arsenic pentoxide	Arsenic trioxide
Molecular weight	74.9216	141.944	229.840	197.841
Color	Silver-gray or tin-white	White <sup>b</sup>	White	White
Physical state	Solid	Solid <sup>b</sup>	Solid	Solid
Melting point	817 °C at 28 atm (triple point)	35 °C	Decomposes at ~300 °C	313 °C (claudetite) 274 °C (arsenolite)
Boiling point	613 °C sublimes	Loses H <sub>2</sub> O at 160 °C <sup>b</sup>	No data	480 °C
Density	5.778 g/cm <sup>3</sup> at 25 °C	~2.2 g/cm <sup>3</sup>	4.32 g/cm <sup>3</sup>	3.865 g/cm <sup>3</sup> (cubes) 4.15 g/cm <sup>3</sup> (rhombohedral crystals)
Odor	Odorless	No data	No data	Odorless
Odor threshold:				
Water	No data	No data	No data	No data
Air	No data	No data	No data	No data
Solubility:				
Water	Insoluble	302 g/L at 12.5 °C <sup>b</sup>	2,300 g/L at 20 °C	17 g/L at 16 °C
Organic solvent(s)	No data	Soluble in alcohol, glycerol <sup>b</sup>	Soluble in alcohol	Practically insoluble in alcohol, chloroform, ether; soluble in glycerol
Other	Insoluble in caustic and nonoxidizing acids	No data	Soluble in acid, alkali	Soluble in dilute hydrochloric acid, alkali hydroxide, carbonate solution

Property	Calcium arsenate	Gallium arsenide	Disodium arsenate	Sodium arsenite
Molecular weight	398.072	144.64	185.91	130.92
Color	Colorless	Dark gray	Colorless <sup>d</sup>	White to gray-white
Physical state	Solid	Solid	Solid <sup>d</sup>	Solid
Melting point	Decomposes on heating	1,238 °C	57 °C <sup>d</sup>	No data
Boiling point	No data	No data	No data	No data
Density	3.620 g/cm <sup>3</sup>	5.3176 g/cm <sup>3</sup> 25 °C	1.87 g/cm <sup>d</sup>	1.87 g/cm <sup>3</sup>
Odor	Odorless	Garlic odor	Odorless <sup>d</sup>	No data
Odor threshold:				
Water	No data	No data	No data	No data
Air	No data	No data	No data	No data
Solubility:				
Water	0.13 g/L at 25 °C	<1 mg/mL at 20 °C	Soluble 1:3 parts in water <sup>d</sup>	Freely soluble in water
Organic solvents	Insoluble	<1 mg/mg dimethyl sulfoxide, ethanol, methanol, acetone	Slightly soluble in alcohol; soluble in glycerol <sup>d</sup>	Slightly soluble in alcohol
Other	Soluble in dilute acids	Soluble in hydrochloric acid	Slightly soluble in alkaline solution <sup>d</sup>	No data
Partition coefficients:				
Log K <sub>ow</sub>	No data	No data	No data	No data
Log K <sub>oc</sub>	No data	No data	No data	No data
pK <sub>a</sub>	No data	No data	No data	No data
Vapor pressure	~0 mmHg at 20 °C	No data	No data	No data
Autoignition temperature	Not combustible	No data	No data	Not combustible
Flashpoint	No data	No data	No data	No data
Flammability limits in air	No data	No data	No data	No data
Conversion factors	No data	No data	No data	No data
Explosive limits	No data	No data	No data	No data

<sup>a</sup>All information from HSDB 2005, except where noted.

<sup>b</sup>Value for arsenic acid hemihydrate

<sup>c</sup>NRC 1999

<sup>d</sup>Value for disodium arsenate heptahydrate

Tabla 3. Propiedades Físicas y Químicas del arsénico y algunos componentes de arsénico Inorgánico.

Property	Arsenilic acid	Arsenobetaine	Dimethylarsinic acid
Molecular weight	217.06	196.1 <sup>b</sup>	138.00
Color	White	No data	Colorless
Physical state	Solid	Solid <sup>p</sup>	Solid
Melting point	232 °C	203–210 °C (decomposes) <sup>p</sup>	195 °C
Boiling point		No data	>200 °C
Density	1.9571 g/cm <sup>3</sup> at 10 °C	No data	No data
Odor	Practically odorless	No data	Odorless
Odor threshold:			
Water	No data	No data	No data
Air	No data	No data	No data
Solubility:			
Water	Slightly soluble in cold water; soluble in hot water	No data	2,000 g/L at 25 °C
Organic solvent(s)	Slightly soluble in alcohol; soluble in amyl alcohol; insoluble in ether, acetone, benzene, chloroform	No data	Soluble in alcohol; insoluble in diethyl ether
Acids	Slightly soluble in acetic acid; soluble in alkali carbonates; moderately soluble in concentrated mineral acids; insoluble in dilute mineral acids	No data	Soluble in acetic acid
Partition coefficients:			
Log K <sub>ow</sub>	No data	No data	No data
Log K <sub>oc</sub>	No data	No data	No data
pK <sub>a</sub>	No data	2.2 <sup>f</sup>	1.57
Vapor pressure	No data	No data	No data
Henry's law constant	No data	No data	No data
Autoignition temperature	No data	No data	No data
Flashpoint	No data	No data	No data
Flammability	No data	No data	Nonflammable
Conversion factors:	No data	No data	No data
Explosive limits	No data	No data	No data

Property	Methanearsonic acid	3-Nitro-4-hydroxy-phenylarsonic acid	Sodium arsanilate
Molecular weight	139.97	263.03	239.04
Color	White	Pale yellow	White or creamy white
Physical state	Solid	Solid	Solid
Melting point	160.5 °C	No data	No data
Boiling point	No data	No data	No data
Density	No data	No data	No data
Odor	No data	No data	Odorless
Odor threshold:			
Water	No data	No data	No data
Air	No data	No data	No data
Solubility:			
Water	256 g/L at 20 °C	Slightly soluble in cold water; soluble in about 30 parts boiling water	Soluble 1 part in 3 parts water
Organic solvents	Soluble in ethanol	Soluble in methanol, ethanol, acetone; insoluble in ether, ethyl acetate	Soluble 1 part in 150 parts alcohol; practically insoluble in chloroform, ether
Acids	No data	Soluble in acetic acid, alkalies; sparingly soluble in dilute mineral acids	No data
Partition coefficients:			
Log $K_{ow}$	No data	No data	No data
Log $K_{oc}$	No data	No data	No data
$pK_s$	$pK_{s1}=4.1$ ; $pK_{s2}=9.02$	No data	No data
Vapor pressure at 25 °C	$<7.5 \times 10^{-8}$ mmHg	No data	No data
Henry's law constant	No data	No data	No data
Autoignition temperature	No data	No data	No data
Flashpoint	No data	No data	No data
Flammability	No data	No data	No data
Conversion factors:	No data	No data	No data
Explosive limits	No data	No data	No data

Property	Disodium methanearsonate	Sodium dimethylarsinate	Sodium methanearsonate
Molecular weight	183.93	159.98	161.95
Color	White	Colorless to light yellow	White
Physical state	Solid	Solid	Solid
Melting point	>355 °C	200 °C	130–140 °C
Boiling point	No data	No data	No data
Density	1.04 g/cm <sup>3</sup>	>1 g/cm <sup>3</sup> at 20 °C	No data
Odor	No data	Odorless	Odorless
Odor threshold:			
Water	No data	No data	No data
Air	No data	No data	No data
Solubility:			
Water	432 g/L at 25 °C	200 g/L at 25 °C	580 g/L at 20 °C
Organic solvents	Soluble in methanol; practically insoluble in most organic solvents	No data	Insoluble in most organic solvents
Acids	No data	No data	No data
Partition coefficients:			
Log K <sub>ow</sub>	<1	No data	-3.10
Log K <sub>oc</sub>	No data	No data	No data
pK <sub>a</sub>	pK <sub>a1</sub> =4.1; pK <sub>a2</sub> =8.94	6.29	pK <sub>a1</sub> =4.1; pK <sub>a2</sub> =9.02
Vapor pressure at 25 °C	10 <sup>-7</sup> mmHg	No data	7.8x10 <sup>-8</sup> mmHg
Henry's law constant	No data	No data	No data
Autoignition temperature	No data	No data	No data
Flashpoint	No data	No data	No data
Flammability	Nonflammable	No data	Nonflammable
Conversion factors:	No data	No data	No data
Explosive limits	No data	No data	No data

<sup>a</sup>All information from HSDB 2005, except where noted.

<sup>b</sup>Cannon et al. 1981 (arsenobetaine as monohydrate)

<sup>c</sup>Teräsahde et al. 1998

Tabla 4. Propiedades Físicas y Químicas de algunos componentes de arsénico Orgánico

Las características físicas del arsénico y algunos componentes inorgánicos, se resumen en la Tabla 3. La síntesis, incluye los ácidos y óxidos de arsénico, así como a los complejos relacionados al arseniato y arsenita. Así mismo, la tabla 4 expone las propiedades físicas del arsénico y de componentes orgánicos y se enfoca en los ácidos y complejos.



El arsénico, ha sido identificado en una variedad de ambientes tales como: aire, superficie del agua, lixiviación, nivel freático, suelo, sedimento y roca; sin embargo el número de ambientes son innumerables donde pueda conocerse el arsénico y muchos de ellos continúan aún desconocidos. Algunos ambientes más cercanos con la interacción del hombre se describen a continuación.

### **1.1.2 Fuentes de arsénico en aire**

El arsénico se presenta de forma natural en suelos y puede aparecer en la atmósfera como polvo aerotransportado. Es también emitido por volcanes y en áreas de volcanismo latente, por fumarolas. Los componentes gaseosos de arsénico álcali pueden ser relacionados con suelos que han sido tratados con componentes de arsénico inorgánico; como resultado de procesos biogénicos, (Schroeder et al., 1987; Tamaki y Frankenberger, 1992). El arsénico también se halla naturalmente en el mar y en la vegetación y se libera a la atmósfera en espumas de sal provenientes del mar y por incendios forestales respectivamente. Así mismo, aportes antropogénicos de arsénico, incluyen la fundición de metales no férricos, carbón, petróleo, combustión de madera e incineración de basura municipal. El arsénico está presente en carbón y petróleo y por consiguiente, al ser quemados en plantas de energía, liberan emisiones de arsénico a la atmósfera, (Pacyna, 1987). Usos de arsénico en agricultura y procesos industriales, también contribuyen a estas emisiones. Un importante caso de emisiones de arsénico es el de las desmotadoras de algodón en las cuales las semillas de algodón son extraídas del algodón crudo. Nriagu y Pacyna (1988) y Pacyna et al (1995), estimaron emisiones de arsénico a nivel global a la atmósfera para 1983. Las estimaciones anuales de emisiones de fuentes antropogénicas estuvieron en el rango de 12000 a 25600 toneladas métricas con un valor medio de 18000 toneladas métricas. Las

Fuentes naturales contribuyen entre 1100-23500 toneladas métricas anuales. Chilvers y Peterson (1987), hicieron estimaciones globales de emisiones de arsénico a la atmósfera derivado de fuentes naturales y antropogénicos de 73500 y 28100 toneladas métricas por año respectivamente. Un estudio del U.S. Bureau of Mines, sobre el amplio flujo mineral, estimaron que las emisiones globales de arsénico producto de fundiciones de metal, quema de carbón y otros usos industriales, tenían un rango de 24000 a 124000 toneladas métricas por año comparadas con las fuentes naturales, mayormente de volcanes, con un rango de 2800 a 8000 toneladas métricas por año, (Loebenstein, 1994). Esto evidencia que las emisiones antropogénicas, al menos de fundiciones, han sido inferiores al inicio de los años ochenta.

El arsénico en fase de partícula es la forma predominante en la troposfera (89-98.6%) (Matschullat, 2000). Especies inorgánicas, más comúnmente arsénico trivalente, son la forma dominante de arsénico en el aire, sobre aéreas de emisión; formas de metilato de arsénico son probablemente de menor importancia. El arsénico contenido en muestras de aire originadas en fundiciones o quema de carbón en plantas de energía, constituye la mayor parte del arsénico trivalente en ambas formas: vapor y partículas (Pacyna, 1987). Los óxidos están principalmente en especies primarias, resultado de procesos con combustibles fósiles e industriales. Adicionalmente, el trisulfato de arsénico, ha sido referenciado como producto de combustión de carbón, así como arsinas orgánicas por combustión de petróleo y tricloruro de arsénico por incineración de basura (Pacyna, 1987).

### **1.1.3 Fuentes de arsénico en agua**

El arsénico puede estar presente en el agua, como consecuencia de la meteorización natural de rocas y suelos y en áreas de vulcanismo. El arsénico,

puede también ser lixiviado de suelos y minerales presentes en niveles freáticos. Igualmente, el arsénico puede ser liberado al agua por fuentes antropogénicas como minas, metales no férricos (especialmente cobre), fundiciones, basura en agua, basura densa de aguas cloacales residuales, quema de carbón en plantas de energía, procesos industriales, botaderos urbanos y deposición atmosférica, (Nriagu y Pacyna, 1988) y Pacyna et al., 1995). Una parte de la contribución de minerías y quema de carbón en plantas de energía, es la lixiviación de residuos o colas en minas abandonadas y pilas de desperdicio de cenizas respectivamente. También, cantidades significantes de arsénico son liberadas en efluentes líquidos de operaciones de minería de oro usando cianuro, (Environment Canada, 1993). Nriagu y Pacyna (1988) y Pacyna et al (1995), estimaron entradas antropogénicas globales de arsénico a ríos, lagos y océanos para 1983. Las estimaciones anuales de entrada fueron del orden de 11000 a 70300 toneladas métricas con un valor medio de 41800 toneladas métricas.

La lixiviación de arsénico en suelos, escombros o depósitos de escoria, son fuentes de arsénico en el nivel freático, (Francis y White, 1987; Wadge y Hutton, 1987). El arsénico en suelos puede aparecer naturalmente o del resultado de aplicación de pesticidas o procedente de basureros densos conteniendo arsénico. También, el tratamiento de arsénico con CCA es usado ampliamente en muelles, en cimentación (con pilotes) y tabiques herméticos, donde el arsénico se lixivía fácilmente de la madera tratada, (Sanders et al., 1994).

## **1.1.4 Fuentes de arsénico en suelos, sedimentos y rocas**

### **1.1.4.1 Sedimentos y suelos**

El suelo recibe arsénico de una variedad de fuentes antropogénicas, incluyendo residuos de ceniza de plantas de energía, operaciones de fundición, basuras de minería y municipal, comercial e industrial. Las formas de ceniza provenientes de plantas de energía, son incorporadas muchas veces a cementos y otros materiales que son usados para caminos y construcción. El arsénico puede liberarse de esos materiales al suelo. Nriagu y Pacyna (1988) y Pacyna et al. (1995), hicieron estimaciones globales de entradas antropogénicas en suelo para 1983. Excluyeron basura de minería y fundición de escoria, y estimaron entradas anuales en un rango de 52000 a 112000 toneladas métricas con un valor medio de 82000 toneladas métricas. El residuo de minas y fundición de escorias, fueron estimadas para agregar un rango adicional de 7200 a 11000 y 4500 a 9000 toneladas métricas respectivamente. Los rescoldos de minas viejas abandonadas sin duda contribuyen aun más. El tratamiento de madera con CCA usado en fundiciones y postes, podría potencialmente liberar arsénico hacia el ambiente del suelo dependiendo del tipo de madera preservada. El arsénico también puede ser liberado sobre la tierra directamente por la aplicación de fertilizantes o pesticidas. Senesi et al. (1999), reportaron la presencia de arsénico en 32 tipos de fertilizantes en el rango de 2.2 a 322 ng/g. La roxarsona (ácido 3-nitro-4-hidroxifenilarsenico), que fue usada para tratar comida de aves de corral en aproximadamente el 70% de las operaciones realizadas entre 1999-2000, fue excretada e inalterada en el estiércol. El estiércol de animales, es rutinariamente usado como fertilizante para cosechas y pastos. También en aplicaciones de lodos derivados de aguas residuales, es otra fuente de arsénico en suelos. En un estudio para Estados Unidos, el arsénico fue detectado en aguas densas residuales en concentraciones de 0.3 a 53 µg/g en muestreos de 23 ciudades.

Así mismo, en zonas con mineralizaciones o aguas abajo, se pueden encontrar sedimentos enriquecidos en arsénico en un factor de hasta 89,4 respecto a los valores de referencia en sedimentos fluviales actuales y hasta en un factor de 468, 8 en sedimentos lacustres holocenos (Oyarzun et al., 2004).

Los contenidos de arsénico en suelos, se sitúan en un valor de fondo en el rango 5-10 ppm (Smedley y Kinniburgh, 2002). Como ocurre con los sedimentos, ese valor de fondo es ampliamente superado en aquellos casos de suelos que se encuentran en áreas mineralizadas o formados a partir de materiales ricos en pirita u otros sulfuros, o alternativamente, de suelos o sedimentos que se hallan contaminados por acción antrópica (vertidos industriales, combustión de carburantes, fertilizantes, pesticidas, escombreras y balsas mineras). En general, los valores de contenido de arsénico en sedimentos son similares a aquellos de su equivalente en roca, y en el caso de las lutitas, con tendencia a ser más elevados en limos y arcillas.

#### **1.1.4.2 Rocas**

Los tres grupos de rocas existentes en la corteza terrestre (ígneas, metamórficas y sedimentarias, son fuentes de arsénico en bajas y diferentes concentraciones. Por ejemplo, las concentraciones de arsénico en rocas ígneas por lo general, son inferiores a 5 ppm (Smedley y Kinniburgh, 2002); con pocas diferencias entre los distintos tipos litológicos. A pesar de una baja concentración de arsénico, determinadas rocas de naturaleza muy reactiva como cenizas volcánicas de grano fino, pueden liberar cantidades de arsénico suficientemente altas a las aguas. Las rocas metamórficas también muestran contenidos bajos de arsénico, que no suelen superar los 5 ppm, excepto las

metapelitas, que tienen un contenido medio de 18 ppm (Boyle y Jonasson, 1973). Las rocas sedimentarias presentan una mayor variabilidad en cuanto a contenido de arsénico, con promedios y rangos algo superiores a los de las rocas ígneas o metamórficas, sobre todo las lutitas, con valores medios de 28,40 ppm (valor *NASC*, *North American Shales Composite* de Gromet et al, 1984). En general, la pelitas de origen marino son las que tienen contenidos más altos de arsénico, que pueden ser excepcionalmente altos en ambientes mediooceánicos, con promedios de 174 ppm (Smedley y Kinniburgh, 2002). Las rocas carbonatadas muestran contenidos bajos de arsénico, con valores medios inferiores a 5 ppm (Baur y Onishi, 1969), dado los bajos contenidos de arsénico que tienen sus minerales constituyentes. Los materiales sedimentarios más ricos en arsénico son los carbones, donde se ha llegado a encontrar valores de hasta 35.000 ppm (Belkin et al., 2000). Otras formaciones sedimentarias como los “ironstones” y fosforitas también son ricas en arsénico (Smedley y Kinniburgh, 2002).

### **1.1.5 Destino ambiental del arsénico**

#### **1.1.5.1 Transporte y distribución**

El arsénico en suelos puede ser transportado por viento, basureros o puede lixiviarse a niveles inferiores al suelo. Sin embargo muchos componentes de arsénico tienden a distribuirse por el lixiviado dentro del suelo o sedimentos bajo condiciones oxidantes. Usualmente el arsénico no se transporta hacia una gran profundidad, (EPA, 1982c; Moore et al., 1988; Pansar-Kallio y Manninen, 1997; Welch et al., 1988). El arsénico es inmóvil en la mayor parte de suelos de agricultura, por consiguiente tiende a concentrarse y permanecer en las capas superiores del suelo indefinidamente. La migración hacia abajo es muy superior en suelos arenosos que en una tierra de labranza

arcillosa, (Sanok et al., 1995). El arseniato de plomo, usado para control de insectos, no migra por debajo de los 20 cm en huertos de fruta. Del mismo modo, en otros huertos todos los residuos de arsénico procedentes de enmiendas, incluso con un arado profundo, permanecen en los 40 cm. superiores de suelo, 15 años después (Merwin et al., 1994). La lixiviación de arsénico en contaminación de suelos en climas lluviosos es baja; la lixiviación ha sido correlacionada con la cantidad de materia orgánica disolvente en el suelo, (Kalvitz y Wennrich, 1998). El efecto de las características de suelo, es decir pH, contenidos de materia orgánica, de arcilla, de óxidos de hierro, óxidos de aluminio, y la capacidad de intercambio catiónico (CIC), ha sido estimado por análisis de regresión en la adsorción de varios metales en 20 superficies de suelos de Holanda, (Janssen et al., 1997); determinándose que el parámetro mas influyente en la adsorción de arsénico es el contenido de hierro en el suelo.

El arsénico que es adsorbido por óxidos de manganeso y hierro, puede ser liberado en condiciones reductoras, pasando al sedimento o a zonas con condiciones de saturación, (LaForce et al., 1998; McGeehan, 1996; Mok y Wai, 1994). Además, si los niveles de nutrientes son suficientes, la acción microbiana puede ser efectiva en la solución reducida.. Es interesante ver como secando el suelo previamente saturado, se incrementa la adsorción de arsénico, posiblemente debido a alteraciones en minerales con hierro, (McGeehan et al., 1998).

Durlan & Inskeep (1977), condujeron un estudio para determinar el efecto del pH y de la competición fosfática en el transporte del arsénico ( $H_xAsO_4^{x-3}$ ) dentro de columnas de terraplén con arena que contenía óxidos de hierro libre. El transporte de arseniato a un pH de 4.5 y 6.5 fue retardado fuertemente, en tanto que a un pH de 8.5 fue rápido. El transporte de arseniato

a pH 8, es consistente con la dependencia del pH, dependiendo de la reacción de la complejidad de la superficie y sugiere sorción de arseniato por minerales de óxidos metálicos que pueden ser categorizados como un mecanismo de intercambio ligado. En este estudio los fosfatos fueron expuestos para competir efectivamente con el arseniato por los sitios de adsorción sobre la arena, pero la competición no fue suficiente para desorber todo el arseniato en ambas columnas experimentales; la desorción es constante cuando la aplicación del fosfato excede el doble de la capacidad de adsorción de la columna. El análisis concluyó que la cinética de desorción del arseniato puede jugar un importante papel en el transporte de arseniato dentro de un medio poroso. En otro estudio (Jain y Loeppert, 2000), buscaron el efecto de competición de aniones en la adsorción de arsenita y arseniato sobre ferrihidrita; el efecto del fosfato sobre la adsorción de arseniato fue grande a pH alto que a un pH bajo y una línea opuesta fue observado para la arsenita. En tanto, el sulfato no cambió la afinidad del arseniato para la ferrihidrita. El sulfato, redujo la adsorción de la arsenita a pH abajo de 7.0.

Smith et al. (1999) investigaron las propiedades de sorción, tanto de As (V) como de As (III) en 10 suelos de Australia con amplias diferencias químicas y mineralógicas; encontrando niveles de arsénico normales. La adsorción de arseniatos y arsenitas fue rápida (1 hora). La cantidad de As (V) sorbido varió ampliamente (1.7-62 L/kg.) de tal forma que el suelo con cantidades bajas de óxidos adsorbió mucho menos arsénico que aquellos con cantidades altas de estos minerales. Jain et al. (1999), reporta resultados en donde la arsenita As (III) y el arseniato As (V), se encuentran fuertemente unidos a óxidos de hierro; sin embargo la adsorción de arseniato se incrementa con el aumento de pH. El As (III), que existe de forma neutra como ácido arsenioso  $H_3AsO_3$ , ( $pK_a = 9.23, 12.13$  y  $13.14$ ), es fuertemente bajo en adsorción sobre superficies minerales, que el ácido de arsénico de oxianiones,



$\text{H}_3\text{AsO}_4$ , ( $\text{pK}_a = 2.22, 6.98, 11.53$ ), (NRC 1999). Basado en estos valores de  $\text{pK}_a$ , el ácido arsénico podría existir como una mezcla de aniones de arseniato,  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$  y  $\text{HAsO}_4^{2-}$  bajo la mayor parte de condiciones ambientales, (pH 5 a 9).

El uso de óxido de cal para remediar la contaminación en suelos y escorias de mina, tiene el potencial de movilizar el arsénico. Los experimentos ejecutados por Jones et al., (1997), indican que la movilidad se incrementa debido a ser consistente con la dependencia del pH de la reacción de sorción del arsénico, en minerales de óxidos de hierro antes que las reacciones de disolución-precipitación envuelvan el arsénico. Ellos recomiendan que los residuos ácidos de minas u otra contaminación de arsénico en el suelo sean cuidadosamente evaluados con respecto a la movilización potencial del arsénico, especialmente en lugares hidráulicamente contaminados y con conexión entre la superficie y el nivel freático.

El transporte y distribución del arsénico en agua, depende de su forma química (estado de oxidación e iones contrarios) y de otras interacciones con los materiales presentes. Formas solubles se mueven con el agua y pueden ser llevadas a largas distancias y directamente a los ríos, (EPA 1979). Sin embargo, el arsénico también puede ser adsorbido del agua a sedimentos o suelos, especialmente arcillas, óxidos de hierro, hidróxidos de aluminio, componentes de manganeso y materia orgánica, (EPA, 1979, 1982c; Welch et al., 1988). En oxidaciones y condiciones ligeramente reductoras, las concentraciones de arsénico en el nivel freático son usualmente controladas por adsorción, antes que por precipitación mineral. La extensión de la adsorción del arsénico en condiciones de equilibrio está caracterizada por el coeficiente de distribución  $K_d$ , el cual mide el equilibrio del radio dividido por la adsorción del contaminante disuelto. El valor de  $K_d$ , depende fuertemente del pH del agua, del estado de oxidación del arsénico y de la temperatura. En

aguas ácidas y neutras, el As (V), es ampliamente adsorbido, en tanto que el As (III), es relativa y débilmente adsorbido. El arsénico inorgánico trivalente se presenta predominantemente como ácido arsenioso ( $\text{H}_3\text{AsO}_3$ ), en un pH ambiente y no es fuertemente adsorbido por sólidos y sedimentos en suspensión de la columna del agua. El arsénico inorgánico pentavalente existe predominantemente como  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$  y  $\text{HAsO}_4^{2-}$  en la mayor parte del agua en condiciones ambientales, el cual presenta considerablemente mayores propiedades de adsorción que el ácido arsenioso. En tanto en agua ácida y neutra, el As (V) es más fuertemente adsorbido que el As (III). En aguas de pH elevados ( $>9$ ), los valores  $K_d$  de acuíferos son considerablemente bajos para ambos estados de oxidación, (Mariner et al., 1997). El arsénico ligado a sedimentos, puede ser liberado regresando al agua por interconversiones químicas y biológicas de especies de arsénico.

Entradas de arsénico a ríos, en los que tienen lugar operaciones mineras, son transportadas río abajo, moviéndose en agua, sedimento y biofilms, así como en invertebrados y pescados. La fuente de arsénico en la columna de agua puede ser sedimento resuspendido. En tanto, la bioacumulación de arsénico en animales, no parece mostrar un bio-aumento entre niveles tróficos, (Eisler, 1994; Farag et al., 1998).

La mayoría de las emisiones de arsénico antropogénico, levantado a la atmósfera en procesos de alta temperatura, (combustión de carbón y petróleo, operaciones de fundiciones y basura incinerada), ocurren como partículas finas con diámetro medio cercano a  $1\mu\text{m}$ , (Coles et al., 1979 y Pacyna, 1987). Estas partículas son transportadas por viento y corrientes de aire, hasta que es retornado a la tierra por deposición húmeda o seca. Su tiempo de residencia en la atmósfera es de 7-9 días; en este tiempo, las partículas pueden ser transportadas a miles de kilómetros, (EPA 1982b; Pacyna, 1987). La precipitación radioactiva de la atmósfera puede ser una liberación significativa

de arsénico cerca de áreas industriales, en costas y aguas tierra adentro. Scudlark et al. (1994), determinaron entre Junio de 1990 y Julio de 1991 el promedio deposicional húmedo del flujo de arsénico en  $49 \mu\text{m As/m}^2/\text{año}$  para dos sitios en la Bahía Chesapeake de Maryland, encontrando un alto grado de variabilidad espacial y temporal. El flujo elemental fue derivado predominantemente de fuentes antropogénicas. Golomb et al. (1997), reportaron un promedio total (seco + húmedo), de tipo deposicional para la Bahía de Massachussets de  $132 \mu\text{m/ m}^2/\text{año}$ .

Plantas terrestres pueden acumular arsénico a través de raíces profundas en suelos o por absorción de arsénico aerotransportado y depositado sobre las hojas. Algunas especies pueden llegar a acumular niveles considerables, (EPA 1982b). Cuando se cultiva sobre suelos altamente contaminados o en suelos con altos contenidos naturales de arsénico, los niveles de arsénico asimilado por las plantas, son comparativamente bajos (Gebel et al., 1998b; Pitten et al, 1999). Para investigar la cantidad y dirección del arsénico canalizado por las plantas, se estudiaron los cultivos de parcelas experimentales alrededor de una fábrica de preservación de madera en la cual la basura de madera era incinerada (Larsen et al. 1992). En la incineración, el arseniato en la madera preservada fue parcialmente convertido a arsenita. El arsénico emitido del montón, primariamente estaba en partículas ligadas. Los niveles elevados de arsénico inorgánico fueron encontrados en el test de plantas y en el suelo alrededor de la fábrica. Los análisis estadísticos revelaron que la senda dominante en el transporte de arsénico de la fábrica a los vegetales hojosos (coles) fue por deposición atmosférica directa, mientras que para las cosechas de raíces (papas y zanahorias), fue resultado de suelos tomados de arriba y de deposición atmosférica. La acumulación de arsénico por plantas está afectada por la especiación del arsénico. Salidas de cuatro especies de arsénico (arsenita, arseniato, ácido metilarsénico y ácido

dimetilarsénico), para cultivos de nabos bajo condiciones de cultivo de suelo escaso, mostraron que la salida aumenta con el incremento de la concentración de arsénico en el nutriente; los arsenicales orgánicos muestran mayor translocación ascendente que los arsenicales inorgánicos, (Carbonell-Bettachina, 1999). El total de arsénico asimilado por las plantas de nabos, siguieron la siguiente pauta: metilarseniato (MMA), < ácido dimetilarsénico (DMA) < arsenita < arseniato. En un experimento similar para plantas de tomates, la cantidad total de arsénico asimilado por las plantas siguieron la pauta DMA < MMA < arseniato  $\approx$  arsenita, con una concentración de arsénico en las plantas que aumenta con el incremento de la concentración de arsénico en la solución del nutriente. El arsénico fue mayormente acumulado en el sistema de raíces (85%), con cantidades muy pequeñas translocadas a la fruta (1%). El tratamiento de plantas con DMA y MMA mostró concentraciones de arsénico en los vástagos y frutas, superiores a las encontradas en los tratamientos con arsenita y arseniato (Burlo et al., 1999). Plantas terrestres cultivadas en tierra bordeando aguas contaminadas con arsénico, muestran relativamente pequeños contenidos de arsénico invariable; sin embargo, el sedimento tuvo altas concentraciones de arsénico de 200  $\mu\text{g/g}$ , (Tamaki y Frankenberger, 1992). Concentraciones de arsénico en cultivos de vegetales en suelos sin contaminación y suelos contaminados con arsénico, así como otros metales y contaminantes orgánicos, fueron generalmente inferiores a 12  $\mu\text{g/kg}$  en peso húmedo, para ambos casos. Una concentración máxima de 18  $\mu\text{g/kg}$  en peso seco, fue encontrado en cultivos de zanahorias en suelos altamente contaminados, los cuales contenían una concentración media de arsénico de 27  $\text{mg/kg}$  en peso seco, (Samsøe-Petersen et al., 2002).

Un estudio por Rahman et al. (2004), de tratamiento de madera con CCA, fue usado para construir camas levantadas en jardines (columpios) y determinar hasta donde pueden migrar los componentes de CCA en el suelo y

las posteriores salidas de estos componentes a través de los cultivos en el suelo. Los CCA, pueden ser transferidos por la piel y subsecuentemente ingestarse por niños, tocando la madera tratada con CCA (Hemond y Solo-Gabriele 2004). El arsénico fue encontrado lateralmente difundido en el suelo alrededor de la madera tratada con CCA, con altas concentraciones encontradas a 0-2 cm de la madera tratada y una declinación constante en concentración con el incremento de la distancia. El promedio alto de las concentraciones de arsénico, encontradas en el suelo cercano (0-2 cm.) a la madera tratada con CCA fue de 56 y 46  $\mu\text{g/g}$  en suelos de arena franca y suelos francos arenosos respectivamente. Como a una distancia de 30-35 cm., de la madera tratada con CCA, las concentraciones de arsénico fueron de aproximadamente 7  $\mu\text{g/g}$  en ambos suelos. Todas las muestras fueron tomadas en los primeros 15 cm. del suelo. La cosecha de cultivo en ambos tipos de suelos en zonas cercanas a la madera tratada con CCA (0-2 cm), contienen altas concentraciones de arsénico para zanahorias sin ser cortadas (0.186  $\mu\text{g/g}$ ) y de 10.894  $\mu\text{g/g}$  para hojas y tallos de haba. Sin embargo, basado en la guía FDA sobre límites tolerantes, estas cosechas podrían estar consideradas aprobadas para el consumo humano. Estudios por Chirenje et al. (2003a), también mostraron que elevadas concentraciones de arsénico, fueron encontrados en superficie de suelo (0-5 cm.), inmediatamente en los alrededores, dentro de los primeros 0.3 m, de los postes de utilidad, cercas y cubiertas, hechas con madera tratada con CCA. Factores como la fórmula preservativa, fijación de temperatura, tratamiento manual del poste y dimensiones de árboles tratados con tratamiento CCA para madera, así como el pH, salinidad y temperatura de la media de lixiviación, pueden afectar el coeficiente de lixiviación del tratamiento de CCA en madera, (Hinston et al. 2001). El uso de un repelente de agua finalizado en madera tratada con CCA, redujo significativamente la cantidad de arsénico, tanto como cobre y cromo en el agua de salida, (Lebow et al. (2003). Esto fue también observado en la

exposición de radiación ultravioleta, causando un significativo incremento en la lixiviación de ambas muestras finalizadas y no finalizadas con el tratamiento de CCA en madera.

La bioconcentración de arsénico, se produce en organismos acuáticos, en algas primarias e invertebrados pequeños. Tanto los alimentos del fondo como el pescado que los consumen, pueden acumular contaminantes encontrados en el agua. Mucha alimentación del fondo está realmente expuesta a grandes cantidades de metales que se acumulan en sedimentos. Los predadores, pueden bioacumular metales del agua o al alimentarse de otros pescados, incluyendo alimentación del fondo, esto puede dar lugar a la biomagnificación de metales en tejidos finos. El arsénico, es mayormente acumulado en el exoesqueleto de los invertebrados y en el hígado del pescado. No se ha encontrado ninguna evidencia de niveles de arsénico en especies diferentes al pescado, incluyendo especies de herbívoros, insectívoros y carnívoros. La mejor bioacumulación transferida, es entre agua y alga, como el caso de la comida china; esto tiene un fuerte impacto en la concentración dentro del pescado. Los datos de la National Contaminant Biomonitoring, producidos por la Fish and Wildlife Service, fueron usados para comprobar si existían diferencias entre la acumulación de metales y otros contaminantes encontrados en la alimentación de fondo y en niveles de tejidos finos de predadores; no hallándose diferencia alguna para el arsénico, (Kidwell et al. 1995). Se han medido factores de bioconcentración (BCFs) por componentes de arsénico que alcanzan valores de 0 a 17 en invertebrados de agua dulce y pescados, pero un BCFs de 350 fue observado en ostras marinas, (EPA 1980a). Los BCFs de briofitas, invertebrados y pescado (hígado) en lagos de Suecia y arroyos afectados por emisiones de fundición, fueron de 8,700, 1,900-2,200 y 200-800 respectivamente, (Lither et al 1995). En un estudio conducido por la Times Beach Confined Disposal Facility in Bufalo, New York, las

concentraciones de arsénico en tejidos finos de mejillones cebrá, expuestos durante 34 días, fueron significativamente más altas que las concentraciones en la columna de agua, (Roper et al. 1996). También se ha comprobado que el crecimiento de barnaclas, sobre muelle de madera tratada con CCA, acumula arsénico, (Weis et al. 1993). Las más altas concentraciones de arsénico, fueron encontradas en el más reciente tratamiento de madera. Por último, la biomagnificación en comida china acuática no parece ser significativa, (EPA 1979, 1982b, 1983e; Mason et al. 2000), aunque algunos pescados e invertebrados, contienen altos niveles de componentes de arsénico.

### **1.1.6 Transformación y degradación**

#### **1.1.6.1 Aire**

El arsénico es liberado a la atmósfera primariamente como trióxido de arsénico, y en menor medida como uno de los diversos componentes orgánicos volátiles, sobre todo arsinas, (EPA 1982b). El arsénico trivalente y las arsinas de metilo experimentan en la atmósfera oxidación a estado pentavalente (EPA 1984a), dando como resultado que el arsénico en la atmósfera es usualmente una mezcla de formas trivalentes y pentavalentes, (EPA 1984a; Scudlark y Churck 1988). La fotólisis no se considera un importante proceso en la transformación de componentes de arsénico, (EPA 1979).

#### **1.1.6.2 Agua**

El arsénico en agua puede oxidarse en una serie compleja de transformaciones, incluyendo reacciones de oxidación-reducción, intercambio ligado, precipitación y biotransformación, (EPA 1979; 1984a; Sanders et al. 1994; Welch et al. 1988). La velocidad de estas variadas reacciones y

procesos en el agua no es constante, viéndose influenciada por numerosos factores, entre los que destacan Eh, pH, sulfuros de metales, concentraciones de hierro y sulfuros de hierro, temperatura, salinidad, distribución y composición de la biota, estaciones, naturaleza y concentración de la materia orgánica natural, (EPA 1979; Farago 1997; Redman et al. 2002; Wakao et al., 1988). La ausencia de formación de gas arsénico en ambientes marinos ha sido reportada por Tamaki y Frankenberger 1992).

Las especies inorgánicas de arsénico son predominantes en ambientes acuáticos. En el rango de pH en agua natural, las especies inorgánicas de As (V) predominantes son los iones arseniatos  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$  y  $\text{HAsO}_4^{2-}$ ; la especie inorgánica predominante de As (III) es  $\text{H}_3\text{AsO}_3$  (Aurillo et al. 1994; EPA 1982c). El As (V) es generalmente dominante en ambientes oxidantes tales como la superficie del agua mientras que el As (III), es dominante bajo condiciones de reducción, tal como ocurre en contaminaciones de niveles freáticos con altos niveles de arsénico. Sin embargo, la reducción de arseniato a arsenita es baja, entonces el arseniato puede ser encontrado en ambientes de reducción. Contrariamente, la oxidación de arsenita en ambientes de oxidación, es moderadamente baja, (vida media de 0.4–7 días en sistemas costeros) y por tanto la arsenita, puede ser encontrada en ambientes de oxidación, (Mariner et al. 1996; Sanders et al. 1994).

Las especies orgánicas principales en agua dulce son MMA y DMA; sin embargo están usualmente presentes en menores concentraciones que las especies inorgánicas (Eisler 1994). Los microorganismos acuáticos, pueden reducir el arseniato a arsenita y a arsenicales metilados MMA y DMA, (Aurillo et al. 1994; Benson 1989; Braman y Foreback 1973; Edmonds y Francesconi 1987; Gao y Bureau 1997; Sanders et al. 1994). Las especies metiladas son también producidas por la reducción biogénica de muchos componentes



complejos de organoarsenicos, como arsenocholina y arsenobetaina. Muestras de agua de estuarios y lagos en California, muestran concentraciones medibles de arsénico metilado (entre el 1 y el 59% del total de arsénico), (Anderson y Brulan 1991). Dentro de la zona óxica fótica, el arseniato y DMA fueron las especies dominantes. Un estudio estacional de un lago, demostró, que el DMA fue la forma dominante del arsénico en superficies de agua durante el verano tardío y el otoño. La especie metilada declinó y el arseniato se incrementó cuando el lago cambió a finales de otoño. El Lago Mono, un cuerpo de agua altamente alcalino no presentó concentraciones medibles de arsénico metilado. Este hecho se achacó a las concentraciones extremadamente altas de arsénico inorgánico en el lago, 230  $\mu\text{M}$  (17mg/L), lo que pudo abrumar el análisis de cantidades pequeñas de formas. Otra posibilidad, es que una alta alcalinidad o muy altos niveles de fosfato en el agua de 260  $\mu\text{M}$  (25mg/L), son inhibidores de la metilación biogénica. En la concentración típica de agua dulce, el ión bario, en forma de arseniato de bario, es el metal más probable, (EPA 1979). Otros metales considerados son: calcio, hierro y cromo. Tanto la reducción como la metilación de As (V) pueden conducir a incrementar la movilización del arsénico, ya que el As (III), los dimetilarseniatos y los monometilarseniatos son partículas mucho menos reactivas que el As (V), (Aurilio et al. 1994). En el estuario del río Patuxet, en Maryland, las concentraciones de arseniato consumidas durante el verano, fueron de 1.0  $\mu\text{g/L}$ , durante 1988-1989, (Sanders et al. 1994). En contraste, niveles en invierno a primavera fueron alrededor de 0.1  $\mu\text{g/L}$ . Las concentraciones de arsenita estuvieron irregularmente presentes a bajos niveles durante el año. Máximos de DMA se presentaron en varios momentos, particularmente en el invierno y primavera tardía, pareciendo estar vinculados al florecimiento de algas. Los máximos de DMA declinaron en muchos meses y fue seguido por una subida en MMA. Se pensó, que el MMA se formó como producto de degradación del DMA. Un similar patrón estacional de especiación de arsénico

fue observado en la bahía Chesapeake, produciéndose metilación de arsenita durante los primeros meses calientes. La producción de arsénico, dominó la parte superior de la bahía y la especie metilatada dominó la parte baja, más salina. En agua costera la especie metilatada y reducida está presente en concentraciones bajas, alrededor de 10-20% del total de arsénico, (Sanders et al. 1994). En agua dulce, generalmente el arsénico existe como oxianión de arseniato ( $H_xAsO_4^{3-x}$ ) o arsenita ( $H_xAsO_3^{3-x}$ ) (Robertson 1989; Welch et al 1988).

### 1.1.6.3 Sedimento y suelos

El ciclo del arsénico en suelos es complejo, con muchos procesos bióticos y abióticos controlando el impacto ambiental. El arsénico en el suelo existe en varios estados de oxidación y especies químicas, dependiendo del pH del suelo y del potencial de oxidación-reducción. El arseniato [As (V)] y arsenita [As (III)], existen como sistemas de oxianiones en oxidación, en tanto el arsénico metálico [As (0)], arsina [As (-III)] y formas metiladas de arsénico son termodinámicamente estables en sistemas de reducción, como pantanos y ciénagas. Los oxianiones de arseniato y arsenita, tienen varios grados de protonación, dependiendo del pH, (EPA 1982b; McGeehan 1996). Bajo condiciones ambientales, el As (V) inorgánico, podrá existir como una mezcla de aniones de arseniato  $H_2AsO_4^-$  y  $HAsO_4^{2-}$  y el As (III) inorgánico, podrá existir como  $H_3AsO_3$ . El As (V) es predominante en suelos aeróbicos y el As (III) es predominante en suelos debilmente reducidos (como por ejemplo suelos temporalmente inundados), (EPA 1982b). Las transformaciones entre los diversos estados de oxidación y especies de arsénico, ocurren como resultado de procesos bióticos o abióticos, (Bhumbla y Keefer 1994). Los arsenicales aplicados a suelos pueden ser metilados por microorganismos a arsina, la cual se pierde por volatización y formas orgánicas pueden ser mineralizadas a

formas inorgánicas, (Gao y Bureau 1997). Los microorganismos encontrados en sedimentos marinos naturales y sedimentos contaminados con residuos de mina también han demostrado ser capaces de desnaturalizar el arsénico bajo condiciones aerobias y anaerobias. La evolución de la arsina cumulativa de suelos arsenicales enmendados, siguen el orden: DMA > MMA > As (III) = AS (V), (Reimer 1989). Las arsenitas son de mayor preocupación ambiental que los arseniatos porque tienen gran toxicidad y alta movilidad en el suelo, (McGeehan 1996). La basura de minas sulfúricas puede contener arsenopirita, que oxida de una forma de ácido arsénico a una forma altamente móvil de arsénico bajo condiciones ácidas. Los pesticidas organoarsenicales (ejemplo: MMA, DMA), aplicados a suelos son metabolizados por bacterias del suelo a alkilarsinas, arseniatos y MMA. También pueden ser mineralizados a arsénico inorgánico, (Gao y Bureau 1997; Hood 1985). La vida media de DMA en suelos, es cercana a de 20 días, (Hood 1985). Metanersonato monosódico calificado a  $^{14}\text{C}$  (MSMA) fue encontrado en el rango de 1.7 a 10% en suelos arcillosos y en suelos franco-arcilloso-limosos después de 60 días respectivamente. Se encontraron suelos esterilizados que no producen  $^{14}\text{CO}_2$ , indicando que las bacterias en suelos contribuyen a la descomposición de MSMA, (Von Endt et al 1968). La degradación de MSMA ha sido descrita en varios suelos y es dependiente del tipo de suelo, contenido de agua y temperatura. La MSMA se disipa más rápidamente en suelos de textura fina con inundaciones continuas y bajo condiciones controladas de laboratorio (<180 días), que bajo condiciones de campo (aproximadamente 350 días), (Akkari et al. 1986). La roxarsona (3-nitro-4-hydroxyphenylarsonic acid), usada en alimento de aves de corral, es encontrada excretada e inalterada en pequeñas aves, (lecho y abono). La roxarsona usada para enmendar suelos de agricultura, produce la degradación del arseniato en aproximadamente 3-4 semanas de abonado, (Garbarino et al. 2003). Además, el arsénico procedente de aves de corral, es movilizado

fácilmente por agua, lixiviándose de suelos enmendados y por tanto es bastante lenta su acumulación en suelos, (Rutherford et al. 2003).

Un esquema de fraccionamiento secuencial fue usado para estimar la química natural y así el potencial biodisponible de arsénico en explotaciones extensivas de ganado en Australia, donde la arsenita sódica fue usada prolongadamente hasta 1950 en ganados introducidos a principios del siglo XX, (McLaren et al. 1998). Más sitios conteniendo cantidades sustanciales de arsénico (13% de promedio) en dos fracciones sumamente variables, indican un alto potencial de biodisponibilidad y lixiviación. El volumen del arsénico, parece estar asociado con amorfos de hierro y minerales de aluminio en suelos. Similarmente, el arsénico en suelos y residuos de mina en el Valle Tamar de Inglaterra, se halló concentrado en una fracción asociada con hierro y hierro orgánico, (Kavanagh et al. 1997). Estudios de laboratorio fueron realizados para estimar la fase de partición de metales traza en sedimentos del Río Cocur d'Alene, en un área minera de Idaho y la liberación de metales bajo en eventos de menor simulación y mayor inundación, (LaForce et al. 1998). El arsénico fue primariamente asociado con óxidos de hierro y manganeso, debido a liberaciones cuando estos óxidos fueron reducidos. El nivel de arsénico fue comparablemente bajo en la fracción orgánica y en la fracción residual remanente e insignificante en las fracciones extraíbles.

#### **1.1.6.4 Otros medios**

Carbonell-Barrachina et al., (2000), encontraron la especiación y solubilidad del arsénico en suspensión de aguas cloacales y cieno, siendo afectadas por pH y Eh. Bajo condiciones de oxidación, la solubilidad del arsénico es baja, con una porción mayor del arsénico soluble presente como componente de arsénico orgánico, sobre todo como ácido dimetilarsinico. Bajo

condiciones de reducción moderadas (0-100mV), la mayor especie inorgánica en solución es arsenita y la solubilidad del arsénico se incrementa debido a la disolución de iones oxihidróxidos. Bajo condiciones extremadamente reductivas (-250mV), la solubilidad del arsénico decrece por la formación de sulfuros insolubles. El pH de la disolución también influye en la especiación y solubilidad del arsénico. A pH neutro, la solubilidad del arsénico es máxima y decrece bajo condiciones ácidas y alcalinas. Las especies inorgánicas de arsénico, son las especies dominantes en pH 5.0 a pH 6.5; la mayor forma soluble son especies de arsénico orgánicas. La biometilación de arsénico está limitada a pH ácido y el máximo se da cerca del pH neutro, (Carbonell-Barrachina et al. 2000).

### **1.1.7 Niveles de monitoreo o estimaciones en el medio ambiente**

Las evaluaciones fiables del potencial de exposición humana ante contaminantes dependen en parte de la confianza de los datos analíticos sostenidos de muestras ambientales y de especímenes biológicos. Las concentraciones de arsénico en la atmósfera no contaminada y en agua superficial pura son a menudo bajas o cerca de límites de métodos analíticos actuales.

#### **1.1.7.1 Aire**

El arsénico en el ambiente del aire, es usualmente una mezcla de partículas de arsenita y arseniato; especies orgánicas son de importancia insignificante en áreas de aplicación substanciales de pesticidas de arsénico metiladas o actividad biótica, (EPA 1984a). Los niveles medios, en ambientes de aire en los Estados Unidos, han sido reportados en el rango  $< 1$  a  $3\text{ng}/\text{m}^3$ , en áreas remotas y de  $20$  a  $30\text{ng}/\text{m}^3$  en áreas urbanas, (Davidson et al. 1985;

EPA 1982c; IARC 1980; NAS 1977a). La EPA, condujo un estudio modelando con la Assessment System for Population Exposure Nationwide (ASPEN), en el cual las estimaciones de emisiones de contaminantes peligrosos en el aire, fueron usadas para estimar concentraciones en el ambiente, (Rosenbaum et al. 1999). Usando datos de 1990, para estimar el total de emisiones de arsénico en 48 estados coextensivos, excluyendo caminos de polvo, polvo levantado en construcción o cultivo de agricultura, el percentil 25, la media y el percentil 75 de la concentración de arsénico, fueron estimados a 9, 20 y 30 ng/m<sup>3</sup>, respectivamente. Mediciones de concentraciones de arsénico en diversos lugares interiores públicos (ejemplo: cafeterías, cafés, club de música, tren de Amtrac y diversos restaurantes), con humo de tabaco en el ambiente (ETS), alcanzaron el rango de < 0.1 a 1 ng/m<sup>3</sup> con una media de 0.4 ± 0.3 ng/m<sup>3</sup>. En sitios libres de ETS (oficina de universidad y bibliotecas), tuvieron concentraciones de arsénico < 0.13 ng/m<sup>3</sup>, (Landsberger y Wu 1995). Un estudio de The Toxic Exposure Assessment at Columbia/Harvard (TEACH) midió niveles de varios tóxicos en el aire en la ciudad de New York, en 1999. Las exposiciones fueron evaluadas en un grupo de 46 estudiantes de bachillerato en West Central Harlem. La concentración media de arsénico, en casas de verano al aire, interiores de hogares y el aire personal de los participantes, fueron de 0.37, 0.4 y 0.45 ng/m<sup>3</sup>, respectivamente, (Kinney et al. 2002). Las concentraciones de arsénico en aire de interiores y exteriores colectados como parte de la National Human Exposure Assessment Survey (NHAXES) en Arizona, alcanzaron de 3.4 a 22.3 y de 3.5 a 25.7 ng/m<sup>3</sup> respectivamente, con 71 y 68% de casos por debajo del límite de detección (1.8 -14.3 ng/m<sup>3</sup>), (O'Rourke et al. 1999).

### 1.1.7.2 Agua

El arsénico está ampliamente distribuido en la superficie del agua, niveles freáticos y finalmente en el agua potable, principalmente en los Estados Unidos. Mediciones de concentraciones de arsénico en ríos y lagos indican que muchos valores están por debajo de 10 µg/L, aunque muestras individuales pueden estar en el rango por encima de 1,000 µg/L, (NAS 1977b; Page 1981; Smith et al. 1987; Welch et al. 1988). En una evaluación de 293 estaciones en dos redes de muestreos en toda la nación, principalmente en ríos de Estados Unidos, se encontraron niveles medios de arsénico de 1 µg/L; el nivel percentil de 75 fue de 3 µg/L, (Smith et al. 1987). El arsénico fue detectado en 1,298 de 3,452 muestras de agua en superficie, registradas en la base de datos STORET para 2004 en el rango de concentraciones de 0.138 a 1,700 µg/L, en muestras donde el arsénico fue detectado (EPA 2005c). Dos quebradas en el Oeste de Maryland, que fueron el foco de un estudio de bioacumulación entre 1997-1998, tuvieron concentraciones de arsénico de  $0.370 \pm 0.200$  y de  $0.670 \pm 0.460$  µg/L, (Mason et al. 2000). Las superficies de agua, pudieron ser impactadas por derrames de sitios peligrosos. En el Rio Whitewood al Sur de Dakota, donde 100 millones de toneladas de residuos y moliendas, derivados de actividades mineras de oro, fueron descargadas entre 1876 y 1977, el nivel medio de sedimentos de arsénico fue de 1,920 µg/g en fase disuelta y fase particulada y los niveles de arsénico en el agua del río alcanzaron de 20 a 80 y de 20 a 8,000 µg/L respectivamente (Goddard 1987). El agua de río muestreada próxima al basurero de la mina durante la estación lluviosa en Zimbabwe tuvo una concentración de arsénico de 25 µg/L, (Jonnalagadda y Nensou 1996). Actividades mineras en roca dura, desarrolladas en la parte Sur de Colorado y el Norte de Taos Nuevo México, desde finales del siglo XIX hasta recientemente, tuvieron impacto en el río Grande y sus tributarios. Una media de concentración de arsénico de 0.8 µg/L fue encontrada en el principal

cañón del Río Grande, muestreado de Junio a Septiembre de 1994 respectivamente y de 1.4 µg/L en Big Arsenic Spirng, Nuevo México en Septiembre de 1994, (Taylor et al. 2001). Las concentraciones de arsénico en agua de cuencas en Black Hills, Sur de Dakota, un área impactada por actividades de minería de oro alcanzaron de 2.5 a 55 µg/L y de 1.7 a 51 µg/L en muestras filtradas y sin filtrar, respectivamente; concentraciones en áreas de referencia, alcanzaron de 1.1 a 3.4 µg/L y de 0.9 a 1.9 µg/L en muestras sin filtrar y filtradas respectivamente, (May et al. 2001). Las concentraciones de arsénico alcanzaron de 0.29 a 34.0 µg/L en muestreos de agua del Rio Wakalla y en el Norte de la Bahía de San Joseph, a lo largo de Panhandle Florida; concentraciones de arsénico en esta área son el resultado de fuentes peligrosas, sin identificar (Philp et al. 2003).

Datos recientes de arsénico total en superficie de agua de mares y océanos, muestran niveles < 1 µg/L, excepto el Océano Antártico y el Suroeste del Océano Pacifico, donde los niveles son de 1.1 y 1.2 µg/L, respectivamente. Niveles en aguas costeras y estuarios, son generalmente un poco superiores, en el rango de 1-3 µg/L. Sin embargo, en agua estuarina en las Salinas de California, se obtuvieron niveles de arsénico de 7.42 µg/L, (Francesconi et al. 1994). Las concentraciones disueltas de arsénico en agua en 40 sitios en el Sistema de lagunas del Rio Indian, alcanzaron de 0.35 a 1.6 µg/L con una media de  $0.89 \pm 0.34$  µg/L, (Trocine y Trefry 1996). Las aguas termales, generalmente tienen niveles de arsénico de 20-3,800 µg/L, aunque se han llegado a registrar niveles tan elevados como 276,000 µg/L, (Eisler 1994).

Los niveles de arsénico en niveles freáticos promedian cerca de 1-2 µg/L, excepto en algunos estados al Oeste de EE.UU. en roca volcánica y depósitos minerales de sulfuro, ricos en arsénico, donde han sido observados niveles de arsénico por encima de 3,400 µg/L, (IARC 1980; Page 1981;



Robertson 1989; Welch et al. 1988). En áreas de minas al Oeste, las concentraciones en niveles freáticos superan 48,000  $\mu\text{g/L}$  (Welch et al. 1988). Concentraciones de arsénico en muestras de niveles freáticos colectadas de 73 pozos en 10 ciudades en el Sureste de Michigan en 1997, alcanzaron rangos de 0.5 a 278  $\mu\text{g/L}$ , con una media de 29  $\mu\text{g/L}$  de arsénico (53-98%) y fue detectado como arsenita, (Kim et al. 2002). La mayoría del arsénico en agua natural es una mezcla de arseniato y arsenita, con usual predominio de arseniato, (Braman y Foreback 1973; EPA 1982c, 1984a). Formas de metilato, también han sido detectadas tanto en superficies de agua como en niveles freáticos, con valores que varían entre 0.01 a 7.4  $\mu\text{g/L}$  (Braman y Foreback 1973; Hood 1985), con mayoría de valores por debajo de 0.3  $\mu\text{g/L}$  (Hood, 1985). En un estudio de calidad de niveles freáticos someros en un acuífero aluvial, bajo un importante centro urbano en Denver Colorado, los niveles de arsénico en los 30 pozos, muestreados aleatoriamente, tuvieron niveles medios  $< 1 \mu\text{g/L}$ , el máximo nivel fue de 33  $\mu\text{g/L}$  (Bruce y McMahon 1996). Niveles de arsénico en niveles freáticos algunas veces excedieron el nivel de contaminación máximo de la EPA (MCL), el cual es de 50 a 10  $\mu\text{g/L}$  (EPA 2001a). En áreas del mundo como Bangladesh y el Oeste de Bengala, India, existen acuíferos someros compuestos de sedimentos conteniendo arsénico. El arsénico es liberado en niveles freáticos cuando los niveles de oxígeno en el acuífero empiezan a bajar y los oxihidroxidos de hierro y manganeso que retienen el arsénico disuelto lo liberan en los alrededores del agua que la población utiliza para beber. En cuatro pueblos, en donde fueron caracterizados para un estudio reciente, las concentraciones de arsénico en agua para tomar alcanzaron rangos de 10 a 2,040  $\mu\text{g/L}$  (Tondel et al. 1999).

El arsénico, ha sido también detectado en agua de lluvia en concentraciones promedio de 0.2-0.5  $\mu\text{g/L}$  (Welch et al. 1988). Este rango es consistente con lo encontrado en un estudio de 1997-1998 en el Oeste de

Maryland, el cual fue objeto de un estudio de bioacumulación, (Mason et al. 2000). Los niveles de arsénico en deposición húmeda en la cuenca, así como también caídas de agua en dos quebradas fueron de  $0.345 \pm 0.392$ ,  $0.400 \pm 0.400$ , y  $0.330 \pm 0.250$   $\mu\text{g/L}$  respectivamente. Concentraciones medias de arsénico de 30 días, provenientes de muestras compuestas de agua de lluvia colectadas de Mayo a Septiembre en ocho captadores en el ártico Norte de Europa; donde se variaron distancias y direcciones de viento por las emisiones de un yacimiento minero de níquel Ruso, quema e industria de fundición en la Península kola, alcanzaron el rango de 0.07 a 12.3  $\mu\text{g/L}$  (Reimann et al. 1997). Muestras de lluvia y nieve, fueron colectadas durante el otoño de 1996 e invierno 1997 en ocho localizaciones, fuera de un patrón radiante semicircular (de 2-15 Km.), en la dirección del viento prevaleciente del incinerador Claremot, localizado en New Hampshire. Este incinerador, procesa 200 toneladas de basura sólida por día. Las concentraciones de arsénico en agua de lluvia y nieve alcanzaron de 0.020 a 0.079  $\mu\text{g/L}$  y de 0.80 a 1.28  $\mu\text{g/L}$ , respectivamente (Feng et al. 2000).

El agua potable es una de las importantes fuentes de exposición de arsénico. Estudios de agua para beber en los Estados Unidos, han encontrado que más del 99% del suministro de agua publica tienen bajas concentraciones de arsénico en la EPA MCL, el cual fue de 50  $\mu\text{g/L}$  (EPA 1982c). En Enero del 2001, la EPA adoptó un nuevo estándar en niveles de arsénico en agua potable, que no excedería los 10  $\mu\text{g/L}$ , reemplazando el anterior estándar de 50  $\mu\text{g/L}$ . La regla empezó a ser efectiva en Febrero de 2002 y las Municipalidades tuvieron que obrar de acuerdo al nuevo estándar en Junio de 2005, (EPA 2001a).

Antes la MCL para arsénico en agua para tomar, fue inferior de 50 a 10  $\mu\text{g/L}$ ; estudios fueron emprendidos para averiguar cómo los diferentes

estándares pueden en conformidad afectar. Un estudio semejante, patrocinado por la Water Industry Technical Action Fund, fue la National Arsenic Occurrence Survey (NAOS), se basó en estudios representativos de sistemas de agua pública definidos por tipo de fuente, tamaño del sistema y localización geográfica. Adicionalmente, esto incluyó un factor de ocurrencia natural, una variable de estratificación que podría cualitativamente describir la probabilidad de ocurrencia de arsénico en el suministro. Para predecir finalmente las concentraciones de arsénico en agua, se factorizaron las opciones de datos en el tratamiento de agua, eficiencia y frecuencia de uso. Los resultados de la NAOS están en general de acuerdo con dos estudios nacionales limitados previos: la EPA's National Inorganics and Radionuclides Survey (NIRS) y la Metropolitan Water District of Southern California Survey (MWDSC). Los porcentajes de sistemas de agua que podrían estar fuera de la condescendencia, son estimados para ser 1.7, 3.6, 9.3, y 20.7% para arsénico MCLs 20, 10, 5 y 2  $\mu\text{g/L}$ , respectivamente. Las concentraciones de arsénico, fueron determinadas en bebidas de la Región V de la EPA (Indiana, Illinois, Michigan, Minnesota, Ohio, y Wisconsin), como parte de la National Human Exposure Assessment Survey (NHAXES); la concentración media de arsénico en toma de agua nivelada y estancada, fue de 1.1  $\mu\text{g/L}$ , (Thomas et al. 1999). Frost et al. (2003), publicaron datos existentes de la EPA Arsenic Occurrence And Exposure Database, así como datos adicionales del estado de salud, departamento ambiental y utilidades de agua encontradas en 33 ciudades de 11 estados, presentando estimaciones de concentraciones medias de arsénico en agua para beber de 10  $\mu\text{g/L}$ , o más. Once ciudades, tuvieron concentraciones medias de arsénico  $\geq 20 \mu\text{g/L}$  y dos ciudades tuvieron concentración media de arsénico  $\geq 50 \mu\text{g/L}$  (Frost et al. 2003). Un estudio de agua para beber de New Hampshire, alcanzó concentraciones de arsénico de  $< 0.01$  a 180  $\mu\text{g/L}$  en 793 casas chequeadas. Más del 10% de pozos privados tuvieron concentraciones de arsénico  $> 10 \mu\text{g/L}$  y 2.5% tuvieron niveles  $> 50$

$\mu\text{g/L}$  (Karagas et al. 1998). Los pozos domésticos, contenían concentraciones de arsénico significativamente superiores a las de pozos municipales con concentraciones medias de 0.5 y 0.2  $\mu\text{g/L}$  (Peters et al. 1999). Los altos niveles de arsénico en New Hampshire son asociados a la roca existente en los pozos. Muchas comunidades tienen altos niveles de arsénico en sus aguas de beber por contaminación procedente de la geología en el área.

Algunas ciudades de países en desarrollo como México, Bangladesh, India y Vietnam, tienen niveles altamente elevados de arsénico en agua de beber en algunas regiones, (Bagla y Kaiser 1996; Berg et al. 2001; Tondel et al. 1999; Wyatt et al. 1998<sup>a</sup>; 1998<sup>b</sup>). El caso actual de Guatemala no pasa desapercibido ya que existen concentraciones de arsénico total de 60  $\mu\text{g/L}$  en algunos lugares al NW de la ciudad de Guatemala. En Bangladesh y Oeste de Bengala, el suelo contiene naturalmente altos niveles de arsénico, el cual es lixiviado en niveles freáticos someros que afecta ligeramente el agua potable. En el Oeste de Bengala, India, se estima que más de un millón de indios están tomando agua ligada con arsénico y diez millones más, podrían estar en riesgo en áreas que no han sido chequeadas por contaminación. Análisis de 20,000 pozos de agua revelaron que el 62% tiene arsénico en niveles superiores a los permisibles según la World Health Organization (WHO), para los límites de exposición (PEL) en agua de beber, de 10  $\mu\text{g/L}$ , con algunos tan altos como 3,700  $\mu\text{g/L}$  (Bagla y Kaiser 1996). Análisis de 10,991 y 58,166 muestras del nivel freático de 42 y 9 distritos afectados por arsénico en Bangladesh y el Oeste de Bengala, se encontraron con niveles de arsénico que fueron del 59 y 34% respectivamente, superiores a 50  $\mu\text{g/L}$  (Chowdhury et al. 2000). Berg et al (2001), estudió la contaminación de arsénico del sistema aluvial Rio Rojo en Hanoi, Vietnam y las áreas rurales circundantes. Las concentraciones de arsénico en niveles freáticos de pozos privados a escala pequeña promediaron 159  $\mu\text{g/L}$ , alcanzando de 1 a 3,050  $\mu\text{g/L}$ . Diversos investigadores han publicado

una correlación entre altos niveles de arsénico y fluoruro en agua potable, (Wyatt et al. 1998a, 1998b).

### 1.1.7.3 Sedimento, suelo y roca

El arsénico, está ampliamente distribuido en la corteza de la Tierra, la cual contiene cerca de 3.4 ppm de arsénico, (Wedepohl 1991). Se encuentra mayormente en minerales naturales, como el realgar ( $\text{As}_4\text{S}_4$ ), oropimente ( $\text{As}_2\text{S}_3$ ) y arsenolita ( $\text{As}_2\text{O}_3$ ) y sólo se encuentra en forma elemental en un pequeño grado. Hay 150 minerales relacionados con el arsénico, (Budavari et al. 2001; Carapella 1992). Las concentraciones de arsénico en suelos de varias ciudades pueden alcanzar de 0.1 a 50  $\mu\text{g/g}$  y puede variar ampliamente entre regiones geográficas. La típica concentración de arsénico para suelos sin contaminar alcanza de 1 a 40  $\mu\text{g/g}$ , con concentraciones más bajas en suelos arenosos y suelos derivados de granitos. Altas concentraciones de arsénico son encontradas en suelos aluviales y suelos con alto contenido orgánico, (Mandal y Suzuki 2002). El arsénico en suelos puede proceder del material parental que forma el suelo, basura industrial o usos de pesticidas arsenicales. Los procesos geológicos, incluyendo la actividad hidrotérmal y la formación pegmatítica, pueden llevar una alta concentración de arsénico a las rocas y subsecuentemente al suelo circundante, (Peters et al. 1999). En el primer caso, la actividad térmica causa la disolución y transporte de metales como el arsénico, el cual es precipitado en fracturas de rocas. En el segundo proceso, magmas frescos pueden concentrar metales que son inyectados en rocas, cristalizando como pegmatitas en áreas cercanas a zonas de actividad volcánica, incluye largas áreas de California, Alaska, Islandia, Nueva Zelanda y en cinturones de fuego, como el caso del continente de América, entre otros.

La U.S. Geological Survey, reporta que la media y el rango de arsénico en suelos y otros materiales superficiales es de 7.2 y < 0.1 - 97 µg/g, respectivamente (USGS 1984). En suelos de Florida, el arsénico fue altamente correlacionado ( $\alpha = 0.0001$ ) con el suelo conteniendo arcilla, carbón orgánico, CIC, hierro y aluminio total. El arsénico tiende a asociarse con la fracción arcilla, oxihidróxidos de hierro y manganeso. Los suelos de origen granítico, son generalmente bajos en arsénico; cerca de 4 µg/g, mientras que el arsénico en suelos derivados de rocas sedimentarias puede ser tan alto como 20 - 30 µg/g, (Yan-Chu 1994). Suelos de depósitos geológicos excesivamente ricos en arsénico, como yacimientos de sulfuros, pueden llegar a tener dos órdenes de magnitud superior a las concentraciones en el suelo, (NAS 1977a).

Suelos en áreas mineras o cerca de fundiciones, pueden contener altos niveles de arsénico. Concentraciones de arsénico superiores a 27,000 µg/g fueron encontradas en suelos contaminados con minas o basura de fundición, (EPA 1982b). Los suelos en un sitio minero abandonado en el Valle de Tamay, en el Suroeste de Inglaterra, tienen concentraciones de arsénico que pueden exceder los 50,000 µg/g, (Erry et al. 1999). El promedio de niveles de arsénico en los 2 cm superiores de diferentes tipos de suelo en la vecindad de una antigua fundición de cobre en Anaconda Montana, alcanzaron de 121 a 236 µg/g; estos niveles se asociaron significativamente con la proximidad y dirección del viento desde el sitio de fundición, (Hwang et al. 1997a). Precipitaciones radiactivas ocasionadas por fundiciones pueden llegar a contaminar zonas muy alejadas de la fuente. Niveles elevados de arsénico en suelos, han sido encontrados en derrames de plumas de sotavento hasta 10 millas de la fundición ASARCO en Tacoma, Washington, (WSDOE 2005). La fuente de niveles de arsénico elevados en suelos en la comunidad mexicana de Anapra en Ciudad Juárez, Chihuahua, fue una fundición de plomo en El Paso, Texas, la cual cesó sus operaciones en 1985. Tres localizaciones

geográficas a diferentes distancias de la fuente de fundición fueron evaluadas para niveles de arsénico en suelos. Los niveles medios de arsénico de los tres sectores siguiendo un incremento de distancia a la fuente, fueron de 25.2  $\mu\text{g/g}$  ( $n = 8$ ), 21.4  $\mu\text{g/g}$  ( $n = 7$ ) y 19.5  $\mu\text{g/g}$  ( $n = 4$ ). Suelos de un área de control, localizada a 25 km de la fundición, tenían una concentración media de 8.6  $\mu\text{g/g}$  ( $n = 3$ ), (Díaz-Barriga et al. 1997).

Los suelos en tierras para agricultura tratadas con pesticidas arsenicales, pueden retener cantidades substanciales de arsénico. Un estudio reportó una concentración de arsénico de 22  $\mu\text{g/g}$  en suelos tratados, comparados con 2  $\mu\text{g/g}$  para suelos cercanos sin tratamiento, (EPA 1982b).

La contaminación por metales pesados es un problema serio en algunos países en desarrollo. La Bahía Sepetiba, una laguna costera semicerrada en Brasil, tiene concentraciones de arsénico en sedimento por encima de 80,000  $\mu\text{g/g}$ , en un área adyacente a la planta que produce zinc y cadmio (Moreira 1996). La planta usa ~1,500 toneladas de arsénico por año para purificar la solución electrolítica usada en la producción de estos metales. También en superficies de suelos en Zimbabwe (~10 cm de profundidad), en un vertedero de mina abandonada, contenían arsénico en un promedio de concentración de  $9,530 \pm 250$   $\mu\text{g/g}$ . En tanto los suelos cercanos a una corriente de río, casi 400 m del vertedero de la mina, contenían  $550 \pm 40$   $\mu\text{g/g}$  de arsénico, (Jonnalagadda y Nenzou 1996).

La concentración natural de arsénico en sedimentos es usualmente  $< 10$   $\mu\text{g/g}$  en peso seco, pero puede variar ampliamente alrededor del mundo, (Mandal y Suzuki 2002). Concentraciones de arsénico en sedimentos de ríos, lagos y quebradas de U.S., alcanzan casi 0.1 a 4,000  $\mu\text{g/g}$ , (Eisler 1994; Heit et al. 1984; NAS 1977a; Welch et al. 1988). Los niveles de arsénico se

correlacionan bien con el contenido de aluminio. Esta correlación es usada para normalizar niveles de concentración en sedimento a niveles naturales en estuarios de Florida. Los niveles medios de arsénico en sedimentos de sitios mineros, alcanzan de 8.3 a 179.0  $\mu\text{g/g}$  en peso seco, comparado con 2.4-13.1  $\mu\text{g/g}$  en peso seco en el sitio de referencia. Los niveles medios de arsénico en biofilms adheridos a roca en el agua de sitios mineros, alcanzan de 7.5 a 155.8  $\mu\text{g/g}$  en peso seco, comparado también con 7.2-27.3  $\mu\text{g/g}$  en peso seco de sitios de referencia. Los sedimentos sin contaminar tienen niveles medios de arsénico de 9.2  $\mu\text{g/g}$ .

Recientemente ha sido sugerido que el preservativo de madera más comúnmente usado en pilotes de muelle y mamparos, CCA, puede ser tóxico para organismos estuarinos. Wendt et al. (1996), midió arsénico en superficie de sedimentos y ostras de quebradas con altas densidades de muelles y de quebradas próximas de referencia sin muelles. Las concentraciones promedio en los sedimentos alcanzaron de 14 a 17  $\mu\text{g/g}$  por todas partes en el área de estudio, dentro del rango de los niveles de fondo natural.

#### **1.1.7.4 Otros medios ambientales**

Los niveles de fondo de arsénico en organismos vivientes son usualmente de 1  $\mu\text{g/g}$  en peso seco, (Eisler 1994). Los niveles son más altos en áreas con actividades de minería y fundición o donde son usados pesticidas arsenicales. Un estudio realizado en 1994, determinó el contenido del metal en sedimento, biofilms e invertebrados en 13 sitios; 10 con histórica actividad minera y 3 en sitios de referencia de la cuenca Cocur d' Alene en el Norte de Idaho. Los niveles medios de arsénico en macroinvertebrados bentónicos en sitios mineros alcanzaron de 2.2 a 97.0  $\mu\text{g/g}$  en peso seco, comparado con 2.1-2.4  $\mu\text{g/g}$  en peso seco en sitios de referencia, (Farag et al. 1998). Pequeños



animales que viven en sitios mineros ingestan más arsénico en su dieta y tienen niveles superiores de arsénico en sus cuerpos que los que viven en sitios sin contaminar (Erry et al. 1999). Las variaciones estacionales, pueden afectar la cantidad de arsénico asimilado por el cuerpo y transferirlo a animales predadores.

Niveles bajos de arsénico, son comúnmente encontrados en comida; lo niveles más altos, son encontrados en comida de mar, carnes y granos. Niveles dietéticos típicos de arsénico en U.S. de estas comidas, alcanzan de 0.02 mg/kg en granos y cereales a 0.14 mg/kg en carnes, pescado y aves de corral, (Gartrel et al. 1986). Mariscos y otros alimentos marinos contienen altas concentraciones de arsénico y son la mayor fuente dietética de arsénico, (Gunderson 1995a; Jelinek y Corneliussen 1977; Tao y Boger 1999). Los organismos marinos, parecen tener la habilidad de acumular arsénico naturalmente por comidas en el agua marina, debido a contaminación local (Eisler 1994). Los niveles de arsénico en pescado y alimentos marinos están usualmente cerca de 4-5 mg/kg, (Bennet 1986; Schroeder y Balassa 1966), pero pueden llegar a 170 mg/kg, (NAS 1977b). Altos niveles de arsénico pueden ser encontrados en algas. Por ejemplo, las concentraciones de arsénico alcanzan 17 a 88 mg/kg en peso seco y son encontrados en algas comercialmente disponibles (van Netten et al 2000). Un estudio de la Total Diet de la U.S. Food and Drug Administration (FDA) entre 1991-1997, dio a conocer que la comida de mar contenía los mayores niveles de arsénico, seguida de arroz/cereal de arroz, champiñones y aves de corral. Las concentraciones en atún enlatado (en aceite), palitos de pescado, eglefino (pan cocinado) y camarones hervidos, fueron de 0.609-1.470, 0.380-2.792, 0.510-10.430 y 0.290-2.681 mg/kg, respectivamente, (Tao y Boger 1999). Típicamente, los niveles de arsénico en comida de la Total Diet Study, entre 1991-1996, son bajos, < 0.03 mg/kg; solamente 63 de las 264 comidas contenían arsénico en

este nivel. Similares resultados fueron descritos en la Total Diet Study entre 1991-1997, donde la concentración media de arsénico en todas las comidas fue de 0.036 mg/kg en peso seco y el arsénico no fue detectable en cerca del 88% de las comidas y sólo fue detectado en niveles traza en otros 7.8% de comidas. Las comidas con mayores niveles de arsénico medio, fueron pan cocinado, atún enlatado, pescado en palillo, camarones y sándwiches de pescado, con concentraciones de arsénico que alcanzaron de 5.33 a 0.568 mg/kg en peso seco, (Capar y Cunningham 2000).

Es importante tener en mente que mucho del arsénico en pescado y mariscos, está usualmente presente como arsénico orgánico, arsenobetaina, el cual no parece ser perjudicial para humanos y es excretado rápidamente y descargado en la orina, (Cullen 1998; Dabeka et al. 1993; Eisler 1994; Gobel et al. 1998b). La arsenoazucar, arsénico derivativo del contenido de ribosa, son los organoarsenicicos comunes encontrados en algas marinas; son también encontrados en mejillones, ostras y almejas, (Le et al. 2004). En algunas comidas el arsénico es encontrado en forma inorgánica y su porcentaje puede ser altamente variable. Por ejemplo, un reciente estudio en los Países Bajos, describió que el arsénico inorgánico incluía de 0.1-41% del total del arsénico en comida de mar, (Vaessen y van Ooik 1989). Buchet et al. (1994), encontraron que como promedio, el 3% del total de arsénico en mejillones tenía forma inorgánica. Basados en datos de literatura, MacIntosh et al. (1997), estimaron cantidades de arsénico inorgánico de 1.5% del total de arsénico en pescado y 20% del total de arsénico en mariscos. Algunas algas comercialmente disponibles, especialmente variedad de algas cafés, pueden tener altos porcentajes del total de arsénico presente como arsénico inorgánico (> 50%), (Almela et al. 2002; Laparra et al. 2003). Schoof et al. (1998), encontró considerable variabilidad en el contenido de arsénico total y arsénico

inorgánico en arroz y ñame de Taiwán. Aproximadamente  $\frac{3}{4}$  del arsénico en muestras, tenían arsénico inorgánico.

Un estudio Danes (Petersen et al. 1994) encontró los siguientes niveles medios y rangos en  $\mu\text{g/L}$  de arsénico en bebidas: vino tinto, 9 (< 2-25); vino blanco, 11 (<2-33); vino fortificado, 5 (< 2-11); cerveza, 7 (4-11); bebidas suaves, 3 (< 2-8); jugos misceláneos, 8 (3-13); café instantáneo, 4 (0.7-7) y cocoa instantánea, 5.6 (1.6-12.8).

Shoof et al. (1999a), encontraron arsénico inorgánico en análisis de 40 artículos de consumo que proveen la cantidad del 90% del régimen alimenticio. Consistente con estudios recientes, las concentraciones de arsénico total fueron superiores en las muestras de comida de mar (alcanzando 160 ng/g en pescados de agua dulce a 2,360 ng/g en pescado marino). En contraste, el arsénico inorgánico promedio en comida de mar, alcanzó de < 1 a 2 ng/g. Las mayores concentraciones de arsénico inorgánico fueron encontrados en arroz crudo (74 ng/g), seguido de Flúor (11 ng/g), jugos de uva (9 ng/g) y espinaca cocinada (6 ng/g). Shoof et al. (1999b), estimaron que las admisiones de arsénico inorgánico en la dieta de los U.S., alcanzaron de 1 a 20  $\mu\text{g/día}$ , con una media de 3.2  $\mu\text{g/día}$ .

El tabaco contiene una concentración de arsénico promedio de 1.5 ppm o cerca de 1.5  $\mu\text{g/g}$  por cigarrillo, (EPA 1988j). Antes de que los pesticidas arsenicales fueron prohibidos contenían más de 52 mg As/kg. Después de la prohibición los máximos niveles de arsénico fueron reducidos a 3  $\mu\text{g/g}$ , (Kraus et al. 2000). Un estudio de literatura internacional reporta producción de arsénico de 0-1.4  $\mu\text{g/cigarrillo}$  a través del humo de cigarrillos por la vía principal (inhalado), (Smith et al. 1997). Factores de emisión de arsénico de 0.015-0.023  $\mu\text{g/cigarrillo}$  (una media de  $0.018 \pm 0.003$   $\mu\text{g/cigarrillo}$ ), han sido

medidos para humo por vía secundaria de un cigarrillo encendido, (Landsberger y Wu 1995).

El arsénico, también ha sido detectado en diversas medicinas homeopáticas en concentraciones superiores a 650  $\mu\text{g/g}$ , (Kerr y Saryan 1986). Algunas medicinas propietarias de Asia, que son manufacturadas en China, Hong Kong y otras ciudades asiáticas, han sido reportadas, por contener niveles de arsénico inorgánico en el rango de 25 a 107,000  $\mu\text{g/g}$ , (Chan 1994). Cincuenta muestras hojosas medicinalmente importantes que fueron analizadas por concentraciones elementales, contenían arsénico a niveles que alcanzaron de 0.12 a 7.36  $\mu\text{g/g}$ , con una media de  $2.38 \pm 1.2$   $\mu\text{g/g}$ , (Reddy y Reddy 1997). Las concentraciones de arsénico alcanzaron de 0.005 a 3.77  $\mu\text{g/g}$  en 95 suplementos alimenticios de consumo comprados en tiendas al por menor en el área de Washington DC, en 1999 (Dolan et al. 2003). Comercialmente, muestras obtenidas de valeriana, plantas St John's, Flor de Pasión y Echinacea, fueron compradas en Estados Unidos y analizadas para varios contaminantes; las concentraciones de arsénico fueron de 0.0016-0.0085, 0.0065-0.017.8, 0.0024-0.0124 y 0.0021-0.0102  $\mu\text{g/g}$ , respectivamente, en estas muestras, (Hugget et al. 2001). Las concentraciones de metales pesados incluyendo arsénico, fueron evaluadas en 54 muestras de remedios asiáticos, que fueron comprados en tiendas de Vietnam y Hong Kong, que podrían ser fácilmente accesibles a viajeros tanto como comida natural y comestibles en Florida, New York y New Jersey. Cuatro remedios encontrados contenían dosis diarias que excedían 0.1 mg. Dos de estos pudieron ser una dosis de arsénico potencialmente significativa con dosis diarias de 16 y 7.4 mg de arsénico, (Garvey et al. 2001).

La posible presencia de componentes tóxicos en materiales de basura, ha levantado preocupaciones con respecto al destino de estos componentes

durante el proceso de compostaje o cuando el producto es aplicado a los suelos. Tres productos de compost de basura, generado por la Connecticut Agricultural Experiment Station, tuvieron niveles de arsénico de 12.8, 9.8 y 13  $\mu\text{g/g}$  en peso seco respectivamente, (Eitzer et al. 1997). Los niveles de arsénico en compost de basura sólida municipal, de 10 secciones facilitadas en los Estados Unidos, alcanzaron de 0.9 a 15.6  $\mu\text{g/g}$  en peso seco, con una media de 6.7  $\mu\text{g/g}$ , (He et al. 1995). Estos son bajos comparados con los 503 límites regulatorios de la EPA para arsénico de 41  $\mu\text{g/g}$ , en usos de sedimento de aguas cloacales, para agricultura (EPA 1993b). Las concentraciones de arsénico en sedimentos de aguas cloacales de U.S., las cuales son algunas veces propagados en el suelo, fueron  $< 1 \mu\text{g/g}$ . El arsénico es una impureza común en minerales usados en fertilizantes. Un amplio estudio italiano encontró que el contenido de arsénico en minerales y fertilizantes sintéticos, alcanzó de 2.2 a 322 mg/kg (Senesi et al. 1999). También, el arsénico se encuentra de forma natural en carbón y petróleo en niveles de 0.34-130 y 0.0024-1.63 ppm, respectivamente, lo cual podría explicar la presencia de ceniza en tubos de gas y en suspensión y de ceniza acumulada de plantas de energía, (Pacyna 1987).

## **CAPÍTULO 2**

### **METODOLOGÍA**

#### **2.1 Fase de compilación bibliográfica**

En esta fase, se realizaron revisiones de estudios previos relacionados con suelos, geología, drenajes, utilización del suelo, el recurso vegetal y otros datos importantes relacionados del área. Esta información fue extraída y evaluada en diferentes instituciones tales como Universidad de San Carlos de Guatemala (USAC), Centro Universitario del Norte (CUNOR), Ministerio de Agricultura Ganadería y Alimentación (MAGA), el Instituto Nacional de Áreas Protegidas (INAB) y la Universidad Rafael Landívar (URL), entre otros. Una herramienta importante que se utilizó, fueron imágenes de satélite y fotografías aéreas, especialmente para la observación de estructuras geológicas para la mejor delimitación de los contactos entre las unidades de roca que no pueden observarse a simple vista en el campo. Así mismo, imágenes satelitales a escala 1:25,000 que cubre el área de interés, captadas en diferentes fechas por el sensor denominado LANDSAT (TM) entre los años 2003 y 2006, fueron utilizadas para observar los recursos naturales anteriormente mencionados. De igual manera la hoja topográfica 2260 II, de escala 1:50,000 del cuadrángulo Chiquimula, sirvió de base topográfica. De esta, una pequeña porción fue utilizada de mapa base ampliado a escala 1:2,000 para la mejor localización, descripción y ploteo de las unidades litológicas, estructuras y otros rasgos geológicos existentes en el perímetro de estudio.

## 2.2 Fase de campo

La zona a estudiar ocupa un área aproximada de 141.5 km<sup>2</sup> para rocas y de 304 km<sup>2</sup> para muestreo de sedimento en microcuencas (Figura 2). El trabajo de campo se desarrolló en dos fases. En la primera fase se realizó un reconocimiento general en cortes de carretera, veredas y quebradas con el fin de explorar la geología y suelos de la región, así como las veredas existentes. A simple vista de reconocimiento, la litología está formada por rocas metamórficas e intrusivas por lo que en la segunda etapa se procedió a su caracterización geológica, mediante el método de caminamiento y descripción de afloramientos. Esta técnica, enfatizó aspectos texturales, estructurales y mineralógicos, además de factores como: meteorización, alteración, color, pliegues, fallas y juntas o diaclasas. Esta información constituyó un medio fundamental para interpretar la historia geológica del lugar y para aportar datos para la elaboración del mapa geológico a escala 1:25000. Las mediciones de las estructuras geológicas, fueron determinadas usando el método *Hand Right Rule* (Regla de la mano derecha) utilizando una brújula azimutal. En tanto, al mismo tiempo de recolectar datos, también se tomaron las muestras necesarias en las unidades de roca y en sedimentos. Estos últimos, en las partes bajas de microcuencas delimitadas en función de la distribución o patrones de drenajes existentes. Las ubicaciones de afloramientos de rocas, toma de muestras y puntos de muestreo para sedimentos que se consideraron de interés, fueron realizadas mediante el uso de GPS (Sistema de posicionamiento global).

La técnica de muestreo sistemático en esta prospección, consistió en colección de sedimentos de arroyo bateados y muestreos de fragmentos de roca en no menos de 67 arroyos que abarcan los 304 km<sup>2</sup> del perímetro de investigación. Para el muestreo de sedimentos, se utilizó la técnica de muestro

Bleg, (Bulk Leaching). Esta técnica de muestreo de sedimento de arroyo por cada punto elegido y por unidad de muestra, se modificó de uno a tres componentes para ser muestreado: (1) se tomaron 3 kilogramos de volumen de sedimentos de arroyo, el cual fueron cribados con tamiz # 200 para separar los fragmentos gruesos de los finos. De esta fracción fina (< 1 cm), se realizaron diferentes bateados hasta lograr un concentrado de 20 centímetros cúbicos de volumen de minerales pesados. (2) se colectaron fragmentos de guijas y guijarros de tamaño mayor a 1 cm, que evidenciaban algún tipo de alteración o mineralización y (3) también recolección de fragmentos de tamaño mayor a 1 cm, de todo tipo de cuarzo presente. Todos los procedimientos fueron realizados en el campo y a mano. En el caso del bateo para obtener concentraciones de minerales pesados, los tiempos de duración fueron variables en cada estación y dependió del caudal presente en las quebradas, aunque no fueron mayores a 3 horas. Así mismo, los fragmentos mayores a 0.5 mm y menores a 1 cm, se dejaron escapar en el bateo para lograr la concentración deseada, que fue menor a 0.5 mm. Prácticamente la concentración de este volumen para minerales pesados, fue menor al de una arena de tamaño pequeño.

En total se colectaron 201 muestras de 67 arroyos, distribuidos en las partes bajas de ríos y riachuelos. Este tipo de toma de muestra fue importante para entender la distribución del arsénico elemental en 3 diferentes campos geológicos relacionados con el tipo de roca, el tamaño de fragmentos, la concentración en sedimentos finos, y el tipo de alteración.

### **2.3 Fase de laboratorio**

En los laboratorios, métodos analíticos de ensayo al fuego, fueron usados para las muestras de roca y sedimento (concentración bateada). Los



tres métodos de ensayo empleados, para el análisis geoquímico de estas muestras fueron:

1. Espectrometría de emisión de llama (Fuego)
2. Absorción atómica
3. Ensayo de fuego gravimétrico

Estos métodos analíticos, son los recomendados de acuerdo al tipo de material, por la U.S Department of Health and Human Services, Public Health Service y la Agency for Toxic Substances and Disease Registry. BSI Inspectorate, en Reno, Nevada, fue el responsable del retorno del análisis del muestreo de las diferentes muestras de rocas y arroyos (sedimentos). Así mismo, las medidas de control de calidad usadas en muestreos y ensayos, son de calidad estándar e incluyen el uso de la nueva bolsa de tela, plástico y de papel para muestreo de tamaño apropiado, removiendo de toda joyería a los muestreadores. El muestreo chip, se hace directamente de la parte de la roca a la bolsa de muestra, anudando la bolsa para prevenir algún tipo de derrame durante el transporte. Las cacerolas de hierro usadas para batear sedimento, se oxidaron antes de usarse a través de quema con fuego. Así mismo, los registros de las muestras incluyeron localización con GPS y al retorno de los ensayos, se registraron en tarjetas, mapas y en una base de datos para un mejor control de las mismas. En tanto, las personas que ayudaron en la toma de muestras, bajo la vigilancia de mi persona, transportaron las muestras de este estudio a las oficinas de Inspectorate Laboratory's en Guatemala, para facilitar la preparación de la muestra (secado y trituración). Internamente Inspectorate, envió los concentrados a Sparks Nevada Laboratory para su respectivo análisis.

## **2.4 Fase de gabinete (análisis e interpretación de la información)**

Básicamente, en esta fase se integró toda la información recopilada y generada a un tratamiento estadístico y a un sistema de información geográfica (GIS), donde se incluyeron aspectos geológicos, edáficos, drenajes y vegetación, tomando en cuenta los datos obtenidos en el campo y los resultados de laboratorio. Esta integración de datos, fue realizada usando los siguientes softwares: mapInfo, AutoCad Map, Surfer, ArcGIS y el sistema operativo de Windows.

## CAPÍTULO 3

### DESCRIPCIÓN Y LOCALIZACIÓN

#### 3.1 Accesibilidad

Al área de estudio se puede ingresar partiendo inicialmente de la ruta Internacional, CA-9 Norte, Ciudad de Guatemala-Puerto Barrios, hasta su intersección con la Ruta asfaltada, CA-10. De allí se desvía hacia el Sureste, hasta la cabecera departamental de Chiquimula, para un total de 170 Km. De esta ciudad, se continúa al NO por una carretera recientemente asfaltada de 10.35 kilómetros de longitud hasta la aldea conocida como La Laguna. De este lugar en adelante la carretera es de terracería, la cual facilita el acceso y atraviesa casi en su totalidad el área de investigación, (Figura 1 y 2).

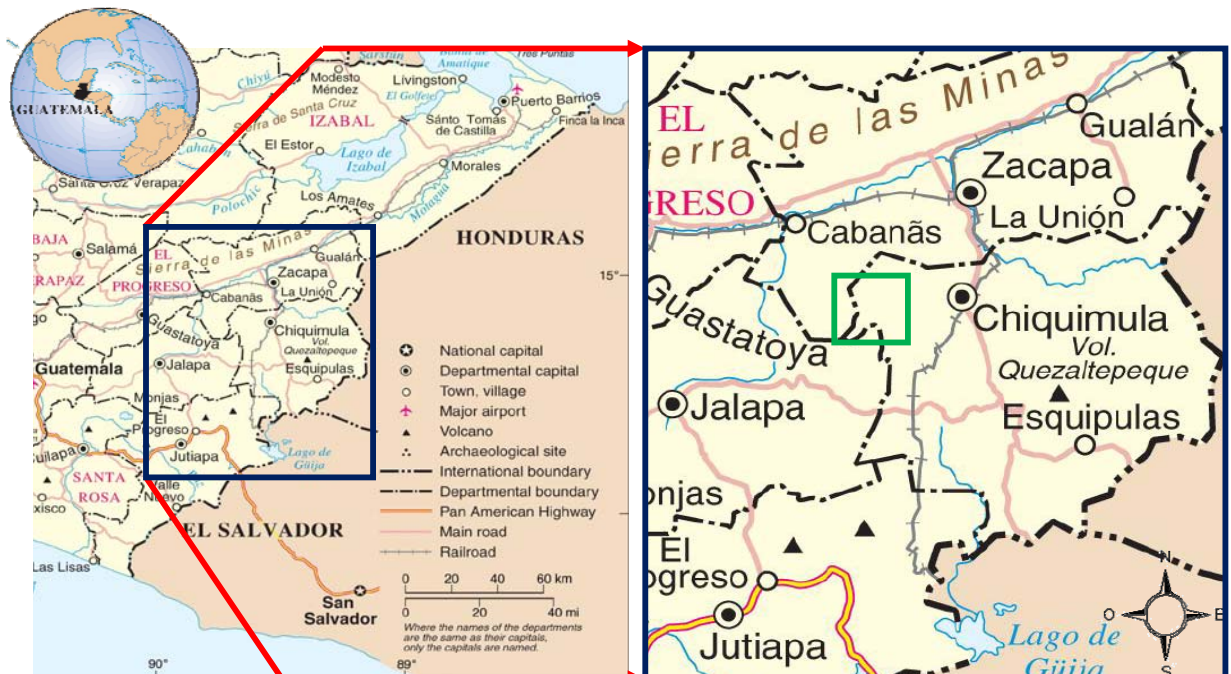


Figura 1. Mapa de localización del área de investigación al Sureste de Guatemala. El cuadro en verde enmarca el perímetro de investigación.

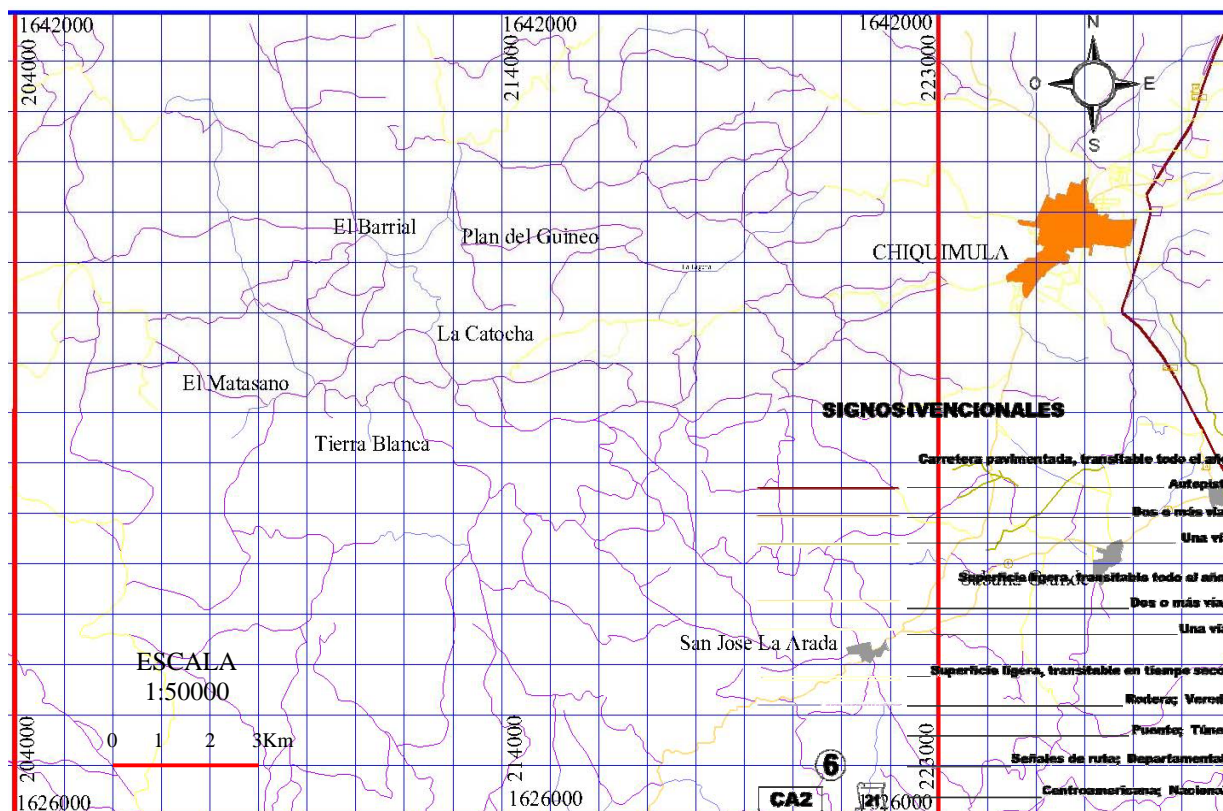


Figura 2 Mapa de accesos y ubicación. El cuadro rojo delimita el perímetro específico de interés

### 3.2 Delimitación y extensión

El perímetro de estudio, se localiza en la parte Sureste de Guatemala, específicamente en el Departamento de Chiquimula, (Figura 1). La elevación máxima sobre el nivel del mar dentro del perímetro de interés es de 1805 msnm. Se ubica al Norte de la carta topográfica denominada Chiquimula de referencia 2260 II, a escala 1:50,000, publicada por el Instituto Geográfico Nacional (IGN). La extensión superficial del área es de 141.5 km<sup>2</sup> para roca y de 304 km<sup>2</sup> para muestreo de sedimento en microcuencas. Colinda inmediatamente al Norte, Oeste y Sur y con los departamentos: Zacapa, Jalapa

y Jutiapa, respectivamente y al Este cercana a la frontera de la República de Honduras. Las coordenadas UTM de ubicación (Datum NAD 27 CONUS), se resumen en el Cuadro 1

<b>Vértices</b>	<b>UTM Este</b>	<b>UTM Norte</b>
<b>A</b>	208,000	1,640,000
<b>B</b>	208,000	1,630,000
<b>C</b>	220,000	1,630,000
<b>D</b>	220,000	1,635,000
<b>E</b>	224,000	1,635,000
<b>F</b>	224,000	1,637,000
<b>G</b>	224,500	1,637,000
<b>H</b>	224,500	1,640,000

Cuadro 1. Coordenadas UTM, del perímetro de investigación

## CAPÍTULO 4

### GEOLOGÍA, GEOGRAFÍA, FISIOGRÁFICA Y SUELOS

#### 4.1 Tectónica

Guatemala, en su extremo Sur, queda en una región tectónicamente activa debido a la unión de tres placas litosféricas, que son: Norteamérica, Caribe y Cocos, (Figura 3) El área estudiada, está situada entre los límites de las Fallas Motagua y Jocotán. Estas fallas, junto a la Falla Polochic más hacia el Norte, representan una serie de fallas subparalelas, con movimientos sinestrales, que marcan una Zona de Sutura entre los límites de las placas colisionadas de Norte América y Caribe.

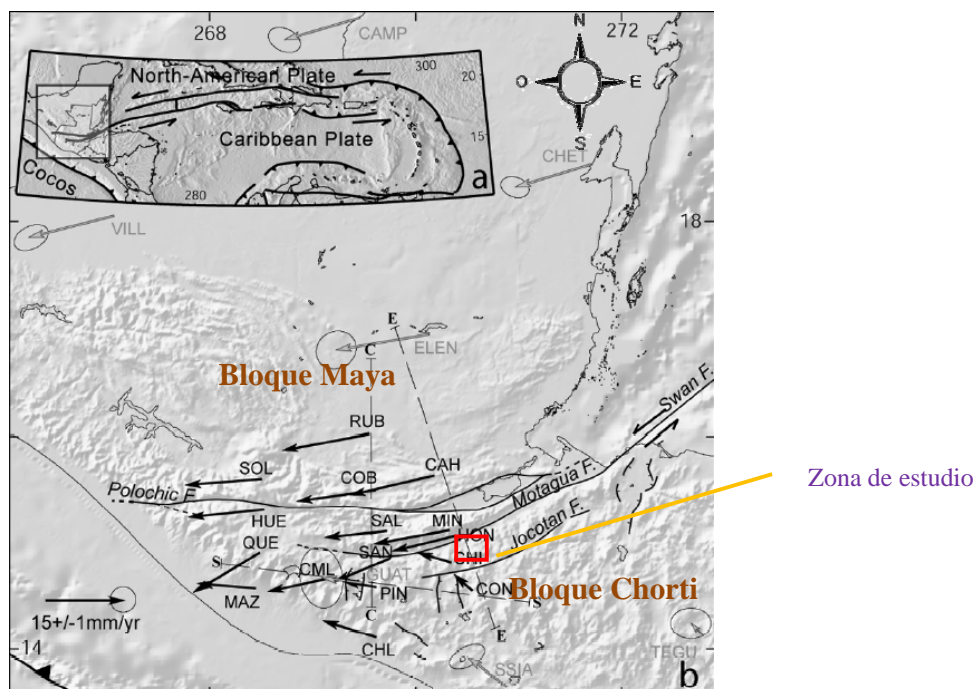


Figura 3. Ambiente tectónico regional. Después de Lyon-Caen, H, *et al* (2006). Nótese la dirección de las flechas que denotan el movimiento de la Placa de Norteamérica al SW.

## 4.2 Geología

Las rocas que afloran en el sitio de interés, son casi en su totalidad parte del Plutón de Chiquimula, de edad Cretácica a Terciaria, (Figura 4 y 5). El Plutón de Chiquimula, es un complejo intrusivo multifásico, que varía de composición entre diorita y granito con fases locales gabroicas. Este Plutón, está emplazado en estratos sedimentarios del Grupo Santa Rosa, de edad Paleozoica, dentro de los límites de las Fallas Motagua y Jocotán, así como en rocas metamórficas (filitas y cuarcitas) de la Formación San Diego (parte superior del Bloque Chortí, (Figura 3), también de edad Paleozoica. Generalmente son rocas muy antiguas estratificadas, pizarra-filita-cuarcita y en menor cantidad caliza marmolizada. Se exponen al Oeste y Norte de los márgenes del área de estudio. Estos macizos rocosos son intruídos por el complejo batolítico de Chiquimula y por flujos de basaltos Terciarios y Cuaternarios. También les sobreyacen estratos piroclásticos de edad Cuaternaria. Estos materiales piroclásticos, proceden de los volcanes Ipala y Suchitan, entre otros, ubicados a 20 km de Chiquimula, en dirección Sureste. Estos volcanes recientes en Guatemala, pertenecen al cinturón de fuego, distribuido por toda las Américas, específicamente en la parte Norte del Pacífico.



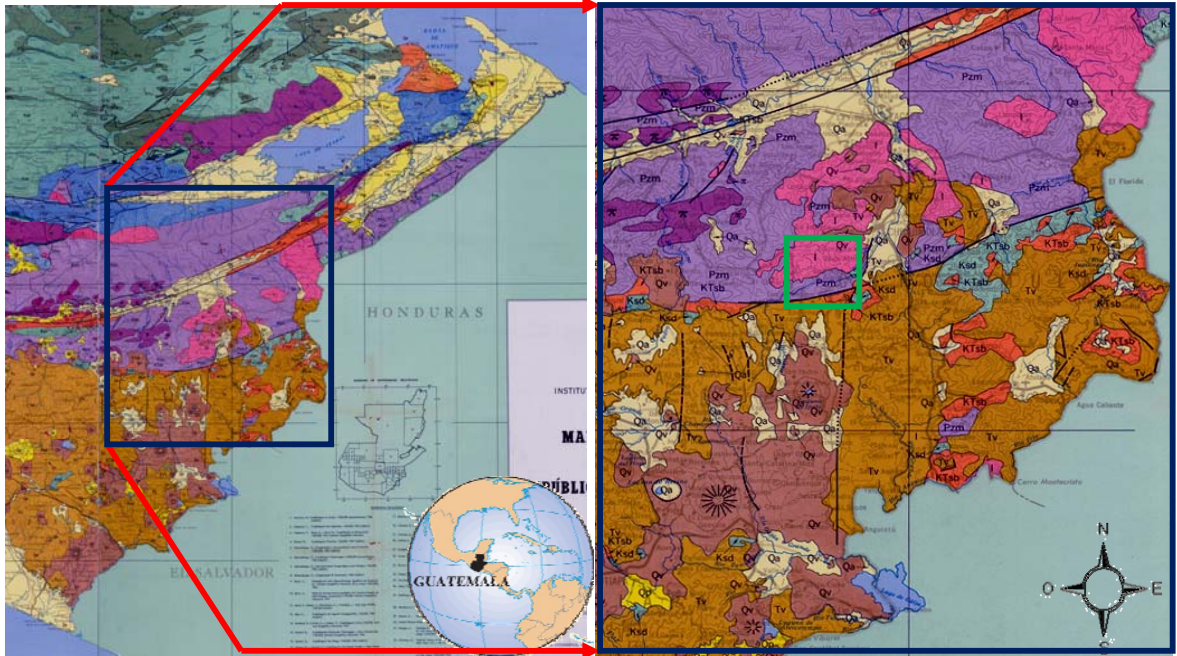


Figura 4. Mapa geológico del área de Chiquimula. El perímetro de interés se enmarca en los cuadros respectivos. Después de Bonis, 1970)



## LEYENDA LEGEND

	<p><b>• ALLUVIONES CUATERNARIOS</b>  <i>Quaternary Alluvium</i></p>
	<p><b>TERCIARIO SUPERIOR: OLIGOCENO-PLIOCENO</b>  <i>Predominantemente continental: Incluye Formaciones Cayo, Armas, Ceribe, Herreria, Becafin, y White Mark.</i>  <i>Upper Tertiary: Oligocene-Pliocene</i>  <i>Mainly continental: Includes Cayo, Armas, Ceribe, Herreria, Becafin, and White Mark Formations</i></p>
	<p><b>TERCIARIO SUPERIOR: OLIGOCENO-MIOCENO</b>  <i>Formaciones Rio Dulce (calizas), Lacamún (calizas rojas), y Desampella (conglomerados)</i>  <i>Upper Tertiary: Oligocene-Miocene</i>  <i>Rio Dulce (limestones), Lacamún (red beds), and Desampella (conglomerates) Formations</i></p>
	<p><b>EOCENO</b>  <i>Formación Icaché y parte del Grupo Petón (Yeso y margal)</i>  <i>Eocene</i>  <i>Icaché Formation and part of the Petón Group (gypsum and marl)</i></p>
	<p><b>PALEOCENO EOCENO</b>  <i>Sedimentos marinos</i>  <i>Paleocene-Eocene</i>  <i>Marine sediments</i></p>
	<p><b>CRETÁICO EOCENO</b>  <i>Formación Subinal (calizas rojas, predominantemente Terciarias)</i>  <i>Cretaceous-Eocene</i>  <i>Subinal Formation (red beds, mainly tertiary)</i></p>
	<p><b>CRETÁICO TERCIARIO</b>  <i>Formación Sepet, Campaniense-Eoceno. Predominantemente sedimentos clásticos marinos. Incluye Formaciones Toledo, Reforma y Cambio, y Grupo Yarepep</i>  <i>Cretaceous Tertiary</i>  <i>Sepet Formation, Campaniense, Mainly marine clastic sediments, includes Toledo, Reforma, &amp; Cambio Formations, and Yarepep Group</i></p>
	<p><b>CRETÁICO</b>  <i>Carbonatos Neocomiense-Campaniense, Incluye Formaciones Cobán, Itzay, Cangui, Sierra Madre y Grupo Yajaj</i>  <i>Cretaceous</i>  <i>Neocomian-Campanian carbonates. Includes Cobán, Itzay, Cangui, and Sierra Madre Formations, and Yajaj Group</i></p>
	<p><b>JURÁSICO CRETÁICO</b>  <i>Formación Todos Santos, Jurásico Superior-Neocomiense (calizas rojas), Incluye Formación San Ricardo</i>  <i>Jurassic-Cretaceous</i>  <i>Todos Santos Formation, Upper Jurassic-Neocomian (red beds) Includes San Ricardo Formation</i></p>
	<p><b>PÉRMICO</b>  <i>Formación Chichal (carbonatos)</i>  <i>Permian</i>  <i>Chichal Formation (carbonates)</i></p>





Figura 5. (Izquierda). Afloramiento de Granodiorita Leucocrática fracturada y (Derecha) afloramiento de cuarcita alterada.

### 4.3 Clima

La latitud en el departamento de Chiquimula ejerce un efecto directo causando una estación seca, generalmente durante noviembre hasta abril, durante la cual la precipitación total en ese rango de tiempo oscila entre 11 a 409 mm, de lluvia y se caracteriza por días soleados con grandes nubes que cubren el cielo, (INSIVUMEH 2004) (Figura 6). En tanto, la época lluviosa, se caracteriza de mayo a octubre, por una precipitación que varía entre 688 y 1417 mm, (Figura 7) (MARN 2006). Estas lluvias tienden a ser en la mayoría de las veces benignas, caracterizándose por lluvias fuertes en las tardes, principalmente durante el mes de Agosto. La humedad relativa media presente, correlacionada con las épocas estacionales, es de 60% en época seca y aumenta a 75% en épocas lluviosas. En tanto, La evapotranspiración para la región, es de 830 mm, en promedio anual, (Figura 8) (MARN 2006).

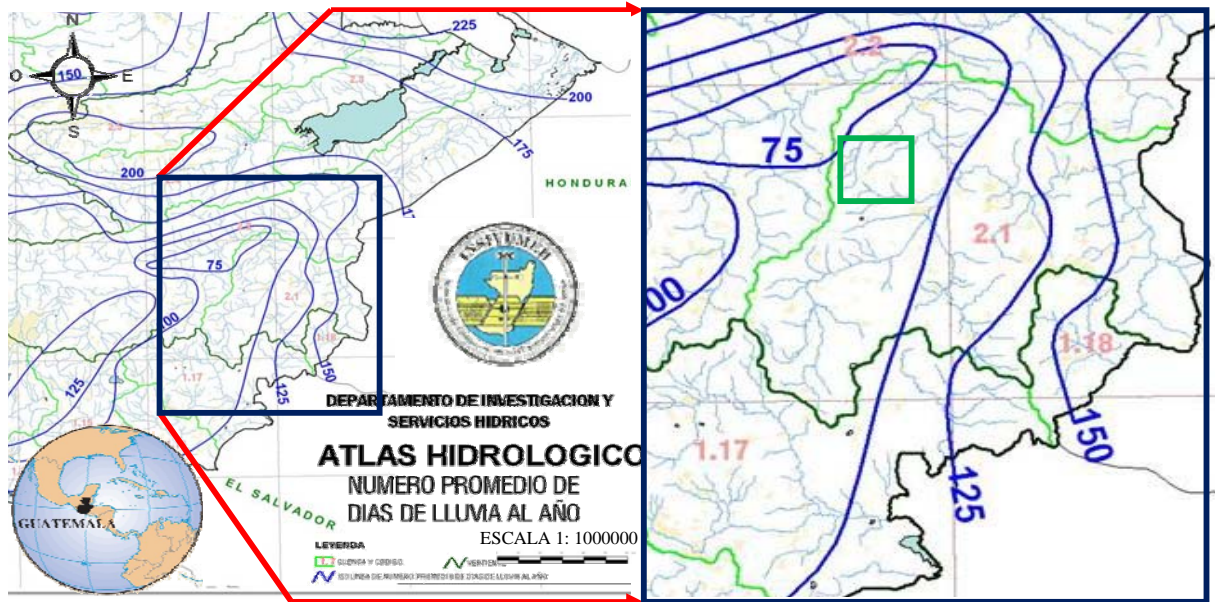


Figura 6. Distribución de días de lluvia promedio anual para la región de Chiquimula, modificado de INSIVUMEH (2004). Isolíneas basadas en los registros de lluvia de la red meteorológica nacional de Guatemala, con registros hasta el 2003.

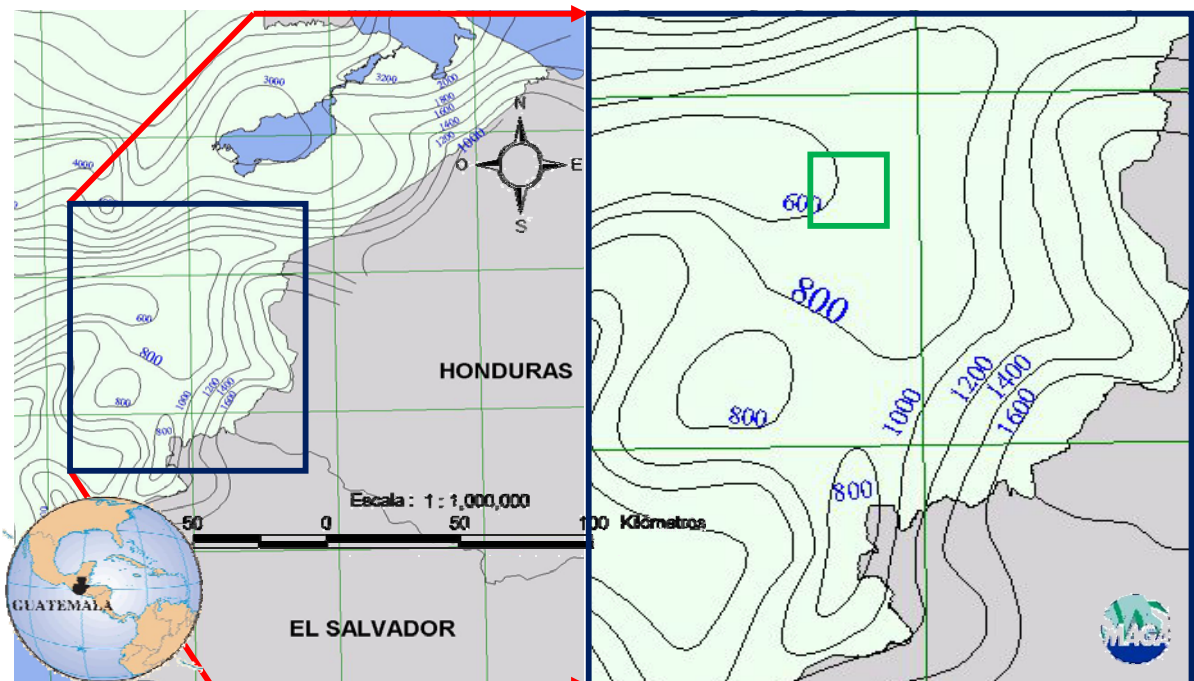


Figura 7. Isolíneas de precipitación anual para el municipio y departamento de Chiquimula, (MAGA 2004).





Figura 8. Mapa de precipitación anual para el área de estudio, (MAGA 2004).

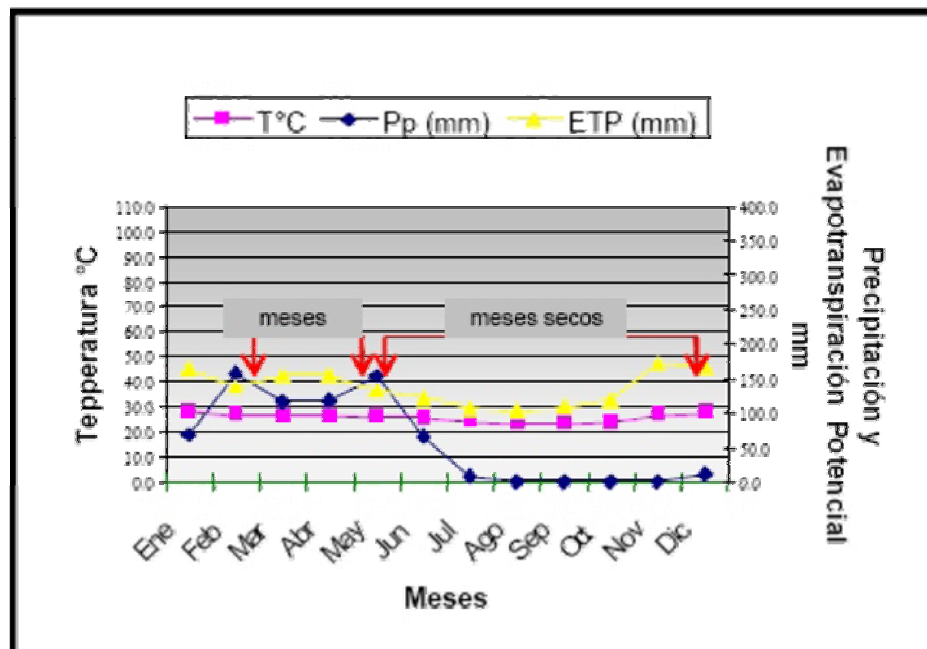


Figura 9. Climograma generado a partir de datos obtenidos de una estación local en el municipio de Chiquimula, (MAGA 2006)

La biotemperatura media anual, característica de Zonas de Bosque Seco Subtropical y Bosque Húmedo Subtropical (templado) de la región de estudio, es de 19 y 26°C, (Figura 10) (De La Cruz 1982). Mas específico, en la zona de interés, las medias máximas mensuales, se sitúan entre 27-28°C y las medias mínimas, bajan hasta los 14°C, existiendo variaciones diarias superiores a 10°C (Figura 11); en tanto la temperatura detectada a 5 cm bajo la superficie del suelo, muestra una media anual de 32 °C. Aumenta en los meses de abril a mayo a 38 °C y desciende en los meses de diciembre a enero a 29 °C. El periodo medio de insolación o radiación solar que se recibe en este lugar, es de 7.12 hrs/día, (MARN 2006).

La región está afectada por la confluencia de los vientos alisios, típicos de la Zona de Convergencia Intertropical, de tal manera que corren generalmente de Noreste a Suroeste, con una velocidad media anual de 3 Km/hr. Se presentan por lo general durante las últimas horas de la tarde y las primeras de la noche, (MARN 2006).

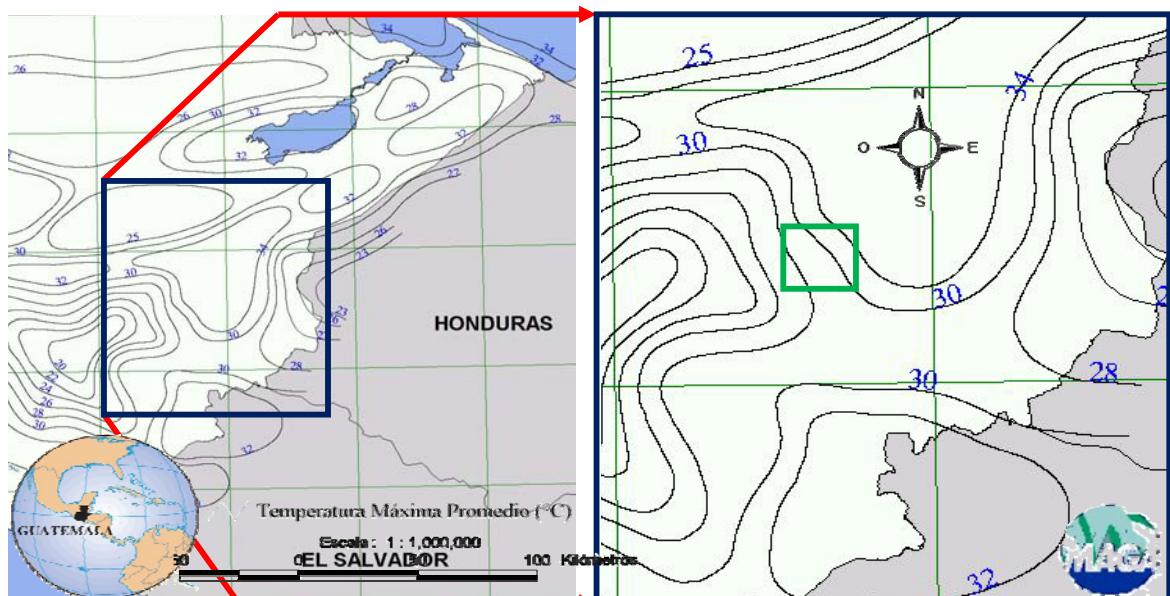


Figura 10. Isolíneas de temperatura promedio para el área de interés, basados en registro de 36 años (1961 a 1997) (MAGA 2004)

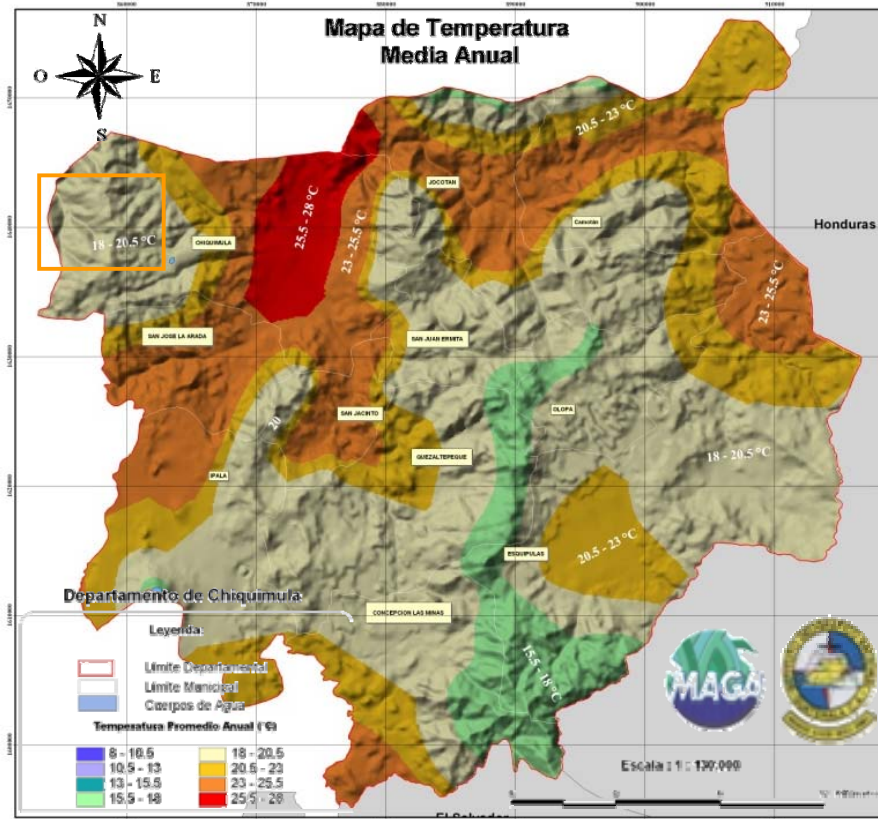


Figura 11. Zona de temperatura con rangos de 18-20.5° C, para la zona de estudio.

#### 4.4 Fisiografía

Guatemala, está localizada geológicamente en un área compleja, en el extremo Sur del sistema montañoso del Oeste de América del Norte. El sistema que penetra en Guatemala, se eleva en el istmo de Tehuantepec, pasa a través del Estado de Chiapas (México), Guatemala y Honduras para terminar en la parte central de Nicaragua (IGN 1972). Las diferentes formas de la tierra que comprende Guatemala, hacen que pueda ser dividida en cuatro provincias fisiográficas con una tendencia aproximada Oeste-Este. Del Norte a Sur estas provincias son: (1) Las tierras bajas del Petén, (2) El Sistema Montañoso de la Sierra Madre o Tierras Altas Cristalinas, (3) El Cinturón Volcánico del Pacífico y

(4) La Llanura costera. La Llanura baja con dominantes colinas, caracteriza a las Tierras bajas de El Petén. Esta llanura forestada, asociada con la Península Yucatán de México, ha desarrollado topografía cárstica Cretácica, que generalmente se encuentra plegada. Al Sur, la topografía en el Sistema Montañoso centroamericano es extremadamente escabrosa, alcanzando elevaciones a más de 2500 msnm. Esta provincia podría ser dividida en dos sub-provincias: una norteña de montañas altas, de rocas carbonáticas y una ligeramente más baja sureña mostrando principalmente rocas ígneas y metamórficas, (Anderson 1969). La provincia relacionada al Cinturón Volcánico, está restringido a una zona de volcanes Cuaternarios en toda la parte Sur de Guatemala y que forma parte del Cinturón de Fuego, que se distribuye por toda la parte Sur de las Américas. Este sistema de volcanes, se extiende en un eje Este-Oeste conformado por treinta y nueve volcanes, los cuales emergen a lo largo de aproximadamente 260 kilómetros. Entre ellos se encuentra la cumbre más elevada de Guatemala, el volcán Tajumulco (4,220.36 msnm). En tanto, la Llanura o planicie costera del pacífico, está relacionada a extensas planicies sedimentarias, producto de la erosión y transporte de material volcánico en su mayoría y delimitada por toda la parte Sur de Guatemala, hasta el Océano Pacífico. Posee un ancho promedio de 50 kilómetros a lo largo del litoral Pacífico.

El área de interés, se encuentra dentro del Sistema Montañoso de la Sierra Madre, a una elevación de 900 a 1800 msnm, debido a ello, la geomorfología es variada formando escarpes que en su mayoría son abruptos, casi verticales y bien pronunciados (IGN 1972). La topografía es accidentada. Es una región con pendientes onduladas y escarpadas (>32%), donde inciden drenajes a lo largo de la cordillera, (Figura 12). Predominan dos tipos de paisajes: (1) Zonas Montañosas con procesos de meteorización diferencial y (2) pequeñas llanuras aluviales (formadas por remoción y deposición de



materiales que drenan los ríos desde las partes altas), (IGN 1972). La parte Noroeste de la región contiene impresionantes vistas debido a paisajes que denotan ejemplos clásicos de cinturones montañosos donde al pie de los mismos corren ríos e infinidad de quebradas de segundo y tercer orden bien localizadas. Así mismo, vistas de dos volcanes de edad Cuaternaria también pueden observarse desde el NW del área de interés; estos son: Ipala y Suchitán, que se localizan en el municipio de Ipala Chiquimula y el departamento de Jalapa, respectivamente. La vegetación delimitada en esta zona montañosa, está dividida, en función de características estructurales del follaje, en tres tipos de bosques. Estos son: coníferas, latifoliados y mixtos. Los bosques de coníferas, están formados por varias especies de pinos, tales como el pino colorado (*Pinus oocarpa*) y pino candelillo (*Pinus maximimoi*), y por ciprés (*Cupressus lusitánica*). En tanto los bosques latifoliados, también llamados bosques tropicales húmedos o selvas, están constituidos por diversas especies de árboles de hoja ancha, tales como madrecacao (*Gliricidia sepium*), aripin (*Caesalpinia vellutinia*), caoba (*Swetenia humilis*), zapotón (*Pachira acuatica*), guapinol (*Hymenea courbaril*), caulote (*Guazuma ulmifolia*) y cushin (*Inga spp*), entre otros. En tanto, dentro de los bosques mixtos (bosques de coníferas y latifoliadas), se tiene el dominio de los generos *Pinus* y *Quercus*, así como especies de las familias hamamelidaceae (liquidámbar), lauraceae (*Persea spp*), bignoniaceae (Matiliguatate y *Tabebuia rosea*), (Figura 13) y meliaceae (*Cedrela odorata*), entre otros.



Figura 12. Panorámica al Noreste del área de estudio. Nótese las pendientes pronunciadas. Al fondo el valle de la ciudad de Chiquimula



Figura 13. Variedades latifoliadas al Norte de la zona de interés. Las zonas o barbechos de color púrpura, delimita zonas de árboles de Matiliguatate (especie endémica de Guatemala).

## 4.5 Drenaje

La zona de estudio está constituida por un sistema formado por dos grandes ríos principales, denominados San José y San Diego de orientación Noreste-Suroeste y Norte-Sur respectivamente; que a la vez delimitan dos subcuencas hidrográficas importantes, (Figura 14). Sus corrientes son a su vez tributarios de ríos que descargan al Río Motagua y este al mar Caribe, hacia el Noreste de la región. El área, se encuentra dentro de la Cuenca denominada Rio Grande o Zacapa, a nivel regional (MAGA 2004) y se caracteriza por ser la que posee el déficit de humedad más alto de país. Aquí, han sido esculpidos profundos desfiladeros dentro y a través de las Montañas y a medida que estos ríos pasan a través de las colinas paralelas de estos cinturones montañosos, el control de los tributarios se hace evidente. Localmente, debido a ser parte de una zona de rocas metamórficas e ígneas (intrusivas y extrusivas), las manifestaciones del drenaje son muy evidentes en superficie y forman patrones de drenaje tipo rectangular y subparalelo, alineados por las estructuras geológicas presentes en el lugar de estudio. Estos drenajes, forman continuamente quebradas de tercer orden en la estación de invierno. Aguas abajo hay varias poblaciones en sus márgenes, tales como la ciudad de Chiquimula y San Diego, si como un sinnúmero de comunidades aledañas.

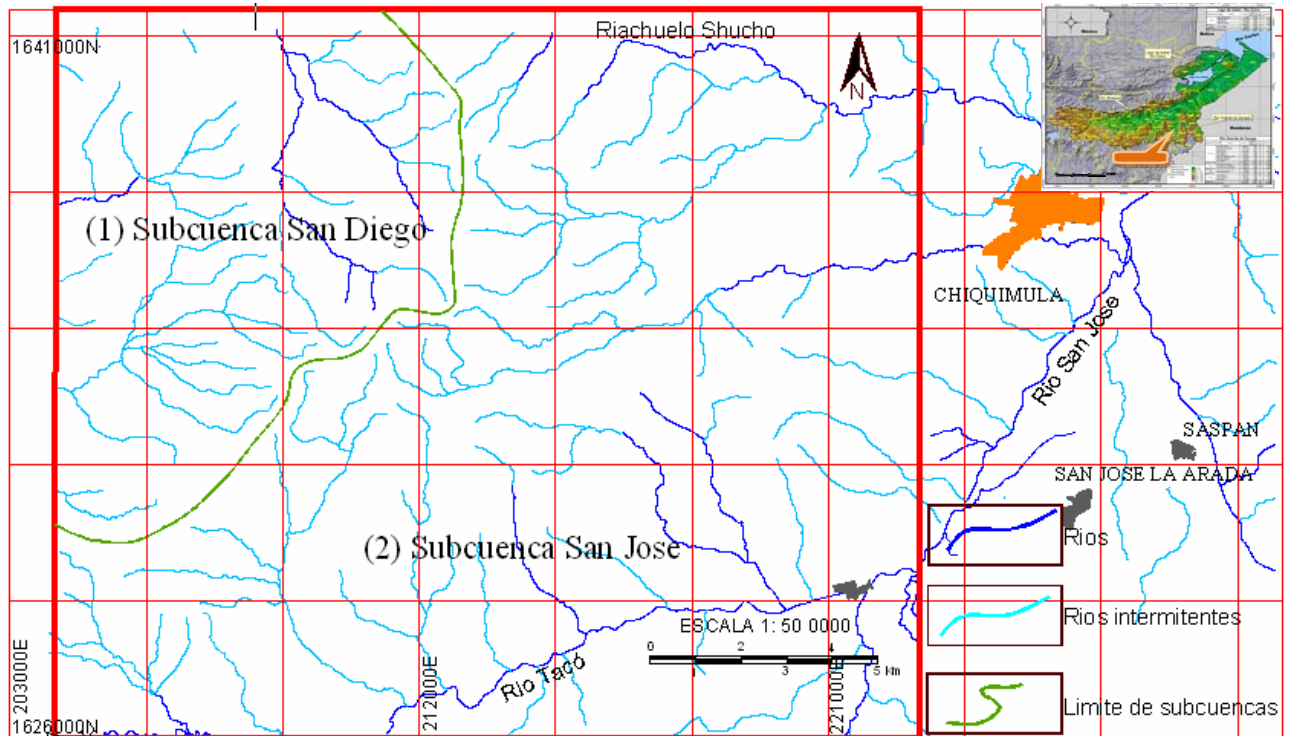


Figura 14 Delimitación de las 2 subcuencas en el área de interés y red de drenaje superficial.

#### 4.6 Suelos

Simmons y otros (1958), fueron los primeros en realizar un estudio de suelos a nivel regional en Guatemala. Localmente, clasificó los suelos, en función de tres grupos fisiográficos: (1) Suelos sobre materiales volcánicos, (2) Suelos sobre materiales sedimentarios (calizas marmolizadas) o metamórficos (esquistos, filitas y cuarcitas) y (3) Clases misceláneas de suelos. En general, son suelos poco profundos, desarrollados sobre materiales mixtos de color claro y oscuro y en relieves escarpados. A más detalle, estos grupos, fueron subdivididos en subgrupos que confinan tres series de suelos existentes en el área de estudio. Estos son: Alfombran (Ab), Jigua (Jg) y Talquesal (TI), nombrados en orden de abundancia. Un resumen de sus características, se

muestra en el Cuadro 2 y Figura 15. La base de Simmons y otros (1958), ha sido fundamental en estudios recientes y su plataforma ha sido actualizada, modificada y trasladada a un sistema de información geográfica, por el MAGA (2004).

Serie	Símbolo	Material Madre	Relieve	Drenaje interno	Suelo Superficial		Subsuelo			
					Color	Textura y Consistencia	Espesor aprox	Color	Textura Consistencia	Espesor aprox
Altombrán	Ab	Granito	Escarpado	bueno	Café grisáceo	Franco arenoso fina; friable	15 cm	Café a café rojizo	Franca arcillosa; friable duro (seco)	60-70 cm
Jigua	Jg	cuarcita	escarpado	malo	Gris blanco	Arcilla; plástica	30 cm	Café amarillento	Arcilla; plastica	15-20 cm
Talquesal	Tl	esquistos	escarpado	regular	café	Franco arenoso fino; friable	10-25 cm	Café rojizo	Arcilla; friable	40-60cm

Cuadro 2. Características físicas de los perfiles de suelos, en el área de estudio. Después de Simmons y otros (1958)

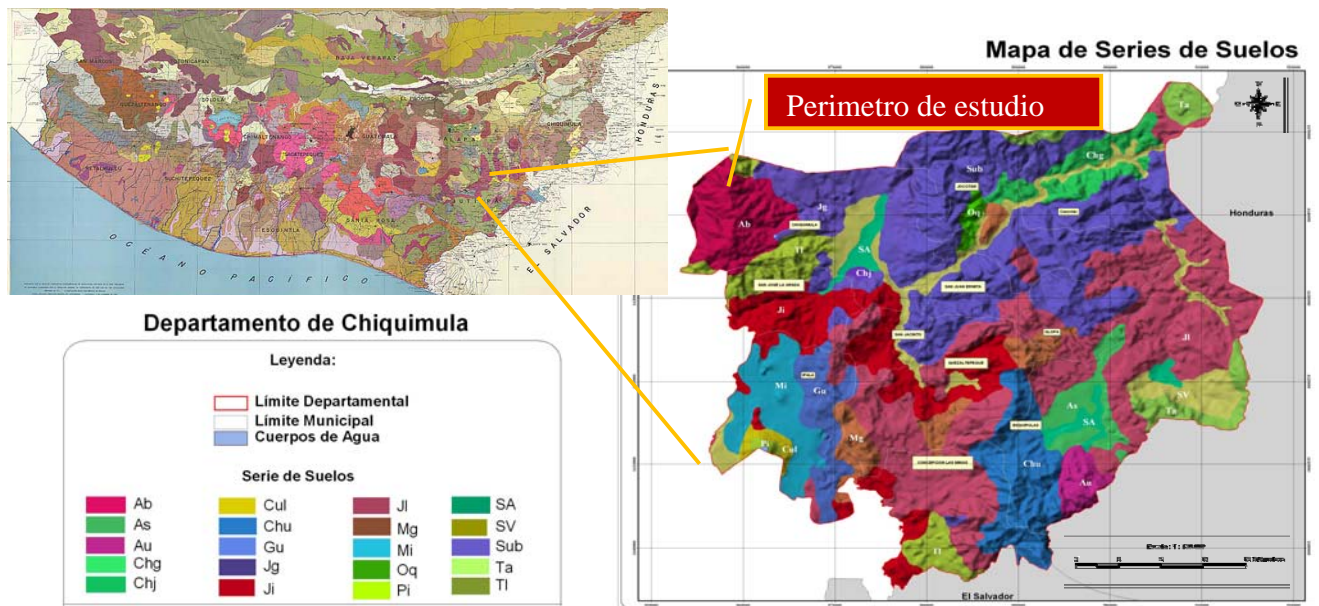


Figura 15. (Izquierda) Mapa base de Simmons y otros (1958) y (derecha), mapa de la misma serie de suelos, para la región de Chiquimula actualizada por MAGA 2004.

Dentro de una clasificación taxonómica a escala regional, y según las claves para la Taxonomía de Suelos del Servicio de Conservación de Suelos (SCS) del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA), (Ortiz y Gutiérrez 1994), se puede delimitar el área de estudio, dentro del orden de los Inceptisoles y eventualmente Entisoles (MAGA 2002). Por otra parte, la capacidad de uso, según las consideraciones de la USDA, está mayormente dentro de las Clases VII, VI y III, es decir que la capacidad de uso de estos suelos, está restringido a sistemas agroforestales, bosques y agricultura con clases de manejos intensos, respectivamente. La intensidad de uso de la tierra, está dentro del rango sobreutilizado, seguido de usos correctos y en menor proporción subutilizados. El uso del suelo, en tanto, está restringido mayormente a agricultura limpia, seguido de lugares con matorrales y coníferas en casi igual proporción. Por consiguiente, la mayor parte ya no cuenta con cobertura forestal y lo que queda, está restringido a asociaciones mixtas de cultivo, latifoliadas de cultivo y con arbustos (MAGA 2006).



## CAPÍTULO 5

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

#### 5.1 Distribución total de arsénico en muestras de sedimentos

Un total de 67 puntos localizados en un área de 304 km<sup>2</sup> y distribuidos en 2 subcuencas denominados San Diego y San José fueron muestreados selectivamente para sedimento. En cada punto determinado, se colectaron 3 muestras, haciendo un total de 201 muestras para sedimento en el área de interés y su distribución se representa en la Figura 16. Este tipo de toma de muestra es importante para entender la distribución del arsénico elemental en 3 diferentes campos geológicos, que se relacionan con el tipo de roca, el tamaño de fragmentos, la concentración en sedimentos finos, y el tipo de alteración.

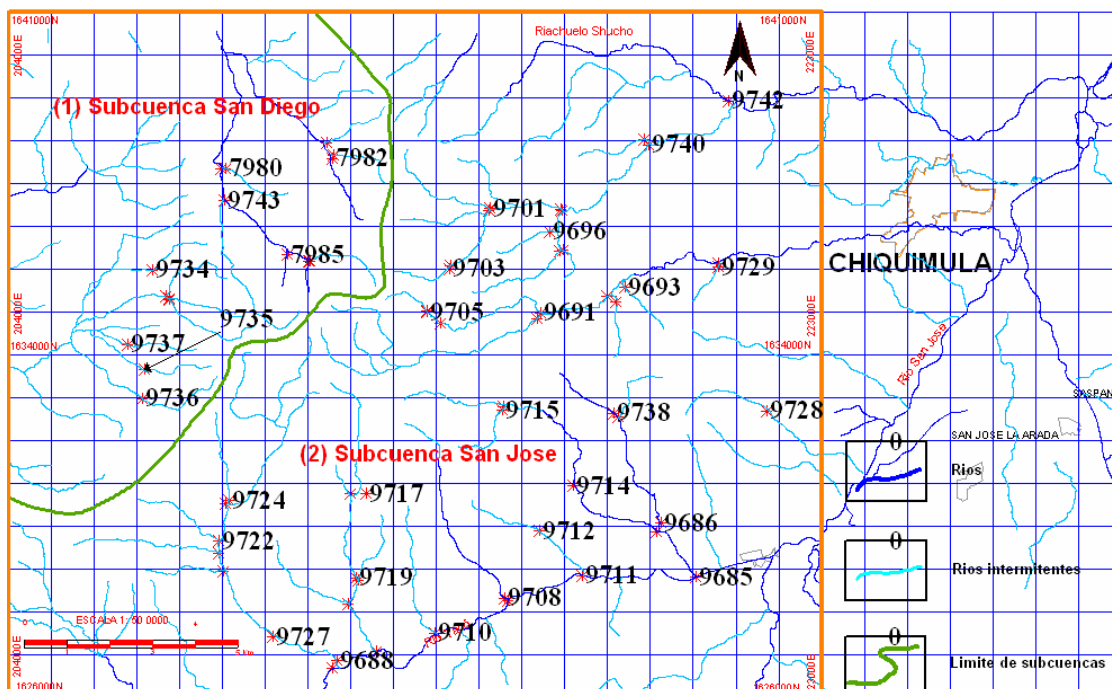


Figura 16. Distribución de muestras de sedimentos en el área de investigación en puntos rojos. Los números representan únicamente números de identificación

A continuación se exponen los resultados obtenidos en el contenido de arsénico para los tres tipos mencionados de muestra recogidas en cada uno de los 67 puntos de muestreo. Comenzaremos por exponer los resultados en conjunto, que incluye la totalidad de los tres tipos correspondientes a cuarzo, roca alterada y fracción fina de minerales pesados. Seguidamente, se analizará por separado los datos relativos al cuarzo, en segundo lugar los referentes a los fragmentos de roca alterada y por último los obtenidos en la fracción fina de minerales pesados.

### 5.1.1 Distribución cuantitativa de arsénico en sedimentos. (Análisis en conjunto de los componentes: cuarzo, roca alterada y fracción fina de minerales pesados)

Se establecieron 8 rangos para observar la distribución de arsénico en el perímetro de estudio, tomando como referencia el valor máximo (3910 ppm) y mínimo encontrado (0.034 ppm). Estos se resumen en el cuadro 3. El rango de distribución patrón en el área esta entre 3-10 ppm, en tanto al Suroeste de la zona, es posible observar rangos mas intensos entre 10 y 30 ppm, (Figura 17). Así mismo, sobreponiendo esto valores de arsénico en las unidades geológicas delimitadas en el área de estudio, se observa mayor incidencia en rocas metamórficas que en las rocas intrusivas, (Figura 18).

Rangos As en sedimentos (ppm)		% de distribución	Cantidad de muestras
0.034	0.1	52	144
0.1	0.3	0	0
0.3	1	0	0
1	3	3	7
3	10	49	123
10	30	1	4
30	100	0	0
100	3910	0	1

Cuadro 3. Rangos de valores de As en sedimentos



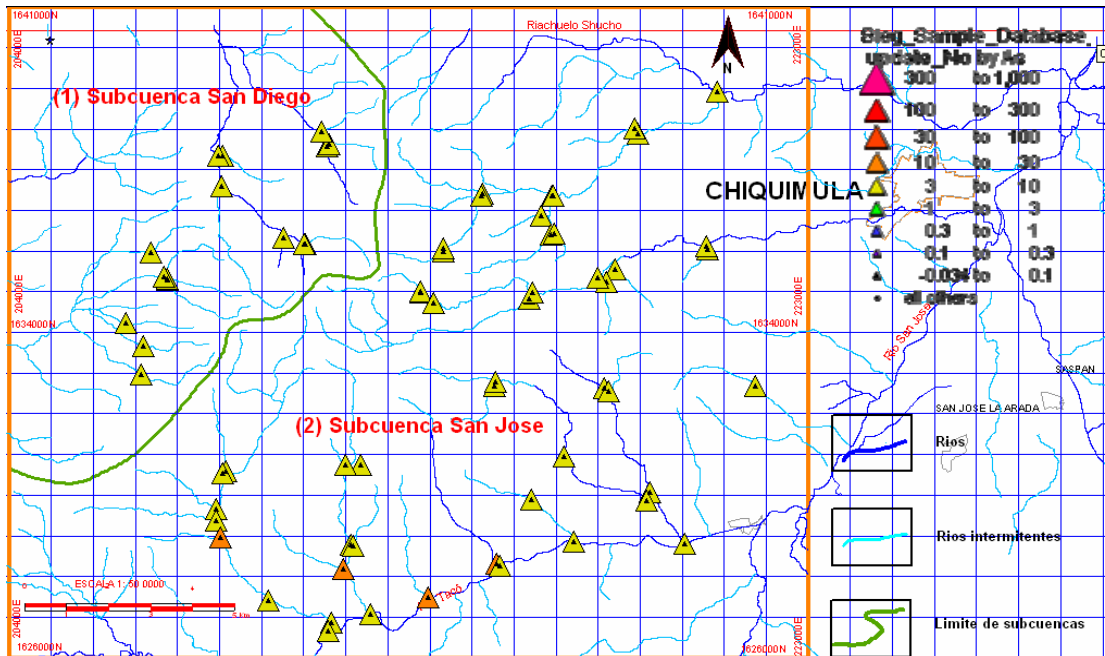


Figura 17. Distribución de rangos de As para sedimentos en la red de drenaje del área.

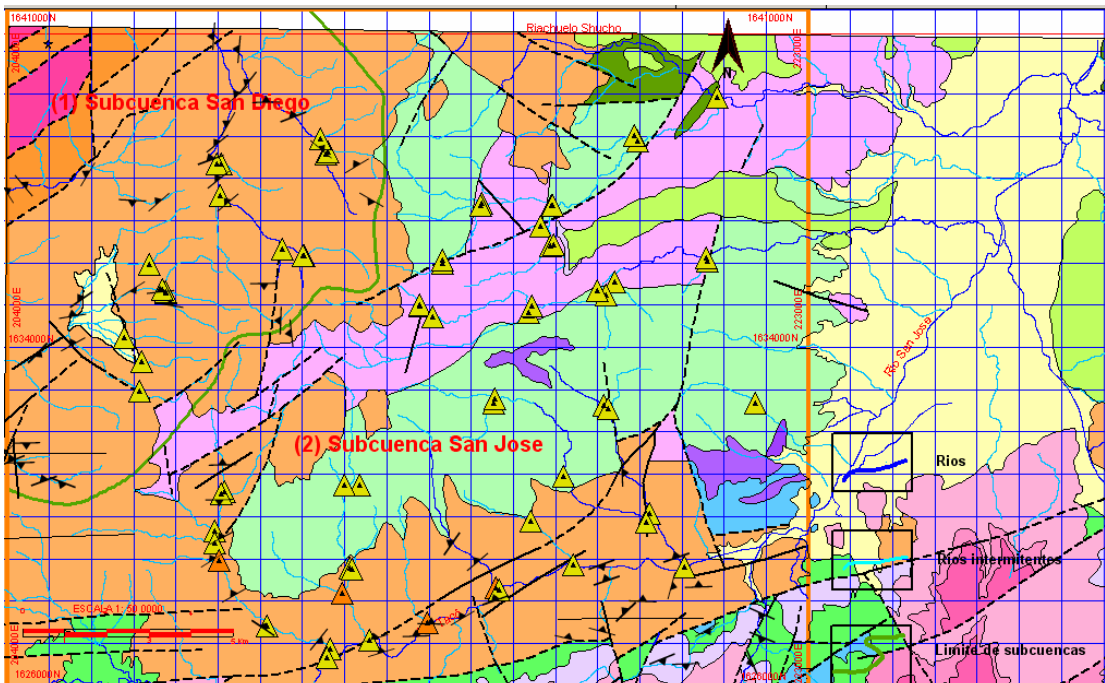


Figura 18. Distribución de rangos de As para sedimentos en unidades geológicas presentes. Las tramas de la figura de abajo, muestran la leyenda de las unidades delimitadas y los rangos de arsénico respectivamente.



Un resumen estadístico de los resultados de las muestras en conjunto, relacionados a cuarzo, roca alterada y fracción fina de minerales pesados, se muestran en el cuadro 4 siguiente:

Cuarzo, roca alterada y fracción fina de minerales pesados	Resumen del procesamiento de los casos					
	Incluidos		Excluidos		Total	
	N	Porcentaje	N	Porcentaje	N	Porcentaje
<b>As en sedimento</b>	201	100%	0	0%	201	100.0%

Muestreo en sedimento		As
Total	N	201
	Media	106.6169
	Mediana	22
	Mediana agrupada	22.4
	Error típ. de la media	29.03265
	Suma	21430
	Mínimo	2
	Máximo	3909
	Rango	3907
	Primero	2
	Último	41
	Desv. típ.	411.6088
	Varianza	169421.808
	Curtosis	64.173
	Error típ. de la curtosis	0.341
	Asimetría	7.653
	Error típ. de la asimetría	0.172
	Media armónica	8.9263
Media geométrica	22.1931	

Cuadro 4. Resúmenes de casos de 201 muestras para un área de 304 km<sup>2</sup>

Con todos los datos geoquímicos del contenido de arsénico obtenidos en el muestreo de sedimentos, se confeccionó una base de datos. Dicha base, se trató estadísticamente y se realizaron diagramas de isovalores de la geoquímica para observar los patrones geoquímicos de distribución y los valores más altos localizados en el área de estudio, (Figuras 19 y 20).

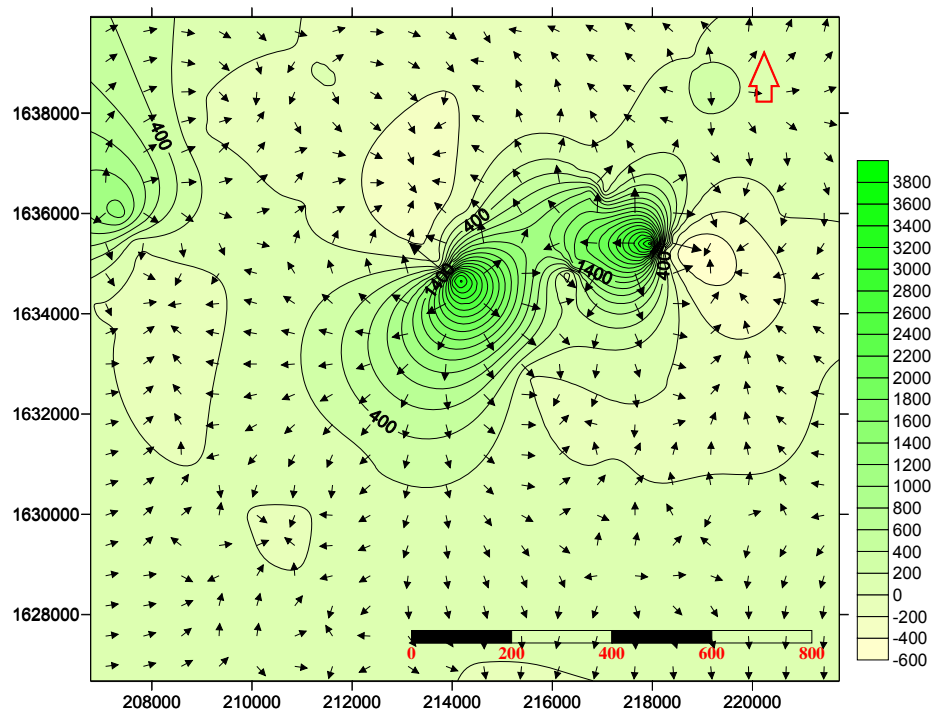


Figura 19. Isovalores de arsénico que muestra dos patrones fuertes de distribución en la parte central y Noroeste del área de estudio.

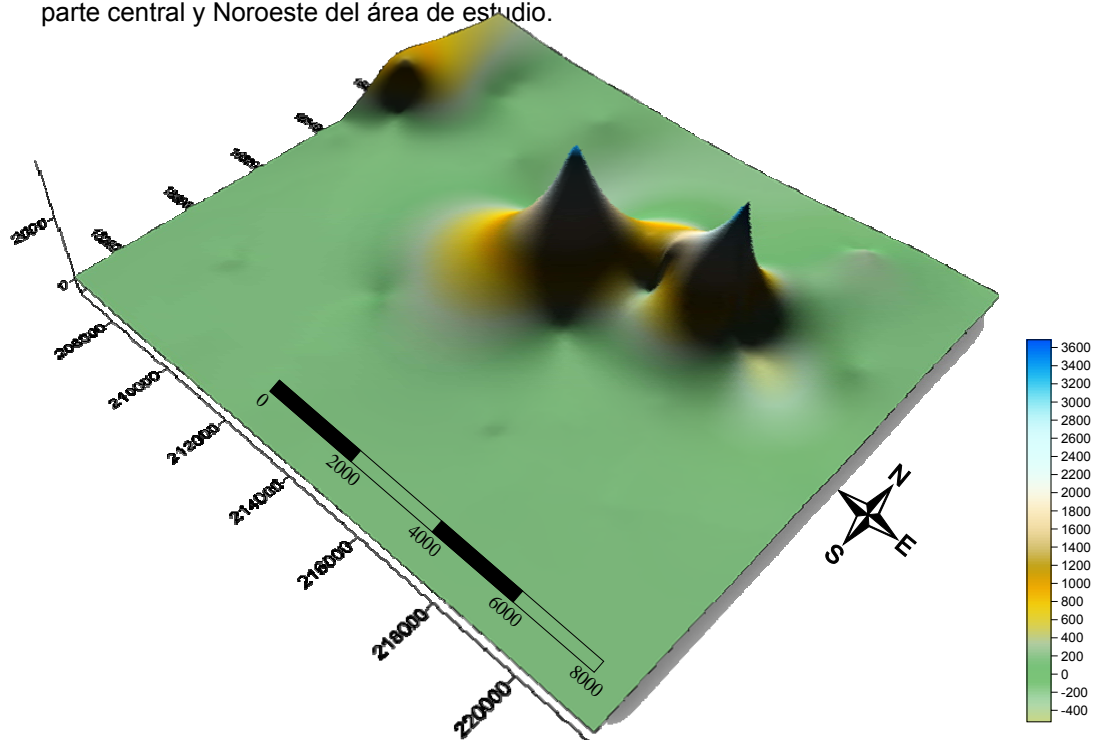


Figura 20. Temático en 3D donde muestra los picos más altos de los niveles de arsénico en la zona de estudio.

### 5.1.2 Distribución cuantitativa de arsénico en sedimentos derivado de cuarzo

Este apartado corresponde al análisis de la distribución de arsénico, producto de valores obtenidos a partir de fragmentos de cuarzo de origen termal o metamórfico. La distribución de rangos de arsénico es intenso en este campo geológico; de tal manera que pueden observarse tres rangos importantes en orden de abundancia: 3-10 ppm, 10-30 ppm y de 30 a 100 ppm, (Cuadro 5). Así mismo, estos rangos de concentración de arsénico relacionados a unidades geológicas, están restringidas a intrusivos de granodiorita (trama púrpura) y en rocas metamórficas al Suroeste y Sur de la zona estudiada, (Figura 21). Un tratamiento estadístico, se resume en el cuadro 6. La distribución y concentración geoquímica se muestra en la Figura 22 y 23. Los valores más altos, se encuentran desde la parte central, siguiendo en dirección Este de la zona de estudio.

Rangos As en sedimentos (ppm)		% de distribución	Cantidad de muestras
-0.034	0.1	76	211
0.1	0.3	0	0
0.3	1	0	0
1	3	4	10
3	10	8	23
10	30	6	18
30	100	3	8
100	3910	1	2

Cuadro 5. Rangos de valores de As en sedimentos

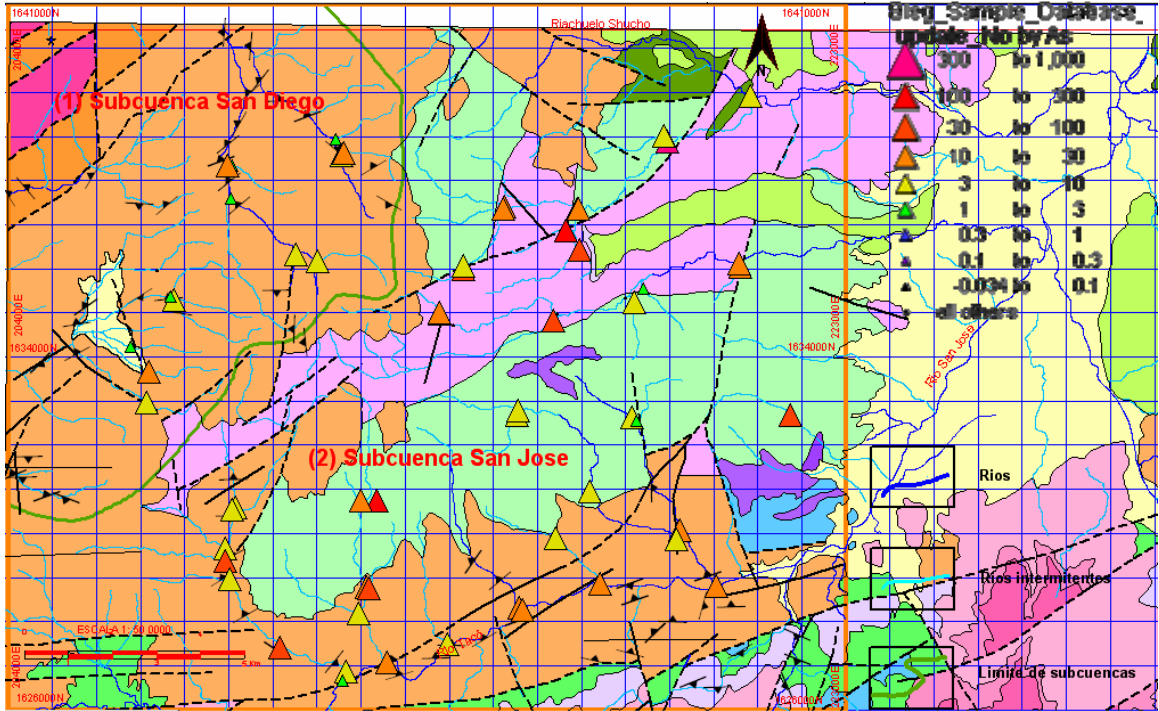


Figura 21. Distribución de arsénico derivado de cuarzo en unidades geológicas presentes.

	Resumen del procesamiento de los casos					
	Incluidos		Excluidos		Total	
	N	Porcentaje	N	Porcentaje	N	Porcentaje
<b>As en sedimento (fragmentos de cuarzo)</b>	67	100.0%	0	.0%	67	100.0%

<b>Muestreo en sedimento (fragmentos de cuarzo)</b>		<b>As</b>
<b>Total</b>	N	67
	Media	194.3582
	Mediana	10
	Mediana agrupada	9.5
	Error típ. de la media	84.68703
	Suma	13022
	Mínimo	2
	Máximo	3909
	Rango	3907
	Primero	2
	Último	2
	Desv. típ.	693.1932
	Varianza	480516.809
	Curtosis	21.205
	Error típ. de la curtosis	0.578
	Asimetría	4.544
	Error típ. de la asimetría	0.293
	Media armónica	5.9852
	Media geométrica	14.3612

Cuadro 6. Resúmenes de casos para 67 puntos de muestreo de fragmentos de cuarzo

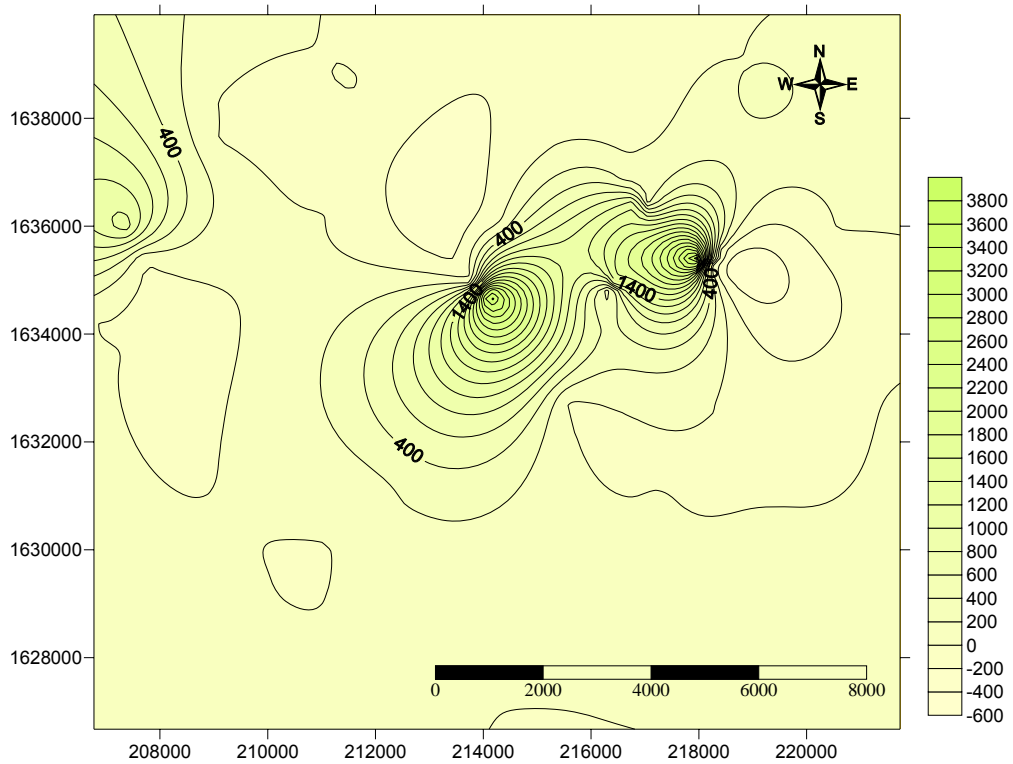


Figura 22. Isovalores para arsénico mostrando tres patrones de concentración derivado de fragmentos de cuarzo en la parte central y NW del área de estudio.

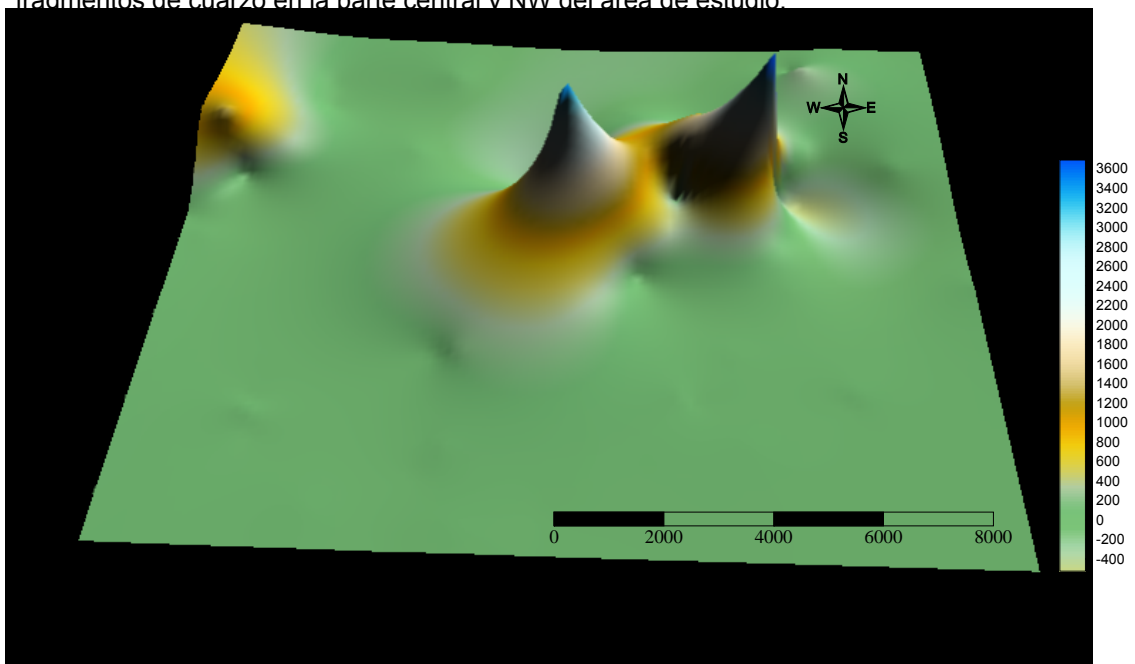


Figura 23. Temático en 3D que muestra los picos más altos de los niveles de arsénico para fragmentos de cuarzo en la zona de estudio.



### 5.1.3 Distribución cuantitativa de arsénico en sedimentos, derivado de roca alterada

Los resultados de arsénico en esta sección, fueron derivados de valores obtenidos a partir de fragmentos alterados de guijarros > 1 cm. Dos rangos de 30-100 ppm y de 3-10 ppm son intensos y dominantes, (Cuadro 7). El primer rango, se concentra en los alrededores del intrusivo de cuarzodiorita, específicamente en rocas filíticas en la parte Sur y con un foco al Suroeste del área. En tanto, rocas de origen intrusivo, (granodiorita), también concentra valores en la parte Norte, (Figura 24). El segundo rango se concentra mas alejado con respecto a la zona de intrusivos ubicados en la parte central, específicamente en rocas metamórficas (filitas). Así mismo, un resumen de los datos estadísticos se muestra en el Cuadro 8 y la distribución geoquímica, así como los valores pico, se observan en las Figuras 25 y 26.

Rangos As en sedimentos (ppm)		% de distribución	Cantidad de muestras
-0.034	0.1	68	144
0.1	0.3	0	0
0.3	1	0	0
1	3	3	6
3	10	9	18
10	30	8	16
30	100	9	20
100	3910	2	4

Cuadro 7. Rango de valores de arsénico derivado de fragmentos de roca alterada

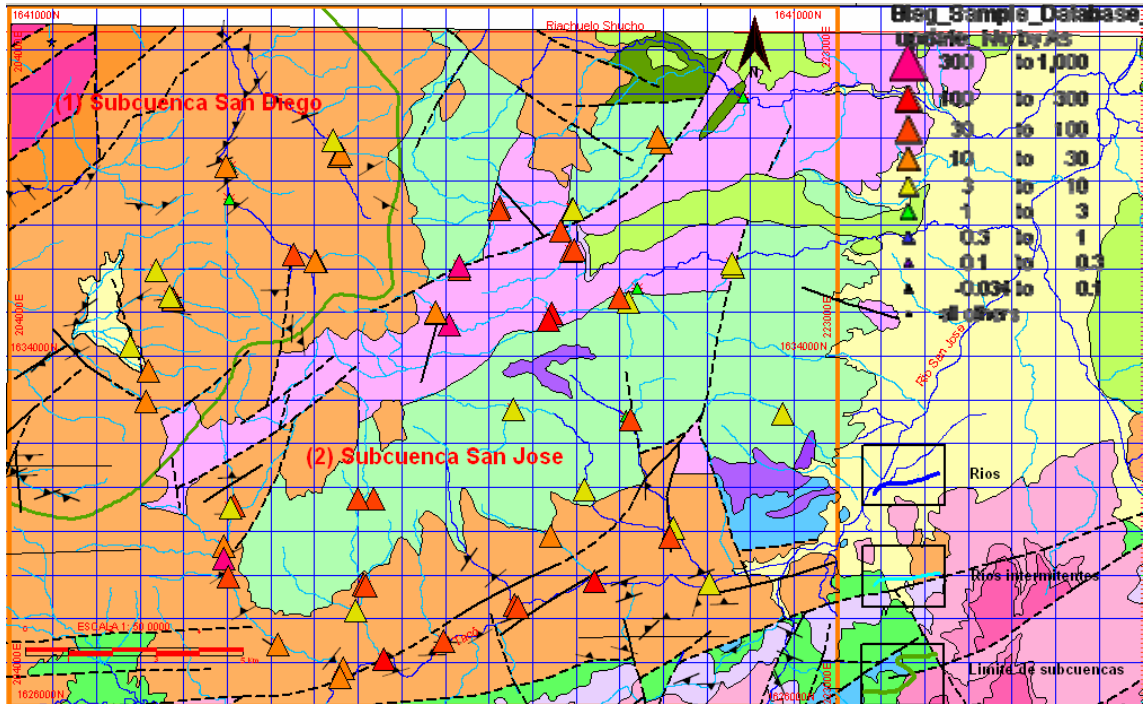


Figura 24. Distribución de arsénico en unidades geológicas presentes, derivado de fragmentos de roca alterada.

	Resumen del procesamiento de los casos					
	Incluidos		Excluidos		Total	
	N	Porcentaje	N	Porcentaje	N	Porcentaje
<b>As en sedimento (fragmentos de roca alterada)</b>	67	100.0%	0	.0%	67	100.0%

<b>Muestreo en sedimento (fragmentos de roca alterada)</b>		<b>As</b>
<b>Total</b>	N	67
	Media	53.5821
	Mediana	16
	Mediana agrupada	16
	Error típ. de la media	13.81108
	Suma	3590
	Mínimo	2
	Máximo	739
	Rango	737
	Primero	2
	Último	2
	Desv. típ.	113.04855
	Varianza	12779.974
	Curtosis	22.806
	Error típ. de la curtosis	0.578
	Asimetría	4.484
	Error típ. de la asimetría	0.293
	Media armónica	8.5874
	Media geométrica	18.9115

Cuadro 8. Resúmenes de casos para muestras de sedimento, derivado de diferentes tipos de roca alterada.

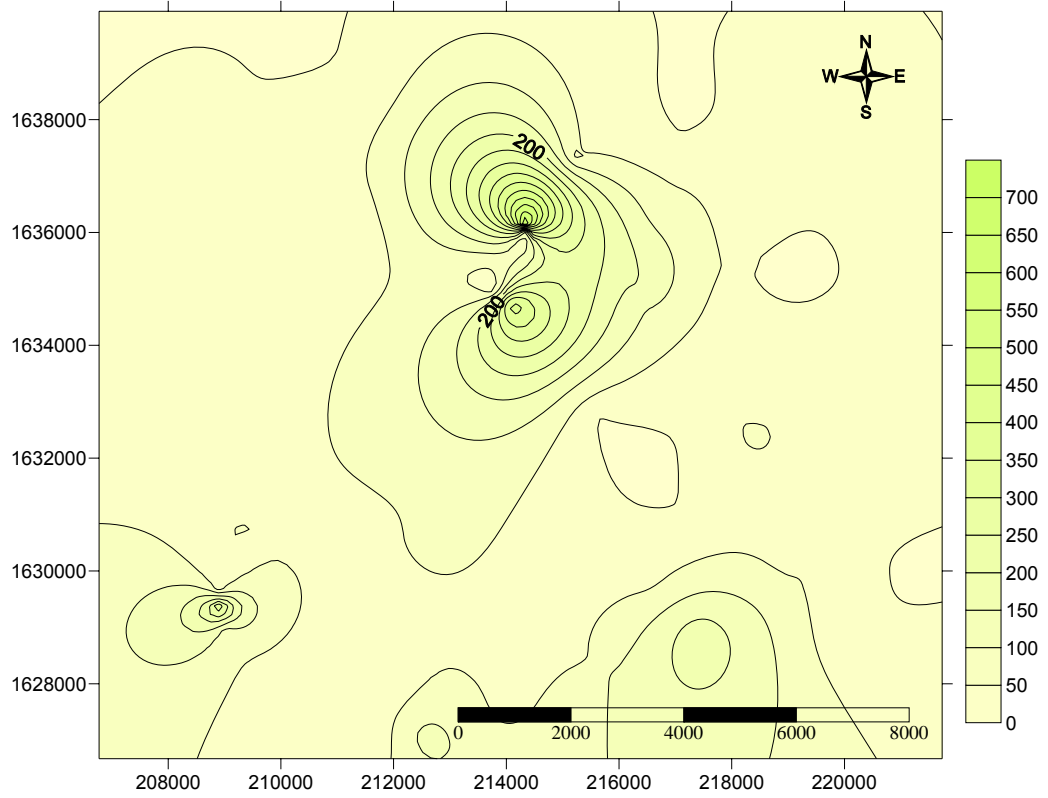


Figura 25. Isovalores de arsénico con dos patrones de concentración en muestras de roca alterada y una leve al SW del perímetro de interés

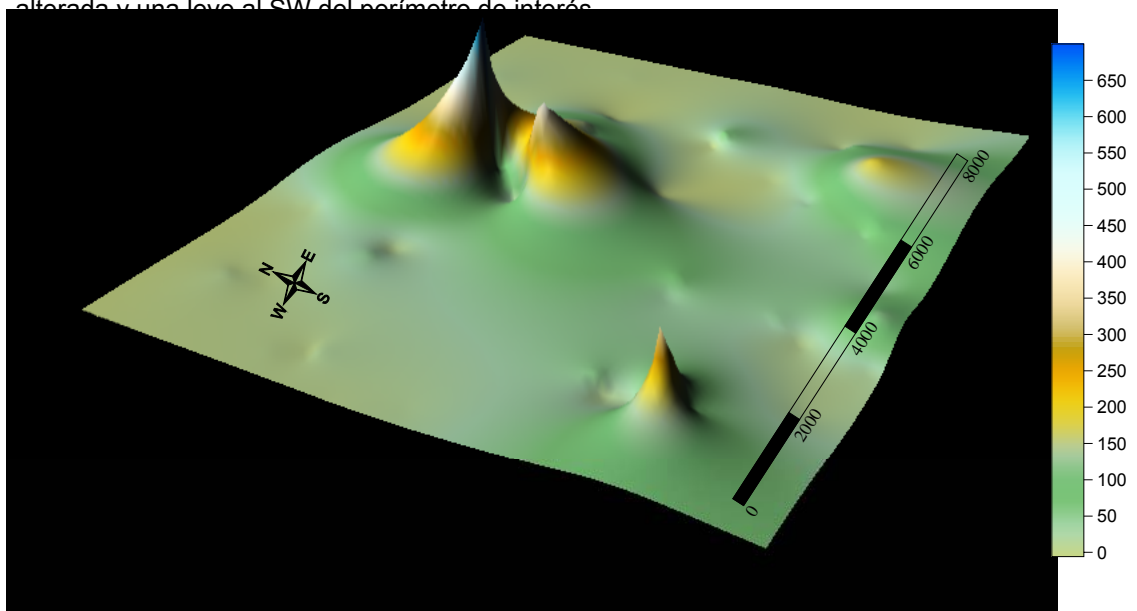


Figura 26. Temático en 3D que muestra tres picos de niveles de arsénico para fragmentos de roca alterada

#### 5.1.4 Distribución cuantitativa de arsénico en sedimentos derivado de fracción fina de minerales pesados

Para el tratamiento y razonamiento en esta sección, se utilizaron datos provenientes del análisis geoquímico del muestreo de concentración bateada (obtenida tras bateo) de la fracción de minerales pesados. La concentración y distribución de arsénico medido con este factor geológico, es más intenso y prácticamente restringido al rango de 30-100 ppm, (Cuadro 9). Se limita prácticamente a rocas metamórficas al Sur y Noroeste de la zona de estudio y en menor proporción en rocas intrusivas granodioríticas en la parte central y Norte del perímetro de interés, (Figura 27). La distribución geoquímica y concentración pico se observa al Noreste y Suroeste, (Figura 28 y 29). En tanto, los datos estadísticos, se resumen en el Cuadro 10.

Rangos As en sedimentos (ppm)		% de distribución	Cantidad de muestras
-0.034	0.1	13	10
0.1	0.3	0	0
0.3	1	0	0
1	3	1	1
3	10	9	7
10	30	17	13
30	100	43	33
100	3910	13	10

Cuadro 9. Rangos de arsénico derivado de fracción de minerales pesados a partir de bateo.

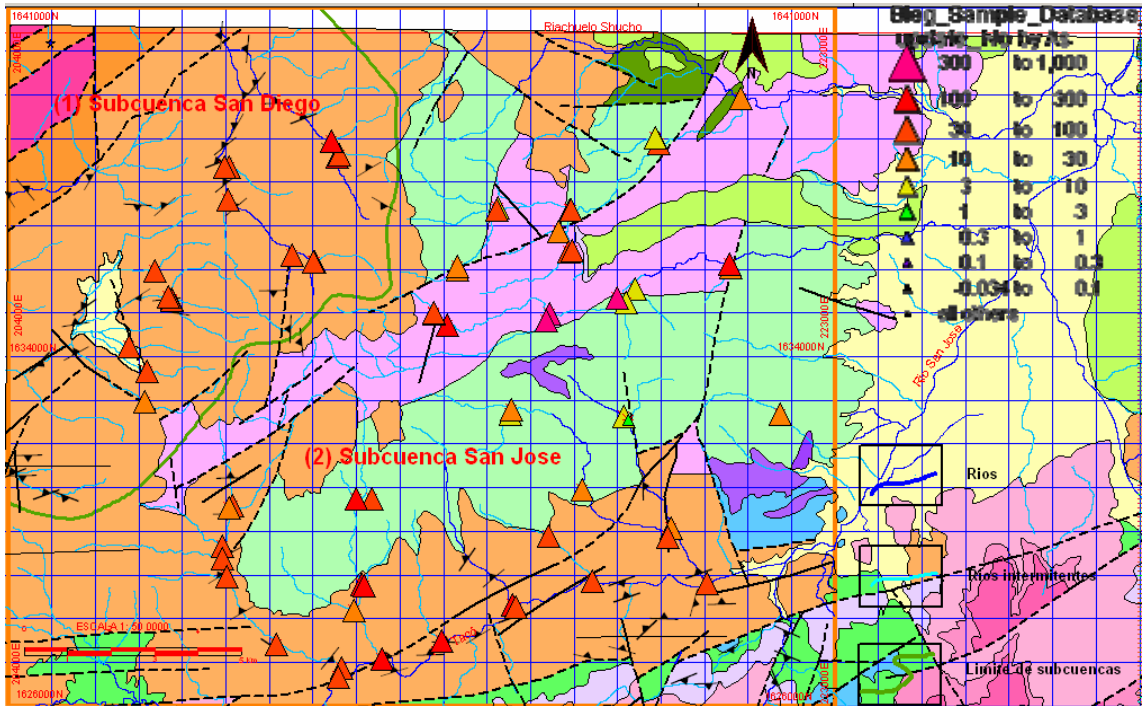


Figura 27. Valores de arsénico, derivado de fragmentos finos obtenidos tras bateo.

	Resumen del procesamiento de los casos					
	Incluidos		Excluidos		Total	
	N	Porcentaje	N	Porcentaje	N	Porcentaje
<b>As en sedimento (fracción fina de minerales pesados)</b>	67	100.0%	0	.0%	67	100.0%

<b>Muestreo en sedimento (Concentración paneada)</b>		<b>As</b>
<b>Total</b>	N	67
	Media	71.9104
	Mediana	49
	Mediana agrupada	49.25
	Error típ. de la media	11.06922
	Suma	4818
	Mínimo	2
	Máximo	522
	Rango	520
	Primero	45
	Último	41
	Desv. típ.	90.60549
	Varianza	8209.355
	Curtosis	12.329
	Error típ. de la curtosis	0.578
	Asimetría	3.252
	Error típ. de la asimetría	0.293
	Media armónica	19.0279
Media geométrica	40.2473	

Cuadro 10. Resúmenes de casos de resultados geoquímicos de arsénico derivado de muestras en concentraciones paneada.

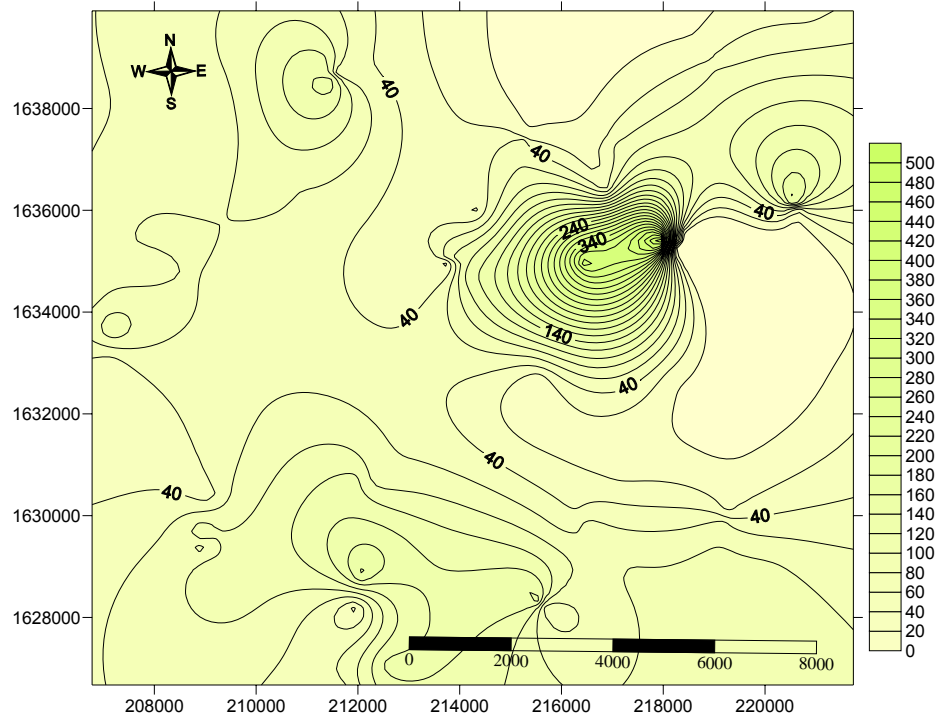


Figura 28. Isovalores de arsénico que muestra un patrón de distribución al NE del área de estudio, derivado de muestras de concentración bateada.

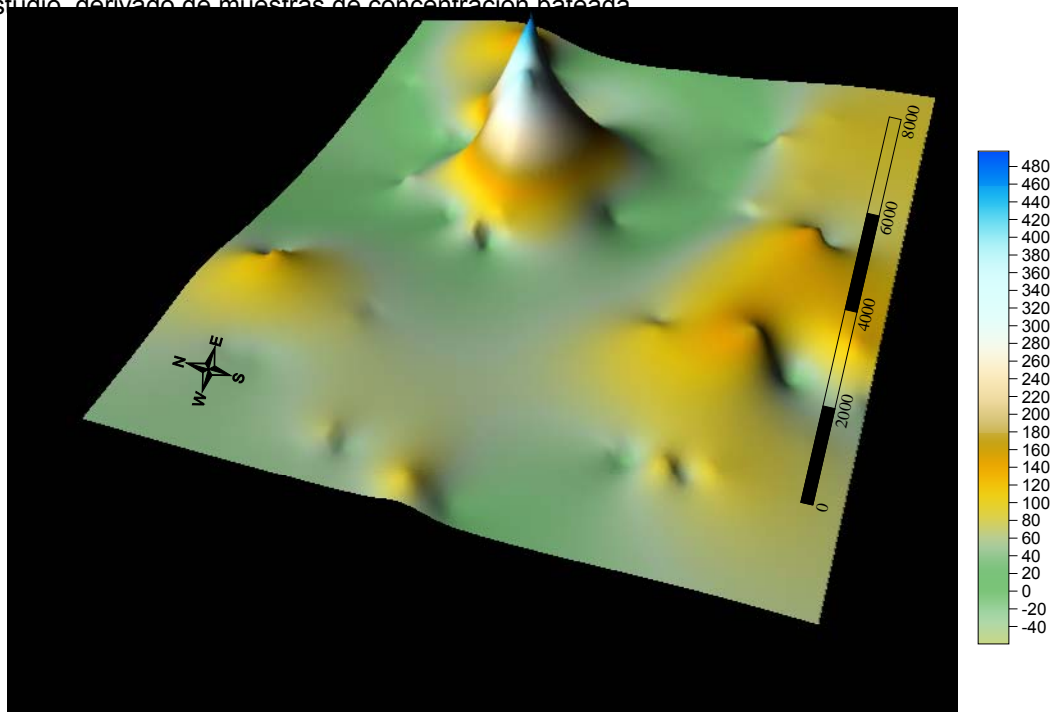


Figura 29. Temático en 3D que muestra picos de niveles de arsénico en el área de estudio, derivado de concentración bateada.



## 5.2 Distribución de arsénico derivado de muestras de rocas

Dentro del área de estudio, se recolectó un total de 1772 muestras de roca en las distintas unidades geológicas encontradas; también distribuidas en dos microcuencas, (Figura 30). Estas unidades de rocas corresponden a rocas metamórficas (filitas, cuarcita y caliza marmolizada), de edad Paleozoica y a cuerpos intrusivos que comprenden un complejo batolito (granodiorita, granito, cuarzdiorita, diorita, microdiorita, microcuarzdiorita, andesita, aplita), de edad Cretácico-Terciaria.

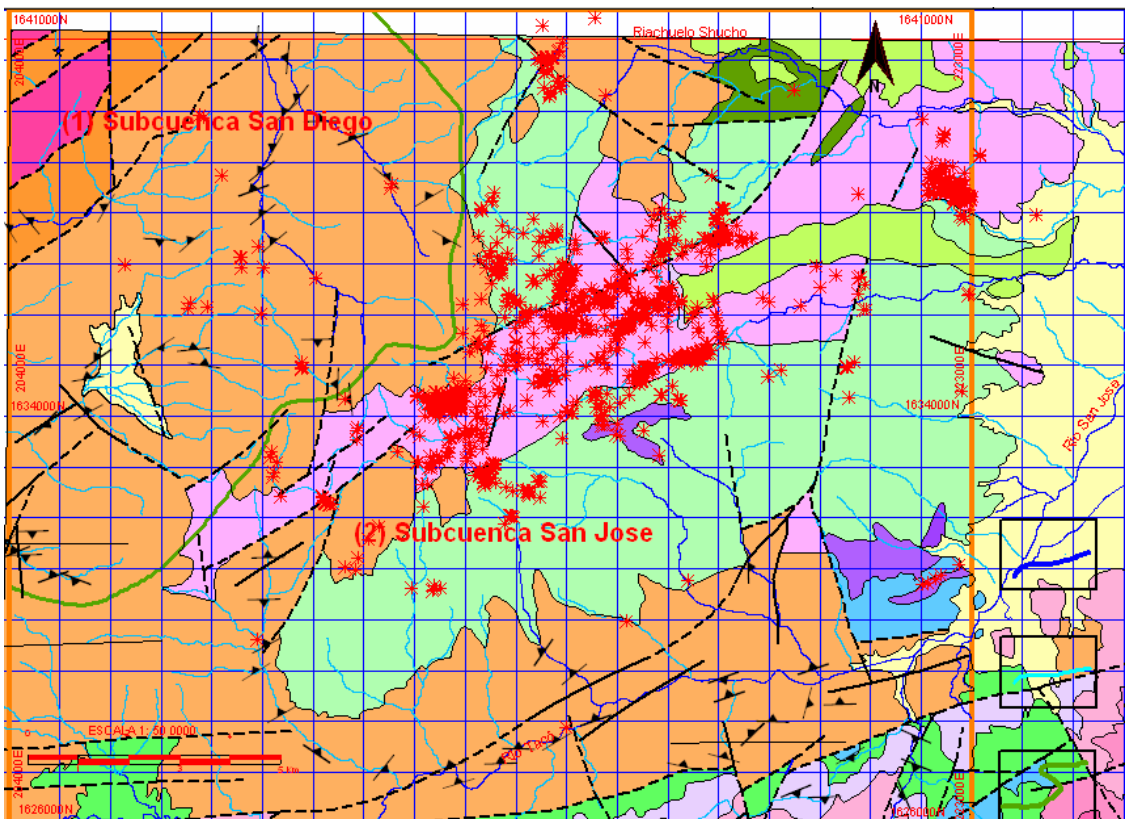


Figura 30. Ubicación y distribución de muestras de roca. Las zonas y puntos rojos representan lugares de muestreo.

### 5.2.1 Distribución cuantitativa de arsénico en roca

De los resultados de arsénico derivados de muestras de roca, se realizaron análisis estadísticos para delimitar rangos de concentración, tomando como referencia el valor máximo (>10,000 ppm) y mínimo encontrado (-0.034 ppm), (Cuadro 11). Las concentraciones de este factor geológico, es sumamente grande ya que el 26% del total de las muestras, muestran un rango entre 100->10000 ppm de arsénico. Es decir de 1772 muestras de roca, 490, están dentro del rango descrito anteriormente. En tanto, otro 36%, esta dentro del rango de 3-100 ppm. Es decir 471 muestras del total. Este arsénico se encuentra concentrado mayormente dentro del intrusivo de granodiorita, el cual se orienta Noreste-Suroeste, (Figura 31). Zonas que concentran arsénico, también pueden observarse al Noroeste y Este del área, en rocas metamórficas (filitas) y en el intrusivo de cuarzdiorita respectivamente. El tratamiento estadístico se resume en el Cuadro 12 y la distribución-concentración pico se muestra en las Figuras 32 y 33.

Rangos As en roca (ppm)		% de distribución	Cantidad de muestras
-0.034	0.1	0	0
0.1	0.3	0	0
0.3	1	3	54
1	3	6	116
3	10	12	222
10	30	13	243
30	100	11	206
100	>10000	26	490

Cuadro 11. Rangos de valores de arsénico derivado de rocas

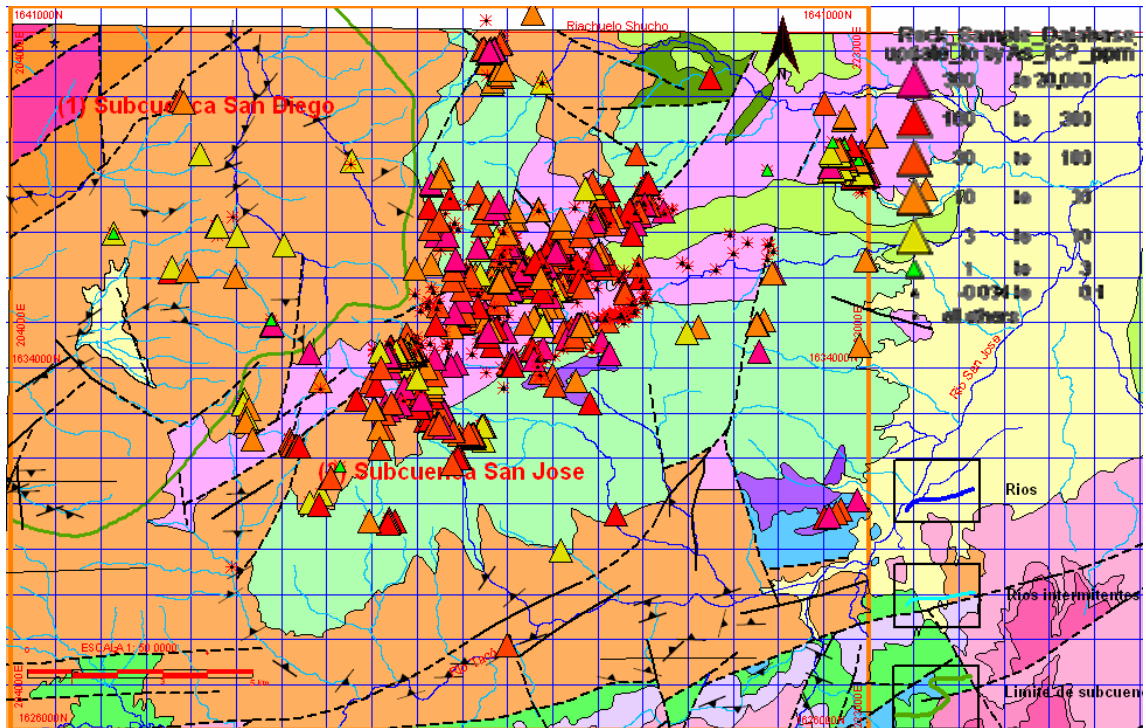


Figura 31. Distribución de arsénico derivado de rocas en el área delimitada. Los triángulos en rojo, muestran los valores más elevados. Las tramas relacionadas a la identificación de las unidades se muestran en la siguiente figura.



Figura 31 (continuación). Tramas que relacionan la identificación de las unidades geológicas delimitadas en el área de estudio.

Resumen del procesamiento de los casos						
	Incluidos		Excluidos		Total	
	N	Porcentaje	N	Porcentaje	N	Porcentaje
<b>As en rocas</b>	1216	69.1%	544	30.9%	1760	100.0%

Muestreo en Rocas		As
<b>Total</b>		1216
	N	
	Media	1058.9786
	Mediana	112
	Mediana agrupada	112.1111
	Error típ. de la media	66.77279
	Suma	1287718
	Mínimo	-2
	Máximo	10000
	Rango	10002
	Primero	1033
	Último	25
	Desv. típ.	2328.44687
	Varianza	5421664.82
	Curtosis	7.78
	Error típ. de la curtosis	0.14
	Asimetría	2.926
	Error típ. de la asimetría	0.07
	Media armónica	.(a)
	Media geométrica	.(b)

- a** Los datos contienen valores negativos y positivos y valores iguales a cero.  
**b** Los datos contienen valores negativos.

Cuadro 12. Resúmenes de casos para resultados de arsénico en muestras de roca

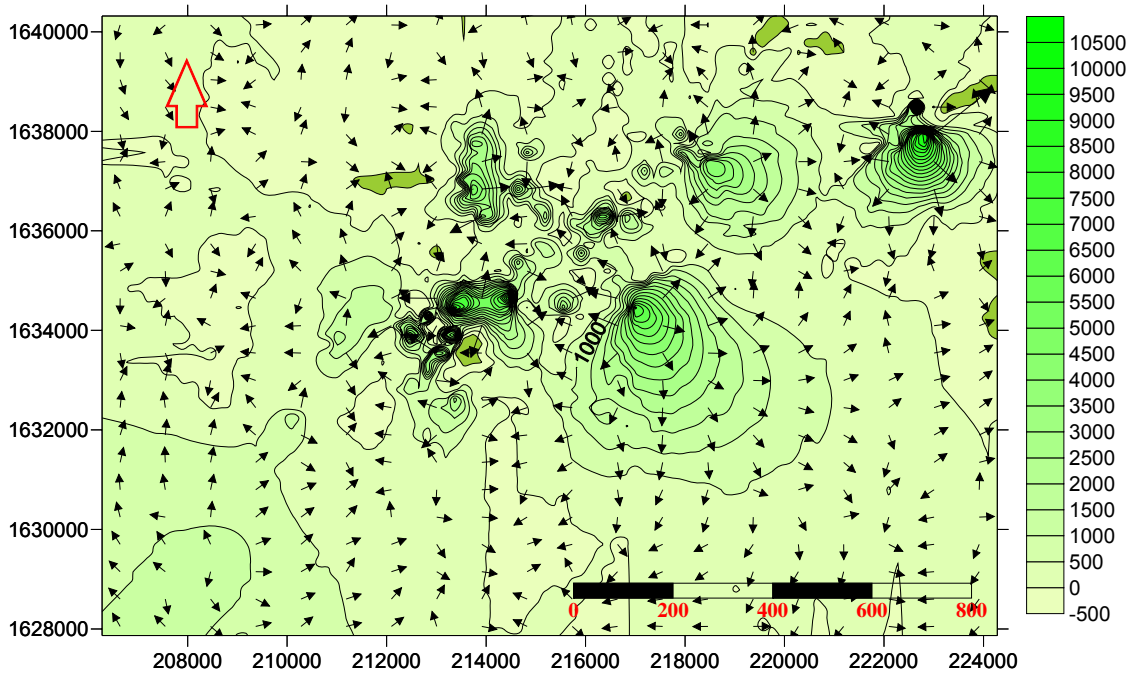


Figura 32. Isovalores de arsénico que muestran la distribución superficial del arsénico en

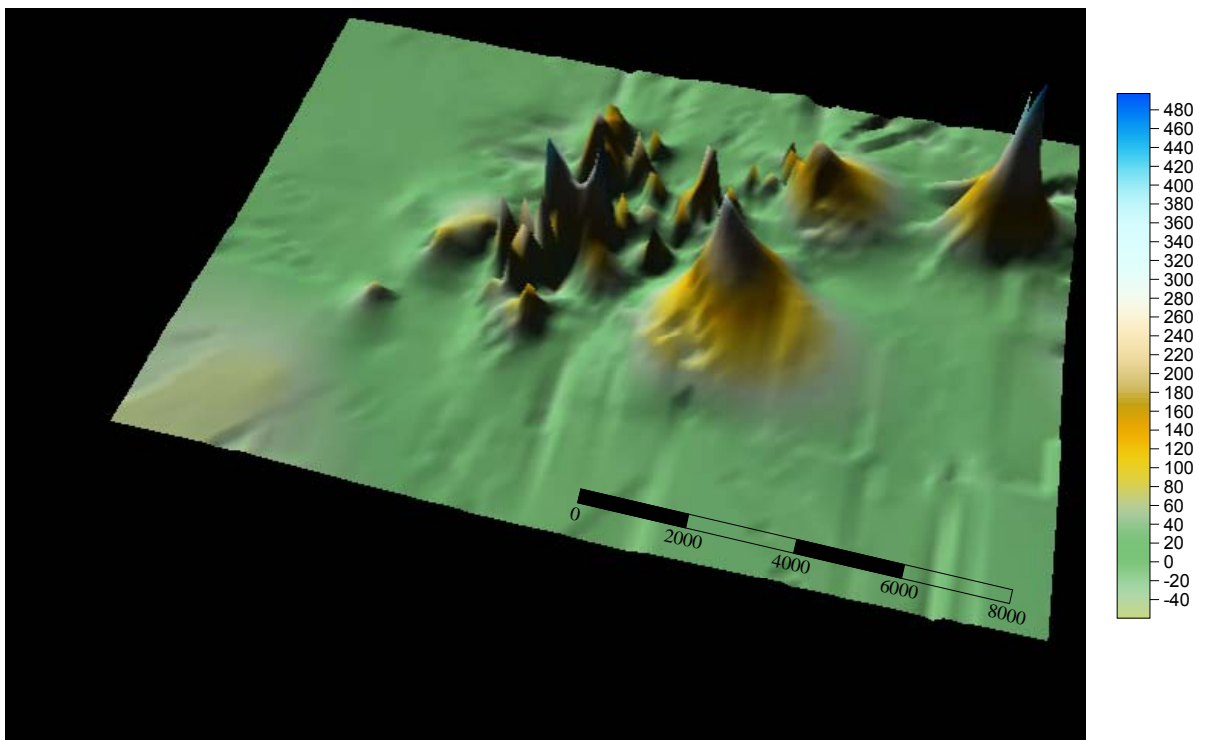


Figura 33. Temático en 3D que muestra los picos altos del contenido de arsénico derivado de rocas

### 5.3 Discusión e interpretación de los resultados

Basado en resultados de 1772 muestras de roca y 201 muestras de sedimentos de arroyo, distribuidas en un perímetro de 304 km<sup>2</sup>, se tienen concentraciones máximas de arsénico de 10,000 y 3900 ppm para roca y sedimento respectivamente.

En unidades geológicas, los máximos valores de arsénico están distribuidos y concentrados en rocas de origen plutónico, específicamente en granodiorita y en menor grado en rocas metasedimentarias. Con la distribución de arsénico en roca, se delimitó una alineación de concentración de 4 x 14 km, sino mayor, de tendencia Noreste-Suroeste, que empieza ~ desde la parte central de la zona de estudio y continua por la esquina Noreste; aunque existen indicios de continuar en ambos extremos (Figura 31). La máxima zona de distribución está ubicada en la parte central del perímetro de estudio, específicamente cerca de contactos entre rocas Cretáceas y Paleozoicas.

Así mismo, la distribución total de arsénico derivado de muestras de sedimentos de arroyo, se ubica principalmente en la parte central y se proyecta en dirección Suroeste de la zona de estudio (Figura 18). Valores significantes de distribución también pueden observarse al Noroeste del área de interés.

Sin embargo, para efecto de análisis de arsénico, se exponen resultados por separado procedentes de diferentes tamaños de roca y sistemas de mineralización existentes en las partes bajas de las microcuencas.

Para el caso de análisis de valores derivados de fragmentos de cuarzo (termal o metamórfico), la distribución se ubica potencialmente por toda la parte Sur, Central y Noroeste; muy similar a la distribución total de arsénico por

sedimentos (Figura 21). Los máximos valores de arsénico (3907 ppm), se concentran en este sistema.

En tanto la máxima distribución de arsénico en roca alterada (739 ppm), se delimita fuertemente desde la parte Sur hasta el Suroeste donde se encuentra un foco de concentración de arsénico. Así mismo, zonas importantes se observan al Noroeste y Central-Norte del área, (Figura 24).

La distribución en concentración bateada, referente a fracción fina de minerales pesados, resulta ser potencial, debido a su distribución significativa en toda el área y con rangos de concentración casi constante (10-300 ppm). Esto, con relación a los otros dos factores analizados correspondientes a cuarzo y roca alterada. Esta distribución, delimita tres alineaciones de tendencia Noreste-Suroeste: (1) Al Sur, por todo el Río San José, (2) en la parte Central Norte y (3) al Noroeste del perímetro de estudio. Las alineaciones 1 y 3 están desarrolladas sobre rocas metamórficas, específicamente filitas en su mayoría, en tanto la alineación 2 se encuentra sobre rocas intrusivas de granodiorita. (Figura 27). El máximo valor encontrado de arsénico, fue de 522 ppm.

Este sistema identifica de manera general las concentraciones de arsénico y su distribución en rocas plutónicas y metasedimentarias en conjunto.

Deduciendo los valores de arsénico obtenidos a partir de los factores correspondientes al muestreo de sedimentos de arroyo, se tienen valores altos en el factor de fracción fina, seguido del factor de fragmentos de roca alterada y finalmente en cuarzo. En el caso del cuarzo, la concentración de arsénico esta asociada al enriquecimiento termal, principalmente de los ambientes epitermal-mesotermal, debido a los tipos de cuarzos encontrados. Estos



ambientes, tienden a concentrar cantidades significativas de sulfuros, principalmente de arsenopirita y esto explicaría el porque de los niveles altos de arsénico contenidos en los diferentes tamaños de cuarzos encontrados en el área de estudio. En tanto, el cuarzo metamórfico normalmente interestratificado con filitas, demuestran tener principalmente sulfuros de pirita que de arsenopirita. Mientras tanto, las rocas alteradas seleccionadas para este tipo de muestreo, mostraron también estar asociadas con tipos de oxidaciones de goetita, hematita y jarosita; en muchos de los casos, producto de la lixiviación de los sulfuros presentes en ella. Otros tipos de alteración en roca tomadas en cuenta para este muestreo, fueron de alteración sílica, carbonática, epidota, turmalina, argílica, propilítica, entre otros. La mayoría de estas alteraciones o enriquecimiento, esta asociada a fuentes de origen termal. Mientras tanto, el factor de fracción fina, prácticamente se restringió a fragmentos que tienen una mayor resistencia al desgaste por transporte. La mayoría de ellos fue prácticamente de cuarzo fino, además de partículas finas de hierro. Es posible que aquí, exista la posibilidad de algún agregado de arsénico derivado de pesticidas, fertilizantes o fungicidas; pero estos a su vez tienden a ser muy solubles, por tanto su aporte en este muestreo parece ser mínimo. Sin embargo, para propósitos de muestreos en agua, suelos y vegetales, la situación cambia debido al potencial de retenciones de compuestos arsenicales derivados de fuentes antrópicas. Generalizando todos los ambientes anteriormente mencionados, se puede concretizar que todas las fuentes donde proviene el arsénico, son de origen natural.

En el caso de los resultados derivados de roca, es preciso considerar que todas las muestras colectadas fueron directamente de afloramientos y rocas, el cual no han tenido intervención de algún contaminante de fuente antrópica (por ejemplo algún tipo de químico utilizado para agricultura). Por lo tanto estos resultados de arsénico sugieren ser derivados de fuentes naturales.

Esta definición, es interesante y real debido a que la geología y mineralización de la zona está constituida por cuerpos intrusivos Cretácicos en rocas Paleozoicas o más antiguas donde la concentración de arsénico en forma natural es notable, ya que en la mayoría de mapas geológicas donde se hace ver la distribución de arsénico, se enmarca alrededor de los contactos entre los intrusivos (granodiorita y granito) y la roca encajante (metasedimentos) (Figura 27); aunado a lo anterior, encontramos concentraciones muy significativas de sulfuros de arsenopirita y pirita en cantidades masivas, principalmente en rocas intrusivas Cretácicas y en menor cantidad en rocas metamórficas Paleozoicas. El metamorfismo térmico de contacto esta asociado entre estos dos grupos de rocas y con ellos los niveles de arsénico. Estos niveles de arsénico alcanzan concentraciones mayores a 10,000 ppm para rocas intrusivas tales como granodiorita-cuarzodiorita; y concentraciones menores de 1000 ppm para la roca metamórfica encajante, como es el caso de filitas y cuarcitas. Paralelo a los intrusivos, desde el Suroeste de la zona, existen zonas de falla, que correlacionan altos niveles de sulfuros, sin embargo no es generalizado para toda el área. Es mas precisa la correlación de arsénico con vetas de cuarzo de ambiente epitermal y mesotermal, (Figura 34). Regionalmente la actividad termal que concentró grandes bolsas de sulfuros masivos de arsenopirita y pirita, esta restringida a tiempos Terciario/Cretácico; esto debido a dataciones de rocas intrusivas y del mismo el asociar la posterior mineralización hidrotermal. Esta situación hizo determinante el muestreo de roca en unidades litológicas específicas. Aunado a la delimitación de unidades de roca mencionadas anteriormente, también se delimitó en el área de estudio, una unidad de basalto que cubre la parte alta de algunos cerros en forma de sombrero y fue descartada para muestreo ya que su origen es totalmente Cuaternario. Por tanto, los efectos termales son anteriores a la deposición de estas rocas efusiva, aunado a su disposición

topográfica, muy poco tiene que ver con algún enriquecimiento supergenico de arsénico, derivado de las rocas afectadas con este elemento.

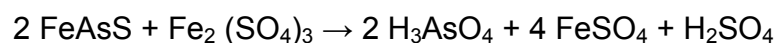


Figura 34. Concentración de sulfuros masivos de arsenopirita en vetas de cuarzo de origen epitermal. Las líneas y coloración en verde claro, corresponden a oxidación del mismo a escorodita.

Muchas zonas donde las concentraciones de arsénico tienen picos notables, se correlacionan con la presencia de escorodita, el cual es un tipo oxido de coloración verde, resultante de la oxidación de arsenopirita. La reacción fundamental de disolución en medio ácido es:



Si además está asociada con pirita, entonces el sulfato férrico producido actuará de la siguiente manera, coayudando a la oxidación-lixiviación del arsénico:



El arsénico puede precipitar finalmente como  $\text{FeAsO}_4$ , que es el óxido de escorodita.

Para el caso de los resultados de arsénico derivado de sedimentos de arroyo, estos se correlacionan con zonas muy cercanas a contactos entre rocas o a zonas de cuarzos de ambientes epitermales-mesotermales con alta concentración natural de arsénico, que normalmente son transportados a las partes bajas de las microcuencas existentes.

De alguna manera es importante integrar a estos resultados de arsénico en sedimentos de arroyo el hecho de que toda la zona es utilizada para agricultura, principalmente de maíz y frijol. Por el sistema de siembra en la zona estudiada, hay una alta adición de pesticidas, fungicidas y fertilizantes, que son utilizados sin control y de una manera sobresaturada debido a que el suelo sobre el que se encuentran los cultivos, está pobremente desarrollado en el área y requiere de aditivos para el desarrollo de plantas de hortalizas. Un factor importante que se puede agregar aún, son las altas pendientes debido a la topografía escabrosa. Todas las zonas que enmarcan el perímetro de estudio, se encuentran totalmente sobreutilizadas para cultivos. Así mismo, la intensa deforestación que conlleva a la *erosión superficial* de la zona, transporta la mayoría de los agroquímicos que contienen una gran fuente antrópica de arsénico a las partes bajas de las microcuencas donde se mezcla con el derivado de fuentes naturales. De alguna manera, esta intervención de arsénico antrópico a la contaminación natural del mismo, tiende a manipular los resultados totales de arsénico en la zona.

Aparte de lo anterior, no existen otras actividades que indiquen una integración de otro factor contaminante de arsénico a los resultados de este estudio. Existen actividades mineras en la zona, pero solamente con trabajos

de exploración y las pruebas para resultados geoquímicos son realizadas a través de laboratorios fuera del lugar e incluso de Guatemala, por lo que no contribuyen significativamente al mismo. Con la realización de trincheras en lugares específicos, también se pensó inicialmente en el acarreo de partículas de arsénico, pero estas actividades son de poco tiempo (abrir y cerrar) a un máximo de 15 días de operaciones. Para esto, se realizaron pruebas de contaminación por sedimentos en zonas cercas y lejanas para observar algún patrón anómalo, pero los resultados no tuvieron significancia o anomalía alguna; el background fue el mismo, Cacao, (2006).

En términos estadísticos de significancia un 25% de arsénico derivado de rocas, contienen concentraciones > 300 ppm, mientras que un 64% es < 100 ppm. En tanto para sedimentos, un 32% de la concentración de arsénico es > 30 ppm; mientras que un 51% es < 10 ppm.

Finalmente, para efectos de investigación, se estudiaron dos óxidos inorgánicos derivados del arsénico, los cuales son: óxido de arsénico ( $As_2O_5$ ) y trióxido de arsénico ( $As_2O_3$ ). El cuadro 13 resume las medias de estos óxidos en las diferentes formas de muestreo realizadas en el campo.

Óxido de arsénico	Sedimento de arroyo (Media en ppm)				roca (Media en ppm)
	Cuarzo	Roca alterada	Concentración bateada	Sedimento total	Roca total
$As_2O_5$	298.15	82.2	110.31	190.17	1603.82
$As_2O_3$	256.55	70.73	94.92	163.64	1380.08

Cuadro 13. Valores medios de óxidos de arsénico inorgánicos producto de la concentración de arsénico existente en el área de estudio.

Los valores medios del óxido de arsénico ( $As_2O_5$ ), en valores de arsénico elemental; obtenidos a partir de muestreo de arroyo, están

mayormente concentrados en fragmentos de cuarzo, seguido de concentración bateada; en tanto para roca alterada, los valores decaen. Así mismo, para el trióxido de arsénico ( $\text{As}_2\text{O}_3$ ), el patrón dominante es el mismo que en el caso del óxido de arsénico.

Para rocas, los valores medios de estos óxidos, son mayores para el óxido de arsénico ( $\text{As}_2\text{O}_5$ ), que los pertenecientes a los valores medios del trióxido de arsénico ( $\text{As}_2\text{O}_3$ ). En síntesis, la concentración de óxido de arsénico es mayor en todos los ambientes colectados. La razón que explica este hecho es que estas rocas se encuentran en zonas aeróbicas.

## CONCLUSIONES

1. Las rocas encontradas en el área de estudio, que en conjunto se delimita como una zona de yacimiento de sulfuros, contienen altas concentraciones de arsénico de magnitud alta, siendo excesivamente ricas en el mismo.
2. El área en conjunto está mayormente contaminada por arsénico derivado de fuentes naturales de ambiente epitermal y mesotermal, distribuidas en rocas plutónicas de edad Cretácica y metamórficas de edad Paleozoica.
3. El sitio en consideración está en un foco de magnitud intensa de arsénico, “normal” de ambientes poco profundos a profundos y derivados de fuentes naturales. Por lo tanto el término de contaminación de arsénico, prácticamente sin actividades mineras, se confunde muchas veces debido a que muchos yacimientos metálicos se encuentran asociados al arsénico y este a sulfuros.
4. Debido a la alta solubilidad del óxido de arsénico y del trióxido de arsénico en agua, existe alto potencial de concentración en la misma. Este líquido es captado en las partes bajas de las subcuencas delimitadas en este estudio y distribuido a la población en general de Chiquimula. Será importante dar a conocer a las personas que habitan en los alrededores y aguas abajo, que el arsénico presente en el area de estudio esta asociado a condiciones de origen natural.

5. Por la intensa deforestación, alta pendiente y sobreutilización de la tierra por cultivos, existe una intensa erosión de suelos en el área, transportando con mayor facilidad el arsénico natural existente en la superficie, así como el arsénico proveniente de fuente antrópica (pesticidas, fungicidas y fertilizantes) en deposiciones bajas hasta vaciarlo en las fuentes naturales de agua; por lo tanto puede existir alta variabilidad espacial y temporal de la concentración de arsénico en el lugar de estudio.
6. Las concentraciones de arsénico derivado de sedimentos de arroyo encontrados en este estudio, son de mayor magnitud (30,000-100,000  $\mu\text{g}$  y 3,000-10,000  $\mu\text{g}$ ), comparadas con las concentraciones de arsénico en sedimentos sin contaminar (20-30  $\mu\text{g}$ ). Lo anterior tomando en cuenta que el arsénico existente en el perímetro de interés, también es de ocurrencia de fuentes naturales.
7. El caso de las concentraciones de arsénico en rocas  $> 10,000$  ppm derivados de fuente natural, también es de mayor magnitud comparada con las concentraciones medias existentes en rocas.
8. Los valores altos de arsénico concentrado y distribuido en el área de estudio, se encuentran mayormente en minerales naturales como la arsenopirita y piritita y como óxidos de escorodita. Es importante plantear que *las altas concentraciones del mismo, es producto de procesos geológicos* que la concentraron en las rocas existentes y con la intemperización que conlleva a la descomposición de la roca, el arsénico fue subsecuentemente llevado al suelo, sedimento y posiblemente al agua.



## RECOMENDACIONES

1. Realizar estudios en los suelos derivados de la unidades geológicas delimitadas (rocas graníticas y metamórficas), debido a las altas concentraciones de arsénico, distribuidas en el perímetro de estudio, tomando en cuenta el factor agroquímico que es sobreutilizado y que el área está restringida a zonas sobreutilizadas por cultivos mayormente de frijol y maíz.
2. Realizar estudios en los horizontes superficiales y subsuperficiales del suelo existentes ya que el arsénico tiende a concentrarse en los primeros dos horizontes del suelo. Lo anterior tomando en cuenta que los suelos son derivados de granitos y granodioritas y que estos presentan una textura arenosa, el cual hace más fácil que el arsénico se concentre en los horizontes subsuperficiales.
3. Será importante establecer análisis de las aguas provenientes de la zona, para observar el potencial de oxido de arsénico así como del trióxido de arsénico.
4. La integración de grupos multidisciplinarios, será importante para analizar con mayor criterio diferentes áreas donde la concentración de arsénico pueda ser de riesgo para las personas. El caso del análisis de las hortalizas provenientes de estos sitios, así como de las diferentes variedades de plantas y sus raíces, será muy importante. Esto debido a que el arsénico tiende a concentrarse en las raíces de las plantas y algunas de estas podrían integrarlo al fruto.

5. Analizar la solubilidad del arsénico proveniente de los agroquímicos utilizados por las personas del lugar, para observar el potencial de concentración en la zona de estudio ya que existe gran posibilidad de que los valores de arsénico provenientes de los sedimentos de arroyo, estén influenciados por el arsénico proveniente de fertilizantes, fungicidas y pesticidas
6. Es necesario, la identificación geográfica y su cuantificación de la contribución antrópica a la contaminación de arsénico en el área de estudio
7. Existen grandes posibilidades de encontrar arsenita (As III) en el area de estudio, debido a las altas concentraciones de arsénico presente en el sitio de interés. Las arsenitas son de gran preocupación ambiental porque posee una gran toxicidad y alta movilidad en el suelo, pero hasta el momento no se tiene algún tipo de estudio que confirme esta posibilidad, por lo que será de importancia el seguimiento de estos datos y de otras investigaciones, para definir el potencial geoquímico de este compuesto arsenical.

## BIBLIOGRAFÍA

1. Akkari KH, Frans RE, Lavy TL. 1986. Factors affecting degradation of MSMA in soil. *Weed Sci.*
2. Almela C, Algora S, Benito V, et al. 2003. Heavy metal, total arsenic, and inorganic arsenic contents of algae food products. *J Agric Food Chem.*
3. Anderson LCD, Bruland KW. 1991. Biogeochemistry of arsenic in natural waters: The importance of methylated species. *Environ Sci Technol*
4. Aurillo AC, Mason RP, Hemond HF. 1994. Speciation and fate of arsenic in three lakes of the Aberjona Watershed. *Environ Sci Tech.*
5. Bagla P, Kaiser J. 1996. India's spreading health crisis draws global arsenic experts. *Science*
6. Bennett BG. 1986. Exposure assessment for metals involved in carcinogenesis. *IARC Sci Publ* Benson AA. 1989. Arsonium compounds in algae. *Proc Natl Acad Sci USA.*
7. Berg M, Tran HC, Nguyen TC, et al. 2001. Arsenic contamination of groundwater and drinking water in Vietnam: A human health threat. *Environ Sci Technol.*
8. Bhumbla DK, Keefer RF. 1994. Arsenic mobilization and bioavailability in soils. In: Nriagu JO, ed. *Arsenic in the environment, part 1: Cycling and characterization.* New York, NY: John Wiley & Sons, Inc.

9. Bonis, Samuel. 1969. A summary of the geology of Guatemala. Instituto Geográfico Nacional, C.A.
10. Braman RS, Foreback CC. 1973. Methylated forms of arsenic in the environment. Science
11. Bruce BW, McMahon PB. 1996. Shallow ground-water quality beneath a major urban center: Denver, Colorado, USA. J Hydrol.
12. Buchet JP, Pauwels J, Lauwerys R. 1994. Assessment of exposure to inorganic arsenic following ingestion of marine organisms by volunteers.
13. Budavari S, O'Neil MJ, Smith A, et al., eds. 2001. The Merck index an encyclopedia of chemicals, drugs and biologicals. 13th ed. Whitehouse Station, NJ: Merck & Co., Inc.
14. Capar SG, Cunningham WC. 2000. Element and radionuclide concentrations in food: FDA Total Diet Study 1991-1996.
15. Carapella SC. 1992. Arsenic and arsenic alloys. In: Kroschwitz JI, Howe-Grant M, eds. Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology. New York, NY: John Wiley and Sons.
16. Carbonell-Barrachina AA, Burló F, Valero D, et al. 1999. Arsenic toxicity and accumulation in turnip as affected by arsenic chemical speciation. J Agric Food Chem.

17. Carbonell-Barrachina AA, Jugsujinda A, Burlo F, et al. 2000. Arsenic chemistry in municipal sewage sludge as affected by redox potential and pH.
18. Chan TYK. 1994. The prevalence use and harmful potential of some Chinese herbal medicines in babies and children.
19. Chilvers DC, Peterson PJ. 1987. Global cycling of arsenic. In: Hutchinson TC, Meema KM, eds. Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment. New York, NY: John Wiley & Sons.
20. Chirenje T, Ma LQ, Clark C, et al. 2003a. Cu, Cr and As distribution in soils adjacent to pressure-treated decks, fences and poles.
21. Chowdhury UK, Biswas BK, Chowdhury TR, et al. 2000. Groundwater arsenic contamination in Bangladesh and West Bengal, India.
22. Coles DG, Ragaini RC, Ondov JM, et al. 1979. Chemical studies of stack fly ash from a coal-fired power plant.
23. Cooper CM, Gillespie WB. 2001. Arsenic and mercury concentrations in major landscape components of an intensively cultivated watershed.
24. Cullen WR. 1998. Arsenic in the environment. In: Bunnett JF, Mikolajczyk M, eds. Arsenic and old mustard: Chemical problems in the destruction of old arsenical and 'mustard' munitions. Netherlands: Kluwer Academic Publishers.

25. Dabeka RW, McKenzie AD, Lacroix GM, et al. 1993. Survey of arsenic in total diet food composites and estimation of the dietary intake of arsenic by Canadian adults and children. *J*
26. Davidson CI, Goold WD, Mathison TP, et al. 1985. Airborne trace elements in Great Smoky Mountains, Olympic, and Glacier National Parks.
27. Cruz, J. R., De La. 1982. Clasificación de zonas de vida de Guatemala a nivel de reconocimiento. Guatemala. MAGA-DIGESA.
28. Díaz-Barriga F, Batres L, Calderón J, et al. 1997. The El Paso smelter 20 years later: Residual impact on Mexican children.
29. Dolan SP, Nortrup DA, Bolger PM, et al. 2003. Analysis of dietary supplements for arsenic, cadmium, mercury, and lead using inductively coupled plasma mass spectrometry.
30. Edmonds JS, Francesconi KA. 1987. Transformations of arsenic in the marine environment.
31. Eisler R. 1994. A review of arsenic hazards to plants and animals with emphasis on fishery and wildlife. In: Nriagu JO, ed. *Arsenic in the environment: Part II: Human health and ecosystem effects*. New York, NY: John Wiley & Sons, Inc.
32. Eitzer BD, Iannucci-Berger WA, Mark G, et al. 1997. Fate of toxic compounds during composting. *Bull Environ Contam Toxicol*.

- 33.Environment Canada. 1993. Canadian environmental protection act priority substances list assessment report: Arsenic and its compounds. Ottawa, Canada: Canada Communication Group.
- 34.EPA. 1979. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants: Vol. I. Introduction and technical background, metals and inorganics, pesticides and PCBs. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Planning and Standard. EPA440479029a.
- 35.EPA. 1980a. Ambient water quality criteria for arsenic. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards. EPA440580021.
- 36.EPA. 1982b. Exposure and risk assessment for arsenic. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards. PB85221711. EPA440485005. 1.1- 4.68.
- 37.EPA. 1982c. Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometric method for trace element analysis of water and wastes - method 200.7. Cincinnati, OH: U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring and Support Laboratory.
- 38.EPA. 1983e. Method 206.5 (sample digestion prior to total arsenic analysis by silverdiethyldithiocarbamate or hydride procedures). In: Methods for chemical analysis of water and wastes. Cincinnati, OH: U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring and Support Laboratory. EPA600479020.

- 39.EPA. 1984a. Health Assessment Document for Arsenic. Research Triangle Park, NC: U.S. Environmental Protection Agency. EPA 600/8-23021F.
- 40.EPA. 1993b. Standards for the management of hazardous waste and specific types of hazardous waste facilities. Health-based limits for exclusion of waste-derived residues. U.S. Environmental Protection Agency. Code of Federal Regulations. 40 CFR 266; Subpart H; Appendix VII.
- 41.EPA. 2001a. U.S. Environmental Protection Agency.
- 42.EPA. 2005c. STORET data warehouse. U.S. Environmental Protection Agency.
- 43.[http://www.epa.gov/storet/dw\\_home.html](http://www.epa.gov/storet/dw_home.html). April 8, 2005.
- 44.Erry BV, Macnair MR, Meharg AA, et al. 1999. Seasonal variation in dietary and body organ arsenic concentrations in wood mice *Apodemus sylvaticus* and bank voles *Clethrionomys glareolus*.
- 45.Farag AM, Woodward DF, Goldstein JN, et al. 1998. Concentrations of metal associated with mining waste in sediments, biofilm, benthic macroinvertebrates, and fish from the Coeur d'Alene River basin, Idaho.
- 46.Farago ME. 1997. Arsenic in the marine environment. In: Gianguzza A, Pelizzetti E, Sammartano S, eds. Marine chemistry. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 275-291.



47. Feng X, Melander AP, Klaue B. 2000. Contribution of municipal waste incineration to trace metal deposition on the vicinity.
48. Francesconi KA, Edmonds JS, Morita M. 1994. Determination of arsenic and arsenic species in marine environmental samples. In: Nriagu JO, ed. Arsenic in the environment: Part II: Human health and ecosystem effects. New York, NY: John Wiley & Sons, Inc.
49. Francis CW, White GH. 1987. Leaching of toxic metals from incinerator ashes. J Water Pollut
50. Frost FJ, Muller T, Petersen HV, et al. 2003. Identifying US populations for the study of health effects related to drinking water arsenic. J Expo Anual
51. Gao S, Burau RG. 1997. Environmental factors affecting rates of arsine evolution from and mineralization of arsenicals in soils.
52. Gartrell MJ, Craun JC, Podrebarac DS, et al. 1986. Pesticides, selected elements, and other chemicals in adult total diet samples, October 1980-March 1982. J Assoc Off Anal Chem.
53. Garbarino JR, Bednar AJ, Rutherford DW, et al. 2003. Environmental fate of roxarsone in poultry litter. I. Degradation of roxarsone during composting.
54. Gebel TW, Suchenwirth RHR, Bolten C, et al. 1998b. Human biomonitoring of arsenic and antimony in case of an elevated geogenic exposure.

55. Goddard KE. 1987. Composition, distribution, and hydrologic effects of contaminated sediments resulting from the discharge of gold milling wastes to Whitewood Creek at Lead and Deadwood, South Dakota. Water-Resources Investigation Report 87-4051. U.S. Geological Survey.
56. <http://sd.water.usgs.gov/pubs/abstracts/wri87-4051.html>. March 31, 2005.
57. Golomb D, Ryan D, Eby N, et al. 1997. Atmospheric deposition of toxics onto Massachusetts Bay-I. Metals. Atmos
58. Gunderson EL. 1995a. Dietary intake of pesticides, selected elements, and other chemicals: FDA total diet study, June 1984-April 1986.
59. HazDat. 2005. Arsenic. ATSDR's Hazardous substance release and health effects database. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. [www.atsdr.cdc.gov/hazdat.html](http://www.atsdr.cdc.gov/hazdat.html). March 5, 2005.
60. He X-T, Logan TJ, Traina SJ. 1995. Physical and chemical characteristics of selected US municipal solid waste compost. J
61. Heit M, Klusek C, Baron J. 1984. Evidence of deposition of anthropogenic pollutants in remote Rocky Mountain lakes.
62. Hemond HF, Solo-Gabriele HM. 2004. Children's exposure to arsenic from CCA-treated wooden decks and playground structures.
63. Hingston JA, Collins CD, Murphy RJ, et al. 2001. Leaching of chromated copper arsenate Wood preservatives: A review.

64. Hood RD. 1985. Cacodylic acid: Agricultural uses, biological effects and environmental fate. Washington, DC: Agent Orange Projects Office. Veterans Administration Central Office.
65. Huggett DB, Khan IA, Allgood JC, et al. 2001. Organochlorine pesticides and metals in select botanical dietary supplements.
66. Hwang Y-H, Bornschein RL, Grote J, et al. 1997a. Environmental arsenic exposure of children around a former copper smelter site.
67. IARC. 1980. Arsenic and arsenic compounds. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Vol. 23. Some metals and metallic compounds. Lyon, France: International Agency for Research on Cancer, 39-141.
68. Jain A, Raven KP, Loeppert RH. 1999. Arsenite and arsenate adsorption on ferrihydrite: Surface charge reduction and net OH<sup>-</sup> release stoichiometry.
69. Jain A, Loeppert RH. 2000. Effect of competing anions on the adsorption of arsenate and arsenite by ferrihydrite. J.
70. Janssen RPT, Peijnenburg WJGM, Posthuma L, et al. 1997. Equilibrium partitioning of heavy metals in Dutch field soils: I. Relationship between metal partition coefficients and soil characteristics.
71. Jelinek CF, Corneliussen PE. 1977. Levels of arsenic in the United States food supply.

72. JICA 1980. Informe de estudio sobre la exploración minera en las áreas de Chiquimula, Mataquesuitla y Llano del Coyote de la Republica de Guatemala. Primera Fase.
73. Jonnalagadda SB, Nenzou G. 1996. Studies on arsenic rich mine dumps: III. Effect on the river water. J.
74. Jones CA, Inskeep WP, Neuman DR. 1997. Arsenic transport in contaminated mine tailings following liming. J.
75. Kalbitz K, Wennrich R. 1998. Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland soils and its dependence on dissolved organic matter.
76. Karagas MR, Tosteson TD, Blum J, et al. 1998. Design of an epidemiologic study of drinking water arsenic exposure and skin and bladder cancer risk in a U.S. population. Environ Health.
77. Kavanagh PJ, Farago ME, Thornton I, et al. 1997. Bioavailability of arsenic in soil and mine wastes of the Tamar Valley, SW England.
78. Kerr HD, Saryan LA. 1986. Arsenic content of homeopathic medicines.
79. Kidwell JM, Phillips LJ, Birchard GF. 1995. Comparative analyses of contaminant levels in bottom feeding and predatory fish using the national contaminant biomonitoring program data.
80. Kim MJ, Nriagu J, Haack S. 2002. Arsenic species and chemistry in groundwater of southeast Michigan.

81. Kinney PL, Chillrud SN, Ramstrom S, et al. 2002. Exposures to multiple air toxics in New York City.
82. Kraus T, Quidenus G, Schaller KH. 2000. Normal values for arsenic and selenium concentrations in human lung tissue.
83. LaForce MJ, Fendorf SE, Li GC, et al. 1998. A laboratory evaluation of trace element mobility from flooding and nutrient loading of Coeur d'Alene River sediments.
84. Landsberger S, Wu D. 1995. The impact of heavy metals from environmental tobacco smoke on indoor air quality as determined by Compton suppression neutron activation analysis. *Sci Total*
85. Laparra JM, Velez D, Montoro R, et al. 2003. Estimation of arsenic bioaccessibility in edible seaweed by an in vitro digestion method.
86. Larsen EH, Moseholm L, Nielsen MM. 1992. Atmospheric deposition of trace elements around point sources and human health risk assessment: II. Uptake of arsenic and chromium by vegetables grown near a wood preservation factory. *Sci Total Le* XC, Lu X, Li X-F. 2004. Arsenic speciation.
87. Lebow S, Williams RS, Lebow P. 2003. Effect of simulated rainfall and weathering on release of preservative elements from CCA treated wood.
88. Lithner G, Holm K, Borg H. 1995. Bioconcentration factors for metals in humic waters at different pH in the Röbbskär area (N. Sweden).

89. Loebenstein JR. 1994. The materials flow of arsenic in the United States. Washington, DC: Bureau of Mines, Division of Mineral Commodities, United States Department of the Interior. BUMINES-IC-9382.
90. MacIntosh DL, Williams PL, Hunter DJ, et al. 1997. Evaluation of a food frequency questionnaire-food composition approach for estimating dietary intake of inorganic arsenic and methylmercury. *Cancer Epidemiol Biomarkers*
91. Mandal BK, Suzuki KT. 2002. Arsenic around the world: A review.
92. Mariner PE, Holzmer FJ, Jackson RE, et al. 1996. Effects of high pH on arsenic mobility in a shallow sandy aquifer and on aquifer permeability along the adjacent shoreline, Commencement Bay Superfund Site, Tacoma, Washington.
93. Mason RP, Laporte JM, Andres S. 2000. Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish. *Arch*
94. May TW, Wiedmeyer RH, Gober J, et al. 2001. Influence of mining-related activities on concentrations of metals in water and sediment from streams of the Black Hills, South Dakota.
95. Matschullat J, Scharnweber T, Garbe-Schönberg D, et al. 1999. Epilithic lichen--atmospheric deposition monitors of trace elements and organohalogenes

96. McGeehan SL. 1996. Arsenic sorption and redox reactions: Relevance to transport and remediation.
97. McGeehan SL, Fendorf SE, Naylor DV. 1998. Alteration of arsenic sorption in flooded-dried soils.
98. McLaren RG, Naidu R, Smith J, et al. 1998. Fractionation and distribution of arsenic in soils contaminated by cattle dip.
99. Merwin I, Pruyne PT, Ebel JG, et al. 1994. Persistence, phytotoxicity, and management of arsenic, lead and mercury residues in old orchard soils of New York State.
100. Mok WM, Wai CM. 1994. Mobilization of arsenic in contaminated river waters. In: Nriagu JO, ed. Arsenic in the environment, part 1: Cycling and characterization. New York, NY: John Wiley & Sons, Inc.
101. Moore JN, Ficklin WH, Johns C. 1988. Partitioning of arsenic and metals in reducing sulfidic sediments.
102. Moreira JC. 1996. Threats by heavy metals: Human and environmental contamination in Brazil.
103. Ministerio de Agricultura Ganadería y Alimentación. MARN. 2004. Atlas temático de las cuencas hidrográficas de la República de Guatemala.
104. Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales. MARN. 2006. Perfil Ambiental de Guatemala. Tendencias y reflexiones sobre la gestión ambiental.

105. NAS. 1977a. Medical and biologic effects of environmental pollutants: Arsenic. Washington, DC: National Academy of Sciences.
106. <http://www.nap.edu/books/0309026040/html/index.html>. May 12, 2005.
107. NAS. 1977b. Arsenic. Drinking water and health. Washington, DC: National Academy of Sciences, 316-344, 428-430.
108. NRC. 1999. Arsenic in drinking water. National Research Council. Washington, DC: National Academy Press
109. Nriagu JO, Pacyna JM. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals.
110. O'Rourke MK, Rogan SP, Jin S, et al. 1999. Spatial distributions of arsenic exposure and mining communities from NHEXAS Arizona. National Human Exposure Assessment Survey. J Expo
111. Pacyna JM. 1987. Atmospheric emissions of arsenic, cadmium, lead and mercury from high temperature processes in power generation and industry. In: Hutchinson TC, Meema KM, eds. Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment. New York: John Wiley & Sons Ltd.
112. Pacyna JM, Scholtz MT, Li Y-F. 1995. Global budget of trace metal sources.
113. Page GW. 1981. Comparison of groundwater and surface water for patterns and levels of contamination by toxic substances.



114. Pansar-Kallio M, Manninen PKG. 1997. Speciation of mobile arsenic in soil samples as a function of pH.
115. Peters SC, Blum JD, Klaue B, et al. 1999. Arsenic occurrence in New Hampshire drinking water.
116. Philp RB, Leung FY, Bradley C. 2003. A comparison of the metal content of some benthic species from coastal waters of the Florida panhandle using high-resolution inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) analysis.
117. Pitten F-A, Müller G, König P, et al. 1999. Risk assessment of former military base contaminated with organoarsenic-based warfare agents: Uptake of arsenic by terrestrial plants.
118. Rahman FA, Allan DL, Rosen CJ, et al. 2004. Arsenic availability from chromated copper arsenate (CCA)-treated wood.
119. Reddy PRK, Reddy SJ. 1997. Elemental concentrations in medicinally important leafy materials.
120. Redman AD, Macalady DL, Ahmann D. 2002. Natural organic matter affects arsenic speciation and sorption onto hematite.
121. Reimann C, De Caritat P, Halleraker JH, et al. 1997. Rainwater composition in eight arctic catchments in Northern Europe (Finland, Norway and Russia).

122. Reimer KJ. 1989. The methylation of arsenic in marine sediments. *Appl Organomet Chem* 3:475-490
123. Robertson FN. 1989. Arsenic in ground-water under oxidizing conditions, southwest United States.
124. Roper JM, Cherry DS, Simmers JW, et al. 1996. Bioaccumulation of toxicants in the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, at the Times Beach confined disposal facility, Buffalo, New York.
125. Rosenbaum AS, Axelrad DA, Woodruff TJ, et al. 1999. National estimates of outdoor air toxics concentrations.
126. Rutherford DW, Bednar AJ, Garbarino JR, et al. 2003. Environmental fate of roxarsone in poultry litter. Part II. Mobility of arsenic in soils amended with poultry litter.
127. Samsøe-Petersen L, Larsen EH, Larsen PB, et al. 2002. Uptake of trace elements and PAHs by fruit and vegetables from contaminated soils.
128. Sanders JG, Riedel GF, Osmann RW. 1994. Arsenic cycling and its impact in estuarine and coastal marine ecosystems. In: Nriagu JO, ed. *Arsenic in the environment, part I: Cycling and characterization*. New York, NY: John Wiley & Sons, Inc.
129. Sanok WJ, Ebel JG, JR, Manzell KL, et al. 1995. Residues of arsenic and lead in potato soils on long island.

130. Schoof RA, Eickhoff J, Yost LJ, et al. 1999a. Dietary exposure to inorganic arsenic. In: Chappell WR, Abernathy CO, Calderon RL, eds. Arsenic exposure and health effects. Amsterdam: Elsevier Science, 81-88.
131. Schoof RA, Yost LJ, Crecelius K, et al. 1998. Dietary arsenic intake in Taiwanese districts with elevated arsenic in drinking water.
132. Schoof RA, Yost LJ, Eickhoff J, et al. 1999b. A market basket survey of inorganic arsenic in food.
133. Schroeder HA, Balassa JJ. 1966. Abnormal trace metals in man: Arsenic
134. Schroeder WH, Dobson M, Kane DM, et al. 1987. Toxic trace elements associated with airborne particulate matter: A review.
135. Scudlark JR, Church TM. 1988. The atmospheric deposition of arsenic and association with acid precipitation.
136. Scudlark JR, Conko KM, Church TM. 1994. Atmospheric wet deposition of trace elements to Chesapeake Bay: CBAD study year 1 results.
137. Senesi GS, Baldassarre G, Senesi N, et al. 1999. Trace element inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health.
138. Smith RA, Alexander RB, Wolman MG. 1987. Water-quality trends in the nation's rivers. *Science* 235:1607-1615

139. Smith CJ, Livingston SD, Doolittle DJ. 1997. An international literature survey of "IARC group I carcinogens" reported in mainstream cigarette smoke.
140. Smith E, Naidu R, Alston AM. 1999. Chemistry of arsenic in soils: I. Sorption of arsenate and arsenite by four Australian soils.
141. Steinnes E, Rambaek JP, Hanssen JK. 1992. Large scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as a biomonitor.
142. Taylor HE, Antweiler RC, Roth DA, et al. 2001. The occurrence and distribution of selected trace elements in the upper Rio Grande and tributaries in Colorado and northern New Mexico.
143. Tamaki S, Frankenberger WT. 1992. Environmental biochemistry of arsenic.
144. Tao SS-H, Bolger PM. 1999. Dietary intakes of arsenic in the United States.
145. Thomas KW, Pellizzari ED, Berry MR. 1999. Population-based dietary intakes and tap water concentrations for selected elements in the EPA Region V National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS).
146. Tondel M, Rahman M, Magnuson A, et al. 1999. The relationship of arsenic levels in drinking water and the prevalence rate of skin lesions in Bangladesh.

147. Trocine RP, Trefry JH. 1996. Metal concentrations in sediment, water and clams from the Indian River Lagoon, Florida.
148. Vaessen HA, van Ooik A. 1989. Speciation of arsenic in Dutch total diets: Methodology and results. *Z Lebensm Unters Forsch* 189:232-235.
149. Van Netten C, Cann SAH, Morley DR, et al. 2000. Elemental and radioactive analysis of commercially available seaweed. *Sci Total*
150. Von Endt DW, Kearney PC, Kaufman DD. 1968. Degradation of monosodium methanearsonic acid by soil microorganisms.
151. Wadge A, Hutton M. 1987. The leachability and chemical speciation of selected trace elements in fly ash from coal combustion and refuse incineration.
152. Wakao N, Koyatsu H, Komai Y, et al. 1988. Microbial oxidation of arsenite and occurrence of arseniteoxidizing bacteria in acid mine water from a sulfur-pyrite mine.
153. Wedepohl KH. 1991. The composition of the upper earth's crust and the natural cycles of selected metals. Metals in natural raw materials. Natural resources. In: Merian E, ed. *Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis, and biological relevance*. New York, NY: VCH, 3-17.
154. Weis P, Weis JS, Lores E. 1993. Uptake of metals from chromated-copper-arsenate (CCA)-treated lumber by Epibiota.

155. Welch AH, Lico MS, Hughes JL. 1988. Arsenic in groundwater of the western United States.
156. Wendt PH, Van Dolah RF, Bobo MY, et al. 1996. Wood preservative leachates from docks in an estuarine environment.
157. WSDOE. 2005. Tacoma Shelter Plume: South King County mainland soil study. Washington State Department of Ecology.
158. [http://www.ecy.wa.gov/programs/tcp/sites/tacoma\\_smelter/soil\\_study.htm](http://www.ecy.wa.gov/programs/tcp/sites/tacoma_smelter/soil_study.htm). July 14, 2005.
159. Wyatt CJ, Fimbres C, Romo L, et al. 1998b. Incidence of heavy metal contamination in water supplies in Northern Mexico.
160. Wyatt CJ, Quiroga VL, Acosta RTO, et al. 1998a. Excretion of arsenic (As) in urine of children, 7-11 years, exposed to elevated levels of As in the city water supply in Hermosillo, Sonora, Mexico.
161. U.S. Bureau of Mines. 1990. Mineral commodity summaries. Washington, DC: U.S. Bureau of Mines, 22-23.
162. USGS. 1984. Element concentrations in soils and other surficial materials on of the conterminous United States. U.S. Geological Survey. Professional Paper 1270.
163. Yan-Chu H. 1994. Arsenic distribution in soils. In: Nriagu JO, ed. Arsenic in the environment, part 1: Cycling and characterization. New York, NY: John Wiley & Sons, Inc.