



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTADES DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA
PROGRAMA MULTIDISCIPLINARIO DE POSGRADO EN

CIENCIAS AMBIENTALES

EVALUACIÓN DE RIESGO EN SALUD EN DOS SITIOS
CONTAMINADOS POR BIFENILOS POLICLORADOS (PCBs) Y
METALES PESADOS.

TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES

M. EN C. ROGELIO COSTILLA SALAZAR

DIRECTOR DE TESIS:

DR. IVÁN NELINHO PÉREZ MALDONADO

COMITÉ TUTELAR:

DR. JOSÉ DE JESÚS MEJÍA SAAVEDRA

DRA. LETICIA YÁÑEZ ESTRADA



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTADES DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA
PROGRAMA MULTIDISCIPLINARIO DE POSGRADO EN

CIENCIAS AMBIENTALES

EVALUACIÓN DE RIESGO EN SALUD EN DOS SITIOS
CONTAMINADOS POR BIFENILOS POLICLORADOS (PCBs) Y
METALES PESADOS.

TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES

M. EN C. ROGELIO COSTILLA SALAZAR

DIRECTOR DE TESIS:

DR. IVÁN NELINHO PÉREZ MALDONADO _____

SINODALES:

DR. JOSÉ DE JESÚS MEJÍA SAAVEDRA _____

DRA. LETICIA YÁÑEZ ESTRADA _____

DR. GUSTAVO CRUZ JIMÉNEZ _____

DR. ROBERTO BRIONES GALLARDO _____

EL PROYECTO FUE REALIZADO EN:

DEPARTAMENTO DE TOXICOLÓGIA AMBIENTAL
DE LA FACULTAD DE MEDICINA
DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

CON FINANCIAMIENTO DE:

CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACYT)

A TRAVÉS DE LOS PROYECTOS DENOMINADOS:

EVALUACIÓN DE RIESGO EN SALUD EN SITIOS CONTAMINADOS POR BIFENILOS POLICLORADOS
(PCBs)
13749

APOYOS INTEGRALES PARA LA FORMACIÓN DE DOCTORES
EVALUACIÓN DE EFECTOS EN SALUD POR EXPOSICIÓN A COMPUESTOS TÓXICOS PERSISTENTES
63468

BECA-TESIS
176771

Y POR LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

CO7-FAI-11-12.48

EL DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES RECIBE APOYO A TRAVÉS DEL
PROGRAMA DE FORTALECIMIENTO AL POSGRADO NACIONAL
(PIFOP- SEP).

Contenido	pagina
I. Introducción	8
1.1 Los bifenilos policlorados (PCBs)	9
1.2 Comportamiento ambiental de los PCBs	10
1.2.1 Aire	11
1.2.2 Agua	11
1.2.3 Suelo y sedimento	11
1.2.4 Bioacumulación y Biomagnificación	12
1.3 Toxicocinética de los PCBs	12
1.3.1 Absorción	12
1.3.2 Distribución	13
1.3.3 Metabolismo y Eliminación	14
1.4 Toxicidad de los PCBs	14
1.5 PCBs EN MÉXICO	18
II. JUSTIFICACIÓN.....	19
III. OBJETIVO GENERAL	20
IV. OBJETIVOS ESPECIFICOS.....	21
V. METODOLOGÍA	22
5.1 Selección de los sitios de estudio.	22
5.1.1 Descripción del sitio	22
5.2 Contaminación ambiental	23
5.2.1 Muestreo ambiental	23
5.2.2 Análisis de laboratorio	23
5.2.2.1 Análisis de 14 congéneres de PCBs en suelo	23
5.2.2.2 Análisis de 41 congéneres de PCBs en suelo	24
5.2.2.3 Análisis de Mercurio en suelo	25
5.2.2.3 Análisis de Flúor en agua	26
5.2.2.4 Análisis de Arsénico en agua.....	26
5.2.3 Análisis de los contaminantes críticos en los sitios de estudio.	26

5.3 Identificación de las rutas de exposición	27
5.4 Caracterización del riesgo	28
5.4.1 Estimación probabilística del riesgo.....	28
5.4.2 Caracterización del riesgo no cancerígeno	30
5.4.2.1 Riesgo no cancerígeno por exposición a mercurio.....	30
5.4.2.2 Riesgo no cancerígeno por exposición a PCBs.....	30
5.4.3 Caracterización del riesgo cancerígeno.....	31
5.4.3.1 Riesgo cancerígeno por exposición a mercurio	31
5.4.3.2 Riesgo cancerígeno por exposición a PCBs	31
5.5 Sistema de Información Geográfica.....	31
5.6 Monitoreo biológico	32
5.6.1 Población de estudio.....	32
5.6.2 Muestreo biológico	32
5.6.3 Análisis de laboratorio	32
5.6.3.1 Análisis de 14 congéneres de PCBs en plasma	32
5.6.3.2 Análisis de 41 congéneres de PCBs en plasma	33
5.6.3.3 Análisis de Mercurio en orina	33
5.6.3.4 Análisis de Flúor en orina.....	34
5.6.3.5 Análisis de Arsénico en orina	34
5.6.3.6 Análisis de Plomo en sangre	34
5.6.3.7 Determinación de creatinina	35
5.7 Evaluación de efectos a la salud	35
5.7.1 Selección de la población	35
5.7.2 Muestreo biológico	36
5.7.3 Evaluación del perfil tiroideo	36
5.7.4 Evaluación neuropsicológica	36
5.7.5 Evaluación de otros factores asociados al riesgo.....	37
5.8 Análisis estadístico.....	37
6.1 Evaluación de riesgo en salud en San Felipe Nuevo Mercurio, Mazapil, Zacatecas.....	38
6.1.1 Descripción del sitio	38
6.1.1.1 Ubicación del Sitio	38
6.1.1.2. Historia del sitio	39
6.1.1.3 Antecedentes de control de residuos por confinamiento.....	40
6.1.1.4 Datos demográficos.....	44
6.1.1.5 Otras actividades que se desempeñan en el sitio.....	44
6.1.2 Estudio preliminar	45
6.1.2.1 Contaminación ambiental y selección de los contaminantes críticos	45
6.1.3 Rutas de exposición a PCBs.....	50
6.1.3.1 Ruta suelo para PCBs y mercurio.....	52
6.1.3.2 Ruta polvo para PCBs y mercurio.....	52
6.1.3.3 Ruta alimentos (lácteos y leche materna) para PCBs	52

6.1.3.4 Ruta tambos para PCBs.....	53
6.1.3.5 Ruta agua para mercurio	53
6.1.3.6 Ruta aire para mercurio.....	53
6.1.4 Caracterización del riesgo	54
6.1.4.1 Caracterización de riesgo No cancerígeno.....	54
6.1.4.2 Caracterización de riesgo cancerígeno	57
6.1.5 Monitoreo Biológico	59
6.1.6 Conclusiones preliminares del estudio piloto de la evaluación a 14 PCBs y mercurio	62
6.1.7 Evaluación del riesgo en San Felipe Nuevo Mercurio	65
6.1.7.2 Caracterización del riesgo.....	68
6.1.7.2.1 Caracterización de riesgo No cancerígeno	68
6.1.7.2.2 Caracterización de riesgo cancerígeno.....	71
6.1.7.3 Monitoreo biológico del 2do. Muestreo para 41 PCBs.....	73
6.1.7.4 Evaluación de efectos en salud.....	75
6.1.8 Resultados integrados de los 2 muestreos	79
6.1.8 Conclusiones	84
6.2 Evaluación de riesgo en Alpuyec, Xochitepec, Morelos.	88
6.2.1 Descripción del sitio	88
6.2.1.1 Ubicación del Sitio	88
6.2.1.2 características hidrogeológicas del sitio.	88
6.2.1.3 Historia del sitio	90
6.2.1.4 Antecedentes de Restauración.....	92
6.2.1.5 Datos demográficos	92
6.2.1.5 Otras actividades que se desempeñan en el sitio.....	92
6.2.1.6 Fauna	92
6.2.2 Contaminación ambiental y selección de los contaminantes críticos.....	93
6.2.3 Rutas de exposición a PCBs	98
6.2.3.1 Ruta Suelo para PCBs	98
6.2.3.2 Ruta Polvo para PCBs.....	98
6.2.3.3 Ruta Agua para PCBs.....	99
6.2.3.4 Ruta Alimento para PCBs	99
6.2.4 Caracterización del riesgo	100
6.2.4.1 Caracterización de riesgo No cancerígeno.....	100
6.2.4.2 Caracterización de riesgo cancerígeno	103
6.2.5 Monitoreo Biológico	106
6.2.6 Conclusiones.	113
VII. REFERENCIAS	119
ANEXO 1	136
ANEXO 2	141

ÍNDICE DE FIGURAS.

PAGINA

Evaluación de riesgo en San Felipe Nuevo Mercurio Mazapil Zacatecas

Figura 1. Estimación Probabilística de la Dosis de Exposición..... 29

Figura 2. Primera área de residuos peligrosos en San Felipe Nuevo Mercurio..... 41

Figura 3. Segunda área de residuos peligrosos en San Felipe Nuevo Mercurio..... 42

Figura 4. Tercer área de residuos peligrosos en San Felipe Nuevo Mercurio. 42

Figura 5. Cuarta área de residuos peligrosos en San Felipe Nuevo Mercurio..... 43

Figura 6. Áreas donde se confinaron los residuos y las dos zonas de mina donde se extraía mercurio mineral. 44

Figura 7. Proceso de extracción de mercurio metálico en la comunidad de San Felipe Nuevo Mercurio. ... 45

Figura 8. Zonas de riesgo en San Felipe Nuevo Mercurio. 46

Figura 9. Ubicación de los puntos de muestreo en cuatro zonas del sitio..... 46

Figura 10. Valores máximos encontrados de la sumatoria de 14 congéneres de PCBs en suelo superficial en cada área estudiada (ppb). 47

Figura 11. Concentración de mercurio en suelo superficial de San Felipe Nuevo mercurio (ppm)..... 48

Figura 12. Cociente de riesgo No Cancerígeno estimado para 14 PCBs por la ruta suelo. 55

Figura 13. Cociente de Riesgo por mercurio en Suelo - Área Mina Grande..... 56

Figura 14. Cociente de Riesgo por mercurio en Suelo - Área del Pueblo..... 56

Figura 15. Cociente de Riesgo por mercurio en Suelo - Área Mina Chica 57

Figura 16. Distribución probabilística del Riesgo Cancerígeno estimado por la exposición a 14 PCBs en suelo. 59

Figura 17. Concentración de la sumatoria de 41 congéneres de PCBs en 28 puntos de muestreo. 66

Figura 18. Niveles de 41 congéneres de PCBs en suelo superficial..... 67

Figura 19. Distribución probabilística del riesgo No Cancerígeno estimado para 41 PCBs por suelo..... 70

Figura 20. Distribución probabilística del Riesgo Cancerígeno estimado para 41 PCBs por suelo. 72

Figura 21. Concentración de Hg (mgHg/g crt) de población de San Felipe Nuevo mercurio, Mazapil, Zacatecas de los muestreos del 2005 y 2007..... 79

Figura 22. Niveles de PCBs en plasma de población general de San Felipe Nuevo Mercurio durante el año 2005 y del año 2007..... 80

Figura 23. Gráfica de los niveles de PCBs en plasma de los monitoreos del año 2005 y 2007 agrupados en niños y adultos participantes..... 81

Figura 24. Comparación de los niveles de la sumatoria de PCB 28 y PCB 118 en niños de los dos monitoreos del 2005 y 2007..... 82

Figura 25. Comparación de los niveles de la sumatoria de PCB 28 y PCB 118 en plasma de niños que participaron en los dos monitoreos del 2005 y 2007..... 83

Evaluación de riesgo en Alpuyeca, Xochitepec Morelos.

Figura 26. Zonas de riesgo para PCBs en Alpuyeca, Xochitepec..... 93

Figura 27. capacitores que fueron dentro de la empresa sprague Mexicana..... 94

Figura 28. Puntos de muestreo con los niveles de concentración de 41 congéneres de PCBs (ppb)..... 95

Figura 29. Congéneres de PCBs analizados en suelo superficial Alpuyeca, Morelos dentro y fuera de la empresa..... 97

Figura 30. Distribución probabilística del riesgo No Cancerígeno estimado para 41 PCBs por suelo fuera de la empresa 101

Figura 31. Cociente de riesgo No Cancerígeno estimado para 41 PCBs por suelo dentro de la empresa... 102

Figura 32. Cociente de riesgo Cancerígeno estimado para 41 PCBs por suelo..... 104

Figura 33. Distribución probabilística del Riesgo Cancerígeno estimado para PCBs en suelo de toda el área de estudio..... 106

Figura 34. Niveles de PCBs (ng/ml) en sangre de población de Alpuyeca, Morelos y de San Felipe Nuevo Mercurio, Zacatecas..... 111

ÍNDICE DE TABLAS.**PAGINA****Evaluación de riesgo en San Felipe Nuevo Mercurio Mazapil Zacatecas**

Tabla 1. Concentración de flúor (F) en agua de San Felipe Nuevo Mercurio.....	50
Tabla 2. Posibles Rutas de Exposición a PCBs en San Felipe Nuevo Mercurio.....	51
Tabla 3. Posibles Rutas de Exposición a Mercurio en San Felipe Nuevo Mercurio.....	51
Tabla 4. Parámetros utilizados en la estimación probabilística de la exposición a PCBs por suelo.	54
Tabla 5. Parámetros utilizados en la estimación probabilística de la exposición a mercurio inorgánico por suelo.	55
Tabla 6. Cocientes de Riesgo (CR) No cancerígenos por mercurio en Suelo en diferentes zonas de San Felipe Nuevo Mercurio	57
Tabla 7. Parámetros considerados en la estimación del riesgo cancerígeno por 14 PCBs en suelo.	58
Tabla 8. Concentración promedio de los congéneres 28 y 118 de PCBs en suero de individuos habitantes de San Felipe Nuevo Mercurio (ppb = µg/L).....	60
Tabla 9. Concentración de mercurio en orina de 11 niños habitantes de San Felipe Nuevo Mercurio (µg g de Hg/g de creatinina).	61
Tabla 10. Concentración de PCBs totales (ppb) en suelo superficial por zona de riesgo.	66
Tabla 11. Parámetros utilizados en la estimación probabilística de la exposición a PCBs por suelo.	69
Tabla 12. Parámetros considerados en la estimación del riesgo cancerígeno por 41 PCBs en suelo.	71
Tabla 13. Resultados individuales por congénere de la Concentracion de PCBs en plasma (ppb).....	74
Tabla 14. Resultados del monitoreo biológico PCBs, mercurio y plomo.	75
Tabla 15. Características generales y antropométricas de los niños seleccionados.	76
Tabla 16. Resultados de la evaluación neuropsicológica y niveles de hormonas tiroideas de los niños seleccionados.	77
Tabla 17 Resultado de las correlaciones entre los niveles de 41 PCBs en plasma y mercurio en orina con el perfil tiroideo.....	78

Evaluación de riesgo en Alpuyeca, Xochitepec Morelos.

Tabla 18. Límites máximos de contaminación por PCBs en suelo, NOM-133-ECOL-2000.....	96
Tabla 19. Posibles rutas de exposición a PCBs en Alpuyeca, Xochitepec Morelos	98
Tabla 20. Parámetros utilizados en la estimación probabilística de la exposición a PCBs por suelo.	101
Tabla 21. Parámetros utilizados en la estimación probabilística de la exposición a PCBs por suelo dentro de la empresa.	102
Tabla 22. Parámetros considerados en la estimación del riesgo cancerígeno por 41 PCBs en suelo fuera de la empresa.	104
Tabla 23. Parámetros considerados en la estimación del riesgo cancerígeno por PCBs en toda el área de estudio.....	105
Tabla 24. Concentración de PCBs en sangre de extrabajadores; (ppb = ng/ml).	108
Tabla 25. Niveles de PCB totales (ppb) y plomo (ug/ml) en sangre de la población infantil y extrabajadores de la comunidad de Alpuyeca, Xochitepec.	109
Tabla 26. Comparativo de los congéneres más abundantes de la población infantil y extrabajadores de Alpuyeca con NHANES (ng/ml).....	109
Tabla 27 . Niveles de plomo en sangre de la población infantil de Alpuyeca.	112
Tabla 28. Análisis de plomo en niños de diez sitios de México (µg/dl)	113

I. Introducción

Los contaminantes orgánicos persistentes (COPs) son compuestos químicos a base de carbono y cloro. Los COPs son principalmente productos y subproductos de la actividad industrial, cuando están en el ambiente pueden viajar a través del aire y el agua hacia lugares o regiones muy distantes de su fuente original. Los problemas generados por los COPs han ocasionado su prohibición y/o restricción en muchos países además de acciones internacionales. En 1997, el Programa de las Naciones Unidas para el medio Ambiente (PNUMA), propuso la organización de un Comité Intergubernamental de Negociación para la aplicación de medidas internacionales sobre contaminantes orgánicos persistentes (COP o POP por sus siglas en inglés). El resultado fue el convenio de Estocolmo en el 2001.¹ La ratificación del Convenio de Estocolmo, obliga a los países a desarrollar opciones de menor impacto ambiental y a eliminar las fuentes de generación de los COP.² En Febrero del 2003 México lo ratificó y el Convenio entró en vigor el 17 mayo de 2004. En este Convenio se reconocen las propiedades tóxicas, persistentes, la capacidad de bioacumularse y de transportarse a largas distancias; también los problemas de salud relacionados con estas sustancias.

La lista de COPs que surgió del convenio de Estocolmo del 2001 se agrupaba en tres categorías con 12 compuestos:

- 1.- Plaguicidas: Aldrin, Clordano, 1,1,1-Tricloro-2,2 bis (p-clorofenil) etano (DDT), Dieldrin, Endrina, Heptacloro, Mirex, Toxafeno, Hexaclorobenceno, clordercona.
- 2.-Productos químicos industriales: Hexaclorobenceno, Bifenilos Policlorados (PCBs).
- 3.- Subproductos imprevistos: Dioxinas (dibenzo-p-dioxinas policloradas), Furanos (dibenzo furanos policlorados), Hexaclorobenceno.²

La Conferencia de las Partes del Convenio de Estocolmo decidió en su cuarta reunión, incluir los siguientes contaminantes orgánicos persistentes en los anexos A, B o C del Convenio: alfa hexaclorociclohexano, beta hexaclorociclohexano; hexabromobifenilo; éter hexabromobifenilo y éter heptabromodifenilo; lindano; pentaclorobenceno; ácido perfluorooctanoico (PFOS), sus sales y fluoruro de perfluorooctanosulfonilo (PFOSF); éter tetrabromodifenilo y éter pentabromodifenilo.¹⁰¹

Este trabajo se enfocará únicamente con un sólo grupo de compuestos orgánicos persistentes, los Bifenilos Policlorados (PCBs), los cuales, al igual que el resto de los COPs tienen una gran importancia ambiental mundial, debido a su persistencia, toxicidad y a su transporte a grandes distancias.

1.1 Los bifenilos policlorados (PCBs)

Los PCBs son un grupo de compuestos químicos considerados como una de las doce sustancias más tóxicas generadas por el hombre según el Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes.² Debido a las características físicas y químicas, los PCBs, se usaron como aislantes térmicos en transformadores, capacitores y equipos de transferencia de calor, en fluidos hidráulicos, pigmentos para pinturas, barnices, tintas para impresión, balastros, ceras, plastificantes de resinas y hules, papel para copia sin carbón, interruptores de alta tensión y bobinas reguladoras.⁹ Los PCBs pueden o pudieron incorporarse al ambiente durante su manufactura, uso y disposición, a través de derrames accidentales y escapes durante su transporte, por incendios de productos que contenían PCBs y también por el mal almacenamiento de productos caducos o viejos y por lo tanto pueden estar en contacto con los seres vivos, entre ellos el hombre.

En México, los PCBs se importaron en grandes cantidades en fluidos aislantes y equipo eléctrico procedente de Estados Unidos y de Europa, por lo que se puede considerar que dichos compuestos han existido en nuestro país por lo menos desde hace medio siglo sin contar con programas y legislación necesaria para su manejo seguro.⁹ En nuestro país el uso de los PCBs se dio en más del 50% en capacitores y en un 25% en transformadores con respecto al total de PCBs introducidos a nuestro país.⁹

La exposición a este tipo de compuestos ocurre en mezclas de PCBs individuales. Los diferentes tipos de PCBs son llamados congéneres y estos son diferenciados por el número y la posición de átomos de cloro en las moléculas, los PCBs pueden ser divididos en moléculas coplanares (mono orto sustituidos y no orto sustituidos) y no planares (orto sustituidas). La importancia de esta agrupación es que las moléculas coplanares y algunas mono orto sustituidas presentan efectos tóxicos similares a las dioxinas (compuestos altamente tóxicos generados durante la combustión incompleta).¹⁰ Las moléculas planares de PCBs son importantes en la bioestabilidad y la toxicología, pues éstas se unen al receptor de hidrocarburos arilo dando como resultado algunos efectos parecidos a las dioxinas.¹¹

1.2 Comportamiento ambiental de los PCBs

En un ambiente contaminado con PCBs, estos pueden estar presentes en fase de vapor o adsorbidos a partículas, los PCBs en fase de vapor tienen una mayor movilidad y son transportados más distantes que los que están unidos a partículas. Como sucede con la mayoría de los compuestos organoclorados, los PCBs son persistentes y se acumulan en la cadena alimentaria. A medida que aumenta el número de átomos de cloro se incrementa su estabilidad y liposolubilidad, por lo que los congéneres mayoritarios en las mezclas comerciales no coinciden con los mayoritarios en los alimentos o en las muestras biológicas.

1.2.1 Aire

En la atmósfera los PCBs en fase de vapor reaccionan con radicales hidroxilo formados por la radiación solar.¹² El tiempo de vida media calculado para esta reacción incrementa conforme aumenta el grado de cloración. Atkinson 1996 Consideró un tiempo de vida de 5 a 11 días para bifenilos monoclorados, de 8 a 17 días para bifenilosdiclorados, de 14 a 30 días para los bifenilostriclorados, de 25 a 60 días para los bifenilostetraclorados y de 60 a 120 días para los bifenilospentaclorados.¹³ En otro estudio el intervalo de tiempo de vida media fue de 2 días para bifenilos monoclorados hasta 75 para los bifenilos hexaclorados.¹⁴ En este medio sólo los PCBs más volátiles y menos clorados son los que se degradan más fácilmente.

1.2.2 Agua

Los PCBs son liposolubles y aumenta el grado de liposolubilidad conforme aumenta el grado de cloración, por lo tanto es importante considerar que en el agua, los procesos de transformación abiótica de PCBs tales como la hidrólisis y la oxidación no son significativas.¹⁵ La fotólisis es la degradación abiótica más importante en este medio y ocurre por la división fotolítica de una unión carbonocloro para dar lugar a una unión carbono-hidrogeno.^{15,16}

1.2.3 Suelo y sedimento

Los congéneres de PCBs más clorados se adsorben más fuertemente a la materia orgánica presente en suelo y sedimento por lo que en estos medios tienen tiempos de vida media en el orden de meses a años.¹⁷ No existen reportados procesos abióticos que degraden significativamente a los PCBs en suelo y sedimento, sin embargo la fotólisis puede ocurrir en suelo superficial. El mejor proceso de

degradación de los PCBs en suelo y sedimento es la biodegradación, tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas.^{16,18,19,20,21}

1.2.4 Bioacumulación y Biomagnificación

La bioacumulación puede ser definida como un aumento en la concentración de un compuesto químico en un organismo, comparada con la concentración del mismo en el ambiente.²² Por su parte, la biomagnificación es la acumulación del compuesto químico a concentraciones mayores en un organismo que en su fuente alimenticia.²² El término describe el incremento de la concentración de los compuestos a través de diversas transferencias tróficas. La transferencia trófica puede ser muy eficaz, por ejemplo, las truchas en el Lago Michigan retienen hasta el 80% de los PCBs que están contenidos en sus fuentes alimenticias.²³

1.3 Toxicocinética de los PCBs

1.3.1 Absorción

Diversos estudios demuestran que los PCBs, tanto los congéneres individuales como las mezclas comerciales, se absorben fácilmente en el tracto gastrointestinal de roedores y monos. La absorción gastrointestinal de congéneres individuales en roedores ha sido reportada entre el 66% y el 96%.²⁴

El grado de absorción de cada congénere disminuye conforme incrementa el número de átomos de cloro en la molécula.²⁵ Otra vía importante de exposición a PCBs es la inhalatoria pues es comparable en la absorción y distribución de la vía oral, esto ha sido observado en ratas expuestas a mezclas en aerosol por vía inhalatoria.²⁶

En humanos, la vía inhalatoria en individuos ocupacionalmente expuestos es la más importante, en un estudio basado en la detección de congéneres individuales en tejido adiposo de trabajadores expuestos a capacitores y la determinación de los congéneres en el aire, se obtuvo que hasta un 80% de los niveles observados en el tejido adiposo de los trabajadores pudo haber sido absorbido por vía inhalatoria y el 20% restante pudo haber sido por la exposición dérmica u oral.²⁷ El consumo de alimentos contaminados con PCBs es la ruta de exposición a PCBs de mayor importancia para la población no ocupacionalmente expuesta.²⁸

Otros medios contaminados importantes para la exposición por vía oral es el agua y el suelo, por lo que estos representan una fuente adicional de exposición para poblaciones que están dentro o en las cercanías de un sitio contaminado con PCBs.²⁸ Otra vía importante de exposición a PCBs es la dérmica, esta vía contribuye a la exposición en ambientes ocupacionales. La vía dérmica, a través del contacto de la piel con agua o suelo contaminados con PCBs representa una ruta potencial de exposición adicional a PCBs para poblaciones que se encuentran en ambientes contaminados.¹⁰

1.3.2 Distribución

La distribución de los PCBs en el organismo depende de la estructura y las características fisicoquímicas de cada uno de los congéneres. Estudios realizados en animales demuestran que la acumulación inicial de PCBs es en el hígado y en el músculo, lo anterior está relacionado muy probablemente con la alta perfusión de sangre en estos órganos.²⁹ Los congéneres más clorados son los que tienen mayor facilidad de acumularse en tejidos y pueden ser redistribuidos en el tejido adiposo y la piel, esto refleja su alta afinidad con los tejidos con alto contenido lipídico.¹⁰ Existen congéneres no orto sustituidos que tienen una mayor afinidad por el hígado que por el tejido adiposo, tal es el caso de 3,3',4,4',5-PeCB.³⁰

1.3.3 Metabolismo y Eliminación

La principal ruta metabólica de algunos PCBs es por medio del citocromo p450 dependiente del sistema de monooxigenasa. Las moléculas de PCBs hidroxiladas son el principal metabolito, la hidroxilación ocurre principalmente en la posición meta y para, sólo si en estas posiciones existen átomos de cloro.³¹

Los óxidos de areno ocurren como metabolitos intermediarios en la oxidación de algunos PCBs, estos pueden reaccionar y convertirse espontáneamente o enzimáticamente a productos de eliminación como pueden ser fenoles, dihidrodioles o conjugados de glutathion los cuales pueden ser excretados, sin embargo también se pueden formar otros compuestos potencialmente tóxicos.³¹

La hidroxilación de las moléculas de PCBs pueden tener una nueva conjugación, por ejemplo con metil sulfones. Tanto los PCBs metilsulfonados como los PCBs hidroxilados han sido detectados en leche materna y plasma, los PCBs metilsulfonados son persistentes, bioactivos y se acumulan principalmente en glándula adrenal e hígado, además de que pueden atravesar la barrera placentaria y acumularse en el feto.³² Existe una gran variación en el tiempo de vida media de eliminación de los congéneres de PCBs, que va de pocos días hasta 450 días. Los metabolitos de los congéneres se eliminan principalmente por vía biliar y las heces. Algunos congéneres con un bajo número de cloración son excretados por la orina en un porcentaje menor al 5%.¹⁰

1.4 Toxicidad de los PCBs

La alteración de las funciones endócrinas son uno de los efectos asociados a la exposición a PCBs, estos contaminantes son llamados también alteradores, desorganizadores o moduladores endócrinos dentro de los cuales se incluye: Bisfenol A, dieldrin, DDT (y sus metabolitos), Toxafeno, Bifenilos Policlorados (PCBs), Dioxinas/furanos y algunos Ftalatos.

Los efectos en la salud de personas altamente expuestas a PCBs han sido sobre piel tales como cloroacné y salpullido, también pueden causar irritación en nariz y pulmones, molestias gastrointestinales, problemas hepáticos y sanguíneos, depresión y fatiga.¹⁰ Mientras que los efectos asociados con una exposición crónica a PCBs han sido: alteración del sistema nervioso central, altera el metabolismo y la acción de hormonas, genera una disminución en la respuesta del sistema inmunológico, además, tanto la Agencia de Protección al Ambiente (EPA) y la Agencia Internacional Para la Investigación del Cáncer (IARC) han determinado que los PCBs son probables cancerígenos en humanos.¹⁰

Los PCBs alteran la homeostasis de las hormonas tiroideas por una gran variedad de mecanismos, uno de los primeros mecanismos observados para el decremento de tiroxina (T4) en suero es por medio del aumento de la UDP-glucuroniltransferasa, la cual está involucrada en la eliminación de la hormona T4 por medio de la conjugación, este mecanismo lo presentan también las dioxinas.³² Otro mecanismo relacionado con la disminución de T4 es que algunos PCBs hidroxilados (OH-PCBs) se pueden unir a una proteína plasmática transportadora de tiroxina, la prealbumina, esto ocasiona que exista una mayor cantidad de T4 libre en plasma, la cual es más rápidamente metabolizada por inducción enzimática y por lo tanto más rápidamente excretada. Sin embargo, los OH-PCBs no desplazan a la T4 de la globulina fijadora de tiroxina (TBG), la cual es la proteína transportadora de T4 más importante.³² La exposición prenatal, postnatal o durante el desarrollo infantil a PCBs puede dar como resultado cambios hormonales que pueden desencadenar en alteraciones neurocomportamentales, esto está asociado con una disminución en la circulación de hormonas tiroideas durante el desarrollo.³³ Por lo que respecta a la exposición prenatal, algunos PCBs y OH-PCBs atraviesan la barrera placentaria en un 50% y 30% respectivamente,³⁴ por lo que se puede alterar el desarrollo del cerebro del feto, además una deficiencia preclínica de T4 por parte de la madre puede ocasionar efectos sobre el sistema psicomotor del hijo.^{35,36}

Deficiencias en el desarrollo han sido relacionadas a la exposición a PCBs los cuales son considerados neurotóxicos. Bajas dosis de estos compuestos han sido relacionadas con un decremento en el desarrollo psicomotor durante los primeros meses de vida.^{37,38} Un estudio realizado con niños involucrados en el accidente de YU-Cheng (el aceite de arroz fue contaminado con PCBs y utilizado para cocinar), que estaban expuestos a través de la leche materna presentaron una disminución en el coeficiente intelectual de hasta 5 puntos.³⁸ En otro estudio sobre efectos neurológicos asociados por la exposición a PCBs se demostró que los hijos de las mujeres que consumieron pescado contaminado con PCBs del lago Michigan presentaron una disminución en el coeficiente intelectual de 6.2 puntos cuando el niño fue evaluado a los 11 años de edad. En este estudio, el déficit aparenta ser relacionado con la exposición prenatal y no postnatal a PCBs.³⁹ Este tipo de compuestos alteran el desarrollo psicomotor, neurocomportamental y mental (lenguaje, cognición y patrones sociales principalmente).⁴⁰ Los PCBs pueden cambiar otros procesos filológicos que serían importantes en el desarrollo. Tanto las moléculas de PCBs coplanares (con efectos similares a dioxinas) como las no planares, presentan efectos adversos sobre el sistema neurológico, la mayoría de los estudios sobre la neurotoxicidad de los PCBs está relacionada con exposición a moléculas coplanares, sin embargo las moléculas de PCBs no planares reducen significativamente los niveles de dopamina, norepinefrina y serotonina en ratas adultas.⁴¹

Por otra parte, los PCBs han sido considerados como compuestos estrogénicos, sin embargo algunos OH-PCBs con bajo contenido de cloro en su estructura, la mayoría de OH-PCBs con alto contenido de cloro y algunos PCBs coplanares se unen al receptor de estrógenos observándose un efecto antiestrogénico.^{42,43,44}

Se ha observado daño a nivel de sistema inmune asociado a una exposición a PCBs en personas con una alta exposición a estos compuestos, el efecto obtenido ha sido una disminución en los niveles de linfocitos y células mononucleares en

sangre periférica,^{45,46} algunos de los efectos que se han visto en humanos por las características inmunotóxicas de los PCBs ha sido la susceptibilidad a infecciones en el tracto respiratorio en adultos y niños, incremento de las infecciones de oído en infantes, disminución de los niveles de anticuerpos IgA y IgM en suero y alteración de los niveles de linfocitos T.^{47,48}

Los PCBs fueron tóxicos para los linfocitos en cultivos de células mononucleares del sistema inmune tanto de humanos como de animales de experimentación,^{49,50} la respuesta inmune celular es la que más se ve afectada, sin embargo la respuesta humoral también se ve afectada a través de una disminución en los niveles de anticuerpos.⁴⁷ El daño al sistema inmune celular probablemente sea por un aumento de apoptosis en células mononucleares, esta apoptosis está relacionada con PCBs di-orto sustituidos (no planares) que inducen la fragmentación del ADN, causando un decremento en la viabilidad celular e induciendo características morfológicas de la apoptosis tales como cuerpos apoptóticos.⁵¹

Los PCBs son compuestos persistentes, lo que implica que una vez que se encuentran en el ambiente, su vida media de degradación es del orden de años, además se distribuyen por todos los medios del ambiente y son altamente tóxicos para cualquier organismo vivo. Estos compuestos pueden encontrarse en todos los compartimentos lipídicos del cuerpo humano, incluyendo sangre⁵² y tejido adiposo,⁵³ logran traspasar barrera placentaria,^{54,55} consiguen ser excretados por leche materna,^{54,56} por lo tanto, el hijo podría estar expuesto directamente.

1.5 PCBs EN MÉXICO

De acuerdo con información del Instituto Nacional de Ecología (INE), la cantidad de PCBs existentes en México pertenecen en gran parte a equipo eléctrico de la Comisión Federal de Electricidad (CFE), de Luz y Fuerza del Centro (LyFC), de Petróleos Mexicanos (Pemex) y del Sistema de Transporte Colectivo METRO y en menor proporción, a equipo de la industria de fabricación de transformadores, capacitores, del acero y minera, empresas con subestaciones propias y talleres de reparación de equipo eléctrico.⁵ Nuestro país propuso un calendario de eliminación para equipos contaminados y almacenados para 31 de diciembre del 2008,³ sin embargo México al igual que otros países presentaron el plan de aplicación nacional quedando pendiente algunas necesidades en materia de asistencia técnica como vigilancia e investigación, eliminación final, difusión de la información, fortalecimiento jurídico y el fortalecimiento institucional. En nuestro país no existen lugares para confinar, tratar o disponer adecuadamente material con un alto contenido de PCBs, lo que ha dado lugar a la existencia de tiraderos clandestinos de transformadores y aceites contaminados con estos compuestos.^{5,6,8} México ha utilizado PCBs en menor cantidad con respecto a Estados Unidos de Norteamérica y Canadá,⁷ sin embargo no existen programas de biomonitoreo de contaminantes en sitios de alto riesgo, todo esto ha impedido el establecimiento de una estrategia para prevenir y atender a la contaminación por PCBs en un esquema de salud pública.

II. JUSTIFICACIÓN

Los Compuestos Orgánicos Persistentes (COPs) presentan características fisicoquímicas similares: persistencia en el ambiente, toxicidad en organismos, biomagnificación en la red trófica y transporte a grandes distancias. El peligro de encontrar en el ambiente cantidades de COPs suficientes para disminuir la calidad de vida de la población humana y de otros organismos vivos, nos conlleva a todos los investigadores en el tema, así como a las instancias gubernamentales a implementar medidas estratégicas de salud y restauración ambiental. Por lo que, en los sitios donde se sospeche que existen o existieron COPs se debería evaluar los niveles de COPs en matrices ambientales, biológicas y los posibles efectos en salud, además de evaluar otros contaminantes ambientales que aumenten el riesgo adicional a estos contaminantes.

La SEMARNAT a identificado algunos sitios impactados con PCBs, de éstos, se seleccionaron dos, que por la evidencia de que aun existen materiales y matrices ambientales contaminados con estos compuestos, y la presencia de población humana, probablemente representa un riesgo a la salud humana. Los sitios seleccionados fueron: la comunidad de San Felipe Nuevo Mercurio en Mazapil en Zacatecas^{4,5} y el de Alpuyecá en Xochitepec, Morelos,⁶ en los cuales se confinaron una cantidad indefinida de PCBs y de otras sustancias.

III. OBJETIVO GENERAL

Como objetivo general se ha planteado evaluar el riesgo a la salud humana por la exposición a PCBs en San Felipe Nuevo Mercurio, Mazapil, Zacatecas y en Alpuyecá, Xochitepec, Morelos.

IV. OBJETIVOS ESPECIFICOS

1.- Identificar de los sitios de estudio.

Estudio preliminar

2.- Análizar de 14 congéneres de PCBs en muestras medioambientales.

3.- Identificar otros contaminantes presentes en el ambiente y a los que podrían estar expuesta la población seleccionada.

4.-Estandarizar y validar los métodos de análisis de los otros contaminantes encontrados en muestras biológicas y ambientales.

5.-Con los resultados del análisis ambiental seleccionar los contaminantes críticos y realizar una estimación probabilística de riesgo utilizando la simulación de Monte Carlo como herramienta para darle una magnitud al riesgo.

6.-Realizar análisis de 14 congéneres de PCBs en muestras biológicas, principalmente en la población infantil.

Proyecto de evaluación de riesgo

7.-Aumentar la cantidad de congéneres de PCBs analizados de 14 a 41 con la finalidad de aumentar la certidumbre de las concentraciones de PCBs totales en el ambiente y en muestras biológicas.

8.- Realizar un segundo muestreo ambiental analizando 41 congéneres de PCBs en muestras ambientales.

9.- Comparar las dos estimaciones de riesgo por exposición a PCBs utilizando el análisis ambiental de 14 y 41 congéneres de PCBs.

10.-Realizar análisis de 41 congéneres de PCBs en muestras biológicas, en la población infantil.

11.-Seleccionar el sitio de mayor riesgo para evaluar daño neurotóxico y el perfil tiroideo.

12.- Determinar el riesgo que existe por exposición a PCBs y otros contaminantes ambientales en la población expuesta de los sitios seleccionados.

V. METODOLOGÍA

Este trabajo de investigación consistió en realizar la evaluación de riesgo de sitios contaminados con PCBs siguiendo el esquema de la Organización Panamericana de la Salud (OPS) denominada “Metodología de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados”.

5.1 Selección de los sitios de estudio.

Con base en reportes de la Secretaria del medio ambiente y recursos naturales (SEMARNAT) se seleccionaron dos sitios de estudio:

1.- San Felipe Nuevo Mercurio ubicado en el municipio de Mazapil, estado de Zacatecas, en donde se llevó a cabo un estudio preliminar en el año 2005, y con base a los resultados de éste, se realizó en el año del 2007 un estudio más detallado sobre la evaluación de riesgo.

2.- Alpuyeca ubicado en el municipio de Xochitepec, en el estado de Morelos en donde se llevaron a cabo 2 muestreos, el primero (estudio preliminar) en el año del 2007 y el segundo en el año del 2008.

5.1.1 Descripción del sitio

Para cada uno de los sitios seleccionados, se recopiló información como: a) localización; b) problema ambiental; c) información geográfica; d) información demográfica; e) actividades que se realizan, etc.

5.2 Contaminación ambiental

5.2.1 Muestreo ambiental

Se tomaron aproximadamente 500 g de suelo superficial en diferentes puntos de muestreo con base a la disponibilidad de acceso (Figura 11), las muestras se colectaron en recipientes de papel aluminio y fueron colocadas dentro de bolsas de plástico en forma individual se identificaron con la información correspondiente para su posterior identificación. Las muestras se almacenaron a una temperatura de 4 °C hasta su análisis. De cada uno de los puntos de muestreo se tomó su georeferenciación.

Debido a las características geohidrológicas de la región en donde se encuentra la comunidad de San Felipe Nuevo Mercurio se tomaron muestras de agua de 4 diferentes fuentes de abastecimiento (pozo, agua de lluvia, de la red pública y plantas potabilizadoras). Las muestras de agua fueron recolectadas en recipientes de plástico lavados previamente con HNO₃ al 10% y fueron almacenadas a una temperatura de 4 °C hasta su análisis.

5.2.2 Análisis de laboratorio

5.2.2.1 Análisis de 14 congéneres de PCBs en suelo

Se estandarizó y validó el método para 14 congéneres en suelo (PCBs: 28, 52, 99, 101, 105, 118, 128, 138, 153, 156, 170, 180, 183 y 187) ANEXO 1. El proceso de extracción fue realizado según la metodología de extracción de COPs de los métodos 8081 y 8270 de la EPA con algunas modificaciones.^{41,42} El análisis cromatográfico se realizó de acuerdo al método del Instituto de Salud Pública de Canadá.

Se pesó 1 g de cada una de las muestras de suelo y se pusieron en vasos Green-Chem y LEV, se les adicionó un carboflon, el estándar interno y 14 ml de cloruro de metileno. Los PCBs fueron extraídos de la muestra a través del horno de microondas marca CEM, con el siguiente programa: 10 minutos de rampa para alcanzar 120 °C manteniéndose por 30 minutos. Al concluir el tiempo de extracción los vasos se enfriaron a 4 °C por 24 horas. Las muestras se filtraron sobre papel whatman No. 1 y el filtrado se evaporó a 27 °C con corriente suave de nitrógeno hasta 4 ml. Con el fin de asegurar la eliminación de cloruro de metileno se adicionó 5 ml de hexano y se continuó evaporando hasta 2 ml. Después de la extracción se realizó una limpieza de la muestra con florisil, Los cartuchos de florisil (1000 mg/6 ml Phenomenex) se acondicionaron con 10 ml de hexano adicionados en 2 tiempos (5 ml en un inicio y 5 ml después), sin permitir que el cartucho se secase. Se agitó la muestra en vortex por 30 segundos y se pasó por el cartucho, sin aplicar vacío, se enjuagó el tubo con 1 ml de hexano y se adicionó al cartucho de florisil. Los PCBs que quedaron retenidos en el florisil fueron eluidos con 12 ml de una mezcla de 6% dietil eter : hexano adicionándolos en 2 tiempos. El eluato se evaporó con corriente suave de nitrógeno a 27 °C, hasta tener un volumen de 0.5 ml los cuales se transfirieron a un vial cromatográfico de 1 ml y se aforaron con hexano, tomándose una alícuota para analizarla por cromatografía de gases. La identificación para cada uno de los PCBs se realizó a partir de su ion molecular y su tiempo de retención seleccionados ambos por su espectro de masas obtenido en el SCAN. El análisis cuantitativo se realizó a partir de la curva de calibración (0.010 a 2 ppm) por monitoreo selectivo de iones (SIM). Las muestras y la curva de calibración se inyectaron por el método de *split pulsado*, con un programa de temperatura en el horno que inicia a 100°C durante 2 minutos, seguido de una rampa de 20 °C/min hasta 200 °C durante 0 minutos, y una rampa de temperatura de 15°C/min hasta 310 °C durante 5 minutos.^{102,103}

5.2.2.2 Análisis de 41 congéneres de PCBs en suelo

Con la finalidad de conocer la exposición real a PCBs totales, se estandarizó y validó el método para 41 congéneres de PCBs (18, 17, 31, 28, 33, 52, 49, 44, 74,

70, 95, 101, 99, 87, 110, 151, 82, 149, 118, 153, 132, 105, 138, 158, 187, 183, 128, 177, 171, 156, 180, 191, 169, 170, 201, 208, 195, 194, 205, 206 y 209). Con este nuevo método se puede analizar de un 60% a un 90% de los PCBs totales presentes en muestras comerciales, tales como aroclor 1016, 1242, 1248, 1254, 1260 y clorinoles, esto es debido a que existen 209 congéneres de PCBs (ANEXO 2) y no todos se encuentran en mezclas comerciales y algunos están en concentraciones muy bajas. Los congéneres seleccionados fueron los más utilizados en muestras comerciales.

Se empleo el mismo método de extracción que el de 14 congéneres de PCBs ; y se realizaron algunas modificaciones en análisis cromatográfico.

La curva de calibración presentó un intervalo de concentraciones lineal de 2 a 100 ppbs, con la cual obtuvimos porcentajes de recobro de 78% a 114% para el estándar certificado de referencia EC-2 "A Lake Ontario Blended Sediment for Toxic Organics" del National Water Research Institiut, Canada.

5.2.2.3 Análisis de Mercurio en suelo

Se pesó 1 g de la muestra de suelo se colocó en un vasos Green-Chem y LEV, se adicionaron 20 ml de HNO₃. Se realizó la digestión por medio de un horno de microondas marca CEM con el siguiente programa: 50 minutos de rampa para alcanzar una presión de 200 PSI manteniéndose por 20 minutos. Al concluir el tiempo de extracción los vasos se enfriaron a 4 °C por 24 horas. Las muestras se filtraron empleando papel whatman No. 1 y se diluyeron con agua desionizada, se le añadió yoduro de potasio al 10% y ácido ascórbico al 5% para reducir. La muestras fueron analizadas por medio de un espectrómetro de absorción atómica AAnalyst 100-FIAS utilizando HCL 3% y NaBH₄ 0.2% en NaOH 0.05%. Como control de calidad se utilizó un estándar certificado del National Institute of Standards and Technology (NIST) montain soil 2711 obteniendo un recobro de 92%.

5.2.2.3 Análisis de Flúor en agua

La cuantificación de Flúor en agua se realizó de acuerdo al método 3808 del Instituto Nacional de Seguridad y Salud Ocupacional (NIOSH por sus siglas en inglés). Se tomaron 10 mL de muestra y se mezclaron con una solución amortiguadora de alta fuerza iónica (TISAB por sus siglas en inglés) en una proporción 1:1, y se cuantificaron con el electrodo de ión selectivo marca Orion No. 9609. Como control de calidad se utilizó el estándar de referencia 3138 “Fluoride standard solution” del NIST el recobro obtenido fue de $98 \pm 4\%$.

5.2.2.4 Análisis de Arsénico en agua

A 5 mL de la muestra de agua se les adicionó una solución reductora (yoduro de potasio al 10% y ácido ascórbico al 5%) y 1 mL de HCl concentrado y se incubaron durante 5 min. a 80 °C. La determinación de As, se realizó por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con generador de hidruros (Perkin-Elmer modelo Analyst 100), acoplado al sistema de inyección de flujo continuo (FIAS por sus siglas en inglés) donde reacciona con NaBH al 0.2% en una solución de NaOH al 0.05% utilizando HCl al 10% como medio de reacción. Como control de calidad se empleó el estándar de referencia 1640 “Trace elements in Natural Water” del NIST, obteniendo una precisión del $99 \pm 6\%$.

5.2.3 Análisis de los contaminantes críticos en los sitios de estudio.

Con base a los niveles encontrados en las muestra ambientales, se establecerán que compuestos químicos son los más importantes para la evaluación de riesgo a la salud.

5.3 Identificación de las rutas de exposición

Una ruta de exposición se refiere al camino que sigue el contaminante desde su fuente de emisión hasta la población receptora. Toda ruta se constituye entonces de cinco componentes:

1. FUENTE DE CONTAMINACION. Fuente que emite contaminantes al ambiente.
2. MEDIO AMBIENTAL. Aire, agua, suelo, polvo, alimento, etc., medio responsable de transportar los contaminantes desde la fuente de emisión hasta el punto de exposición.
3. PUNTO DE EXPOSICION. Lugar donde la población entra en contacto con los contaminantes (pozos profundos, área de recreación infantil, grifos caseros, interior de la vivienda por polvos, etc.).
4. VIA DE EXPOSICION. Inhalación (aire, partículas finas), ingesta (agua, suelo, alimento, polvo), absorción dérmica, etc.
5. POBLACION RECEPTORA. Personas que están expuestas a los contaminantes.

La identificación de las rutas de exposición es un punto medular del método ya que, la ruta es el camino que utiliza el contaminante para llegar al hombre; por consiguiente, cualquier programa de restauración deberá centrarse en el abatimiento de las rutas más importantes.

Para cada uno de los sitios se estudiaron los componentes de las rutas de exposición.

5.4 Caracterización del riesgo

5.4.1 Estimación probabilística del riesgo

La estimación probabilística de la exposición es en términos generales, un procedimiento que utiliza modelos matemáticos para representar la probabilidad de encontrar las diferentes dosis de exposición en una población con características específicas. La principal ventaja del método probabilístico es que provee una descripción cuantitativa del grado de variabilidad para los estimados de la dosis. El análisis cuantitativo de la variabilidad y la incertidumbre, proporciona más información de la exposición que cuando se realiza por medio de una estimación puntual.⁶⁵

La estimación probabilística del riesgo se realizó por medio de la técnica numérica de la simulación Monte Carlo (MC).

La simulación MC es una técnica cuantitativa que hace uso de la probabilidad para imitar, mediante modelos matemáticos, el comportamiento aleatorio de fenómenos (procesos o eventos) reales. La clave consiste en crear un modelo global del proceso que se quiere analizar, identificando aquellas variables (parámetros) cuyo comportamiento aleatorio determina el comportamiento del fenómeno. Una vez identificados dichos parámetros o variables aleatorias, se lleva a cabo un ensayo que consiste en (1) generar (con ayuda de la computadora) muestras aleatorias (valores) para cada uno de los parámetros; y (2) analizar el comportamiento del sistema ante los valores generados. Tras repetir n veces el experimento, se disponen de n observaciones sobre el comportamiento del modelo, las que serán de utilidad para entender el funcionamiento del mismo, el análisis será más preciso cuanto mayor sea el número de n experimentos llevados a cabo.^{65,66}

La ecuación general para calcular la dosis de exposición es la siguiente.

$$\text{Dosis de Exposición (mg/kg/día)} = \frac{\text{Conc.} \times \text{TI}}{\text{PC}} \times \text{FE}$$

Conc.= concentración del contaminante suelo.

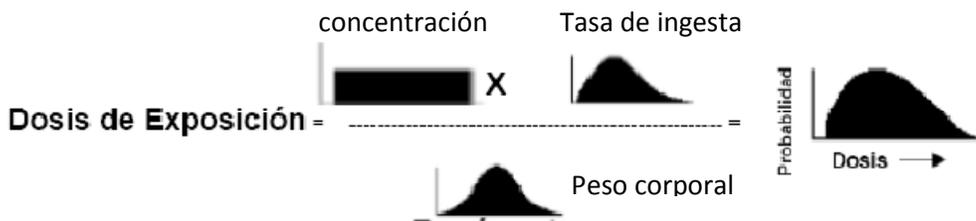
TI= Tasa de ingesta.

PC= Peso corporal.

FE= Factor de exposición

Usando el método probabilístico, cada parámetro de la ecuación está definido como variables aleatorias definidas matemáticamente por una distribución probabilística, en la Figura 1 se esquematiza el cálculo de la dosis de exposición utilizando Monte Carlo.⁶⁵

Figura 1. Estimación Probabilística de la Dosis de Exposición.



La etapa fundamental en éste método es identificar las distribuciones probabilísticas que definen cada variable en las ecuaciones (parámetros como la concentración del contaminante, ingesta, peso corporal, etc.). Una vez que se han definido todos los parámetros de las ecuaciones, se procede a realizar la primera iteración del modelo. Una iteración representa una combinación específica de

valores de cada parámetro, realizar n veces la iteración se denomina modelar o dicho en otras palabras, construir la simulación por Monte Carlo.

El método Probabilístico genera un intervalo de valores expresado como una Distribución probabilística de la dosis de exposición en el que se muestra tanto la probabilidad, como la frecuencia asociada de un valor específico de la dosis.

La simulación Monte Carlo se realizó por medio del paquete computacional Crystal Ball.

5.4.2 Caracterización del riesgo no cancerígeno

5.4.2.1 Riesgo no cancerígeno por exposición a mercurio.

Los estudios sobre exposición ocupacional y no ocupacional no han dado suficiente información para calcular las ingesta aceptable de compuestos de mercurio inorgánico; por lo tanto, basándose en la concentración sin efecto adverso observado y la concentración más baja con efecto adverso observado en estudios con animales de experimentación expuestos a mediano y largo plazo, la ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) y el IPCS (International Programme of Chemical Safety) calcularon un valor orientativo de 0,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso corporal por día.^{68, 69, 70}

5.4.2.2 Riesgo no cancerígeno por exposición a PCBs.

Para realizar la estimación probabilística del Riesgo No Cancerígeno derivado de la exposición a los PCBs determinados en el suelo, se tomaron en consideración: el promedio y la desviación estándar de la concentración de PCBs en suelo, la ingesta diaria de suelo, el peso corporal y nivel de riesgo mínimo (MRL) que define el perfil toxicológico de PCBs; 0.02 $\mu\text{g}/\text{kg}\text{-día}$, para una exposición crónica evaluada para efectos inmunológicos.⁶⁸

5.4.3 Caracterización del riesgo cancerígeno

5.4.3.1 Riesgo cancerígeno por exposición a mercurio

El mercurio inorgánico en relación a posibles efectos terotógenos y cancerígenos, actualmente se puede afirmar que la exposición a mercurio elemental y compuestos inorgánicos no produce estas alteraciones.

5.4.3.2 Riesgo cancerígeno por exposición a PCBs

Se estimó el riesgo cancerígeno por la exposición a PCBs analizados en el suelo utilizando las concentraciones de PCBs en suelo con distribución logarítmica, ingesta diaria de suelo, el peso corporal de la población adulta y el factor de Potencia Cancerígena (FPC) descrita para los PCBs es de 2.00 mg/kg/día.⁶⁸

5.5 Sistema de Información Geográfica

Para la creación de mapas de los compuestos analizados en las muestras de suelo superficial se utilizó el programa ArcView 9.0 (ESRI, EU). De tal forma que, las coordenadas geográficas de cada punto de muestreo se marcaron sobre las ortofotos digitales georeferenciadas del INEGI 1:75000 G13D89B (Mazapil, Zacatecas) y R15I92 (Xochitepec, Morelos). De esta manera, se comprobó que las coordenadas registradas correspondían a los puntos muestreados (Figura 11). Sobre las ortofotos y los puntos de muestreo se colocaron las concentraciones de los diferentes compuestos, siendo directamente proporcional el tamaño del punto y la concentración. No se realizó un análisis geoestadístico debido a que el muestreo no pudo ser sistemático por la poca accesibilidad a los puntos, por lo que no fue posible crear mapas de isoconcentración de los sitios.

5.6 Monitoreo biológico

5.6.1 Población de estudio

Se realizó un estudio transversal en los sitios de interés. Se llevaron a cabo reuniones con la población de los sitios seleccionados en escuelas o Centros de Salud con el propósito de explicar los objetivos del proyecto. El estudio fue gratuito, anónimo, voluntario y cumplió con todos los requisitos del Comité Institucional de Bioética de la Facultad de Medicina de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí. En el proyecto participaron personas adultas y niños de las comunidades seleccionadas. En el caso de los niños se solicitó consentimiento del padre o tutor para su participación.

5.6.2 Muestreo biológico

Se tomaron muestras de sangre y orina en ayunas para el análisis de los contaminantes. Las muestras de sangre fueron recolectadas por punción venosa por personal capacitado y en todo momento se empleó material nuevo y esterilizado. Las muestras de orina fueron recolectadas en recipientes de plástico lavados previamente con HNO₃ al 10%. Todas las muestras se mantuvieron a una temperatura de aproximadamente 4°C durante su transporte hasta su almacenamiento en el laboratorio a -30 °C.

5.6.3 Análisis de laboratorio

5.6.3.1 Análisis de 14 congéneres de PCBs en plasma

Se tomaron 2 mL de plasma, a los cuales se les añadió 2 mL de alcohol desnaturalizado, 2 mL de sulfato de amonio y 6 mL de hexano, la fase orgánica se separó por centrifugación (2300 rpm durante 8 min), y la fase acuosa se extrae

dos veces con 6 mL de hexano, se evaporó la fase orgánica con flujo de nitrógeno hasta aproximadamente 1 mL, para hacer la limpieza con florisil. La limpieza con florisil para este análisis es igual que el descrito en la metodología de extracción de PCBs en suelo, al igual que el método cromatográfico.

5.6.3.2 Análisis de 41 congéneres de PCBs en plasma

El proceso de extracción y limpieza con florisil se realizó de igual manera que el empleado en el análisis de los 14 congéneres de PCBs. El método cromatográfico se realizó con los mismos 14 PCBs individuales más 27, se inyectaron por el método scan para ver tiempos de retención de cada uno, a diferencia del método cromatográfico de 14 PCBs, en este se modificó la rampa de temperatura debido a que muchos picos cromatográfico contenían más de un congénere, con el cambio de la rampa de temperatura quedaron 35 picos resueltos lo que implicaba que tres picos contenían dos congéneres, sin embargo la cuantificación se realizó debido a que contenían diferente ion selectivo en el espectro de masas, de tal forma que al realizar la cuantificación por el método cromatográfico SIM (monitoreo de Ion selectivo por su siglas en ingles) se podía cuantificar los 41 congéneres de PCBs de forma individual.

5.6.3.3 Análisis de Mercurio en orina

5 mL muestra de orina fueron colocados en los vasos Green-Chem y LEV, se les adicionó 20 mL de HNO₃. Se realizó una digestión por medio de un horno de microondas marca CEM con el siguiente programa: 50 minutos de rampa para alcanzar una presión de 200 PSI manteniéndose por 20 minutos. Al concluir el tiempo de extracción los vasos se enfriaron a 4 °C por 24 horas. Se diluyó la muestra con agua desionizada y se le añadió KI al 10% y ácido ascórbico al 5% para reducir. La muestra se analizó con un espectrometría de absorción atómica AAnalyst 100-FIAS utilizando HCL al 3% y NaBH₄ al 0.2% en NaOH al 0.05%. Como control de calidad se utilizó un estándar certificado del Clinchek urine

control lyophil. For trace element, obteniendo un recobro de 95% para mercurio total.

5.6.3.4 Análisis de Flúor en orina

La cuantificación de F en orina se realizó de acuerdo al método 3808 del Instituto Nacional de Seguridad y Salud Ocupacional (NIOSH por sus siglas en ingles). Se tomaron 100 mL de muestra y se les agregó 0.2 g de EDTA. Posteriormente las muestras se mezclaron con una solución amortiguadora de alta fuerza iónica (TISAB por sus siglas en ingles) en una proporción 1:1, y se cuantificaron con el electrodo de ión selectivo marca Orion No. 9609. La concentración de F en orina se corrigió por creatinina. Como control de calidad se utilizó el estándar 2671a “Fluoride in freeze-dried urine” del NIST, obteniendo una precisión del $98 \pm 6 \%$.

5.6.3.5 Análisis de Arsénico en orina

Se tomaron 5 mL de orina y se digirieron a 70 °C con una mezcla de HNO₃:HClO₄ 1:6, las muestras fueron resuspendidas con HCl al 3% según el método de Cox (1980). Posteriormente fueron tratadas con una solución reductora (yoduro de potasio al 10% y ácido ascórbico al 5%) y 1 mL de HCl conc. durante 5 min. a 80 °C. La determinación de As, se realizó por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con generador de hidruros (Perkin-Elmer modelo Aanalyst 100), acoplado al sistema de inyección de flujo continuo (FIAS por sus siglas en inglés) donde reacciona con NaBH al 0.2% en una solución de NaOH al 0.05% utilizando HCl al 10% como medio de reacción. La concentración de As en orina fue corregida por creatinina. Como control de calidad se empleó el estándar 2670 “Toxic metals in freeze-dried urine” del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología (NIST por sus siglas en inglés) obteniendo una precisión del $98 \pm 4 \%$.

5.6.3.6 Análisis de Plomo en sangre

Se mezclaron 100 µl de sangre completa (perfectamente homogeneizada) con 0.4 mL de solución tritón modificador (Tritón-X 100 al 0.5%, fosfato de amonio al 0.5% y HNO₃ al 0.2%). La cuantificación de Pb se realizó por EAA con horno de grafito

(Perkin-Elmer modelo 3110) de acuerdo al método de Subramanian.¹⁰⁶ Como control de calidad se analizaron muestras de sangre del Centro de Control y Prevención de Enfermedades de los Estados Unidos (CDC por sus siglas en inglés) la exactitud que se obtuvo fue del $99 \pm 9 \%$.

5.6.3.7 Determinación de creatinina

La creatinina en orina se determinó por espectrofotometría. Se emplearon kits Sera-Pak® Plus de Bayer y se siguió el procedimiento descrito en el inserto. Este método, tiene como base la reacción de Jaffé, donde la creatinina libre de proteínas en medio alcalino reacciona con picrato para formar un compuesto rojo-anaranjado (28), el cual es identificado a 492 nm. Todas las muestras se analizaron por duplicado. Como control de calidad se empleó una solución patrón de creatinina de Sera-Pack obteniendo un 98% de recobro.

5.7 Evaluación de efectos a la salud

5.7.1 Selección de la población

Se realizó un estudio transversal en los sitios de estudio. Se llevaron nuevamente reuniones con la población de los sitios de estudio en escuelas o Centros de Salud con el propósito de explicar los nuevos objetivos del proyecto. Se seleccionaron niños residentes de la comunidad de estudio desde el nacimiento y al igual que el monitoreo biológico, el estudio fue gratuito, anónimo, voluntario y cumplió con todos los requisitos de nuestro Comité Institucional de Bioética.

5.7.2 Muestreo biológico

Se tomaron muestras de sangre en ayunas para el análisis de las hormonas tiroideas. Las muestras de sangre fueron recolectadas por punción venosa por personal capacitado y en todo momento se empleó material nuevo y esterilizado. Todas las muestras se mantuvieron en una temperatura de aproximadamente 4°C en el transporte hasta su almacenamiento en el laboratorio a -30 °C por no más de 5 días.

5.7.3 Evaluación del perfil tiroideo

Las concentraciones de las hormonas se cuantificaron por radioinmunoensayo, se emplearon los kits: Coat-A-Count TSH IRMA (ensayo inmunoradiométrico para la determinación cuantitativa de TSH en suero), Coat-A-Count Total T4 (radioinmunoensayo en fase sólida para la cuantificación de T4 total circulante en suero o plasma), Coat-A-Count Total T3, (radioinmunoensayo I¹²⁵ designado para la medición cuantitativa de T3 total circulante en plasma o suero). Se analizaron muestras de suero CON6 Multivalent Control Module (PICON6-8, 2003-01-29) Lot 01 como control de calidad. Los coeficientes de variación fueron del 2.4%, 5.4% y 4.0% para TSH, T4 y T3 respectivamente.

5.7.4 Evaluación neuropsicológica

Se aplicó la Escala de Inteligencia Wechsler para niños versión revisada y estandarizada para México (WISC-RM). Esta batería consta de 12 pruebas: información, comprensión, aritmética, semejanzas, vocabulario, retención de dígitos (prueba suplementaria), y la escala de ejecución la conforman: figuras incompletas, ordenamiento de dibujos, diseño con cubos, ensamble de objetos, claves, laberintos (prueba suplementarias). Las puntuaciones se normalizaron con la edad del niño para cada prueba.⁵⁸

La Escala de Wechsler, se aplicó por neuropsicólogos entrenados y capacitados, en un espacio que cubrió los requerimientos necesarios (privacidad, poco ruido, iluminación adecuada) en horas y días escolares. El tiempo requerido para aplicar estas pruebas a cada uno de los niños fue aproximadamente de 1 h.

5.7.5 Evaluación de otros factores asociados al riesgo

A todos los participantes se les aplicó un cuestionario para registrar aspectos como: nombre y edad, domicilio, hábitos alimenticios, uso de medicamentos, tabaquismo, alcoholismo, ocupación laboral de los padres, entre otros.

5.8 Análisis estadístico

Se realizaron análisis descriptivos, análisis exploratorios de los datos, análisis bivariados (t student, correlaciones, χ cuadrada etc.) y modelos multivariados con el paquete estadístico SPSS versión 16.0 y el programa Cristal ball.

6.1 Evaluación de riesgo en salud en San Felipe Nuevo Mercurio, Mazapil, Zacatecas.

6.1.1 Descripción del sitio

Un sitio de gran importancia por la contaminación de PCBs es la comunidad de San Felipe Nuevo Mercurio en Mazapil dentro del estado de Zacatecas, El poblado se encuentra a 500 metros de la mina de mercurio Rosicler S. A. En los terrenos de tal mina se encontró la presencia y depósito a cielo abierto de sustancias peligrosas, entre ellas PCBs. En la década de los ochentas se registró un tiradero clandestino de tambos que contenían PCBs con procedencia de Estados Unidos, en el año 2002 fue intervenido por la SEMARNAT Y PROFEPA. Algunas de las acciones fueron depositar los residuos y tierra impregnada con aceites en cuatro sitios sobre superficie impermeabilizadas, protegidas con plástico y cubiertas con suelo orgánico.⁶ La gente de la comunidad utilizó algunos tambos para la construcción de cercas y/o techos para sus casas y según los comentarios de los pobladores; el contenido de los tambos era quemado en hornos a unos 800 metros de la comunidad dentro de los terrenos de la mina. Estos antecedentes se obtuvieron del documento *“Contención de Residuos de Bifenilos Policlorados en la Comunidad de San Felipe Nuevo Mercurio, Mazapil, Zacatecas. Una Experiencia en el Estado”* elaborado por el Instituto Nacional de Ecología (INE) y la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), el cual fue publicado durante abril del 2002.⁶

6.1.1.1 Ubicación del Sitio

Comunidad: San Felipe Nuevo Mercurio. Municipio: Mazapil. Estado: Zacatecas
Coordenadas geográficas: Latitud norte 24°13'42" Longitud oeste 102°09'06". El lugar de interés se ubica hacia el norte de la capital del estado de Zacatecas y al sur de la cabecera municipal de Mazapil, en un ecosistema de semidesierto. El acceso es por la carretera federal Zacatecas–Saltillo. Partiendo de la ciudad de

Zacatecas se recorren 70 km al norte hasta llegar a la desviación de Plano mostrando su localización en el estado Huerta Vieja, en donde se toma la terracería al oeste que dirige al poblado, con un recorrido de 92 km. La mina se ubica aproximadamente a 500 m al noroeste del poblado de Nuevo Mercurio.

6.1.1.2. Historia del sitio

En 1936 se descubrieron los yacimientos de Nuevo Mercurio, y entre 1940 y 1944 la empresa Mercurio Mexicano inició los trabajos de explotación y beneficio del mineral de mercurio. Después de la suspensión de actividades, reaperturas y cambios de concesionarios, la Minera Rosicler fue la última empresa que operó la mina. La minera cerró su operación a finales de los años setentas. Durante la inspección de la Subsecretaría de Mejoramiento del Ambiente de la Secretaría de Salubridad y Asistencia, acta número 3548, de fecha 15 de julio de 1980, se identificó en las instalaciones de la Minera Rosicler, S. A., la presencia y depósito a cielo abierto de las siguientes sustancias: diesel, cloro, PCBs (42 tambos de 200 litros c/u), alcohol de verduras (6 tambos de 200 litros c/u), jales, cenizas catalizadoras de mercurio, desechos sólidos (300-400 t), sustancias corrosivas (12 tambos de 200 litros c/u), desechos sólidos y líquidos (569 tambos de 200 litros c/u), y cenizas de PCBs en zona oeste.

El encargado del establecimiento declara en dicha acta que los líquidos y los tambos son importados de los Estados Unidos de Norteamérica, y que fueron descargados a la intemperie; asimismo, los tambos fueron vendidos a los habitantes de la comunidad para depósito de agua potable y como cerca de corrales.

También se manifiesta en el acta: Los tambos cuentan con etiquetas que identifican su contenido. En el momento de la inspección la empresa tenía varios meses de no beneficiar mercurio, e inclusive se observaron actividades de desmantelamiento de la mina. Ante estos hechos, a Clarence William Nugent se le denuncia y se le sigue proceso judicial ante la PGR en México, D. F., por parte de

la entonces Dirección General de Programas Especiales de Saneamiento de la Subsecretaría de Mejoramiento del Ambiente, como consta en el expediente 6/090 (724.1)/2 según el oficio número ZP60054 de enero de 1981, por la introducción ilegal de estos residuos, del vertido del contenido de algún número indeterminado de recipientes al interior de los tiros abandonados, derrames sobre el suelo en el área superficial de la mina y por el delito de contrabando.

El 18 de marzo de 1983 se dictó sentencia absolutoria a favor de Clarence Nugent, al no existir jurisdicción ambiental sobre el caso. En 1986 el Centro Regional de Estudios Nucleares de la Universidad Autónoma de Zacatecas (CREN-UAZ) realizó una visita al lugar y emitió su reporte con análisis de la situación y recomendaciones. Después de analizar los documentos existentes y reconstruir los hechos, se puede deducir que los aceites fueron quemados en los hornos de producción de mercurio, que no son los indicados para procesar estos residuos tóxicos porque sólo alcanzan temperaturas máximas de 600°C, y para su eliminación se requiere de equipamiento de control de gases y más de 1,000°C. Asimismo se comprueba por las evidencias, que posterior a la quema de los PCBs las cenizas se vertieron en los terreros.

6.1.1.3 Antecedentes de control de residuos por confinamiento.

Desde que en julio de 1980 la Subsecretaría de Mejoramiento Ambiental de la Secretaría de Salubridad y Asistencia, identifica el depósito ilegal de sustancias peligrosas y determina la clausura parcial temporal del establecimiento, no hubo hasta el 2001, ninguna actividad definitiva que concluyera con la exposición de los residuos de PCBs al aire libre y por tanto el riesgo potencial al ambiente y a la salud de la población. Durante el 2001 se realizaron las siguientes actividades:

1. Se recolectaron residuos con PCBs encontrados al aire libre, tales como cenizas, 80 tambos y tierra impregnada con aceite, removiéndose un total de 750 m³, dispersos en una superficie de 3 ha.

2. Estos PCBs se concentraron en cuatro espacios de las instalaciones principales de la mina, en función de la cercanía de los residuos a las áreas con características propias para su concentración, como los patios de la mina y fosas de descarga de mineral. Se procuró evitar exceso de movimiento de tierras y ahorrar en el costo horas/máquina y mano de obra.

3. La primera área de depósito es el patio de concentrados de mercurio de la mina, sobre un piso de cemento ya existente, en el que la superficie se impermeabilizó y protegió con plástico calibre 40 color negro. En este lugar se colocaron los tambos, parte de cenizas y tierra impregnada de aceite, para ser posteriormente cubiertos con una mezcla de residuos de terrero (material inerte), Escombros de construcciones de adobe y material de préstamo orgánico. Se hizo un movimiento de tierra total de 1,400 m³ (Figura 2).

Figura 2. Primera área de residuos peligrosos en San Felipe Nuevo Mercurio.



4. La segunda área de confinamiento se realizó sobre una tolva, que formó parte de la infraestructura antigua de la mina, donde se protegió con impermeabilizante y película plástica calibre 40 color negro; aquí se colocó la mayor parte de cenizas y tierra impregnada de aceite, que fueron cubiertos con una mezcla con materiales del terrero (material inerte), adobe de las construcciones y material de préstamo orgánico, haciendo un total de movimiento de tierra de 3,000 m³ (Figura 3).

Figura 3. Segunda área de residuos peligrosos en San Felipe Nuevo Mercurio.



5. En la tercera área se concentraron las cenizas y plásticos que se encontraban sobre el terrero. Aprovechando el desnivel del terreno y los materiales inertes del terrero se cubrieron con ellos los residuos tóxicos, constituyendo ésta el área más pequeña de las cuatro (Figura 4).

Figura 4. Tercer área de residuos peligrosos en San Felipe Nuevo Mercurio.



6. En la cuarta área se depositaron cenizas de PCB en una fosa, receptáculo de 6.00 m por 5.00 m con profundidad de un metro, cavada en un banco de grava y arena, colocándose una película plástica calibre 40 color negro en su parte interior, para ser luego cubiertas con el material inerte antes descrito. Se efectuó un movimiento total de tierra de 400 m³ (Figura 5).

Figura 5. Cuarta área de residuos peligrosos en San Felipe Nuevo Mercurio.



Con la finalidad de identificar las cuatro áreas de confinamiento que se realizaron en el sitio, se muestra la figura 6, en la cual se pueden identificar, además de las cuatro áreas de estudio, los dos lugares en donde se encontraban los dos tiros de mina que la gente de la población los consideraba como la mina grande y la mina chica.

Figura 6. Áreas donde se confinaron los residuos y las dos zonas de mina donde se extraía mercurio mineral.



6.1.1.4 Datos demográficos

Debido al desarrollo de la actividad minera concentrada en la extracción de mercurio, la comunidad llegó a contar con una población máxima de 10,000 habitantes entre 1940 y 1970. La emigración motivada por falta de fuentes de trabajo inició desde 1975, disminuyendo la población en 95%. Actualmente, cuenta con una población de 528 habitantes, de los cuales 263 (49.81%) son hombres y 265 (50.19%) son mujeres; tal población representa 2.96% del total del municipio.

6.1.1.5 Otras actividades que se desempeñan en el sitio

En la actualidad, los pobladores siguen extrayendo mercurio metálico en hornos caseros y en hornos comunitarios artesanales que se encuentran en los terrenos de la mina (Figura 7).

Figura 7. Proceso de extracción de mercurio metálico en la comunidad de San Felipe Nuevo Mercurio.



Proceso:



6.1.2 Estudio preliminar

6.1.2.1 Contaminación ambiental y selección de los contaminantes críticos

Con base en los antecedentes y las características geológico mineras de la región, se evaluó la presencia de PCBs en suelo y otros contaminantes, entre ellos mercurio inorgánico en suelo, flúor y arsénico en agua.

Para el muestreo preliminar, se determinaron 14 congéneres de PCBs y mercurio en suelo, se seleccionaron 48 puntos, con base en la identificación de cuatro zonas de riesgo: 1) La zona de residuos donde se depositaron cenizas, 2) La mina chica que contenía hornos para la refinación del mercurio y además se encuentran tres áreas de confinamiento de PCBs, 3) La mina grande con jales de mercurio a no más de 20 metros y que contaba con la mayor cantidad de hornos para la refinación de mercurio y 4) la población. En las figuras 8 y 9 se presentan las zonas de riesgo y la ubicación de los puntos de muestreo.

Figura 8. Zonas de riesgo en San Felipe Nuevo Mercurio.

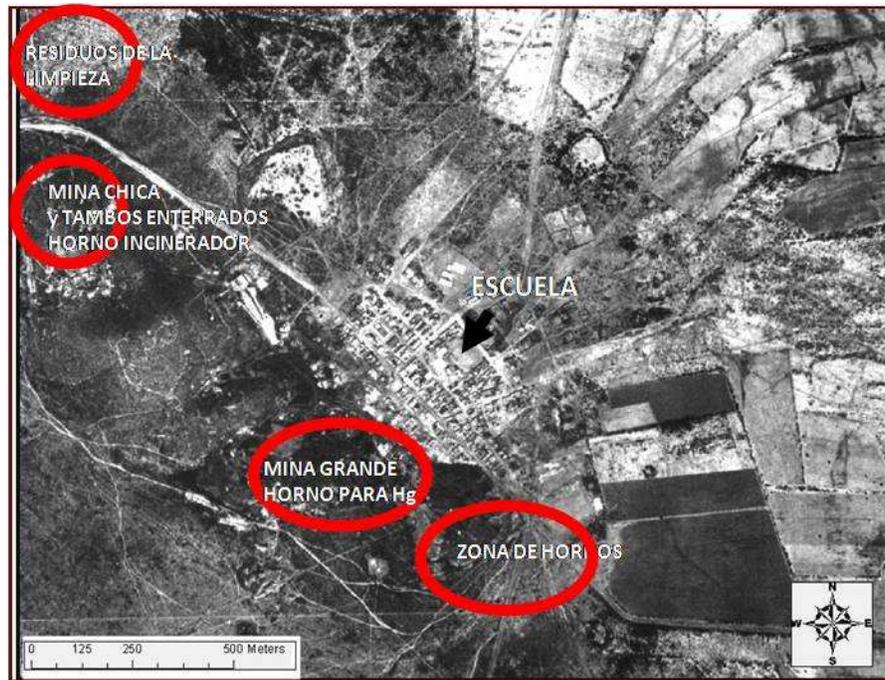
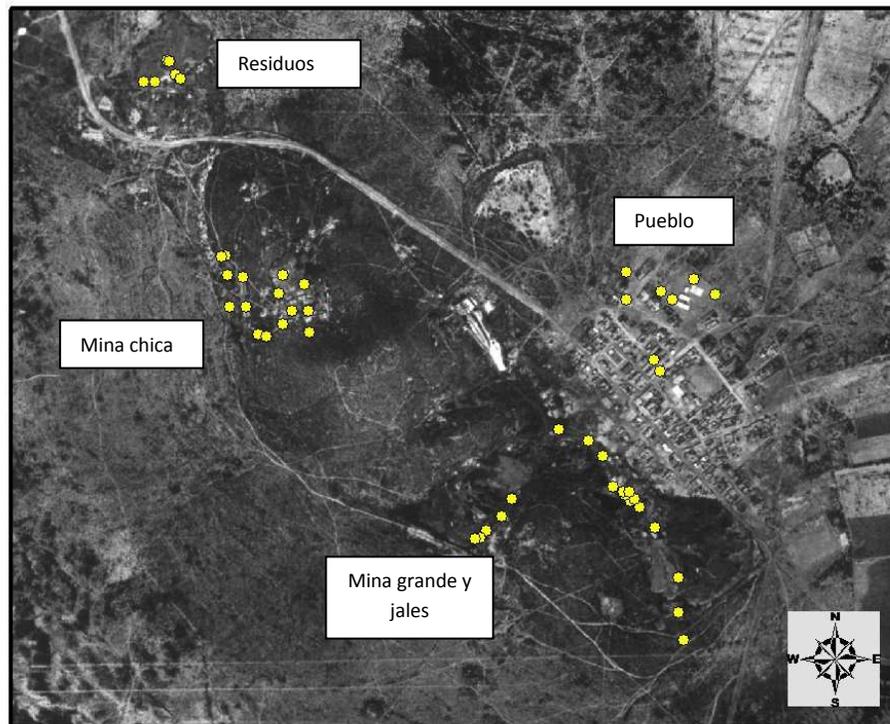


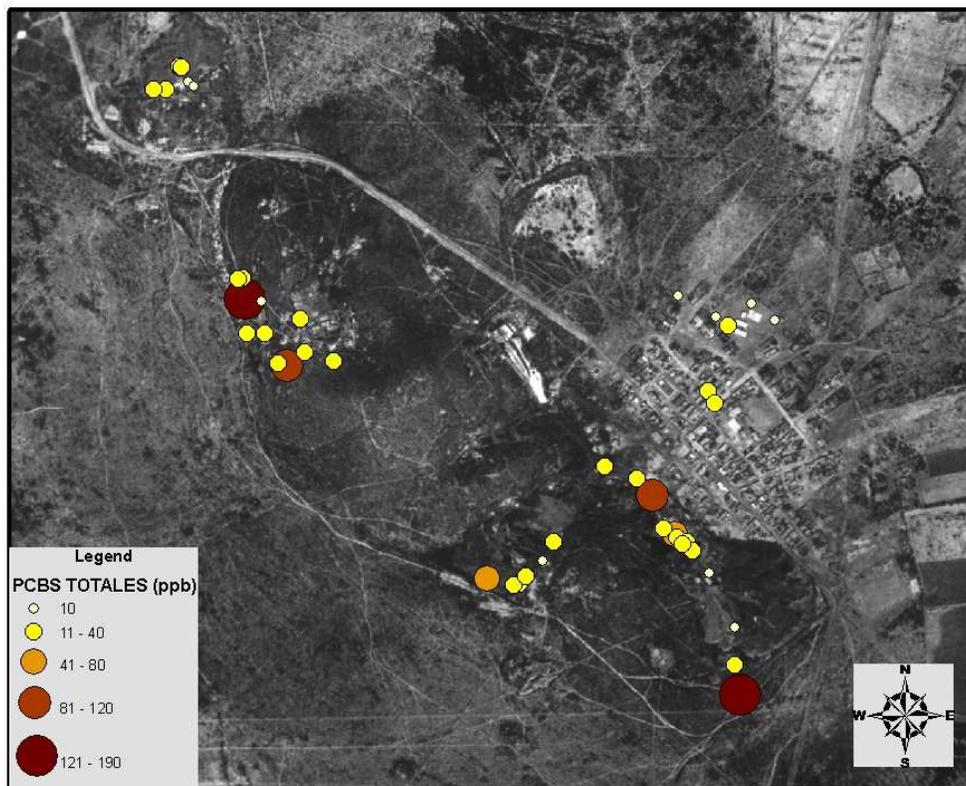
Figura 9. Ubicación de los puntos de muestreo en cuatro zonas del sitio



Los resultados del análisis reportado como Σ PCBs (promedio 29 ± 37 ng/Kg) advierten que efectivamente existe contaminación. Siendo el PCB 105 el más abundante (posiblemente porque se encuentra presente en varios arocloros) sin embargo como era de esperarse, aparecen más congéneres. Ahora bien, debe quedar claro que con esta información no podemos tener la seguridad del nivel de contaminación, ya que, seguramente existen congéneres que no se cuantificaron.

La figura 10 apunta las máximas concentraciones de PCBs (totales) demostrando así la dispersión tan vasta de estos tóxicos en el área de la comunidad.

Figura 10. Valores máximos encontrados de la sumatoria de 14 congéneres de PCBs en suelo superficial en cada área estudiada (ppb).

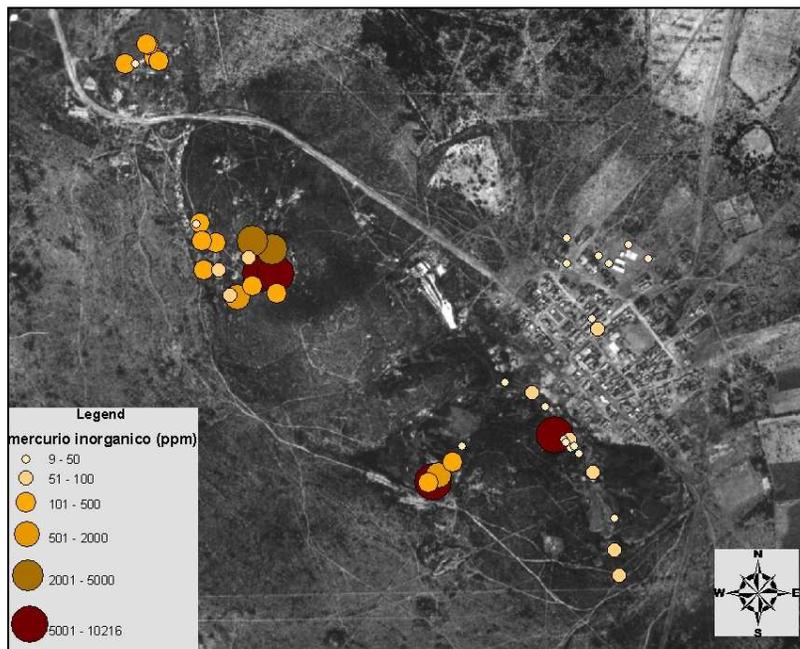


En este estudio se asume que debido a las características y actividades de la zona, existían otros contaminantes como el fluor, arsénico y mercurio, de los cuales después de realizar el análisis ambiental se consideró al mercurio como

contaminante crítico, encontrado niveles altos en suelo de los cuales se razonó de tipo inorgánico principalmente: sales de mercurio, óxidos y sulfuros, sin embargo también podría haber mercurio metálico.

Los niveles de mercurio encontrados en suelo fueron de 844 ± 2200 ppm, teniendo puntos con valores de hasta 10215 ppm de mercurio. La figura 11, presenta la distribución de la contaminación de mercurio en el suelo.

Figura 11. Concentración de mercurio en suelo superficial de San Felipe Nuevo mercurio (ppm).



Como observamos, existen diferentes sitios contaminados por mercurio en la zona de estudio, los dos sitios con mayor contaminación son las dos minas, sin embargo cabe aclarar que el sitio de la mina chica no fue un lugar en el que se refinara mercurio con la misma frecuencia y en la misma cantidad que en la mina grande, el sitio de la mina grande cuenta con mayor cantidad de hornos y estos eran para grandes cantidades de mineral, los valores máximos de mercurio en suelo se detectaron en el sitio de la mina chica. Uno de los cuatro lugares donde

se confinaron restos de PCBs (zona de confinamiento 2). Ambas minas están a una distancia aproximada a 1 km del poblado, la gente de la comunidad incluyendo niños, pasean por ambas minas por lo que la exposición a mercurio es inminente.

Los niveles de mercurio encontrados en el suelo del poblado no rebasan las 100 ppm de mercurio, sin embargo la guía de niveles de mercurio en suelo de la Agencia Ambiental del Reino Unido para la calidad del ambiente establece una concentración de 26 ppm de mercurio metálico para sitios industriales y 1 ppm para lugares recreativos y habitacionales.

El nivel de la contaminación por mercurio en toda el área de estudio es crítico, existe contaminación a pesar de que el mercurio se dejó de extraer de forma industrial en la mina. Será importante realizar mayores estudios (análisis de otras matrices como aire), para definir con mayor certidumbre la magnitud de la contaminación.

Para evaluar la presencia de flúor y arsénico en el sitio se tomaron muestras de agua de 4 fuentes de abastecimiento; 3 muestras de recipientes que utilizan para coleccionar el agua de lluvia, 3 muestras de la planta potabilizadora de la comunidad, 3 muestras de agua proveniente del sistema municipal (agua de la llave) y 6 muestras de agua proveniente de un pozo de una comunidad cercana a San Felipe Nuevo Mercurio llamada santo Domingo. Los niveles de arsénico encontrados en la muestras de agua fueron en todos los casos menores al límite de cuantificación. Los resultados de flúor se presentan en la tabla 1, sin embargo ninguno de los valores superó la Norma Oficial Mexicana de 1.5 mg/L.

Tabla 1. Concentración de flúor (F) en agua de San Felipe Nuevo Mercurio.

Muestra	N	Promedio (ppm)
Agua de lluvia	3	0.08
Agua de la planta	3	0.15
Agua de la llave	3	1.0
Agua Sto. Domingo	6	0.85

Debido a las características ambientales del lugar, a las características fisicoquímicas de los PCBs y del mercurio, y que a pesar de que los PCBs en suelo superficial no superaban la Normas Oficial Mexicana para suelos contaminados,³ ambos compuestos se consideran como los contaminantes críticos debido a que la cantidad de PCBs en los sitios de confinamiento es incierto y que conforme pase el tiempo el suelo que protege a estos reservorios puede perderse y exponer los PCBs al medio. También cabe aclarar que el mercurio es un metal que se encuentra en forma natural en esta zona minera y que el método analítico utilizado, identifica al mercurio en todas sus especies cuantificándolo como mercurio total y no todas las especies del mercurio son tóxicas. Con esto resalta la importancia de la realización de un monitoreo biológico de ambos compuestos.

6.1.3 Rutas de exposición a PCBs

Las rutas de exposición a PCBs y mercurio en el sitio de estudio se presentan en las tablas 2 y 3. Cada una de ellas se describe a continuación.

Tabla 2. Posibles Rutas de Exposición a PCBs en San Felipe Nuevo Mercurio

Nombre de la Ruta	Fuente	Medio	Puntos de Exposición	Vías de Exposición	Población Receptora
Suelo	Residuos	Suelo	Depósitos de PCBs Áreas de Recreación	Ingesta Dérmica	Niños
Polvo	Residuos	Polvo	Calles del Poblado Interior de Viviendas	Ingesta Dérmica Inhalatoria	Niños (Adultos)
Leche Humana	Residuos	Leche Materna	Exposición durante la lactancia	Ingesta	Niños
Lácteos	Residuos	Leche Cabra	Exposición durante la ingesta	Ingesta	Niños
Tambos	Residuos	Contacto Directo	Uso del Tambo	Dérmica	Niños Adultos

Tabla 3. Posibles Rutas de Exposición a Mercurio en San Felipe Nuevo Mercurio

Nombre de la Ruta	Fuente	Medio	Puntos de Exposición	Vías de Exposición	Población Receptora
Suelo	Residuos	Suelo	Sitios de confinamiento 1 y 2 Áreas de Recreación	¿Dérmica? Inhalación Oral	Niños
Polvo	Residuos	Polvo	Calles del Poblado Interior de Viviendas	¿Dérmica? Inhalación Oral	Niños (Adultos)
Agua**	Sales de mercurio	Agua	Contacto directo	Oral	Niños (Adultos)
Aire**	Residuos	Aire	Comunidad	Inhalación	Niños (Adultos)

** Ruta potencial no valorada en este reporte.

6.1.3.1 Ruta suelo para PCBs y mercurio

El suelo se ha contaminado con los residuos de PCBs, las retortas de los hornos de flotación y los jales de la mina puede tener al mercurio en formas no volátiles como es el caso de algunas sales y sobre todo el mineral de mercurio todo esto puede transformarse en ruta de exposición para que los niños se expongan al material contaminado. Las áreas de recreación son los puntos de exposición y la ingesta accidental de suelo (por ejemplo acción mano-boca) o la exposición dérmica al coger tierra contaminada serían las vías de entrada al organismo infantil. Los adultos serían poco susceptibles a esta ruta en el presente ya que los residuos estarían ubicados en lugares muy identificados; en cambio, los niños podrían jugar aún en los sitios de confinamiento.

6.1.3.2 Ruta polvo para PCBs y mercurio

En épocas de estiaje el suelo forma fácilmente polvo, el cual por la acción del viento puede llegar a las calles del poblado y aún peor, al interior de las viviendas. El polvo, de acuerdo al tamaño de la partícula, podría ser inhalado o ingerido. La inhalación podría ocurrir en niños y adultos, en tanto, la ingesta es más factible en niños ya que ellos juegan al aire libre. El polvo podría quedar adherido a manos y rostro, con lo cual también podría facilitar la absorción dérmica. Por lo que un aspecto importante para esta ruta es la dirección de los vientos, que entre los meses de julio a octubre son de dirección este-noreste con velocidad máxima de 3 m/seg. De junio a noviembre son de dirección sur-suroeste con velocidad máxima de 3 m/seg.⁶

6.1.3.3 Ruta alimentos (lácteos y leche materna) para PCBs

Es poco factible la contaminación de vegetales y leche vacuna en el sitio, pero la leche de cabra si podría contener residuos de PCBs; faltaría examinar el contenido en este tipo de alimento y en segundo término habría que analizar cuál es el consumo de la leche de cabra entre la población. También en lo referente a leche pero en este caso humana, la exposición es mucho más factible ya que, como veremos más adelante, si existe exposición humana y se ha demostrado que los

PCBs pueden aparecer en este producto en mujeres expuestas.^{10,68} Esta podría ser ahora la principal ruta de exposición para infantes.

6.1.3.4 Ruta tambos para PCBs

Los tambos donde venían los PCBs se utilizaron para almacenar agua y para cercar viviendas, en consecuencia tuvieron que haber tenido un mínimo de limpieza, en este acto la exposición dérmica pudo haber sido de magnitud importante entre quienes llevaron a cabo tal actividad. Si bien esta ruta no existe dado que los tambos, ya fueron utilizado o ya están depositados dentro de la mina, la exposición de entonces permitió que los adultos tengan alguna carga corporal actual de PCBs que, para el caso de las mujeres, podría ser la fuente de exposición actual para los lactantes.

6.1.3.5 Ruta agua para mercurio

Generalmente el mercurio se encuentra en el agua de sitios mineros de extracción de mercurio. Las formas de mercurio en el agua potable no están bien estudiadas, pero el Hg(II) es probablemente la especie predominante, presente en complejos y quelatos con ligandos; se absorbe sólo una pequeña fracción. Se ha señalado la presencia de metilmercurio en agua potable en ciertas condiciones.^{50, 105}

6.1.3.6 Ruta aire para mercurio

El aire del lugar puede estar contaminado por diferentes formas de mercurio, entre ellas Hg⁰ y Hg²⁺, debido a la extracción del mercurio metálico por parte de la población empleando hornos caseros y en hornos comunitarios artesanales, a temperatura ambiente estas formas de mercurio pueden evaporarse y permanecer en el ambiente, los vapores de mercurio son incoloros e inodoros. Cuanta más alta sea la temperatura, más vapores emanarán del mercurio metálico líquido. La ruta aire sería la de mayor importancia debido a que la vía inhalatoria es por la cual hay una mayor absorción de mercurio.^{74,105}

6.1.4 Caracterización del riesgo

6.1.4.1 Caracterización de riesgo No cancerígeno

Para realizar la estimación probabilística del Riesgo No Cancerígeno derivado de la exposición a los 14 PCBs medidos en el suelo, se tomaron en consideración los siguientes parámetros:

- Las concentraciones del grupo de 14 PCBs analizados en el área, se describen bajo una distribución Log-Normal, con una media de 30.41 ppb y una desviación estándar de 26.05 ppb.
- Se estimó una ingesta diaria de suelo en un intervalo de 100 - 400 mg por día con una mayor posibilidad de ingesta de 350 mg por día.^{66,67}
- El peso corporal se tomó directamente de la población estudiada, con una media de 30.31 Kg.
- El nivel de riesgo mínimo (MRL) que define el perfil toxicológico de PCB es de 0.02 µg/kg-día, para una exposición crónica evaluada con la aparición de efectos inmunológicos.⁶⁸

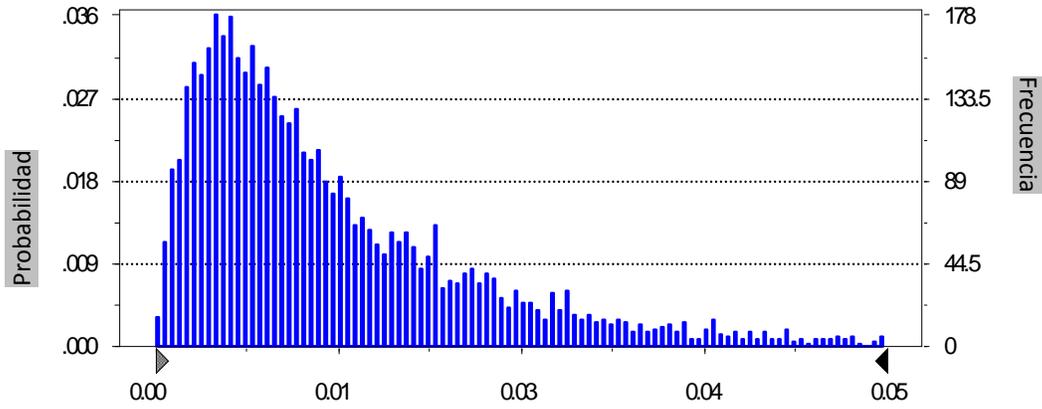
La tabla 4 agrupa los parámetros que fueron considerados para la estimación del riesgo No Cancerígeno por suelo.

Tabla 4. Parámetros utilizados en la estimación probabilística de la exposición a PCBs por suelo.

Parámetros	Distribución	Referencia	Media	DE
Concentración del PCBs en Suelo µg/ kg (ppb)	Log Normal	Muestreo	30.41	26.05
Ingesta diaria de Suelo (mg/día)	Log-Normal	Bibliografía ^{66,67}	350	-
Peso corporal (6- 9años) kg	Log-Normal	Datos Muestreo	30.31	8.16
MRL PCBs ORAL µg /kg/día	Valor Único	ATSDR PCBs	0.02	

Con los parámetros antes descritos se realizó una simulación con 5,000 repeticiones, la figura 12 muestra el cociente de riesgo No Cancerígeno estimado para esta ruta de exposición.

Figura 12. Cociente de riesgo No Cancerígeno estimado para 14 PCBs por la ruta suelo.



El resultado indica que con los parámetros utilizados, la exposición estimada derivada del contacto con los 14 PCBs determinados en suelo, no supera en ningún caso el Nivel de Riesgo Mínimo (MRL) para inmunosupresión descrito por ATSDR.

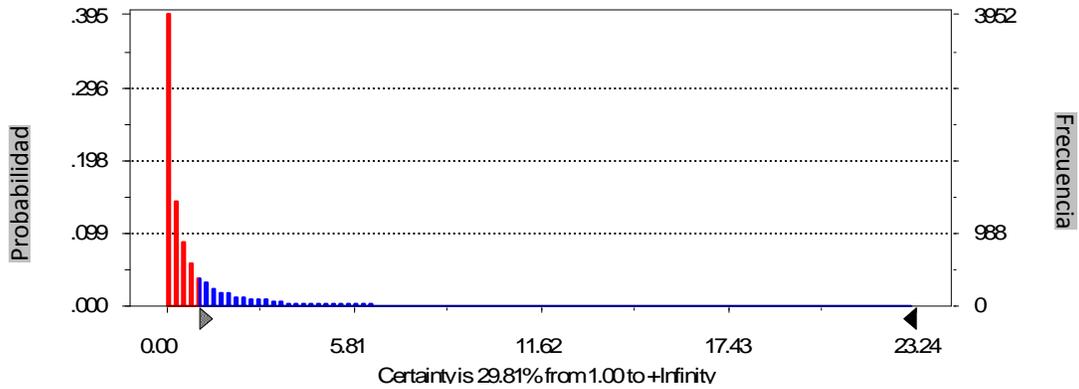
Con respecto al mercurio, en la tabla 5 se agrupan los parámetros que fueron considerados para la estimación del riesgo No Cancerígeno a mercurio inorgánico por la ruta suelo.

Tabla 5. Parámetros utilizados en la estimación probabilística de la exposición a mercurio inorgánico por suelo.

Parámetros	Distribución	Referencia	Media	DE
Concentración de Hg en Suelo $\mu\text{g}/\text{kg}$ (ppb)	Log Normal	Muestreo	844.08	204.36
Ingesta diaria de Suelo (mg/día)	Triang	EPA ⁶⁶	350	
Peso corporal (6- 9años) kg	Log Normal	Datos Muestreo	30.31	8.16
MRL Hg ORAL mg/kg/día	Valor Único	ATSDR ⁶⁸	0.002	

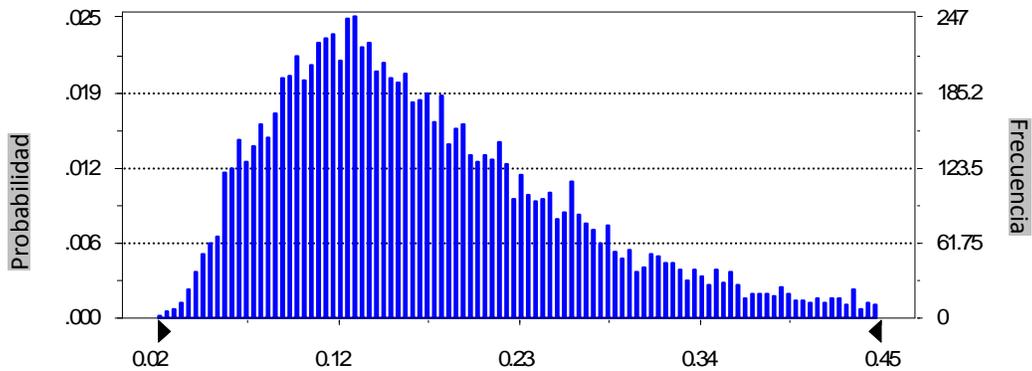
Se realizó una simulación con 10,000 repeticiones, con los parámetros antes descritos, en tres de las cuatro zonas de muestreo: mina chica, mina grande y en el pueblo, los resultados se presentan en las Figura 13, 14 y 15.

Figura 13. Cociente de Riesgo por mercurio en Suelo - Área Mina Grande

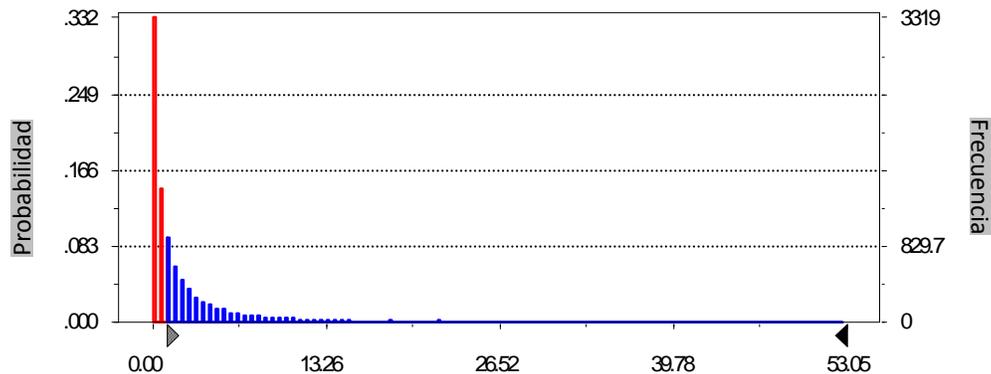


29 % de la Población CR > 1

Figura 14. Cociente de Riesgo por mercurio en Suelo - Área del Pueblo



0% de la Población CR > 1

Figura 15. Cociente de Riesgo por mercurio en Suelo - Área Mina Chica

52 % de la Población CR > 1

Los resultados indican que con los parámetros utilizados, la exposición estimada a mercurio inorgánico provenientes de suelo, supera en dos de las zonas muestreadas el Nivel de Riesgo Mínimo (MRL) para el efecto de daño renal descrito por ATSDR, sin embargo la zona muestreada del pueblo no supera el nivel de riesgo (tabla 6).

Tabla 6. Cocientes de Riesgo (CR) No cancerígenos por mercurio en Suelo en diferentes zonas de San Felipe Nuevo Mercurio

Área	% de Población con CR > 1
Mina Grande	29
Poblado	0
Mina Chica	52
Total	35

6.1.4.2 Caracterización de riesgo cancerígeno

Se estimó el riesgo cancerígeno por la exposición a los 14 PCBs medidos en el suelo, los parámetros fueron los siguientes:

- Las concentraciones de los 14 PCBs analizados en el área, se agrupan bajo una distribución Log-Normal, con una media de 30.41 ppb y una desviación estándar de 26.05 ppb.
- Se estimó una ingesta diaria de suelo en un intervalo de 50 mg por día.⁶⁶
- El peso corporal se estimó para la población estudiada, con una media de 70 Kg.
- El factor de Potencia Cancerígena (FPC) descrita para los PCBs es de 2.00 mg/kg/día.⁶⁸

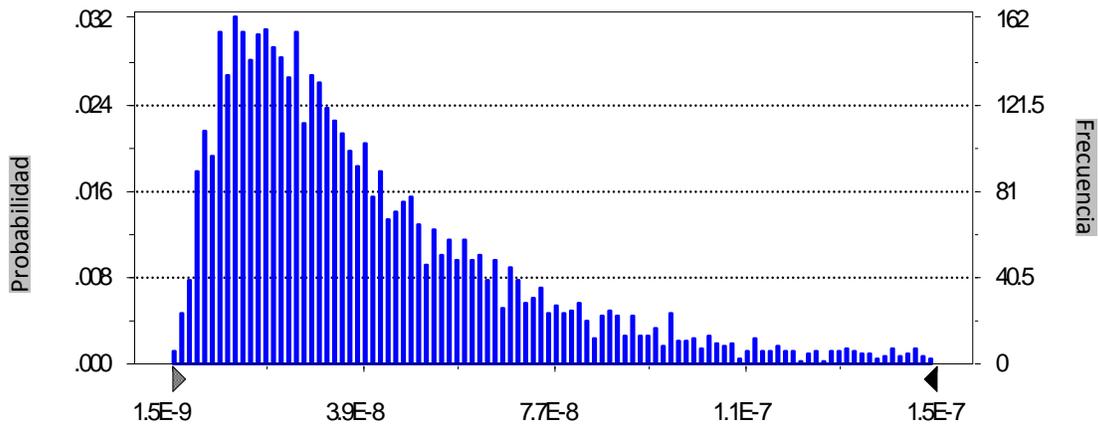
Los parámetros considerados se agrupan en la tabla 7.

Tabla 7. Parámetros considerados en la estimación del riesgo cancerígeno por 14 PCBs en suelo.

Parámetro	Referencia	Distribución	Media	D E
Concentración mg/ kg	Muestreo	Log Normal	0.03041	0.02605
Tasa de ingesta mg/d	Bibliografía	Log Normal	50	
Factor de Exposición-suelo	-	-	1	
Peso corporal Kg		Log Normal	70.00	8.16
FPC mg/kg/día	Bibliografía	-	2.00E+00	
Dosis Estimada mg/ kg-día	-	-	2.17E-08	

Se realizó una simulación con 5,000 repeticiones, con los parámetros antes descritos. La Figura 16, muestra la distribución probabilística del Riesgo Cancerígeno estimado para esta ruta.

Figura 16. Distribución probabilística del Riesgo Cancerígeno estimado por la exposición a 14 PCBs en suelo.



El resultado indica que con los parámetros utilizados, el Riesgo Cancerígeno por la exposición a los 14 PCBs determinados en el suelo del sitio, es de 2 por cada 10,000,000 habitantes (2×10^{-8}).

El mercurio metálico y los compuestos inorgánicos son considerados según la agencia Internacional sobre la investigación del cáncer, por su siglas en ingles IARC, como compuestos no carcinogénicos para los seres humanos (grupo 3). Por lo que no se calculó este parámetro.⁷⁴

6.1.5 Monitoreo Biológico

En esta parte del proyecto, se contó con la participación en el estudio de 7 niños (cinco niños y dos niñas) entre 5 y 12 años de edad y con 5 adultos (un hombre y cuatro mujeres) con edades entre 37 y 58 años. Con respecto al monitoreo biológico de mercurio en orina el tamaño de la muestra se incrementó a 35 niños entre 5 y 12 años de edad. En la tabla 8, se observan los resultados obtenidos del

monitoreo de 14 congéneres PCBs en suero, en el cual sólo se detectó la presencia de 2 congéneres.

Tabla 8. Concentración promedio de los congéneres 28 y 118 de PCBs en suero de individuos habitantes de San Felipe Nuevo Mercurio (ppb = $\mu\text{g/L}$).

PCB	Adultos n = 5	Niños n = 7	NHANES niños		NHANES adultos	
28	28.8 (10.0 - 54.0)	5.4 (2.3 - 10.2)	nd		Nd	
118	9.6 (4.9 - 21.3)	5.8 (nd - 20.6)	Percentil 50	nd	Percentil 50	nd
			Percentil 75	13.1	Percentil 75	14.7

nd= no detectable

Con respecto a los resultados de exposición humana, es importante resaltar que se demostró que la población está expuesta a PCBs, los adultos más que los niños, lo cual era de esperarse debido a dos factores: 1) la contaminación fue mayor en el pasado (tambos al aire libre, manejo de tambos contaminados, incineración de PCBs, uso de aceite contaminado, etc) y 2) ante una exposición crónica la bioacumulación es mayor a través del tiempo es decir los adultos han estado más expuestos que los niños.

Un segundo hecho interesante es que, tanto a los adultos como a los niños se les detectaron los mismos congéneres (el 28 y el 118) los cuales fueron de los más abundantes en suelo (los congéneres 101 y el 105 también se registraron abundantemente en suelo pero no fueron detectables en plasma). Este hecho podría explicarse en primer lugar porque el suelo no sería la principal ruta de exposición y que los PCBs registrados (el 28 y el 118) fueron de una exposición anterior.

Comparando nuestros resultados con los datos de un biomonitoreo abierto de la población (no expuesta) de los Estados Unidos (EUA).⁷⁵ En este país el PCB 28 no se detectó en tanto en San Felipe si se detectó. En cuanto al PCB 118, los valores en San Felipe fueron superiores al percentil 50 registrado en EUA y estuvieron en el orden del percentil 75.

En conclusión la población presenta PCBs en sangre, las concentraciones de los dos congéneres detectados fueron mayores a los registrados en la población no expuesta de los Estados Unidos. Al igual que con el suelo, no podemos afirmar que estos son los únicos congéneres ya que sólo se analizaron los 14 más frecuentes.

En la Tabla 9, se reportan las concentraciones de mercurio en orina de niños de la comunidad, de las cuales 11 muestras de 35 analizadas presentan niveles de mercurio de 35 analizadas. En las 24 restantes el resultado fue menor a 1 µg de Hg/g de creatinina.

Tabla 9. Concentración de mercurio en orina de 11 niños habitantes de San Felipe Nuevo Mercurio (µg g de Hg/g de creatinina).

Folio	µg Hg/g creatinina
SFNM2	4.77
SFNM3	6.30
SFNM4	57.14
SFNM5	14.05
SFNM8	15.65
SFNM10	2.84
SFNM11	25.97
SFNM12	5.94
SFNM13	8.72
SFNM14	4.21
SFNM34	1.84

Referencia 5 µg g de Hg/g de creatinina.

Como se puede observar en la tabla de resultados, de las 35 muestras analizadas sólo 11 presentaron niveles cuantificables de mercurio y de estas, 7 muestras están por arriba de 5 µg/g de creatinina. Sería importante conocer si los niños con niveles de mercurio en orina viven en familias dedicadas a la refinación de mercurio o si ellos lo hacen también. Debido a que el poblado es muy pequeño y que la exposición no se vio en todos los niños podemos inferir que la exposición puede ser puntual en lugares específicos o directa o indirectamente laboral.^{74,105}

6.1.6 Conclusiones preliminares del estudio piloto de la evaluación a 14 PCBs y mercurio

Con base a este estudio preliminar podemos concluir que, los suelos están contaminados con PCBs y mercurio, la contaminación se encuentra dispersa en varias áreas de la comunidad y si bien, las concentraciones detectadas no superan la normativa en la materia para PCBs, tampoco se puede dar esto como algo definitivo dado que no se conoce la concentración total de PCBs en los suelos analizados. Será importante realizar mayores estudios (análisis de otros congéneres), para definir con mayor certidumbre la magnitud de la contaminación.

Con las concentraciones determinadas de PCBs en suelo superficial y empleando los indicadores ya explicados en líneas anteriores, se concluye que el riesgo no cancerígeno por PCBs en suelo es nulo (figura 12). Sin embargo, definimos de antemano que los congéneres analizados en suelo podrían no ser los únicos y que podría haber otros que no analizamos; de ser este el caso, el riesgo no cancerígeno se incrementaría.

Aunado a lo anterior, el suelo podría no ser la principal ruta de exposición, para los adultos una exposición antes de la restauración del sitio pudo ser la más importante, la cual originó la presencia de los actuales PCBs registrados en sangre, en tanto para los niños la lactancia podría ser la principal ruta actual (aunque para ellos no descartamos el suelo y el polvo).

Es difícil establecer con certeza el riesgo total no cancerígeno de la población dado que no hemos establecido la exposición total (hasta ahora se reconocen 209 congéneres y en esta parte del estudio sólo se analizaron 14). Sin embargo, lo que resulta claro es que hay una exposición crónica en la comunidad y que los PCBs pueden generar daños neuroconductuales y endócrinos a bajas concentraciones con exposición continua.^{32-34, 39-41,89}

En consecuencia debemos asumir que hay un riesgo en salud no cancerígeno y que por consiguiente, debe instrumentarse un programa de salud pública para investigar posibles efectos en salud en la población de San Felipe Nuevo Mercurio, como resultado de la exposición crónica a los PCBs.

Debido a la dispersión de los PCBs en suelo superficial como se observa en la figura 10, las zonas de la mina chica y mina grande son los lugares en donde se encuentra la mayor cantidad de PCBs totales en suelo superficial. Asimismo, asumiendo que hubo incineración de aceites contaminados con PCBs es prioritaria la investigación sobre la posible presencia de dioxinas en el ambiente de San Felipe Nuevo Mercurio debido a que las dioxinas son más tóxicas que los PCBs, pero además, sus efectos se presentan a menores concentraciones.⁵⁴

Con las concentraciones encontradas en este trabajo en suelo superficial podríamos concluir que el riesgo no cancerígeno por mercurio inorgánico en suelo es alto, Figura 15 y Tabla. Sin embargo, La estimación probabilística de la exposición para la zona muestreada del pueblo da un cociente de riesgo de cero por ciento lo cual indica que en el poblado no existe riesgo por exposición a mercurio, sin embargo, dada la cercanía y persistencia de visitar la mina y extraer mercurio por parte de los habitantes del pueblo, la exposición a mercurio en los sitios altamente contaminados es eminente.

Por consiguiente, los efectos neurotóxicos, podría considerarse como efecto crítico que sirva de base para la evaluación de riesgos. También podrían considerarse los efectos renales, debido a que es un punto crítico de eliminación y de exposición a compuestos inorgánicos de mercurio.

El riesgo cancerígeno calculado en este trabajo, es muy bajo, según el límite aceptado por la Organización Mundial de la Salud, Figura 16. Esto es, un caso en un millón cuando se calculó para San Felipe, menos de dos casos en 10 millones. Además, otra vez debe enfatizarse que dicho valor se obtuvo sin el conocimiento del total de congéneres presentes en el suelo.

Para el caso del riesgo cancerígeno también es importante incluir la posibilidad de la presencia de las dioxinas en la comunidad, dado que estos compuestos también son tóxicos que han sido relacionados con la generación de cánceres en población humana.⁵⁴

En el caso del vapor de mercurio, los estudios en humanos expuestos ocupacionalmente han mostrado un efecto adverso en el sistema nervioso central y en los riñones a niveles atmosféricos prolongados de 25-30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ o niveles equivalentes de mercurio en la orina de 30 $\mu\text{g}/\text{g}$ de creatinina. Sin embargo si se toma como referencia el LOAEL del efecto en el sistema nervioso central, la *US EPA* ha determinado una concentración de referencia (CdR) del vapor de mercurio para la población general de 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y esto equivaldría a una concentración en orina para población expuesta de 5 $\mu\text{g}/\text{g}$ de creatinina.⁶⁶ Los niveles de mercurio en orina encontrados en la población de San Felipe, Tabla 9, indican valores altos con respecto a esta referencia lo que justifica un estudio neuropsicológico en la población, aunado a esto, los niveles de PCBs en niños y en adulto, Tabla 8, también son altos si los comparamos con 4 ng/ml ya que este tipo de compuestos alteran el desarrollo psicomotor, neurocomportamental y mental a esos niveles.⁸⁸

Los yacimientos de cinabrio han sido la fuente mineral para la extracción comercial de mercurio metálico. La forma metálica se extrae o se refina a partir del mineral de sulfuro de mercurio calentando a temperaturas superiores a los 500° C. De esta manera se evapora el mercurio contenido en el mineral, y posteriormente se captan y enfrían los vapores para formar el mercurio metálico líquido. Este mercurio líquido es el producto que muchos pobladores de San Felipe Nuevo Mercurio obtienen para venderlo, durante el proceso que ellos realizan no cuentan con suficientes medidas de seguridad para evitar la exposición a los vapores de mercurio metálico.

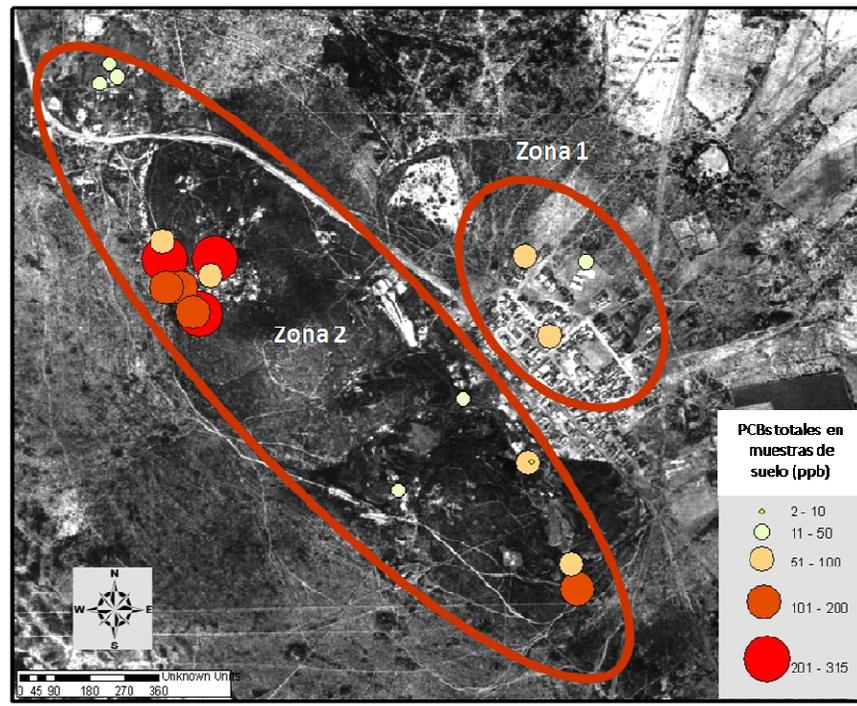
Como ya se mencionó, el estudio piloto de la investigación se realizó en el año del 2005, la segunda fase, que a continuación se describe fue realizada en el año del 2007, para esta parte se realizó el análisis de 41 congéneres de PCBs en suelo y en plasma, mercurio en orina, además del análisis del perfil tiroideo y la evaluación de efectos neurológicos.

6.1.7 Evaluación del riesgo en San Felipe Nuevo Mercurio

6.1.7.1 Contaminación ambiental

De las 48 muestras de suelo que se tomaron en el primer muestreo (2005) sólo se tomaron 24 muestras de suelo en este segundo muestreo (2007). En la figura 17, se muestran los puntos de muestreo así como la concentración de la suma de los 41 congéneres de PCBs.

Figura 17. Concentración de la sumatoria de 41 congéneres de PCBs en 28 puntos de muestreo.

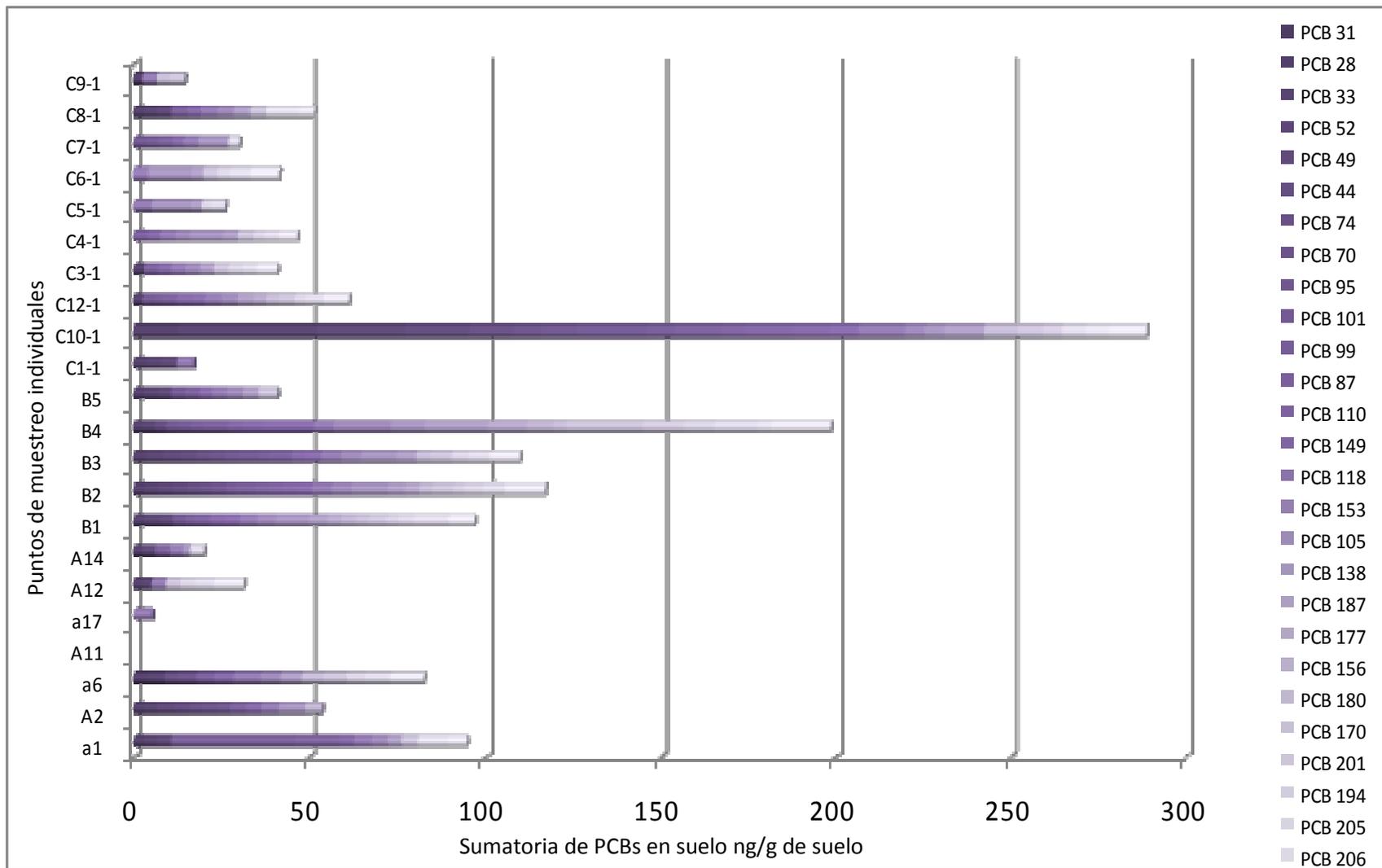


Debido a los resultados obtenidos de los PCBs, tanto en el primer muestreo como en el segundo, se optó por dividir el sitio de estudio en dos zonas; en la primera zona se encuentran las muestras de suelo tomadas de la superficie de las calles y zonas de recreación del pueblo, en la zona dos se encuentran las dos minas y los lugares de confinamiento también presentados en la figura 17. Los resultados de PCBs totales por zona de riesgo se presentan en la tabla 10.

Tabla 10. Concentración de PCBs totales (ppb) en suelo superficial por zona de riesgo.

Zona	N	Media \pm DE (ppb)	mín – máx (ppb)
1 (Poblado)	4	14 \pm 14.5	2 – 31
2 (Minas y zonas de confinamiento)	18	82 \pm 78	15 – 315

Figura 18. Niveles de 41 congéneres de PCBs en suelo superficial



En la figura 18 se pueden observar los 22 puntos de muestreo, en los cuales hay una gran variedad de congéneres de PCBs, predominando los PCB menos clorados.

Los niveles de PCBs determinados en el suelo superficial, están por debajo, al compararlos con las normas oficiales mexicanas e internacionales, a pesar de que se aumentó la cantidad de congéneres analizados. El PCB más abundante fue el 105, sin embargo también se detectó al PCB 118 en todas las muestras. Los dos congéneres son los más abundantes en la mezcla comercial de AROCLOR 1254 (ANEXO 2) el cual es una mezcla de PCBs que más se produjo entre los años del 1930 al 1970 para la fabricación de transformadores.⁹⁴

La contaminación por PCBs se localiza principalmente en la zona donde se encontraba la mina chica, en esta zona, también se incineraban los residuos tóxicos en hornos de extracción de mercurio, además es el lugar en donde se confinaron los tambos y material impregnado con los residuos.

Nuevamente la segunda zona de mayor cantidad de PCBs se localizó en el área de hornos próximos al tiro de la mina grande. Estos hornos supuestamente eran para el manejo del mercurio probablemente el aceite de PCBs que llegó a la comunidad se utilizó como combustible.

6.1.7.2 Caracterización del riesgo

6.1.7.2.1 Caracterización de riesgo No cancerígeno

Para realizar la estimación probabilística del Riesgo No Cancerígeno derivado de la exposición a los 41 PCBs medidos en el suelo (segundo muestreo), se tomaron en consideración los siguientes parámetros:

- Las concentraciones del grupo de 41 PCBs analizados en el área, se describen bajo una distribución Log-Normal, con una media aritmética de 98 ppb y una desviación estándar de 89 ppb.
- Se estimó una ingesta diaria de suelo en un intervalo de 100 - 400 mg por día con una mayor posibilidad de ingesta de 350 mg por día.^{66,67}

- El peso corporal se tomó directamente de la población estudiada, con una media de 30.31 Kg.
- El nivel de riesgo mínimo (MRL) que define el perfil toxicológico de PCB es de 0.02 $\mu\text{g}/\text{kg-día}$, para una exposición crónica evaluada de efectos inmunológicos.⁶⁸

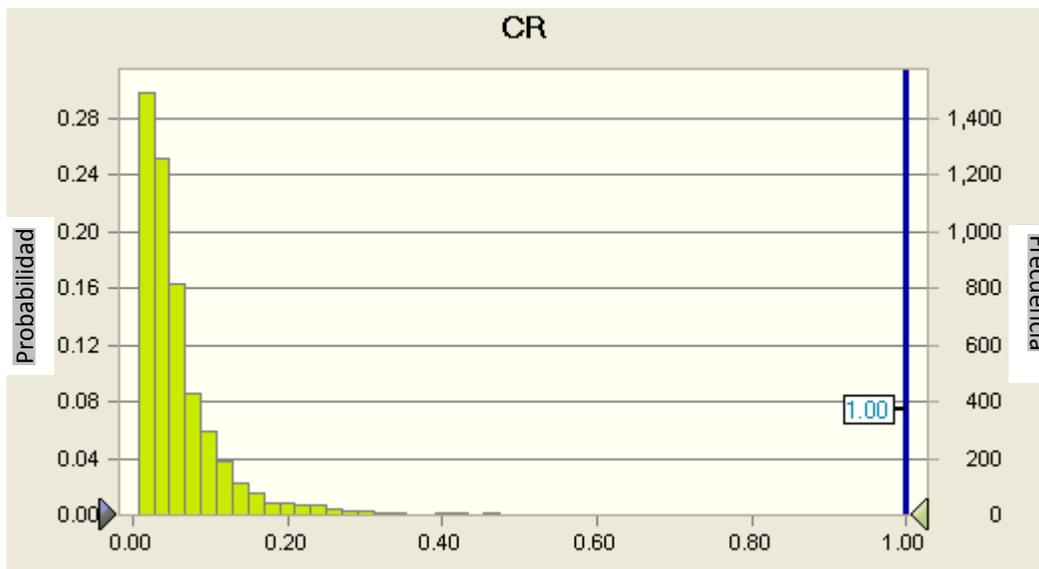
La Tabla 11 agrupa los parámetros que fueron considerados para la estimación del riesgo No Cancerígeno.

Tabla 11. Parámetros utilizados en la estimación probabilística de la exposición a PCBs por suelo.

Parámetros	Distribución	Referencia	Media	DE
Concentración del PCBs en Suelo $\mu\text{g}/\text{kg}$ (ppb)	Log Normal	Muestreo	70	78
Ingesta diaria de Suelo (mg/día)	Log-Normal	EPA ⁶⁶	350	-
Peso corporal (6- 9años) kg	Log-Normal	Datos Muestreo	30.31	8.16
MRL PCBs ORAL $\mu\text{g}/\text{kg/día}$	Valor Único	ATSDR PCBs ⁶⁸	0.02	

Se realizó una simulación con 5,000 repeticiones, con los parámetros antes descritos. La Figura 19 muestra la distribución probabilística del riesgo No Cancerígeno estimado para esta ruta.

Figura 19. Distribución probabilística del riesgo No Cancerígeno estimado para 41 PCBs por suelo.



El resultado indica que con los parámetros utilizados, la exposición estimada derivada del contacto con los 41 PCBs provenientes de suelo, no supera en ningún caso el Nivel de Riesgo Mínimo (MRL) para el efecto de inmunosupresión descrito por ATSDR.

Con las concentraciones encontradas en suelo superficial en esta segunda fase, se emplearon los indicadores ya explicados en la sección de estimación probabilística de riesgo, los resultados demuestran que aunque nos acercamos más a la concentración real de PCBs en suelo, el riesgo no cancerígeno por 41 PCBs es nulo.

Con el análisis de estos 41 congéneres se establece con mayor certeza el riesgo en salud no cancerígeno de la población, debido a que se aumenta la certidumbre de las concentraciones reales de PCBs totales, a pesar de que el riesgo probabilístico es muy bajo.

6.1.7.2.2 Caracterización de riesgo cancerígeno

Se estimó el riesgo cancerígeno por la exposición a los 41 PCBs medidos en el suelo, los parámetros fueron los siguientes:

- Las concentraciones de los 41 PCBs analizados en el área, tienen una distribución Log-Normal, con una media de 98 ppb y una desviación estándar de 89 ppb.
- Se estimó una ingesta diaria de suelo de 50 mg por día.⁶⁶
- El peso corporal se estimó para la población estudiada, cuyo promedio fue de 70 Kg.
- El factor de Potencia Cancerígena (FPC) descrita para los PCBs es de 2.00 mg/kg/día.⁶⁸

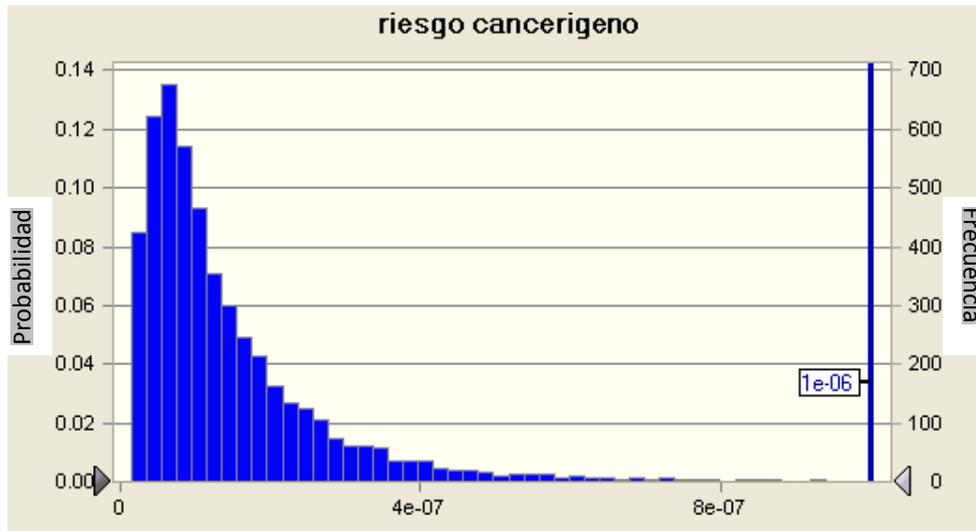
Los parámetros considerados se reportan en la Tabla 12.

Tabla 12. Parámetros considerados en la estimación del riesgo cancerígeno por 41 PCBs en suelo.

Parámetro	Referencia	Distribución	Media	D E
Concentración mg/ kg	Muestreo	Log Normal	0.071	0.078
Tasa de ingesta mg/d	Bibliografía	Log Normal	50	
Factor de Exposición-suelo	-	-	1	
Peso corporal Kg		Log Normal	70.00	8.16
FPC mg/kg.día	Bibliografía	-	2.00E+00	
Dosis Estimada mg/ kg/día	-	-	7.00E-08	

Se realizó una simulación con 5,000 repeticiones, con los parámetros antes descritos. La Figura 20, muestra la distribución probabilística del Riesgo Cancerígeno estimado para esta ruta.

Figura 20. Distribución probabilística del Riesgo Cancerígeno estimado para 41 PCBs por suelo.



El resultado indica que con los parámetros utilizados, el Riesgo Cancerígeno por la exposición a los 41 PCBs medidos en el suelo del sitio es de 1 por cada 1,000,000 habitantes (1×10^{-6}). Es decir, toda la población tiene una probabilidad de tener cáncer por exposición a PCBs de uno en un millón la cual es el límite de referencia establecido por la organización mundial de la salud.⁶⁷

El riesgo cancerígeno calculado en esta fase está en el límite de lo aceptado por la Organización Mundial de la Salud. Esto es un caso de cáncer en 1,000,000 cuando se calcula para la comunidad de San Felipe, menos de un caso en 1,000,000 millon. Esto indica que la exposición por PCBs en la ruta suelo no hay riesgo cancerígeno.

Para el caso del riesgo cancerígeno también es importante incluir la posibilidad de la presencia de las dioxinas en la comunidad, dado que estos compuestos también son tóxicos, persistentes y se pudieron haber formado en la incineración de aceites de PCBs

6.1.7.3 Monitoreo biológico del 2do. Muestreo para 41 PCBs

En este segundo muestreo, se contó con la participación de 23 niños entre 6 y 11 años. Además del análisis de PCBs en sangre, se tomaron muestras para analizar mercurio en orina y plomo en sangre.

Los resultados de los congéneres de PCBs encontrados en plasma durante el segundo muestreo indican una exposición a PCBs, los niveles encontrados de los congéneres de PCBs se muestran de forma individual en la tabla 13. En la tabla 14 se muestran los niveles de PCBs en sangre, mercurio en orina y el plomo en sangre.

Tabla 13. Resultados individuales por congénere de la Concentración de PCBs en plasma (ppb).

Congénere	Promedio	DE	Mínimo	Máximo
PCB 18	0.6	0.6	0.3	2.5
PCB 17	0.4	0.1	0.3	0.7
PCB 31	0.4	0.1	0.2	0.6
PCB 28	1.9	1.6	0.3	7
PCB 33	1.5	0.8	0.3	2.5
PCB 52	1.2	0.1	1	1.2
PCB 74	1.9	0.4	0.5	2
PCB 70	1.3	0.9	0.7	2.5
PCB95	0.5	0.4	0.3	1.2
PCB 101	0.4	0.1	0.3	2
PCB 99	0.5	0.2	0.5	0.8
PCB 87	0.6	0.4	0.3	1.4
PCB 110	0.5	0.1	0.4	0.7
PCB 82	1.2	0.4	0.4	2
PCB 118	2.7	2.0	0.5	5
PCB 105	0.6	0.1	0.3	0.8
PCB 171	0.9	0.5	0.4	1.9
PCB 156	0.8	0.3	0.4	1.2
PCB 180	1.2	1.6	0.5	5.2
PCB 191	1.2	1.1	0.4	2.6
PCB 169	1.1	0.4	0.9	7.59
PCB 170	0.4	0.1	0.4	0.8
PCB 201	1.1	1.7	0.32	6.1
PCB 208	0.9	0.3	0.6	2
PCB 205	2.2	3.8	0.3	13
PCBs totales				
N=23	11.9	6.5	Nd	25

Tabla 14. Resultados del monitoreo biológico PCBs, mercurio y plomo.

Compuesto	Media \pm DE ^a	Mínimo – máximo	Porcentaje de niños con valor por arriba del valor de referencia
Hg en orina (mg/gcrt)	4.2 \pm 7.1	nd - 29.6	21 ^b
Pb en sangre (μ g/dL)	4.4 \pm 2.3	2.3 – 12	6 ^c
PCBs totales en plasma (ng/mL)	11.4 \pm 6.2	nd - 24.8	- ^d

n=23

a media geométrica \pm desviación estándar (DE)b 5 μ g Hg/g creatinina en orina OMSc 10 μ g Pb/dL – valor de referencia del CDCd 4 ng/mL Seegal R. ⁴¹

6.1.7.4 Evaluación de efectos en salud

En la tabla 15, se presentan las características generales y antropométricas de los niños seleccionados que participaron en el segundo muestreo de PCBs en plasma y mercurio en orina. En la tabla 16, se reportan los resultados de la evaluación neuropsicológica y del perfil tiroideo. Los resultados muestran en todas las pruebas neuropsicologicas, niños por debajo de la población de referencia que se utilizó en un estudio de validación de las pruebas utilizadas.⁵⁹⁻⁶²

Tabla 15. Características generales y antropométricas de los niños seleccionados.

	Media \pm DE ^a	Mínimo-máximo	Porcentaje de niños arriba del valor de referencia
Genero (% de niños)	36 ^b	-	-
Edad (años)	8.3 \pm 1.6	6 – 11	-
z talla para la edad (%<-2SD)	-0.16 \pm 1.2	-3.8 - 1.5	6.2 ^c
z Peso para la edad (%<+2SD)	-0.4 \pm 1.8	-4.6 – 2.1	6.7 ^d

n=23

a Valores son media aritmética \pm desviación estándar (DE)

b Valor es porcentaje

c OMs y CDC punto de corte para desnutrición severa crónica

d OMS y CDC punto de corte para sobrepeso

Tabla 16. Resultados de la evaluación neuropsicológica y niveles de hormonas tiroideas de los niños seleccionados.

Prueba	Media \pm DE ^a	Mínimo – máximo	Porcentaje de niños debajo del valor de referencia
Subescala del WISC			
Similaridades	9.3 \pm 3.5	4.0 -15	41 ^b
Vocabulario	7.0 \pm 2.5	4.0 – 13	88 ^b
Retención de dígitos	7.0 \pm 3.5	1.0 -14	71 ^b
Ordenación del dibujo	9.6 \pm 3.2	3.0 -13	41 ^b
Historias	7.1 \pm 2.8	3.0 -13	76 ^b
Diseño de bloques	8.9 \pm 3.3	3.0 -14	53 ^b
Claves	7.6 \pm 3.2	2.0 – 12	59 ^b
Figura compleja de Rey – Osterrieth (FCRO)			
Valor z de la copia de la FCRO	-1.3 \pm 1.4	-3.9 – 1.2	56 ^c
Valor z de la memoria de la FCRO	-0.8 \pm 0.9	- 2.1 – 0.9	44 ^c
Hormonas tiroideas			
T3 Total (ng/dL)	168.4 \pm 29.3	109 – 211	38 ^d
T3 libre (pg/mL)	3.5 \pm 0.9	1.0 - 4.9	29 ^e
T4 Total (μ g/dL)	9.4 \pm 1.3	6.9 – 11.7	0 ^f
T4 Libre (ng/dL)	1.3 \pm 0.1	1.0 – 1.5	0 ^g
TSH (μ LU/mL)	2.2 \pm 1.0	0.5 – 4.9	0 ^h

n=23

^a Media geométrica \pm Desviación estándar (DE)^b 10 valor de referencia del WISC⁵⁹^c -1 DE^d 85.2 - 182 ng/dL – valor de referencia del CDC^e 1.5 - 4.1 ng/dL^f 4.8 – 12 μ g/dL^g 0.86 - 2.1 ng/dL^h 0.4 - 5.0 μ LU/MI

En la tabla 17, se muestra el análisis bivariado (correlaciones parciales) que se realizó con los estudios de los niveles de 41 congéneres de PCBs, mercurio en orina con el perfil tiroideo.

Tabla 17 Resultado de las correlaciones entre los niveles de 41 PCBs en plasma y mercurio en orina con el perfil tiroideo.

Tóxico	Hormonas tiroideas									
	T3 total (ng/dL)		T3 libre (pg/mL)		T4 total (µg/dL)		T4 libre (ng/dL)		TSH µLU/mL	
	r^a	r^b	r^a	r^b	r^a	r^b	r^a	r^b	r^a	r^b
	valor p	valor p	valor p	valor p	valor p	valor p	valor p	valor p	valor p	valor p
Hg (µg/gcrt) ^c	-0.09	-0.14	0.02	0.07	-0.42	-0.53	-0.48	-0.41	0.07	0.01
	0.7	0.6	0.9	0.8	0.1	0.06	0.08	0.1	0.8	0.9
PCBs totales (ng/mL)	-0.13	-0.1	-0.02	-0.1	0.00	-0.00	0.03	-0.3	0.2	-0.1
	0.6	0.8	0.9	0.7	0.9	0.9	0.9	0.4	0.4	0.8

a Correlación de Pearson

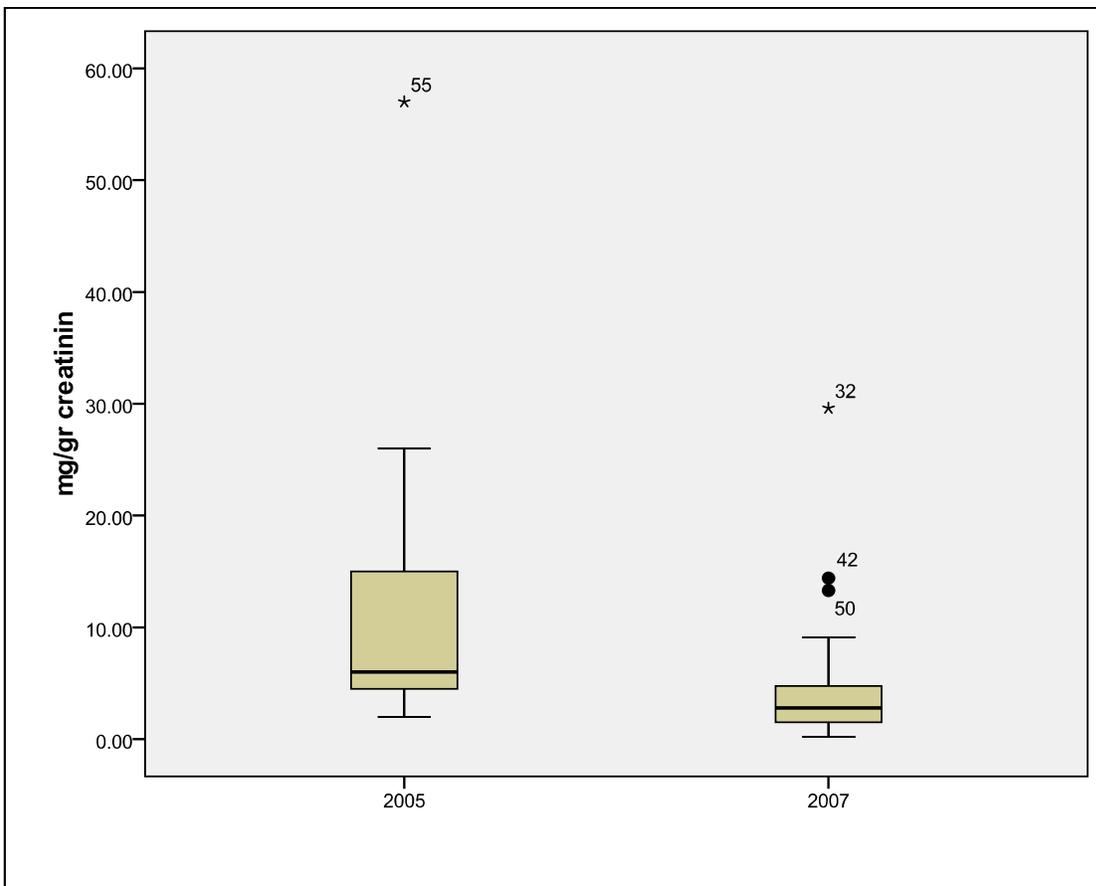
b Correlación ajustada por la edad

c Valores fueron transformados a logaritmos

6.1.8 Resultados integrados de los 2 muestreos

En la figura 21, presenta los niveles de mercurio en orina del primer muestreo (niños y adultos) durante el año del 2005 y los niveles de mercurio en orina del segundo muestreo 2007 (niños).

Figura 21. Concentración de Hg (mgHg/g crt) de población de San Felipe Nuevo mercurio, Mazapil, Zacatecas de los muestreos del 2005 y 2007.

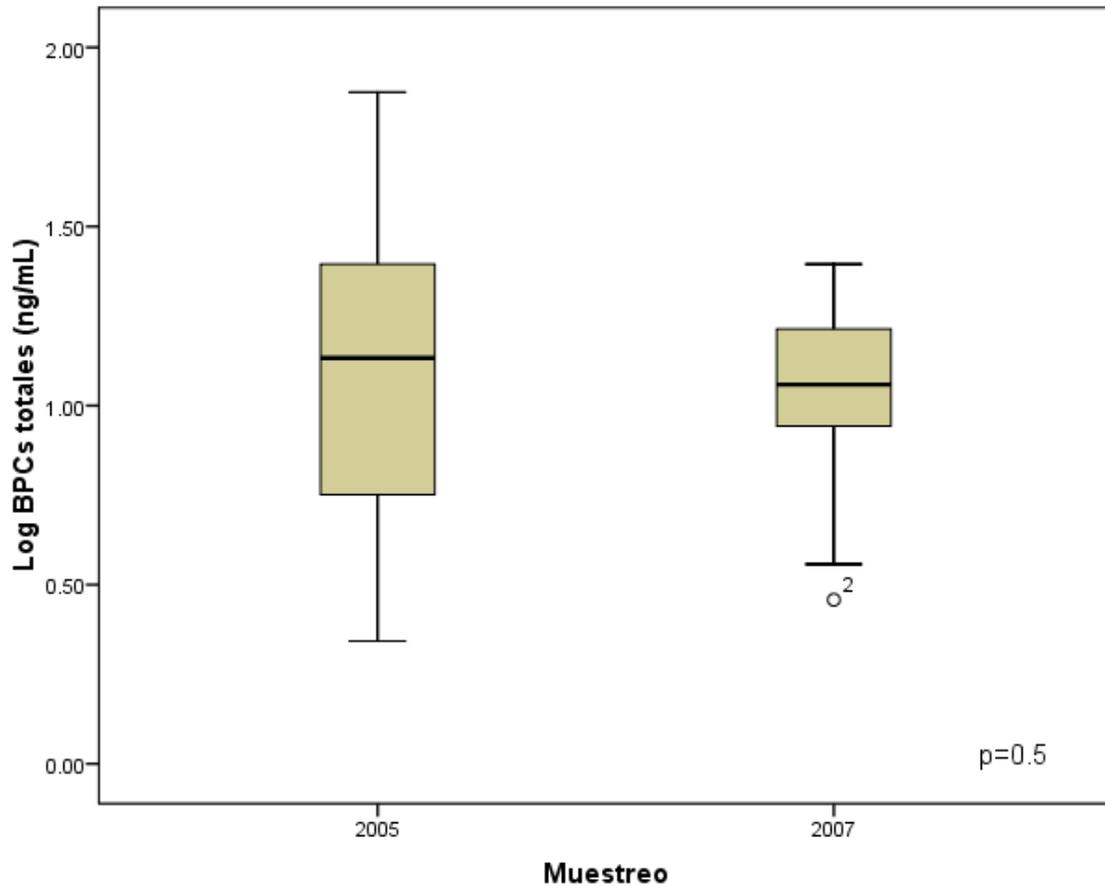


Grupo 1.- Adultos y niños primer muestreo 2005
 Grupo 2.- Niños segundo muestreo 2007

En la figura 22 se comparan los niveles de PCBs en orina analizados en el año del 2005 y en el 2007, en el primer muestreo se analizaron a 5 adultos y a 6 niños,

analizando 14 congéneres de PCBs, mientras que en el segundo muestreo se analizaron 41 congéneres de PCBs en 28 niños .

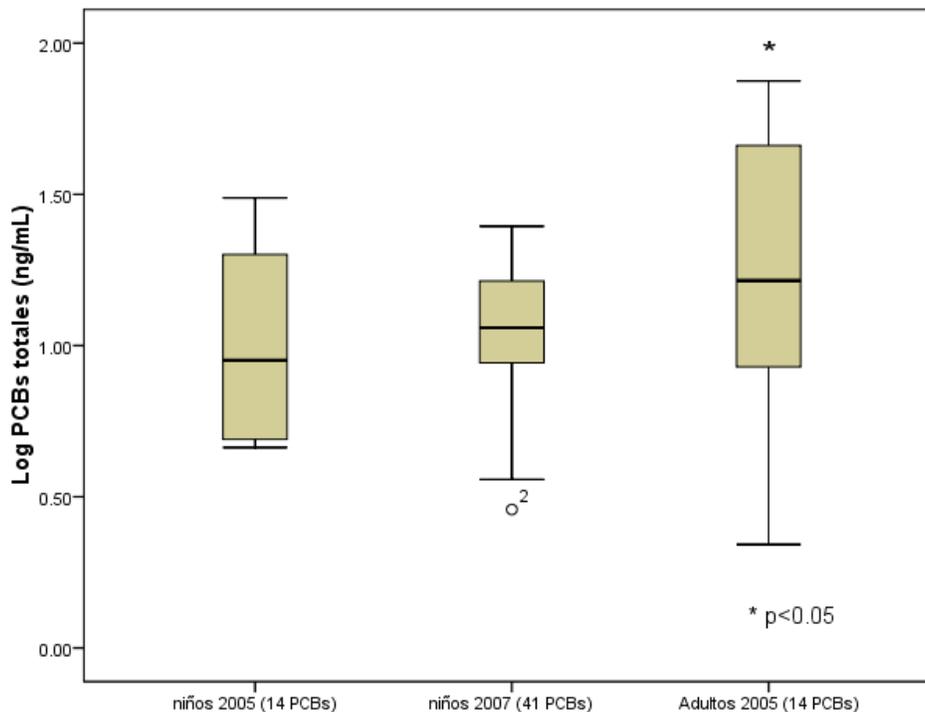
Figura 22. Niveles de PCBs en plasma de población general de San Felipe Nuevo Mercurio durante el año 2005 y del año 2007.



Los datos de la figura 22, muestran una diferencia estadísticamente significativa entre los niveles de 14 congéneres de PCBs en sangre analizados en el 2005 y los niveles de 41 congéneres de PCBs en sangre analizados en el 2007, para población general de la comunidad.

En la figura 23, se muestran los diferentes grupos de la población analizada en el año del 2005 y en el 2007, en el primer muestreo se analizaron a 5 adultos y a 6 niños, determinando 14 congéneres de PCBs, mientras que en el segundo muestreo se analizaron 41 congéneres de PCBs en 28 niños.

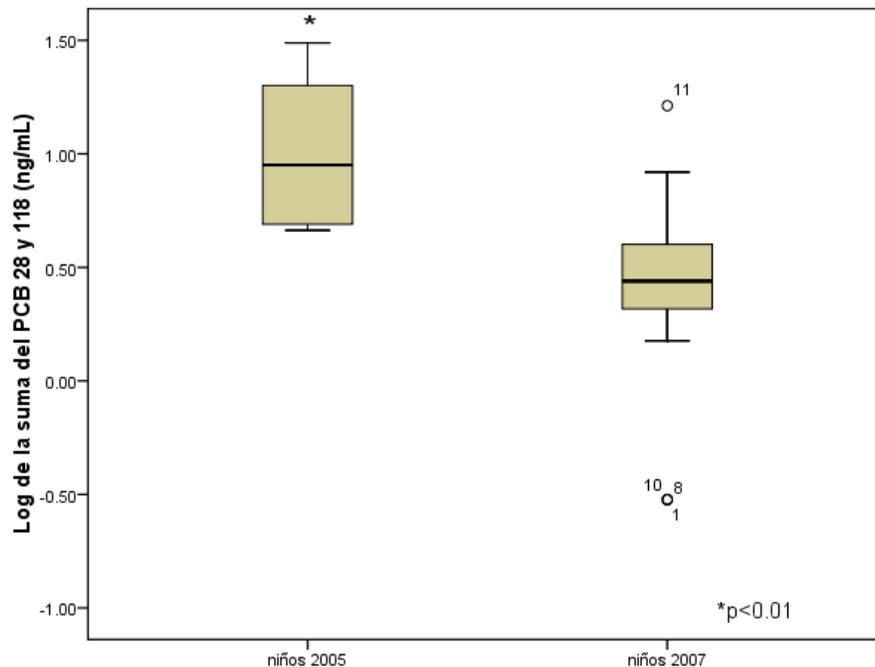
Figura 23. Gráfica de los niveles de PCBs en plasma de los monitoreos del año 2005 y 2007 agrupados en niños y adultos participantes.



La gráfica de la figura 23, muestra una mayor concentración de PCBs en los adultos con respecto a las dos concentraciones de PCBs en los niños. No hay diferencia significativa entre los dos monitoreos de PCBs en niños, aún y cuando en el segundo muestro se analizaron 41 congéneres de PCBs.

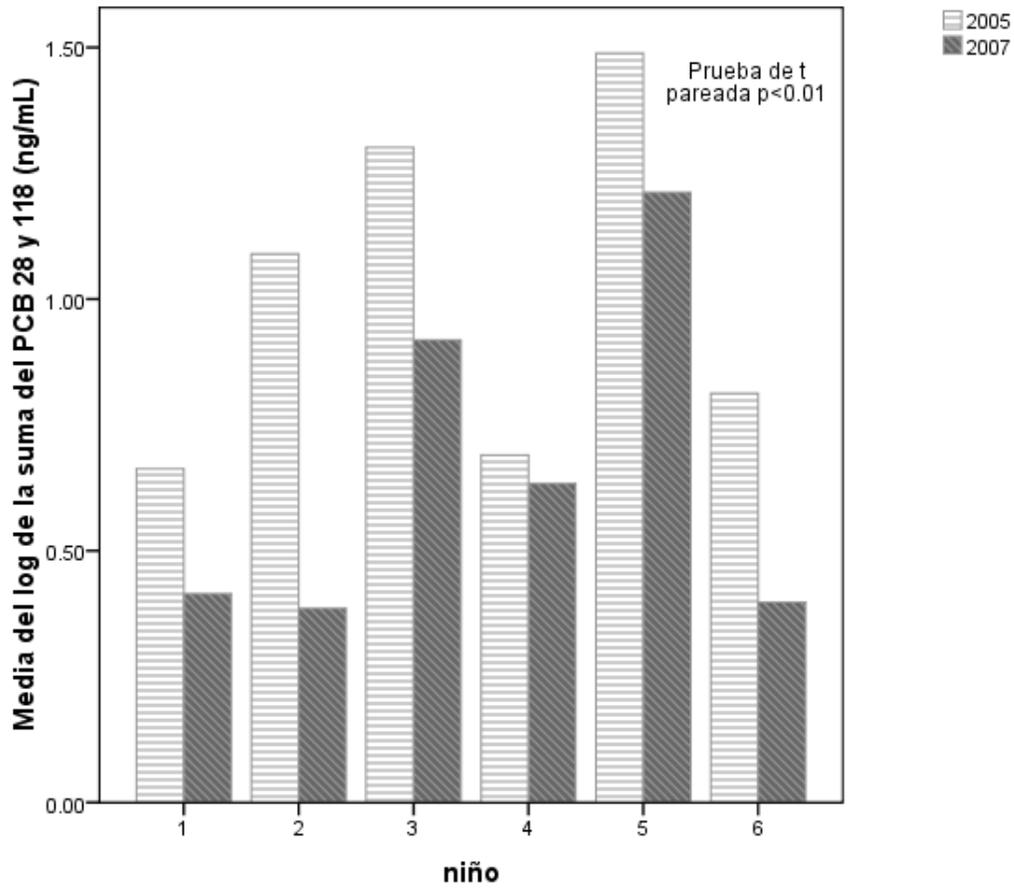
En la figura 24, se muestran los dos grupos de niños evaluados en los dos periodos de muestreos pero ahora se acotaron en únicamente la sumatoria de la concentración plasmática de los PCBs 28 y 118

Figura 24. Comparación de los niveles de la sumatoria de PCB 28 y PCB 118 en niños de los dos monitoreos del 2005 y 2007.



Existe una diferencia estadísticamente entre el grupo de niños del primer muestreo con respecto al grupo de niños del segundo muestreo, esto implica una disminución de los niveles de PCBs en plasma en un periodo de 2 años. Para corroborarlo que hubo una disminución en los niveles plasmáticos de los congéneres 28 y 118 se realizó la comparación entre los niños que tuvieron continuidad en el estudio, de tal forma que en la figura 25, se encuentran únicamente los niños que participaron en el primer muestreo (año 2005) y en el segundo muestreo (2007).

Figura 25. Comparación de los niveles de la sumatoria de PCB 28 y PCB 118 en plasma de niños que participaron en los dos monitoreos del 2005 y 2007.



6.1.8 Conclusiones

Hasta donde sabemos nunca se realizaron análisis sobre los congéneres almacenados en la comunidad, en consecuencia, de entrada fue difícil seleccionar los PCBs más adecuados para definir el nivel de contaminación en San Felipe Nuevo Mercurio por lo que se optó por analizar como inicio 14 congéneres que representan un listado internacional de los que mayormente han aparecido en muestras humanas y en mezclas comerciales.

Las dos estimaciones de riesgo por exposición a PCBs en suelo demostraron un riesgo bajo (Figura 12 y Figura 19) , sin embargo cabe mencionar que la sumatoria de 41 congéneres fue mayor que la sumatoria de los 14 congéneres de PCBs por lo que es importante evaluar la mayor cantidad de PCBs posibles con la finalidad de obtener una mayor certidumbre en el análisis de la sumatoria total de los PCBs, al comparar las dos estimaciones de riesgo se identifica que; tanto en la estimación de riesgo probabilístico con los datos de 14 congéneres de PCBs en suelo como en la estimación con 41 congéneres de PCBs en suelo indican que no existe riesgo por exposición a suelo superficial contaminado con PCBs en la zona de estudio. Lo que cabe aclarar es que los niveles de 41 congéneres de PCBs se acercan a los niveles de PCBs totales reales que se encuentran en la zona debido a que; los 41 congéneres analizados son los más abundantes en muestras tipo aroclor, con lo cual se pueden analizar desde un 60 hasta un 90% de las muestras tipo aroclor, mientras que con el análisis de 14 PCBs sólo se puede analizar como máximo el 40 % en muestras tipo aroclor (Anexo 1). Por el contrario la estimación de riesgo probabilístico por exposición a suelo contaminado con mercurio demostró un alto riesgo a la salud de las personas residentes en la zona, el análisis de mercurio en suelo con absorción atómica determina mercurio total, por lo que, el mercurio analizado podría ser sales de mercurio, óxidos, sulfuros o el mercurio metálico, sin embargo las muestras de mercurio en orina demostraron que los individuos residentes de San Felipe nuevo Mercurio también están expuestos a una gran cantidad mercurio metálico, el cual es el causante de la

toxicidad descrita, en la bibliografía, en la mayoría de los casos por exposición a mercurio, alteración del perfil tiroideo, daño renal y neuropsicológico principalmente.^{33, 50, 105.}

A pesar de que ninguna de las concentraciones supera la norma más estricta, de PCBs totales en suelo, que es de 500 microgramos por kilogramo (o 500 ppb); que es la Norma Canadiense para la protección contra riesgos en salud ambiental en suelos agrícolas, se demuestra que la población está expuesta a PCBs.

La muestra con mayor cantidad de PCBs, tanto en el primer muestreo como en el segundo, se localizó en la mina chica donde se almacenaron los tambos (y que además es la zona de tambos enterrados y antigua área de incineración), la segunda muestra de mayor concentración de PCBs se localizó en el área de hornos próximos al tiro de la mina grande. Estos hornos eran para el manejo del mercurio y debido a la predominancia de los vientos, sobre todo en el periodo de estiaje es con dirección al suroeste⁶ y que además entre ambas minas existe un pequeño lomerío, es difícil que los PCBs que se encuentran acumulados en la mina chica sean transportados hacia la zona de los hornos en la mina grande. Debido a que en la zona de la mina grande existe una gran cantidad de hornos que se utilizaron para la extracción de mercurio, podríamos inferir que parte de los aceites que contenían PCBs fueron utilizados como combustibles, para confirmar esta hipótesis sería necesario realizar un análisis de dioxinas en suelo ya que los PCBs cuando son incinerados en condiciones de temperaturas superiores a los 600 °C, en un medio oxidante, pueden dar como subproducto dioxinas en combustión incompleta. Esto sería muy importante debido a que las dioxinas, también son persistentes en el ambiente y además los efectos toxicológicos se presentan a niveles mucho menores que con los PCBs.^{2, 41, 44, 50, 54}

Tanto los niveles de PCBs en suelo como los niveles de PCBs en sangre de la población de San Felipe nuevo mercurio disminuyeron en el periodo de los dos años de muestreo. Esto se puede apreciar en la figura 25, donde 6 niños

evaluados en el año 2005 y esos mismos niños fueron evaluados nuevamente en 2007, presentaron una disminución del 40% los PCBs 118 y 28 en sangre, en el segundo muestreo. Lo cual puede hablar de una exposición pasada y que los niveles de PCBs en suelo superficial representan un riesgo mínimo para la población actual. La población adulta presentó niveles muy altos de PCBs en sangre y no sabemos si esos niveles disminuyeron para el segundo muestreo.

El tiempo de vida media calculado para una población expuesta a PCB 118 fue de 4.2 años,⁸⁰ mientras que para el PCB 28 fue menor a 1 año,⁸¹ por lo que los resultados obtenidos demuestran una baja exposición a PCBs en suelo y que las medidas de contención hasta ahora han sido suficientes para aminorar el riesgo, esto debido a que de lo contrario, si la población estuviera expuesta a niveles altos de PCBs no se podría ver la disminución en los niveles plasmáticos de PCBs.

A pesar de que algunos estudios han demostrado a niveles de PCBs en sangre de 4 ppbs se han demostrado efectos neurotóxicos en algunos estudios,⁸⁸ no se encontraron efectos en la población infantil de San Felipe Nuevo Mercurio asociados a la exposición a PCBs, sin embargo no podemos confirmar que no hay efectos neurológicos debido a que la evaluación neuropsicológica contó con una muy pequeña cantidad de muestra y para estos estudios se necesita cuando menos 60 participantes, según sea el caso, el estudio neuropsicológico no indicó una asociación con los niveles de PCBs en sangre y ni con los niveles de mercurio en orina pero si una disminución de hasta 5 puntos con respecto a una población de referencia. Por lo que esto podría inferir un efecto neurotóxico.

En algunos estudios se han demostrado que afectaciones tanto en el perfil neuropsicológico como el tiroideo ha sido por la exposición a PCBs principalmente y a mercurio,^{38, 41, 88} en este estudio no se determinó ninguna asociación entre estos efectos con los niveles en sangre y orina de estos compuestos, cabe aclarar que hubo una significancia estadística con una $P < 0.1$ entre los niveles de hormonas tiroideas y mercurio sin embargo no es lo suficientemente clara, lo cual pudo ser debido a que el tamaño de muestra fue muy pequeño nuevamente. En

esta comunidad no es posible realizar nuevos estudios con una mayor cantidad de muestra debido a que la cantidad de la población es muy pequeña. Si bien, en el primer muestreo tuvimos una aceptación de menos del 20 % de los padres de familia para realizar el estudio en los niños en etapa escolar, en el segundo muestreo tuvimos una aceptación de 90%, con esto se tendría una población total para realizar el estudio de unos 30 niños en edad de 6 a 11 años, que tampoco es suficiente. Ahora, si se tuviera una población mayor y se pudiera realizar un estudio más detallado sobre la evaluación neurotóxica y de perfil tiroideo, sólo se evidenciaría más el riesgo que hay en la población por estar expuestos a esos contaminantes.

6.2 Evaluación de riesgo en Alpuyec, Xochitepec, Morelos.

6.2.1 Descripción del sitio

En la comunidad de Alpuyec en el municipio de Xochitepec, Morelos, se localiza una planta industrial donde se encuentra un sitio contaminado con PCBs. Colinda al norte con quintas residenciales y el panteón de Alpuyec; al sur con terrenos baldíos, casas de origen humilde y zonas arboladas; al este con terrenos baldíos y al oeste con quintas residenciales. Dentro de la planta existe un área de 550 metros cuadrados la cual, en el pasado fue una fosa de disposición final de pequeños capacitores que contienen PCBs. Dichos artefactos son residuos de la merma de la producción de la empresa Electrocap S. A., en la época de 1962 a 1978. A escasos 100 metros del sitio hacia a el sureste pasa un pequeño arroyo cuyas paredes han sido revestidas de concreto para forma una acequia que desemboca en río Apatlaco situado aproximadamente a 150 m de distancia.⁶³

6.2.1.1 Ubicación del Sitio

La comunidad de Alpuyec, del municipio de Xochitepec estado de Morelos se encuentra en las coordenadas 18° 43.947' N y 99° 15.465' W. El municipio cuenta con una superficie de 89,14 Km.⁶⁴ Colinda al norte con el municipio de Temixco; al sur con el municipio de Puente Ixtla; al norte con el municipio de Tlaltzapán y al oeste con el municipio de Miacatlán. El municipio cuenta con 24 localidades, entre las más importantes se encuentran la cabecera de Xochitepec, Atlacholoaya, Alpuyec, Real del Puente y Chinconcuac.

6.2.1.2 características hidrogeológicas del sitio.

La totalidad de los cuerpos de agua del Estado de Morelos pertenece a la cuenca del Balsas, que es el río más grande del Sur del país que desemboca en el Océano Pacífico. En el Estado de Morelos, el Río Balsas se encuentra dividido en

tres subcuencas: la cuenca del río Amacuzac con una superficie de 4,303.39 Km²; la cuenca del río Nexapa o Atoyac con 673.17 Km² y la cuenca del río Balsas-Mezcala con 1.6 Km². En el inventario de los cuerpos de agua morelenses reviste gran importancia para la entidad por distribución y número. Se cuenta con siete ríos que recorren gran parte del territorio, seis lagos con muy diversas características, 124 embalses entre presas y bordos, así como alrededor de 50 manantiales. Entre los ríos resalta el Amacuzac, que tiene su origen en los ríos Chontalcoatlán y San Jerónimo, cuyas aguas afloran en las Grutas de Cacahuamilpa ya con el nombre de río Amacuzac. Este se interna en Morelos por el Occidente, recibiendo en su recorrido los caudales de los ríos Chalma, Tembembe, Apatlaco, Tetlama, Yautepec, Cuautla y otros de menor importancia. En su trayecto de 68.8 Km por la entidad, cruza los Municipios de Amacuzac, Puente de Ixtla, Jojutla y Tlaquiltenango. Los ríos de la entidad se caracterizan por sus regímenes erráticos e intermitentes, con escurrimientos medios anuales que registran fuertes variaciones de un año a otro. Sus caudales presentan intensas avenidas en los meses de verano y leves escurrimientos en los restantes, es precisamente esta característica la que los hace altamente productivos, ya que se asocia con los ciclos biológicos de las especies que los habitan. En Morelos se resentan siete ríos principales que en términos generales recorren la entidad de Norte a Sur. Estos son los ríos: Amacuzac, Tembembe, Tetlama, Apatlaco, Yautepec, Cuautla y Amatzinac (Contreras-MacBeath, 1995). Por el municipio Xochitepec, pasan los ríos Cuentepec y Apatlaco que pertenecen al río Amacuzac. Existen además arroyos de canales permanentes como: El Salado, El Tlazala, El Colotepec y variedad de manantiales como son: El San Ramón, El Palo, El Bolero, y El Real del Puente. Según los datos de la carta estatal de hidrología subterránea, la zona posee una unidad geo-hidrológica de alta permeabilidad, comportamiento de los niveles piezométricos estables y de corriente perenne.

El río Amacuzac, se encuentra dentro del Municipio de Amacuzac a una altitud de 850 m.s.n.m. entre los 99 ° 22 ´ 36.7 " de Latitud Oeste y los 18 ° 35 ´ 50.6 " de Longitud Norte, el sustrato presente en el río en esta localidad es rocoso arenoso,

con grandes playas de arena, con temperatura promedio de 22.7 °C. La corriente principal de las subcuencas del Alto y Bajo Amacuzac, es el río Amacuzac, siendo ésta una de los afluentes más importantes del río Balsas y se origina en las faldas del volcán Nevado de Toluca. El río Amacuzac presenta intensas avenidas en los meses de verano y leves escurrimientos en los restantes, su morfología es caracterizada por una secuencia alternante de corrientes y remanso que son originados por cambios en el gradiente. Las corrientes presentan el fondo denominado por canto rodado y grava, en los remansos existe arena y lodo.⁶⁴

6.2.1.3 Historia del sitio

En 1960 se instaló en Alpuyecá la fábrica de capacitores “*Sprague Mexicana*” después denominada “*Electrocap S.A.*” de capital Estadounidense de la compañía *Sprague Electrical de Massachussets* y con socios mexicanos que hasta su cierre en 1972 fabricaron diferentes tipos de capacitores a los cuales se les aplicaba Clorinol® compuesto por PCBs el cual era fabricado e importado a México por la compañía americana Monsanto.

En 1973 la empresa Lindest, S.A. de C.V. compró el predio con la finalidad de instalar su filial Química Croda S.A. de C.V. del grupo Regio empresas S.A. de C.V. En 1991 empleados de Química Croda localizaron un depósito de equipo eléctrico con defectos de fabricación en una fosa de la parte posterior del predio. En 1998 la empresa Productos Linsdest, S.A. de C.V. Decidió vender el predio sin dar aviso a las autoridades correspondientes del hallazgo encontrado en el sitio.

La empresa que operó en el sitio fue clausurada varias veces por la PROFEPA, pero al cumplir la planta con las condiciones que se le impusieron en 2000 se levantó la clausura “no existencia de contaminación en el sitio al cierre de las actividades de la empresa” mediante el oficio PFFPA-MOR-703/2001. Presuntos

compradores solicitaron información a la dependencia, que respondió que el predio “no tiene contaminación”, por lo que decidieron cerrar el trato en 2001. Pero en mayo de 2003, al llevar a cabo algunos trabajos en el predio, se descubrieron restos abandonados de productos eléctricos dentro de una fosa clandestina con dimensiones aproximadas de 4 X 4 X 3 metros, al ser analizados, resultaron ser “capacitores eléctricos” con altas concentraciones de PCB. Durante la revisión de los documentos legales del predio, el comprador visualizó que en el pasado la empresa había sido clausurada por la PROFEPA ante lo cual, el comprador solicitó información ante la Delegación en Estado de Morelos de la PROFEPA sobre las clausuras a las cuales fue sometida dicha empresa. La respuesta de la PROFEPA mediante el oficio PFFPA-MOR-703/2001 número de folio 03212, resolvió que después de haber realizado el diagnóstico ambiental sobre el cierre y disposición adecuada de residuos peligrosos *“No existe contaminación en el predio.”*

Con el motivo de determinar el tipo de residuos de que se trataba, establecer el grado de peligrosidad y el tipo de tratamiento más adecuado para los residuos enterrados, el comprador contrató los servicios de la empresa “Ecósfera, Ingeniería Ambiental y Ecología de México, S.A. de C.V.” la cual subcontrató al laboratorio acreditado ante la Entidad Mexicana de Acreditación (EMA) “Ecología Industrial” para realizar un muestreo de suelo de acuerdo al método EPA 8082b-1996 para determinar bifenilos policlorados por cromatografía de gases/masas. El laboratorio realizó dos mediciones en el suelo del sitio de referencia: El primer muestro, se realizó a una profundidad de 0.0-1.10 m, detectándose PCBs de la familia Aroclor 1254, a una concentración de 28,900.0 mg/Kg de suelo El segundo muestreo se realizó a una profundidad de 1.10-1.50 m encontrándose nuevamente PCBs a una concentración de 1,470 mg/Kg de suelo. Y con el fin de determinar si existe contaminación del agua subterránea y equipos de bombeo y almacenamiento de predio, el comprador solicitó posteriormente a los laboratorios “ABC Química, Investigación y Análisis S.A de C.V” también acreditados por EMA, la realización de análisis de PCBs en muestras de agua del depósito de

almacenamiento y en el equipo de bombeo que extrae agua del subsuelo del sitio encontrando sólo pequeñas concentraciones de 0.256 µg/L en la muestra obtenida del depósito de almacenamiento de agua que aunque a nivel de trazas no deberían por normativa encontrarse en los suministros de agua para abastecimiento humano.

6.2.1.4 Antecedentes de Restauración

No existen antecedentes de remediación en el sitio.

6.2.1.5 Datos demográficos

De acuerdo al XII Censo General de Población y Vivienda 2000 efectuado por el INEGI, la población total de Alpuyecá es de 7230 habitantes, de los cuales 3614 son hombres y 3616 son mujeres.

6.2.1.5 Otras actividades que se desempeñan en el sitio

Las actividades que se desarrollan alrededor del sitio, son fundamentalmente de tipo agrícola (principalmente arroz y especies ornamentales) y pecuario (ganado bovino, porcino, ovino, caprino equino y asnal), así como aves de corral que producen principalmente carne y huevo; en las colindancias existen núcleos residenciales, zonas arboladas, una gasolinera, un motel, un panteón y algunos restaurantes y/o puestos de comida.

6.2.1.6 Fauna

La fauna del municipio está constituida por: venado, jabalí de collar, mapache, tejón, zorrillo, armadillo, liebre, conejo común, coyote, gato montés, comadreja, cacomixtle, tlacuache, murciélago, pájaro bandera, chachalaca, urraca copetona, zopilote, aura, cuervo, lechuza, aves canoras y de ornato. Se ejerce la caza de conejo, liebre y armadillo. Entre las especies acuáticas de ríos y arroyos se encuentran diferentes variedades de tilapias, trucha, carpa, langostino y otros

crustáceos. La pesca se ejerce regularmente en los ríos y arroyos que cruzan la zona

6.2.2 Contaminación ambiental y selección de los contaminantes críticos

Con base en los antecedentes y las características de la región, se evaluó la presencia de PCBs en suelo.

Para el análisis de 41 congéneres de PCBs en suelo, se seleccionaron 50 puntos de muestreo, con base en la identificación de cuatro zonas de riesgo. 1) La empresa; 2) Río apatlaco; 3) Pueblo y 4) Zona residencial.

Figura 26. Zonas de riesgo para PCBs en Alpuyeca, Xochitepec



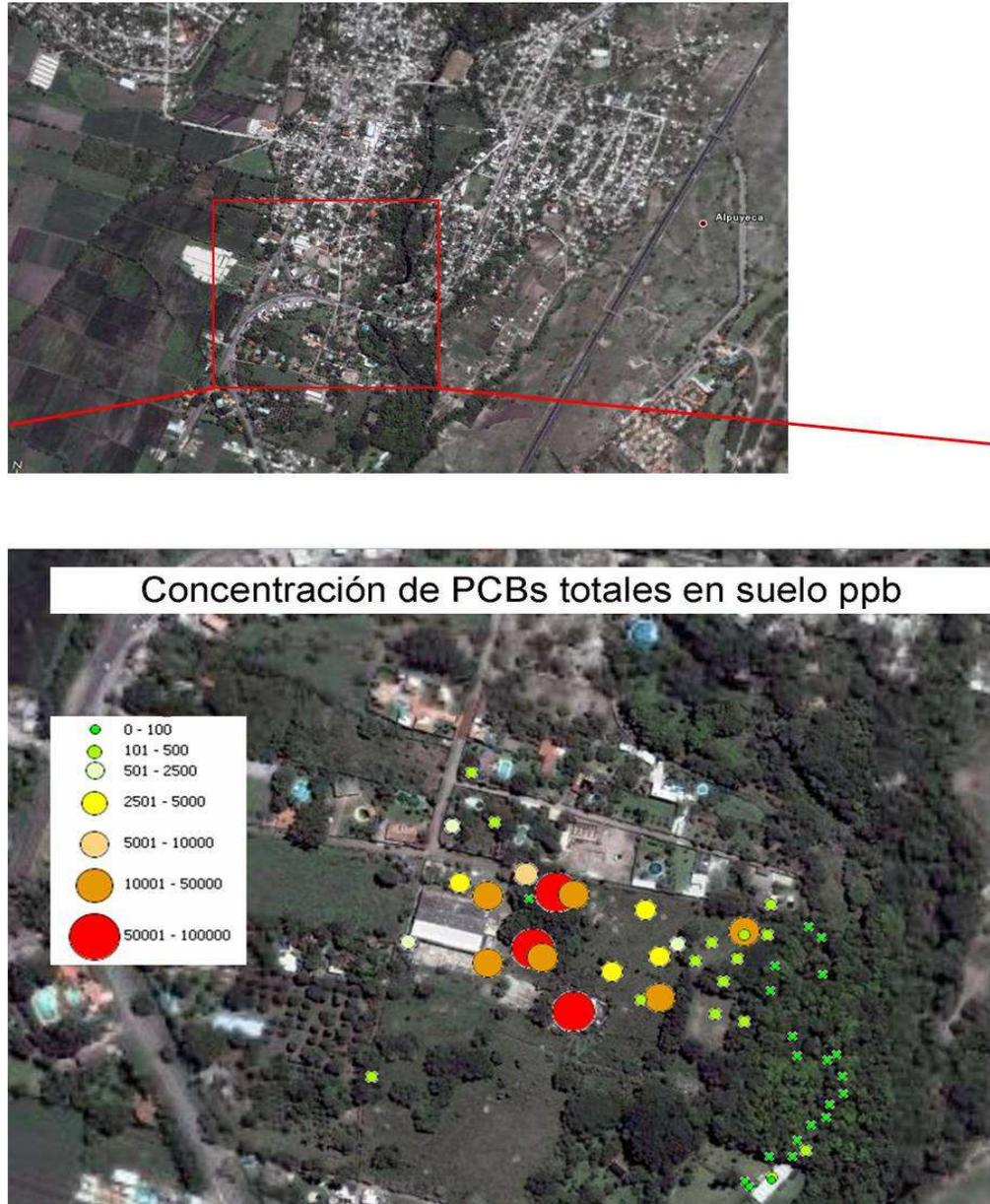
La figura 26 se presenta la zona de estudio y se ve la perspectiva de la distancia a la cual se encuentra el pueblo de Alpuyecá, también se encuentran los puntos de muestreo así como las sumatoria de los 41 congéneres de PCBs en cada punto.

Es importante mencionar que en el terreno de la empresa donde se infiere que está el depósito de capacitores enterrado, aún existen zonas donde se ven los capacitores que están aflorando del suelo (figuras 27 a y b).

Figura 27. capacitores que fueron dentro de la empresa sprague Mexicana.



Figura 28. Puntos de muestreo con los niveles de concentración de 41 congéneres de PCBs (ppb).



Los resultados de la caracterización analítica de las muestras de suelo realizados por cromatografía de gases masas a profundidades de 10 cm arrojaron valores con intervalos de 41 mg/kg a 34,710 mg/kg. Siendo la zona cercana a la empresa la que presentó los niveles de PCBs totales más altos.

Los valores encontrados superaron por mucho los límites máximos permisibles de 25 mg/kg de PCB de la NOM 133-ECOL-2000 (tabla 18) para suelos industriales contaminados y que representan un grave riesgo por su alto grado de peligrosidad persistencia, movilidad, distribución espacial, lo cual constituye un proceso de exposición significativa para los receptores del área.

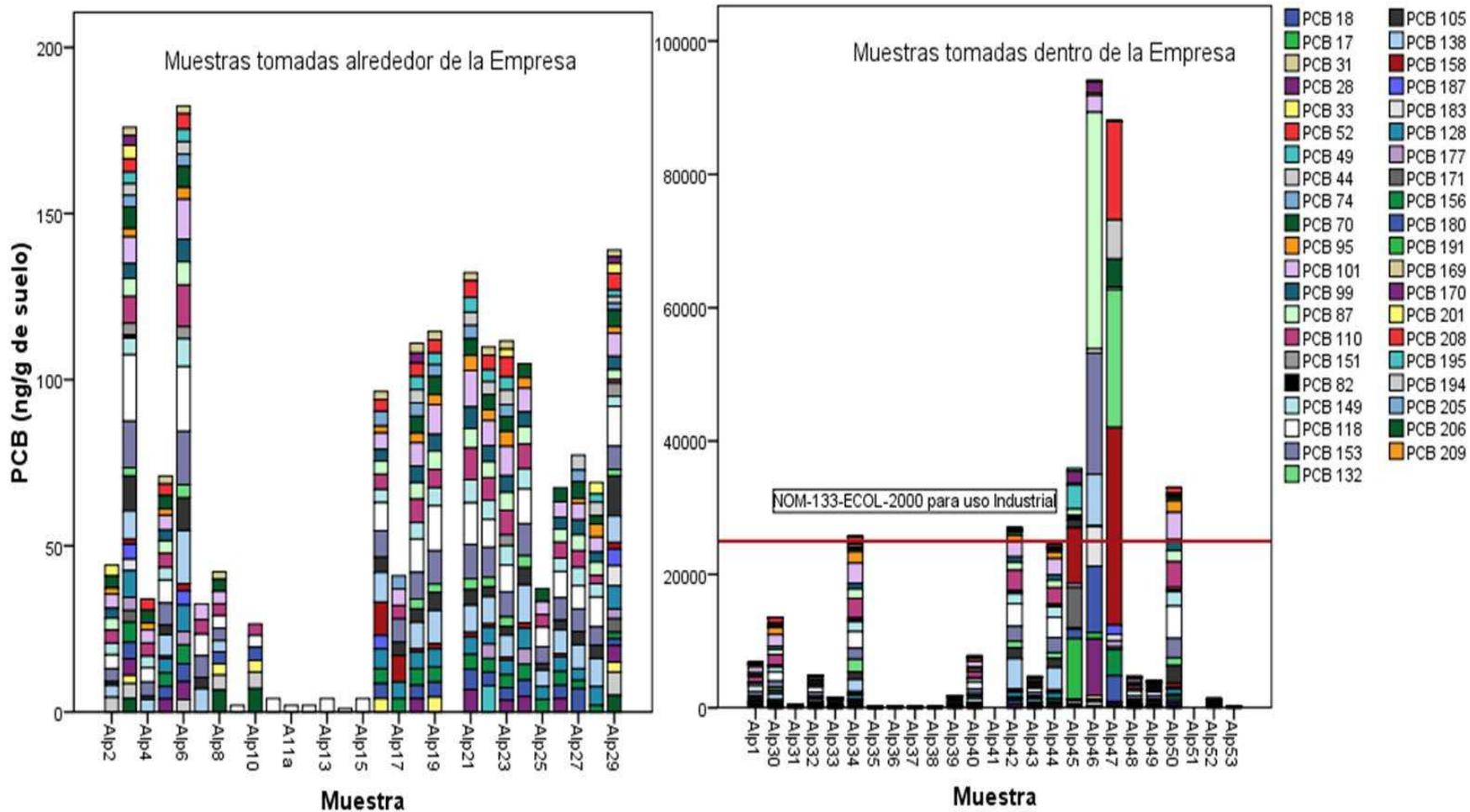
En la Tabla 18, se muestran los límites máximos de contaminación por PCBs totales según la Norma Oficial Mexicana NOM-133-ECOL-2000, de Protección ambiental a PCBs.

Tabla 18. Límites máximos de contaminación por PCBs en suelo, NOM-133-ECOL-2000

<u>Uso de suelo</u>	<u>PCBs en ug/kg de suelo.</u>
AGRÍCOLA	500
RESIDENCIAL	5,000
INDUSTRIAL / COMERCIAL	25,000
Cuantificados en base seca (B. S) y con la sumatoria de todos los congéneres de PCBs detectados.	

En la figura 29 se muestran las concentraciones de los 41 congéneres analizados para cada una de las muestras de suelo superficial. El sitio de estudio se dividió en dos zonas; dentro y fuera de la empresa. La Norma Oficial Mexicana indica 25,000 microgramos por Kg de suelo, dentro de la empresa se detectaron muestras que superan dos veces a esta norma, así como 3 muestras, que debido a la gran cantidad de PCBs fue difícil cuantificarlas, a pesar de haberlas diluido hasta 1:10000 la señal en el cromatografo se saturaba.

Figura 29. Congéneres de PCBs analizados en suelo superficial Alpuyecá, Morelos dentro y fuera de la empresa.



6.2.3 Rutas de exposición a PCBs

En la tabla 19, se presentaron las posibles rutas de exposición que se identificaron en el sitio.

Tabla 19. Posibles rutas de exposición a PCBs en Alpuyecá, Xochitepec Morelos

Nombre de la Ruta	Fuente	Medio	Puntos de Exposición	Vías de Exposición	Población Receptora
Suelo	Residuos	Suelo	Depósitos de PCBs Áreas de Recreación	Oral Dérmica	Niños
Polvo	Residuos	Polvo	Calles del Poblado Interior de Viviendas	Oral Dérmica Inhalación	Niños (Adultos)
Agua	Residuos	Agua	Río Apatlaco como área de Recreación	Oral Dérmica	Niños (Adultos)
Alimento	Residuos	Alimento	Alimento; conejo y pescado principalmente	Oral	Niños (Adultos)
Leche Humana	Residuos	Leche Materna	Exposición durante la lactancia	Ingesta	Lactante
Lácteos	Residuos	Leche Vaca y cabra.	Exposición durante la ingesta	Ingesta	Niños

6.2.3.1 Ruta Suelo para PCBs

El suelo es un medio que se ha contaminado con los residuos. Las áreas de recreación son los puntos de exposición y la ingesta accidental de suelo (por ejemplo acción mano-boca) o la exposición dérmica al coger tierra contaminada serían las vías de entrada al organismo.

6.2.3.2 Ruta Polvo para PCBs

En épocas de estiaje el suelo fácilmente forma polvo, el cual por la acción del viento puede llegar a las calles del poblado y aún peor, al interior de las viviendas. El polvo, de acuerdo al tamaño de partícula, podría ser inhalado o ingerido. La

inhalación podría ocurrir en niños y adultos, en tanto, la ingesta es más factible en niños ya que ellos juegan al aire libre. El polvo podría quedar adherido a manos y rostro, con lo cual también podría facilitar la absorción dérmica.

6.2.3.3 Ruta Agua para PCBs

El río Apatlaco y la acequia que corre paralela a éste es un centro de recreación de la comunidad de Alpuyecá y aunque la presencia de PCBs en el cuerpo de agua podría ser a nivel de trazas por las propiedades fisicoquímicas de estos compuestos, no se puede descartar esta ruta debido a la cercanía del Río y la acequia con la empresa.

6.2.3.4 Ruta Alimento para PCBs

Una actividad característica de Alpuyecá es la venta de conejos, los cuales provienen de la caza de conejos silvestres o de la crianza en pequeñas granjas, gran parte de la caza de conejos es para autoconsumo, un lugar al cual acuden las personas para cazar es precisamente atrás de la empresa en donde también se realiza la pesca en el río principalmente de tilapias.

Como se mencionó anteriormente las actividades que se desarrollan alrededor del sitio, son fundamentalmente de tipo agrícola y pecuario (ganado bovino, porcino, ovino, caprino equino y asnal, así como aves de corral que producen principalmente carne y huevo y es muy factible el consumo de lácteos y huevo de granja en la zona. Otro aspecto importante es la exposición infantil a través de leche ya que durante la lactancia hay un periodo de remoción de lípidos y junto con ellos los PCBs pueden eliminarse, convirtiéndose en una fuente importante de exposición para infantes.

6.2.4 Caracterización del riesgo

6.2.4.1 Caracterización de riesgo No cancerígeno

Para realizar la estimación probabilística del Riesgo No Cancerígeno derivado de la exposición a los 41 PCBs medidos en el suelo en toda el área de estudio, se tomaron en consideración los siguientes parámetros:

- Las concentraciones del grupo de 41 PCBs analizados en el área, se describen bajo una distribución Log-Normal, con una media de 1276 ppb y una desviación estándar de 4439 ppb.
- Se estimó una ingesta diaria de suelo en un intervalo de 100 - 400 mg por día con una mayor posibilidad de ingesta de 350 mg por día (EPA, 1997, OPS, 1999).
- El peso corporal se tomó directamente de la población estudiada, con una media de 30.31 Kg.
- El nivel de riesgo mínimo (MRL) que define el perfil toxicológico de PCBs es de 0.02 $\mu\text{g}/\text{kg-día}$, para una exposición crónica evaluada con la aparición de efectos inmunológicos (ATSDR 2000).

La caracterización de riesgo no cancerígeno se realizó en dos partes: 1). Tomando en consideración sólo aquellos puntos de muestreo que se encontraban fuera de la empresa y 2). Tomando en consideración todos los puntos muestreados toda el área de estudio.

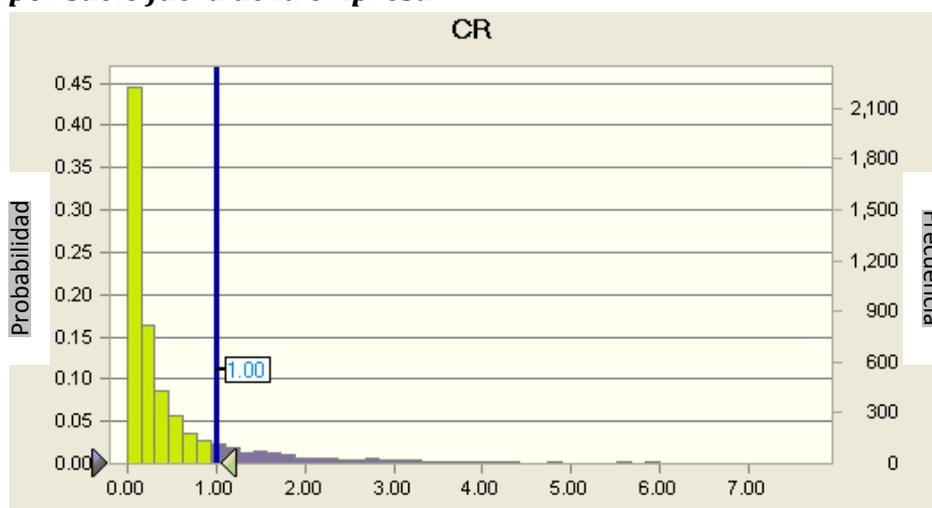
La tabla 20, agrupa los parámetros que fueron considerados para la estimación del riesgo No Cancerígeno en toda el área de estudio.

Tabla 20. Parámetros utilizados en la estimación probabilística de la exposición a PCBs por suelo.

Parámetros	Distribución	Referencia	Promedio	DE
Concentración del PCBs en Suelo $\mu\text{g}/\text{kg}$ (ppb)	Log Normal	Muestreo	1276	4439
Ingesta diaria de Suelo (mg/día)	Log-Normal	Bibliografía	0.00035	0.0001
Peso corporal (6- 9años) kg	Log-Normal	Datos Muestreo	33.31	7.15
MRL PCBs ORAL $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$	Valor Único	ATSDR PCBs	0.02	

Se realizó una simulación con 5,000 repeticiones, con los parámetros antes descritos. La Figura 30, muestra la distribución probabilística del riesgo No Cancerígeno estimado para esta ruta.

Figura 30. Distribución probabilística del riesgo No Cancerígeno estimado para 41 PCBs por suelo fuera de la empresa



El resultado indica que con los parámetros utilizados, la exposición estimada derivada del contacto con los 41 PCBs provenientes de suelo, supera en 17% de los casos el Nivel de Riesgo Mínimo (MRL) para el efecto adverso descrito por ATSDR (inmunitario).

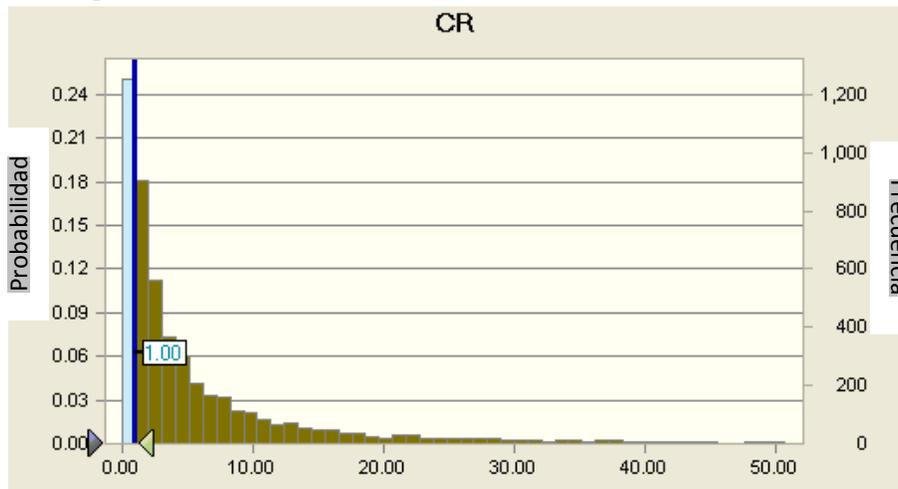
También se realizó el análisis probabilístico de riesgo por exposición a PCBs en suelo de Alpuyecá, Xochitepec Morelos dentro de la empresa. La tabla 21 agrupa los parámetros que fueron considerados para la estimación del riesgo No Cancerígeno dentro de la empresa.

Tabla 21. Parámetros utilizados en la estimación probabilística de la exposición a PCBs por suelo dentro de la empresa.

Parámetros	Distribución	Referencia	Promedio	DE
Concentración del PCBs en Suelo $\mu\text{g}/\text{kg}$ (ppb)	Log Normal	Muestreo	12114	28992
Ingesta diaria de Suelo (mg/día)	Log-Normal	Bibliografía	0.00035	0.0001
Peso corporal (6- 9años) kg	Log-Normal	Datos Muestreo	33.31	7.15
MRL PCBs ORAL $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$	Valor Único	ATSDR PCBs	0.02	

Se realizó una simulación con 5,000 repeticiones, con los parámetros antes descritos. La Figura 31, muestra el cociente de riesgo No Cancerígeno estimado para este sitio.

Figura 31. Cociente de riesgo No Cancerígeno estimado para 41 PCBs por suelo dentro de la empresa.



Al evaluar el análisis probabilístico de riesgo utilizando los parámetros de toda el área de estudio, obtenemos resultados con un mayor riesgo como era de esperarse.

El resultado indica que con los parámetros utilizados, la exposición estimada derivada del contacto con los 41 PCBs provenientes de suelo, supera en 75 % de los casos el Nivel de Riesgo Mínimo (MRL) para el efecto adverso descrito por ATSDR.

6.2.4.2 Caracterización de riesgo cancerígeno

Se estimó el riesgo cancerígeno por la exposición a los 41 PCBs medidos en el suelo, los parámetros fueron los siguientes:

- Las concentraciones de los 41 PCBs analizados en el área, se agrupan bajo una distribución Log-Normal, con una media de 1276 ppb y una desviación estándar de 4439 ppb.
- Se estimó una ingesta diaria de suelo en un intervalo de 50 mg por día (EPA, 1997).
- El peso corporal se estimó para la población estudiada, con una media de 70 Kg.
- El factor de Potencia Cancerígena (FPC) descrita para los PCBs es de 2.00 (mg/ kg-día)⁻¹(ATSDR 2000).

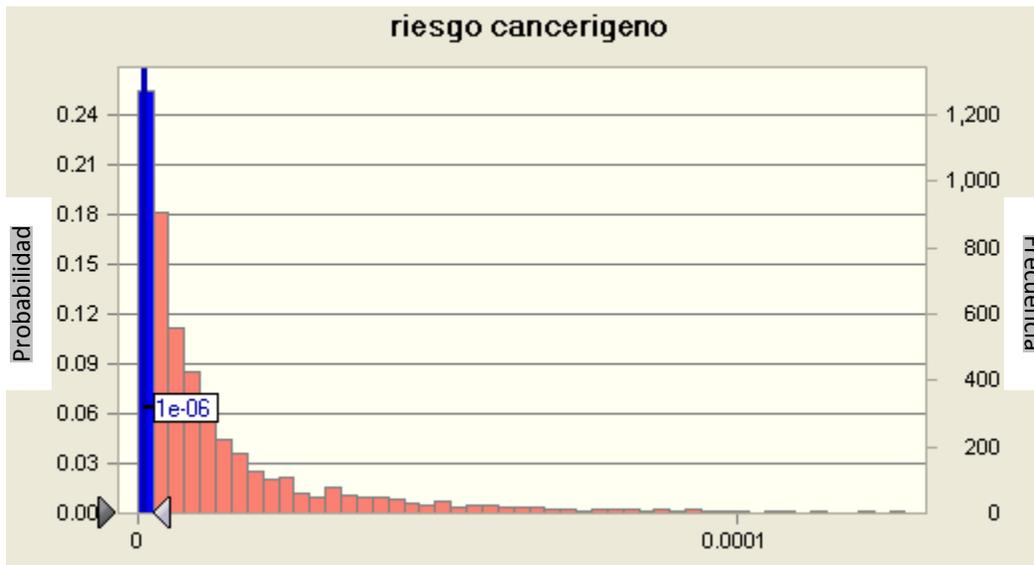
Al igual que en el riesgo no cancerígeno el área de estudio se divido en dos zonas: afuera de la empresa y toda el área de estudio. La Tabla 22, agrupa los parámetros que fueron considerados para la estimación del riesgo cancerígeno solamente para los puntos de fuera de la empresa.

Tabla 22. Parámetros considerados en la estimación del riesgo cancerígeno por 41 PCBs en suelo fuera de la empresa.

Parámetro	Referencia	Distribución	Media	D E
Concentración mg/ kg	Muestreo	Log Normal	1276	28.0
Tasa de ingesta mg/d	Bibliografía	Log Normal	50	
Factor de Exposición-suelo	-	-	1	
Peso corporal Kg		Log Normal	70.00	8.16
FPC mg/kg/día	Bibliografía	-	2.00E+00	
Dosis Estimada mg/ kg-día	-	-	2.17E-08	

Se realizó una simulación con 5,000 repeticiones, con los parámetros antes descritos. La Figura 32, muestra la distribución probabilística del Riesgo Cancerígeno estimado para el área de afuera de la empresa.

Figura 32. Cociente de riesgo Cancerígeno estimado para 41 PCBs por suelo.



El resultado indica que con los parámetros utilizados, el Riesgo Cancerígeno por la exposición a los 41 PCBs medidos en el suelo del sitio es en promedio de 2 por cada 1,000,000 habitantes (2×10^{-6}). Sin embargo el 32 % de los casos se encuentra en el intervalo de 1 caso de cáncer por cada 1,000,000 habitantes por

exposición a PCBs (1×10^{-6}) a 8 casos de cáncer por cada 100,000 habitantes (8×10^{-5}).

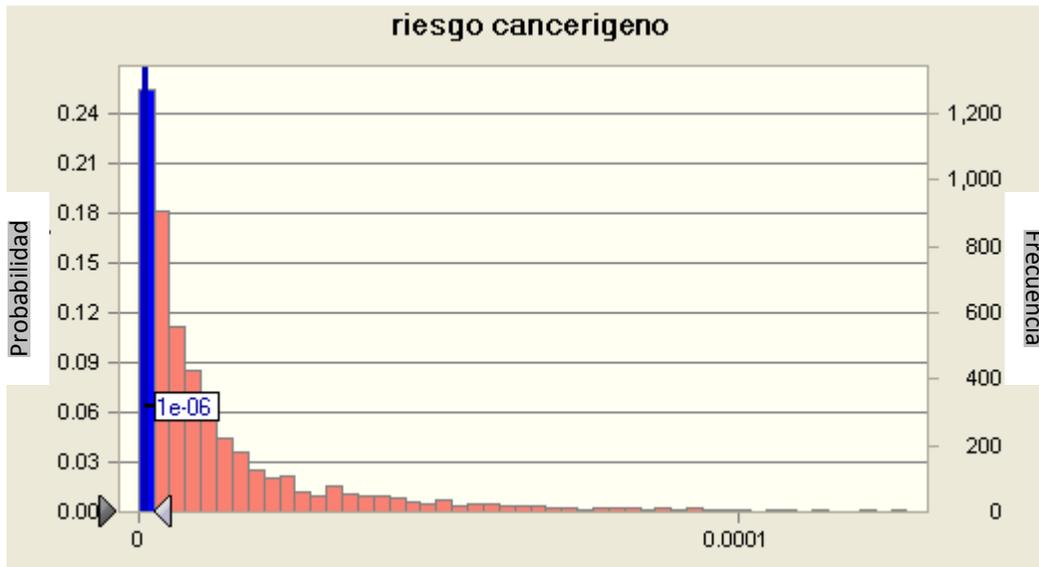
La Tabla 23, agrupa los parámetros que fueron considerados para la estimación del riesgo cancerígeno para los puntos de toda el área de estudio.

Tabla 23. Parámetros considerados en la estimación del riesgo cancerígeno por PCBs en toda el área de estudio.

Parámetros	Distribución	Referencia	Promedio	DE
Concentración del PCBs en Suelo mg/ kg (ppb)	Normal	Muestreo	12.110000	28.9970
Ingesta diaria de Suelo (kg/día)	Log-Normal	Bibliografía	0.000050	0.00001
Peso corporal (6- 9años) kg	Log-Normal	Bibliografía	70.000000	7
FPC $\mu\text{g} / \text{kg}/\text{día}$	Valor Único	ATSDR PCBs	2.000000	
dosis de exposición	Log Normal		0.000008650	

Se realizó una simulación con 5,000 repeticiones, con los parámetros antes descritos. La Figura 33, muestra la distribución probabilística del Riesgo Cancerígeno estimado para el área de estudio. El resultado indica que con los parámetros utilizados, el Riesgo Cancerígeno por la exposición a los 41 PCBs medidos en el suelo del sitio es en promedio de 2 por cada 100,000 habitantes (2×10^{-5}). Sin embargo el 91 % de los casos se encuentra en el intervalo de 1 caso de cáncer por cada 1,000,000 habitantes por exposición a PCBs (1×10^{-6}) a 5 casos de cáncer por cada 10,000 habitantes (5×10^{-4}).

Figura 33. Distribución probabilística del Riesgo Cancerígeno estimado para PCBs en suelo de toda el área de estudio.



6.2.5 Monitoreo Biológico

Durante el año del 2007 se realizaron varias visitas al sitio y se identificó como la población veía el problema asociado a la contaminación de PCBs, en ese periodo no hubo una participación positiva por parte de los padres de familia para realizar estudios en niños en etapa escolar, por lo que sólo se decidió realizar el estudio en extrabajadores de la empresa sprague de México. Se les determinó solamente 14 congéneres de PCBs en sangre. Para el año 2008 se realizó una nueva visita al sitio para tomar muestras de suelo y entregar los resultados personalmente a los extrabajadores que habían decidido participar, este acto mostró la seriedad, responsabilidad del estudio por lo que hubo una petición, por parte de las Autoridades Municipales y Escolares, para realizar un estudio de monitoreo biológico de PCBs en niños de la comunidad, se acepto realizar el estudio pero ahora se analizaron 41 congéneres de PCBs y no 14 como se había realizado con los extrabajadores.

Se colectaron muestras de sangre de niños de entre 6 y 11 años de edad de ambos sexos y con un tiempo de residencia mayor a 5 años en la comunidad de Alpuyeca. Se colectaron un total de 179 muestras. También se analizaron análisis de PCBs en sangre de 8 extrabajadores de la empresa “Sprague Mexicana”.

Por antecedentes del sitio de estudio y preocupaciones de la comunidad, también se evaluaron los niveles de plomo en sangre de los niños, contando con la participación de 181 individuos.

En humanos, la vía inhalatoria es la más importante en individuos ocupacionalmente expuestos, en un estudio basado en la detección de congéneres individuales en tejido adiposo de trabajadores expuestos a capacitores y la determinación de los congéneres en el aire, se observó que hasta un 80% de los niveles observados en el tejido adiposo de los trabajadores pudo haber sido absorbido por vía inhalatoria y el 20% restante por la exposición dérmica u oral.⁷⁷ En cambio la exposición oral a través del consumo de alimentos contaminados con PCBs es la ruta de exposición a PCBs de mayor importancia para la población no ocupacionalmente expuesta.⁷⁸ En la tabla 24 se muestran los resultados de los niveles de PCBs totales en sangre de extrabajadores de la empresa Sprage que aún viven en la comunidad de Alpuyeca, el folio de cada trabajador esta representado por las siglas Alp y un numero que va del 1 al 8.

Tabla 24. Concentración de PCBs en sangre de extrabajadores; (ppb = ng/ml).

Congéneres	Alp 1	Alp 2	Alp 3	Alp 4	Alp 5	Alp 6	Alp 7	Alp 8
31				5				
28	3			2.5				
74	3.5	3		3.6	3	4.5	3.5	
99	2	2		3	2.5	3	3	
110						2		
118	3	2	3	5	2.5	4	4	
153	7.5	4	5	6	11.5	15	10	
105	4.5	6		8		5.5	6	
138	8		7	8.5	12.5	16	12.5	
187						5		
128						5		
156	3	2	2.5	2.5	4.5	6.5	3.5	
180	5.5	4	5	4.5	6.5	8.5	5.3	
170	4				5	6.6	4.5	
201					5.5			
PCBs totales	44	23	22.5	48.6	53.5	81.6	52.3	Nd

Otros medios ambientales importantes para la exposición vía oral es el agua y el suelo por lo que estos representan una fuente adicional de exposición para poblaciones que están dentro o en las cercanías de un sitio contaminado con PCBs,⁷⁸ otra vía importante de exposición a PCBs es la dérmica. Esta vía, a través del contacto de la piel con agua o suelo contaminados con PCBs representa una ruta potencial de exposición adicional cuando el contacto a los PCBs en otros medios no es lo suficiente para causar afecciones en la salud⁶⁸ En la tabla 25, se muestran los niveles de PCBs y plomo en sangre en población infantil de alpuyeca y personas adultas que laboraron en la década de los ochentas en la empresa sprage.

Tabla 25. Niveles de PCB totales (ppb) y plomo (ug/ml) en sangre de la población infantil y extrabajadores de la comunidad de Alpuyec, Xochitepec.

	Media \pm DE	Mín-máx.
Niños		
PCB N= 179	3.7 \pm 2.2	0.1 – 9
Pb n=181	9	0.25 – 25
Extrabajadores		
PCB n=8	46.5 \pm 22	22.5 – 82

En la tabla 26 se comparan las concentraciones plasmáticas de los congéneres más abundantes de los niños y extrabajadores de la empresa Sprague de Alpuyec con una población abierta de Estados Unidos.

Tabla 26. Comparativo de los congéneres más abundantes de la población infantil y extrabajadores de Alpuyec con NHANES (ng/ml).

PCB	Trabajadores n = 7	NHANES adultos	Niños n = 38	NHANES niños
153	8.4 (4 – 11.5)	Nd	0.6 (0.3 – 1.2)	Nd
118	3.5 (2 - 5)	Percentil 50 nd Percentil 75 1.4	0.5 (0.25 – 1.8)	Percentil 50 nd Percentil 75 1.3

Total de niños=179

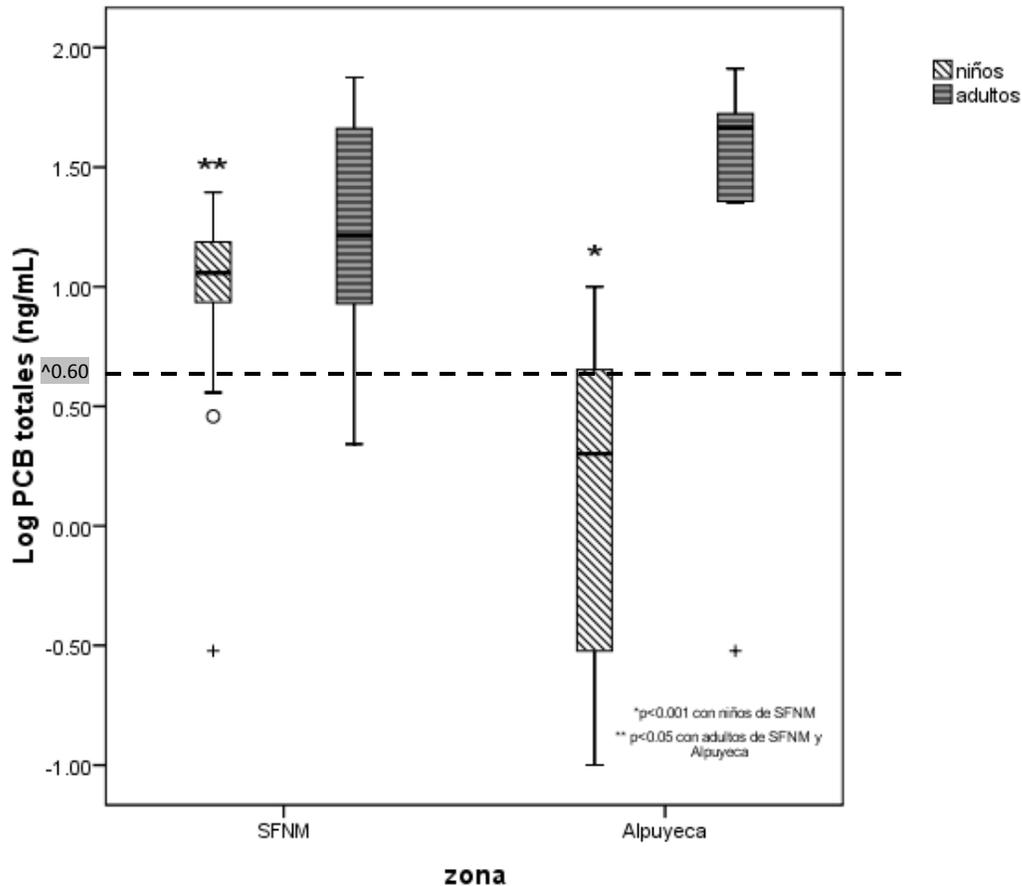
Total de adultos= 7

Comparando nuestros resultados con un estudio poblacional nacional de Estados Unidos (niños de 6 a 11 años de edad) y un estudio en realizado por la Universidad Autónoma de San Luis Potosí por medio del departamento de toxicología ambiental en diez estados de la republica Mexicana, el promedio de plomo en sangre en los niños mexicanos se encuentra entre tres y cuatro veces más elevado y al comparar ambos datos con los obtenidos en el muestreo de Alpuyecá encontramos que supera más del doble a los nacionales y hasta cuatro o seis veces a los de Estados Unidos.

Los niveles plasmáticos que se detectaron en los ex trabajadores de la empresa Sprague en Alpuyecá indican una exposición pasada, debido a que la mayoría tiene más de 15 años de haber dejado de trabajar.^{81,81,83} Así pues, es importante mencionar que conforme aumenta el número del congénere, aumenta el grado de cloración, en el caso de los congéneres encontrados en los extrabajadores, los PCBs menos clorados (congéneres 28 y 31) se encontraron en menor cantidad y sólo en dos trabajadores con respecto a los más clorados, tal es el caso de del PCB 74, el cual es tetraclorado con un tiempo de vida media de eliminación superior a 300 días, para el resto de los congéneres el tiempo de vida media de eliminación es mayor y por lo tanto se encontraban en mayor cantidad.

En la figura 34, se comparan los niveles de PCBs en sangre de la población infantil de Alpuyecá con los extrabajadores de la empresa Sprague y una comunidad de Mazapil Zacatecas (San Felipe Nuevo Mercurio) en donde también existe un confinamiento de PCBs.

Figura 34. Niveles de PCBs (ng/ml) en sangre de población de Alpuyecá, Morelos y de San Felipe Nuevo Mercurio, Zacatecas.



^ Log de 4ng/ml. Se ha determinado que a partir de esa concentración de PCBs en sangre este tipo de compuestos alteran el desarrollo psicomotor, neurocomportamental y mental.⁸⁸

Las comunidades de San Felipe nuevo Mercurio y Alpuyecá son sitios en donde ya se detectó contaminación ambiental, encontrándose niveles de PCBs en suelo que superan las normas oficiales en la materia en lugares específicos, principalmente en Alpuyecá. Si comparamos los niveles que se obtuvieron en las diferentes comunidades con el estudio realizado por el NHANES de Estados Unidos obtenemos que para todos los casos los niños de las comunidades evaluadas en México presentan valores de más del doble de lo encontrado en Estados Unidos incluyendo la población infantil de Alpuyecá.⁷⁵ Además la tendencia de los valores de PCBs en sangre de las dos poblaciones indican

diferentes tipos de exposiciones para los adultos (extrabajadore) y niños, infiriendo que en los niños hay una exposición actual, y que es menor a la de los adultos en el pasado.

Los efectos en la salud de personas altamente expuestas a PCBs han sido consecuencias en piel tales como cloroacné y salpullido, también pueden causar irritación en nariz y pulmones, molestias gastrointestinales, problemas hepáticos y sanguíneos, depresión y fatiga.⁶⁸ Mientras que los efectos tóxicos asociados con una exposición crónica a PCBs han sido: alteración del sistema nervioso central, modifican el metabolismo y la acción de hormonas, genera una disminución en la respuesta del sistema inmunológico, además, tanto la Agencia de Protección al Ambiente (EPA) y la Agencia Internacional Para la investigación del cáncer (IARC) han determinado que los PCBs son probables cancerígenos en humanos.⁶⁸

Con respecto a las concentraciones sanguíneas de plomo en las tablas 27 y 28 se encuentran los percentiles para observar cómo se encuentran distribuidos los datos de los niveles de plomo de la población infantil de Alpuyecá y los niveles de plomo en sangre de niños de diez sitios de México,⁸⁹ en donde se puede observar que la comunidad de Alpuyecá presenta niveles de plomo en sangre de más del doble al compararlo con los otros sitios estudiados en México.

Tabla 27 . Niveles de plomo en sangre de la población infantil de Alpuyecá.

	Media	Pc. 25	Pc. 50	Pc. 75	Pc. 90	Pc. 95	N	% >5*	% > 10*
Alpuyecá	9.4	6	9	13	19.5	23	179	82.7	39.1

n= 181

Valores de referencia: *10 ug/dl establecido por el centro de Control de Enfermedades de Estados Unidos

**5 µg/dl nivel de plomo en sangre al cual se observa disminución de la audición y crecimiento.

Tabla 28. Análisis de plomo en niños de diez sitios de México ($\mu\text{g}/\text{dl}$)

Localidad	Media	Pc. 25	Pc. 50	Pc. 75	Pc. 90	Pc. 95	n	% > 5	% > 10
Comarca	3.7	2.0	4.2	6.0	7.0	8.0	16	44	0
Zacatecas	6.0	5.0	6.2	8.0	9.0	9.0	25	84	4
San Luis Potosí	5.6	5.0	6.0	7.0	9.0	10.0	52	80	8
Querétaro	4.7	3.0	5.1	6.0	8.0	11.0	19	53	5
SJR	4.1	3.0	4.4	5.0	8.0	11.0	43	35	5
Salamanca	4.5	3.0	4.7	6.0	6.0	9.0	15	53	0
Michoacán	4.0	3.0	4.5	5.5	7.0	8.0	12	50	0
Minatitlán	5.5	4.0	6.1	8.0	10.0	12.5	27	62	15
P. Madero	3.7	2.0	4.3	6.0	7.0	9.5	20	40	5

Promedio nacional de 4.5 $\mu\text{g}/\text{dl}$ a partir de este estudio.⁸⁹

6.2.6 Conclusiones.

La compañía Sprague Electrical de Massachussets durante casi 12 años fabrico capacitores los cuales contenían Clorinol® con diferentes mezclas de PCBs como aceite dieléctrico. Con los 41 congéneres que se midieron en este estudio fue posible analizar de un 60 a un 90 % del total de congéneres presentes en esas mezclas, sin necesidad de cuantificar los 209 congéneres (Anexo 2).

Los análisis que se han realizado en la zona por parte de la empresa han utilizado el aroclor 1254 como estándar de referencia para la medición de PCBs totales, una desventaja de esta técnica es que se puede sobrestimar la cantidad de PCBs totales y además no se sabe con certidumbre que congéneres específicos están presentes. Las mezclas tipo clorinol® contenían concentraciones bajas de algunos PCBs tipo dioxina tal es el caso del PCB 126 y 169, algo importante en éste estudio es que se pueden cuantificar hasta 25 ppbs del PCB 169 en la zona del confinamiento lo cual en concentración tipo dioxina equivale a 250 ppts TEQ (25 ppbs x 0.01 Factor de equivalencia =TEQ)⁸¹ donde el límite máximo permisible es de 1000 ppts TEQs. Existen otros PCBs tipo dioxina que se midieron, tal es el caso del PCB 156, 105 y 118 los cuales tienen un factor de equivalencia mucho menor al PCB 169. Para realizar una evaluación de riesgo por exposición a PCBs

sería necesario conocer las concentraciones exactas del suelo de las zonas donde posiblemente estaría el riesgo como es el caso del confinamiento.

El área de la empresa es la zona en la cual se encontraron las concentraciones mayores de PCBs sólo superadas por la zona del confinamiento. Fuera de la empresa también existen muestras que superan los límites máximos permisibles de la Norma Oficial Mexicana NOM-133-ECOL-2000, de Protección Ambiental a PCBs (PCBs) y aunado a esto, un problema más para este sitio es que la contaminación ha llegado hasta el río Apatlaco según estudios por parte de la empresa y por nuestros resultados de suelo superficial en la periferia del río. Se considera que los cuerpos de agua, acuífero subterráneo y suelos aledaños al sitio, pueden estar contaminados con PCBs lo cual ocasionaría que el número de receptores de la población potencialmente expuesta esté elevado y sea difícil de cuantificar.; Zacatepec de Hidalgo y Jojutla de Juárez son localidades que se encuentran aproximadamente entre 8 y 10 km respectivamente río abajo⁶³ y serían las comunidades afectadas por la contaminación de PCBs.

Es clara la contaminación del suelo por PCBs en la zona de estudio que incluso ha alcanzado otros lugares fuera de la empresa, la dispersión de la contaminación ha sido alrededor del confinamiento y mientras no se retiren del confinamiento los capacitores, debido a las propiedades fisicoquímicas de los PCBs, que por su semivolatilidad para todos los congéneres se generarían microambientes con PCBs libres y adheridos a partículas de polvo,^{18,20,26,31} la dispersión de la contaminación podría seguir aumentando y aun así, se tendrá que retirar el suelo contaminado ya que según nuestros análisis es tan alta la contaminación del suelo superficial en la zona del confinamiento que ahora este medio podría ser la fuente de exposición. Afortunadamente para la población infantil evaluada, consideramos que existe un riesgo mínimo, pero debido a la cercanía de la comunidad al confinamiento, a las altas concentraciones que se detectaron y a la amplia superficie de distribución, consideramos que existe un riesgo latente de que

aumentó la dispersión de los PCBs en el ambiente y que los niveles de PCBs en sangre se incrementen, presentando muy probablemente efectos a la salud.

Un dato interesante sobre la dispersión de los contaminantes es que la muestra más lejana hacia el sur de la empresa (Alp A3) se detectaron 1660 ppbs, además de ser la muestra más lejana, se tomó sobre la pendiente que lleva escorrentías al río, también algunas muestras que contienen entre 100 y 500 ppbs están cercanas al río, lo que implicó que la contaminación traspasó la acequia que esta atrás de la empresa y que corre paralela al río a una distancia de 70 metros aproximadamente. Aunque el sitio contaminado se encuentra en la zona semi-plana del Este del municipio de Xochitepec Morelos, el sitio posee la suficiente pendiente (cercana al 3 por ciento) la cual, puede hacer posible el arrastre del contaminante (por movimiento másico) por precipitación pluvial. Aunado a que el suelo es de tipo franco arenoso y que la zona posee una unidad geo-hidrológica de alta permeabilidad, con comportamiento de los niveles estables y de corriente perenne con zonas arroyos de canales permanentes, en caso de haber sido alcanzados por la contaminación estos pudieron ser focos de alto riesgo para la población.

Con las concentraciones determinadas en este trabajo de PCBs en suelo superficial y solamente utilizando los puntos de muestreo del exterior de la empresa y empleando los indicadores ya explicados en la metodología, se puede concluir que existe riesgo no cancerígeno (inmunológico) por la exposición a estos contaminantes. Con base a esto debe instrumentarse un programa de salud pública para investigar posibles efectos en salud en la población de Alpuyeca, como resultado de la exposición crónica a los PCBs.

Aunado a lo anterior, el suelo podría no ser la única ruta de exposición, para la población en general de la comunidad de Alpuyeca, el alimento. Sobre todo, el conejo silvestre, el pescado del río y el huevo de granja podría ser otra ruta de exposición, lo cual aumentaría la probabilidad de riesgo no cancerígeno.

Los resultados obtenidos tomando únicamente los datos de los puntos de muestreo del exterior de la empresa, indican que existe riesgo cancerígeno para la población cercana a la zona de estudio. El riesgo cancerígeno calculado en este trabajo fue en promedio de 2 por cada 1,000,000 habitantes (2×10^{-6}). Sin embargo el 32 % de los casos se encuentra en el intervalo de 1 caso de cáncer por cada 1,000,000 habitantes por exposición a PCBs (1×10^{-6}) a 8 casos de cáncer por cada 100,000 habitantes (8×10^{-5}). La Organización Mundial de la Salud reporta como aceptable 1 caso en 1 000, 000 habitantes, por lo cual el riesgo cancerígeno por PCBs por exposición a suelo contaminado es evidente, no obstante que no se tomaron los valores más altos encontrados en suelo superficial del confinamiento.

Los niveles de PCBs en plasma analizados de personas adultas de la comunidad de Alpuyecá que trabajaron en Sprage en la década de los ochentas, como era de esperarse, fueron altos comparados con los niveles de PCBs en la población infantil. Existen datos de población ocupacionalmente expuesta en donde se reportan niveles parecidos a los encontrados en extrabajadores de Sprage en Alpuyecá.¹⁰⁰

Se puede considerar que los niveles encontrados en sangre de niños de la escuela más cercana al confinamiento como bajos con respecto a estudios de población infantil residente en sitios contaminados a PCBs, sin embargo hay reportes de daño neurológico con niveles de hasta 4 ppbs.⁸⁸

Existe riesgo a la salud humana en la zona por la ubicación de los hogares. A pesar de que los niveles de PCBs en sangre de los niños no son alarmantes, se debe considerar que los niveles encontrados en suelo si lo son y que debido a las características de este grupo de compuestos existe un riesgo latente debido a que la contaminación que existe dentro de la empresa se ha ido dispersando alrededor, además de que son compuestos persistente y sus tiempos de vida

media en el ambiente puede ser de años dependiendo del grado de cloración del congénere y del tipo de materia orgánica que exista en el suelo.⁹⁹ Por lo tanto a medida que pase el tiempo la contaminación del suelo puede ir aumentando en la superficie hasta estar más en contacto con la población. También se considera que las calles que rodean a la empresa son caminos de los pobladores, que por supuesto están contaminadas con PCBs. Otro riesgo importante es el ecológico debido al ecosistema presente en la zona que cuenta con una gran riqueza de organismos acuáticos y terrestres, el cual está muy cercano a la empresa.

Los datos de plomo en sangre indican que existe una alta exposición a este contaminante en la comunidad, las fuentes o rutas de exposición a plomo son muy variadas, las principales son: ingesta de alimentos y agua que contiene plomo. En algunas viviendas antiguas, las cañerías de agua pueden tener soldaduras de plomo. El plomo puede pasar al agua. Pasando tiempo en áreas donde se han usado pinturas con plomo y que están deteriorándose.⁸⁵⁻⁸⁷ Esta pintura en mal estado puede contribuir al polvo de plomo.⁹⁰⁻⁹² Usando productos para la salud o remedios caseros que contienen plomo. También el vivir en un suelo o en lugares donde se acumula polvo que están cercanos a una zona metalúrgica o minera donde no dan el tratamiento a sus productos que eliminan al ambiente.⁹⁴⁻⁹⁸

En el caso de la comunidad de Alpuyecá no fue posible identificar la fuente de contaminación y de exposición a plomo, o cual de todas las posibles fuentes es la que aporta más al incremento de los niveles de plomo en sangre. Una posible fuente de contaminación por plomo podría ser el tiradero de Tetlama que se encuentra a un poco más de 5 km del centro de Alpuyecá con una pendiente mayor hacia arriba del 5%.⁹³ En dicho lugar se tiraron en un inicio desechos industriales de la Ciudad Industrial del Valle de Cuernavaca, después fue basurero municipal e incluso de hospitales. Actualmente está cubierto con tierra del mismo sitio sin embargo no se sabe si existen lixiviados o los compuestos potencialmente tóxicos presentes en el tiradero se pueden estar dispersando en el ambiente.

Se podría realizar un estudio con las mismas muestras de suelo aumentando el intervalo de cuantificación analítico y cuantificando otros congéneres de PCBs tipo dioxina, con la finalidad de encontrar las concentraciones reales de las muestras más contaminadas y así realizar una evaluación de riesgo por exposición a PCBs tipo dioxina. Esto debido a que las dioxinas son más tóxicas que los PCBs, pero además, sus efectos se presentan a menores concentraciones.⁴¹

Existe un potencial riesgo a la salud pública en Alpuyecá por la presencia de PCBs. En consecuencia, debe procederse al retiro del material para disponerlo de acuerdo a las Normas Mexicanas en la materia. En conclusión, los suelos están contaminados, la contaminación se encuentra dispersa en varias áreas de la comunidad, el nivel de contaminación hasta ahora registrado por este estudio supera la normativa en la materia, por lo que existe un peligro latente en la zona que debió haber sido remediada en su momento y que hasta hoy no se han tomado las suficientes cartas en el asunto, si el tiempo sigue pasando la contaminación seguirá aumentando y por supuesto los riesgos a la salud, así como costos de restauración o remediación. En cuanto al plomo es necesario evaluar la ruta de exposición y generar una estrategia de evaluación ambiental para considerar y determinar la principal fuente de exposición a plomo.

VII. REFERENCIAS

- 1.- PNUMA Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, (2000). Comité intergubernamental de negociación de un instrumento internacional jurídicamente vinculante para la aplicación de medidas internacionales respecto a ciertos contaminantes orgánicos persistentes. Quinto período de sesiones

- 2.- Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes, disponible en español en www.pops.int/documents/convtext/convtext_sp.pdf

- 3.- NORMA Oficial Mexicana NOM-133-ECOL-2000, Protección ambiental-Bifenilos policlorados (PCBs)-Especificaciones de manejo Publicado en el DOF el día 10 de Diciembre de 2001.

- 4.- Van Hal N.L.W., Vorst O., Van Houwelingen A.M.M.L., Kok E.J., Peijnenburg A., Aharoni A., Van Tunen A.J., and Keijer J. (2000). The application of DNA microarrays in gene expression analysis. *J. Biotechnology* 78: 271-280.

- 5.- INE, Instituto Nacional de Ecología. (2003). Diagnóstico Nacional de Bifenilos Policlorados en México.

- 6.-_INE, SEMARNAT, (2002). Contención de residuos de bifenilos policlorados en la comunidad de San Felipe Nuevo Mercurio, Mazapil, Zactaecas Una experiencia en el estado. <http://www.ine.gob.mx/dgicurg/download/Proyectos-2002/bifefinalZAC.pdf>

7.- Informe Nacional: Estado del Manejo de PCBs en México. (1995). Preparado para la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA) por ERM-México, S.A. de C.V.

8.- INE, Instituto Nacional de Ecología. (2004). Metales y contaminantes Orgánicos persistentes en niños y muestras ambientales de 10 sitios contaminados.

9.- SEMARNAT (2003) Bifenilos Policlorados __Información Técnica http://www.semarnat.gob.mx/dgmic/PCB/Inf_tecnica/inf_tecnica.shtml

10.- ATSDR (2004) Toxicological profile for Polychlorinated Biphenyls. Agency for Toxic Substances and Diseases Registry. US Public Health Service. Atlanta, GA.

11.- Ribas-Fitó N., Sala M., Kogevinas M., Sunyer J., (2001) Polychlorinated biphenyls (PCBs) and neurological development in children: a systematic review. *J Epidemiol Community Health* ;55:537-546.

12.- Brubaker W., Hites R., (1998). Gas-phase oxidation products of biphenyl and polychlorinated biphenyls. *Environmental Science Technology* 32:3913-3918.

13.- Atkinson R. (1996). Atmospheric chemistry of PCBs, PCDDs and PCDFs. *Issues Environmental Science Technology* 6:53-72.

14.- Anderson P., Hites R.. (1996). OH radical reactions: The major removal pathway for polychlorinated biphenyls from the atmosphere. *Environmental Science Technology* 30(5):1756-1763.

15.- EPA, Environmental Protection Agency, (1979). Water-related environmental fate of 129 priority pollutants, Vol. II. Washington, DC: U.S. EPA 440/4-79-029a.

16.- EPA, Environmental Protection Agency, (1988). Drinking water criteria document for polychlorinated biphenyls (PCBs). Cincinnati, OH: U.S. Office of Health and environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office. ECAO-CIN-414.

17.- Gan D., Berthouex P., (1994). Disappearance and crop uptake of PCBs from sludge-amended farmland. *Water Environmental Research* 66(1):54-69.

18.- EPA, Environmental Protection Agency, (1983). Environmental transport and transformation of polychlorinated biphenyls. Washington, DC: U.S. Office of Pesticides and Toxic Substances. EPA-560/5-83-025.

19.- Anid P., Ravest-Webster B., Vogel T., (1993). Effect of hydrogen peroxide on the biodegradation of PCBs in anaerobically dechlorinated river sediments. *Biodegradation* 4(4):241-248.

20.- Abramowicz D., (1995). Aerobic and anaerobic PCB biodegradation in the environment. *Environmental Health Perspectives Supplement* 103(5):97-99.

21.- Wiegel J., Wu Q., (2000). Microbial reductive dehalogenation of polychlorinated biphenyls. *FEMS Microbiol Ecol* 32:1-15.

22.-Exttoxnet (1993) Bioaccumulation. Extension Toxicology Network.

<http://ace.ace.orst.edu/info/exttoxnet/tibs/bioaccum.htm>

23.- Madenjian C., Hesselberg R., Desorcie T., Schmidt L., Stedman R., Quintal R., Begnoche L., Passino-Reader D. (1998). Estimate of net trophic transfer efficiency of PCBs to Lake Michigan lake trout from their prey. *Environmental Science Technology* 32: 886-891.

24.- Tanabes S., Nakagawa Y., Tatsukawa, R. (1981). Absorption efficiency and biological half-life of individual chlorobiphenyls in rats treated with Kanechlor products. *Agricultural biology and chemistry*, 45: 717–726.

25.- Bergman A., Larsen G., Bakke J. (1982). Biliary secretion, retention and excretion of five ¹⁴C-labelled polychlorinated biphenyls in the rat. *Chemosphere*, 11: 249–253

26.- Bente H., KNOP J., SCHMOLDT A. (1972). Aufnahme und verteilung nach inhalation polychlorierter biphenyle (PCB). *Archiv fur Toxicologie*, 29: 85–95

27.- Wolff M., (1985). Occupational exposure to polychlorinated biphenyls (PCBs). Environmental Health Perspectives 60:133-138.

28.- Duarte-Davidson R., Jones K. (1994). Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the UK population: estimated intake, exposure and body burden. Science Total Environmental 151:131-152.

29.- EPA, Environmental Protection Agency, (1990). Drinking water criteria document for polychlorinated biphenyls (PCBs). Cincinnati, OH, US.

30.- Yoshimura H. (1985). Inductive effect on hepatic enzymes and toxicity of congeners of PCBs and PCDFs. Environmental health perspectives, 59: 113–119

31.- Safe S. (1984). Polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated biphenyls (PBBs): Biochemistry, toxicology and mechanism of action. CRC Critical reviews of toxicology 13: 319–395

32.- Larry G. (1998). Stepping Backward to Improve Assessment of PCB Congener Toxicities Environmental Health Perspectives Supplements Volume 106, Number S1.

33.- Takser L., Mergler D., Baldwin M., Grosbois S., Smargiassi A., Lafond J. (2005). Thyroid Hormones in Pregnancy in Relation to Environmental Exposure to Organochlorine Compounds and Mercury. Environmental Health Perspectives. 113: 1039-1045.

34.- Soechitram S., Athanasiadou M., Hovander L., Bergman A., Sauer P. (2004). Fetal exposure to PCBs and their hydroxylated metabolites in a Dutch cohort. *Environmental Health Perspectives*. 112:1208–1212.

35.- Pop V., Brouwers E., Vader H., Vulsma T., van Baar A., Vijlder J. (2003). Maternal hypothyroxinaemia during early pregnancy and subsequent child development: a 3-year follow-up study. *Clinical Endocrinology (Oxf)* 59:282–288.

36.- Haddow J., Palomaki G., Allan W., Williams J., Knight G., Gagnon J., O’Heir Ch., Mitchell M., Hermos R., Waisbren S., Faix J., Klein R. (1999). Maternal thyroid deficiency during pregnancy and subsequent neuropsychological development of the child. *The New England Journal of Medicine* 341(8):549-555

37.- Gladen B., Rogan W., Hardy P., Thullen J., Tingelstad J., Tully M. (1988). Development after exposure to polychlorinated biphenyls and dichlorodiphenyl dichloroethene transplacentally and through human milk. *J. Pediatr.* 113 991– 995.

38.- Despre’sa Ch., Beuterb A., Richera F., Poitrasc K., Veilleuxd A., Ayottee P., Dewaillye E., Saint-Amourf D., Muckleg G. (2005). Neuromotor functions in Inuit preschool children exposed to Pb, PCBs, and Hg. *Neurotoxicology and Teratology*. 27(2):245-257.

39.- Chen Y., Guo Y., Hsu C., Rogan W. (1992). Cognitive development of Yu-Cheng (oil disease) children prenatally exposed to heat-degraded PCBs. *JAMA* 268:3213–3218.

40.- Tilson HA. (1998). Developmental neurotoxicology of endocrine disruptors and pesticides: identification of information gaps and research needs. *Environmental Health Perspectives*;106:807-811.

41.- Seegal R. (2004). A review of the neurotoxicity of non-dioxin-like polychlorinated biphenyls. *Organoahalogen Compounds Volume 66*

42.- Korach K., Sarver P., Chae K., McLachlan J., McKinney J. (1988). Estrogen receptor binding activity of polychlorinated hydroxybiphenyls: conformationally restricted structural probes. *Mol Pharmacol* 33:120-126

43.- Moore M., Mustain M., Daniel K., Chen I., Safe S., Zacharewski T., Gillesby B., Joyeux A., Balaguer P. (1997). Antiestrogenic activity of hydroxylated polychlorinated biphenyl congeners identified in human serum. *Toxicol Appl Pharmacol* 142:160-168

44.- Safe S., Astroff B., Harris M., Zacharewski T., Dickerson R., Romkes R., Biegel L.. (1991). 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) and related compounds as antiestrogens: characterization and mechanism of action. *Pharmacol Toxicol* 69:400-409

45.- Svensson B., Hallberg T., Nilsson A., Schutz A., Hagmar L. (1994). Parameters of immunological competence in subjects with high consumption of fish contaminated with persistent organochlorine compounds. *Int Arch Occup Environmental Health* 65:351–358.

46.- Lee T-P. (1992). The toxic effect of polychlorinated biphenyls. In: Principles and Practice of Immunotoxicology. Oxford, UK:Blackwell Scientific Publications 242–250.

47.- Chang K., Hsieh K., Lee T., (1981). Immunologic evaluation of patients with polychlorinated biphenyl poisoning: Determination of lymphocyte subpopulations. Toxicol Appl Pharmacol 61:58-63.

48.- Daniel V., Huber W., Bauer K., Suesal C., Conradt C., Opelz G. (2001). Associations of Blood Levels of PCB, HCHs, and HCB with Numbers of Lymphocyte Subpopulations, in Vitro Lymphocyte Response, Plasma Cytokine Levels, and Immunoglobulin Autoantibodies. Environmental Health Perspectives. 109:173-178.

49.- Lahvis G., Wells R., Kuehl D., Stewart J., Rhinehart H., Via C. (1995). Decreased lymphocyte responses in freeranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) are associated with increased concentrations of PCBs and DDT in peripheral blood. Environmental Health Perspectives. 103(4):67–72

50.- Omara F., Flipo D., Brochu C., Denizeau F., Brousseau P., Potworowski E., Fournier M. (1998). Lack of suppressive effects of mixtures containing low levels of methylmercury (MeHg), polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDS), polychlorinated dibenzofurans (PCDFS), and aroclor biphenyls (PCBS) on mixed lymphocyte reaction, phagocytic, and natural killer cell activities of rat leukocytes in vitro. J Toxicol Environ Health 54:561–577

51.-Shin K., Bae S., Hwang Y., Seo J., Ryu S., Suh P. (2000). 2,2',4,6,6'-pentachlorobiphenyl induces apoptosis in human monocytic cells. *Toxicol Appl Pharmacol.* 169(1):1-7

52.- Lanting C. I., Fidler V., Huisman M.,1 Boersma E. R., (1998). Determinants of Polychlorinated Biphenyl Levels in Plasma from 42-Month-Old Children. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology:* 35, 135–139.

53.- Jensen A. A., (1987). Polychlorobiphenyls (PCBs), polychlorodibenzo-pdioxins (PCDDs) and polychlorodibenzofurans (PCDFs) in human milk, blood and adipose tissue. *Science of the Total Environment.* 64:259–293

54.- Hooper K., Clark G. C., (1995). Workshop on Perinatal Exposure to Dioxin-like Compounds. VI. Role of Biomarkers. *Environmental Health Perspectives.* 103:Supplement 2

55.- Pereg D., Dewailly E., Poirier G., Ayotte P. (2002). Environmental Exposure to Polychlorinated Biphenyls and Placental CYP1A1 Activity in Inuit Women from Northern Québec *Environmental Health Perspectives.* 110-6, 607:612.

56.- Korrick S. A., Altshul L., (1998). High Breast Milk Levels of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) among Four Women Living Adjacent to a PCB-Contaminated Waste Site. *Environmental Health Perspectives* 106-8.

57.- Forrest M., Lan Q., Hubbard A., Zhang L., Vermeulen R., Zhao X., Li G., Wu Y., Shen M., Yin S., Chanock S., Rothman N., Smith M. (2005). Discovery of Novel Biomarkers by Microarray Analysis of Peripheral Blood Mononuclear Cell Gene

Expression in Benzene-Exposed Workers Environmental Health perspectives, Toxicogenomics Article. 113: 801-807,

58.- Gómez A., Palacios P., Padilla E., (1983), WISC-R mexicano. Manual de aplicación adaptado y estandarizado en México. México

59.- Dibley M.J., Goldsby J.B., Staehling N.W., Trowbridge F.L., (1987), Development of normalized curves for the international growth reference: historical and technical considerations, Am J Clin Nutr Vol 46 pp. 736-48.

60.- Galindo y Villa G, Cortes SJ and Salvador CJ. Manual Figura Compleja de Rey para niños. Cuaderno de Psicología 1. 1era Edición. UNAM p 35-42. (1995).

61.- Meneses F., Romieu, Sierna JJ., Huerta J., Ruiz S., (1991), Asma en población infantil y su relación con los contaminantes ambientales aéreos de la Ciudad de México. Revista alérgica de México XLIII: 66-72

62.- American Thoracic Society., (1995), Medical Section of the American Lung Association. Standardization of spirometry 1994 Update. Am J Respir. Crit. Care Medicine Vol 152. 1107-1136.

63.- Trujillo, J. P.; Díaz P. E., (2002)., Biodiversidad acuática del río Amacuzac, Morelos, México., Universidad Autónoma del Estado de Morelos., Centro de Investigaciones Biológicas., www.conabio.gob.mx

64.- Procuraduría Federal de protección al ambiente, Delegación del estado de Morelos; (2004) PFPA-MOR-703/2001 número de folio 03212., registro numero 269421.

64.- Abramowicz D., (1995). Aerobic and anaerobic PCB biodegradation in the environment. Environmental Health Perspectives Supplement 103(5):97-99.

65.- Risk Assessment Guidance For Superfund: Volume III- Part A, Process For Conducting Probabilistic Risk Assessment. Environmental Protection Agency Washington, Dc. EPA 540-R-02-002. Osver 9285.7-45. Pb2002 963302. www.EPA.Gov/Superfund/Rags3a/Index.Htm.

66.- EPA 1997. Exposure Factors Handbook. U.S. Environmental Protection Agency Washington, D.C. EPA/600/P-95/002fa August

67.- OPS 1999. Metodología De Identificación Y Evaluación De Riesgos Para La Salud En Sitios Contaminados Ops/Cepis/Pub/99.34.

68.- ATSDR. 2000. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls (PCBs).

69.- United Nations Environment Program (UNEP)., (1994)., "Risk Management of Contaminated Industrial Land" A Training Resource Package, Preliminary Edition.

70.- US-EPA., (1980)., Ambient water quality criteria for polychlorinated biphenyls, Washington D.C. *Environmental Protection Agency*, pp.211.(EPA 440/5-80-068).

71.- U.S-EPA (United States Environmental Protection Agency)., (1997)., "Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessment, Interim Final", EPA-540-R-97 – 006,OSWER 9285.7-25, PB97-9632-1-1 Superfund, Solid Waste and Emergency Response, Environmental Protection Agency, Washington DC, <http://www.epa.gov/soperfund/programs/risk/ecorisk/ecorisk.htm>,230p.

72.- U.S-EPA (United States Environmental Protection Agency)., (1998)., "Guidelines for Ecological Risk Assessment",. EPA/630/R-95/002F Final, Published on May 14, 1998, Federal Register 63(93):26846-26924, Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, <http://www.epa.gov/ncea/raf/pdfs/ecotxtbx.pdf>,188p.

73.- U.S-EPA (United States Environmental Protection Agency)., (1999)., "Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities. Volumen 1, 2 and 3",. EPA-D-99-001A, U.S.EPA Office of Solid Waste, <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/combust/ecorisk.htm>.

74.- Environmental agency (2009). Using science to create a better place. Soil Guideline Values for mercury in soil. Science Report SC050021 / Mercury SGV. <http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Research/SCHO0309BPQG-e-e.pdf>.

75.- NHANES III. Third National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals (2005) Department of Health and Human Services Centers for Disease Control and Prevention. Atlanta, Georgia.

76.- Diaz-Barriga F., (1998)., Metodología de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados., Cepis/OPS/GTZ.,

77.- Wolff M., (1985). Occupational exposure to polychlorinated biphenyls (PCBs). Environmental Health Perspectives 60:133-138.

78.- Duarte-Davidson R., Jones K. (1994). Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the UK population: estimated intake, exposure and body burden. Science Total Environmental 151:131-152.

79.- Larry G. (1998). Stepping Backward to Improve Assessment of PCB Congener Toxicities Environmental Health Perspectives Supplements Volume 106, Number S1.

80.- Isamu Ogura (2004). Half-life of each dioxin and PCB congener in the human Body. RISK ASSESSMENT ORGANOHALOGEN COMPOUNDS, Volume 66

81.- Thomas Gabrio, Isolde Piechotowskia, Thomas Wallenhorst, Martin Klett, Lothar Cottb, Peter Friebel (2000). PCB-blood levels in teachers, working in PCB-contaminated schools. *Chemosphere*, Volume 40, Issues 9-11

82.- Pop V., Brouwers E., Vader H., Vulsma T., van Baar A., Vijlder J. (2003). Maternal hypothyroxinaemia during early pregnancy and subsequent child development: a 3-year follow-up study. *Clinical Endocrinology (Oxf)* 59:282–288.

83.- Haddow J., Palomaki G., Allan W., Williams J., Knight G., Gagnon J., O’Heir Ch., Mitchell M., Hermos R., Waisbren S., Faix J., Klein R. (1999). Maternal thyroid deficiency during pregnancy and subsequent neuropsychological development of the child. *The New England Journal of Medicine* 341(8):549-555

84.- Gladen B., Rogan W., Hardy P., Thullen J., Tingelstad J., Tully M. (1988). Development after exposure to polychlorinated biphenyls and dichlorodiphenyl dichloroethene transplacentally and through human milk. *J. Pediatr.* 113 991– 995.

85.- Despre’sa Ch., Beuterb A., Richera F., Poitrasc K., Veilleuxd A., Ayottee P., Dewaillye E., Saint-Amourf D., Muckleg G. (2005). Neuromotor functions in Inuit preschool children exposed to Pb, PCBs, and Hg. *Neurotoxicology and Teratology.* 27(2):245-257.

86.- Chen Y., Guo Y., Hsu C., Rogan W. (1992). Cognitive development of Yu-Cheng (oil disease) children prenatally exposed to heat-degraded PCBs. *JAMA* 268:3213–3218.

87.- Tilson HA. (1998). Developmental neurotoxicology of endocrine disruptors and pesticides: identification of information gaps and research needs. *Environmental Health Perspectives*;106:807-811.

88.- Rice D. C. (1995). Neurotoxicity of lead, methylmercury, and PCBs in relation to the Great Lakes. *Research Article Environ Health Perspect.*; 103(Suppl 9): 71–87.

89.- INE, Instituto Nacional de Ecología. (2004). Metales y contaminantes Orgánicos persistentes en niños y muestras ambientales de 10 sitios contaminados.

90.- Koller K. Brown T., Spurgeon A., and LevyL., (2004), Recent Developments in Low-Level Lead Exposure and Intellectual Impairment in Children. *Environmental Health Perspectives*. volume 112 Number 9.

91.- Lanphear Bruce P. et al. (2005), Low-Level Environmental Lead Exposure and Children's Intellectual Function: An International Pooled Analysis. *Environmental Health Perspectives* Volume 113 Number 7

92.- Banks E, Ferreti L, Shucard D. Effects of low level lead exposure on cognitive function in children: A review of behavioral, neuropsychological and biological evidence. *Neurotoxicology* 1997;18(1):237-282.

93.- Hernández M, Palazuelos E. (1995) Intoxicación por plomo en México: prevención y control. Cuernavaca, Morelos: Instituto Nacional de Salud Pública (Perspectivas en Salud Pública núm. (21), 21-61.

94.- 94.- Prasada Rao S. Kodavanti, Narayanan Kannan, Nobuyoshi Yamashita, Ethel C. Derr-Yellin, Thomas R. Ward, Deborah E. Burgin, Hugh A. Tilson, and Linda S. Birnbaum (2001). Differential Effects of Two Lots of Aroclor 1254: Congener-Specific Analysis and Neurochemical End Points. Environmental Health Perspectives Volume 109, Number 11, November 2001

95.- Muñoz H, Romieu I, Palazuelos E. (1993) Blood lead level and neurobehavioral development among children living in Mexico City. Arch Environ Health;48:132-138.

96.- Romieu I, Palazuelos E, Meneses F, Hernández-Avila M. (1992) Vehicular traffic as a determinant of children blood lead levels: A pilot study in Mexico City. Arch Environ Health;47(4):246-249.

97.- Romieu I, Carreon T, Lopez L, Palazuelos E. (1995) Environmental urban lead exposure and blood lead levels in children of Mexico City. Environ Health Perspect;103:2-6

98.- Calderón J., Navarro ME., Jiménez Capdeville., Santos Díaz MA., Golden A., Rodríguez Leyva I., Borja-Aburto V., Díaz-Barriga F., (2001) exposure to arsenic and lead and neuropsychological development in Mexican children. Environmental research (85): 69-76.

99.- Gan D., Berthouex P., (1994). Disappearance and crop uptake of PCBs from sludge-amended farmland. *Water Environmental Research* 66(1):54-69.

100.- Mary S. Wolff, Alf Fischbein, John Thornton, Carol Rice, Ruth Lilin. I. J. Selikoff (1981) burden of polychlorinated biphenyls among persons employed in capacitor manufacturing *International Archives of Occupational and Environmental Health*

101.- Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes, Quinta reunión, Ginebra, 12 a 16 de octubre de 2009 Punto, Cuestiones operacionales: Programas de trabajo sobre nuevos contaminantes orgánicos persistentes aprobados por la Conferencias de las Partes.

102.- *Organochlorine Pesticides by Gas Chromatography*, EPA, 8081A.

103.- *Semivolatile Organic Compounds by Gas Chromatography/Mass Spectrometry (CG/MS)*, EPA, 8270C.

104.- *Soil Guideline Values (SGV)* 17 December 2009. The Environment Agency United Kingdom.

105.- WHO. *Inorganic Mercury. Environmental Health Criteria 118* Geneva: World Health Organization, 1991.

106.- Subramanian K.S., (1987) Determination of lead in blood: comparison of two GFASS methods, *Atomic Spectrosc* 8, pp.7-14.

ANEXO 1

Nombre de los 209 congéneres de PCBs

Congénere	Nombre	Congénere	Nombre
1	2-Clorobifenil	26	2,3',5-Triclorobifenil
2	3-Clorobifenil	27	2,3',6-Triclorobifenil
3	4- Clorobifenil	28	2,4,4'-Triclorobifenil
4	2,2'-Diclorobifenil	29	2,4,5- Triclorobifenil
5	2,3- Diclorobifenil	30	2,4,6- Triclorobifenil
6	2,3'- Diclorobifenil	31	2,4',5-Triclorobifenil
7	2,4- Diclorobifenil	32	2,4',6-Triclorobifenil
8	2,4'- Diclorobifenil	33	2,3',4'-Triclorobifenil
9	2,5- Diclorobifenil	34	2,3',5'-Triclorobifenil
10	2,6- Diclorobifenil	35	3,3',4-Triclorobifenil
11	3,3'- Diclorobifenil	36	3,3',5-Triclorobifenil
12	3,4- Diclorobifenil	37	3,4,4'-Triclorobifenil
13	3,4'- Diclorobifenil	38	3,4,5-Triclorobifenil
14	3,5- Diclorobifenil	39	3,4',5-Triclorobifenil
15	4,4'- Diclorobifenil	40	2,2',3,3'-Tetraclorobifenil
16	2,2',3-Triclorobifenil	41	2,2',3,4-Tetraclorobifenil
17	2,2',4-Triclorobifenil	42	2,2',3,4'-Tetraclorobifenil
18	2,2',5- Triclorobifenil	43	2,2',3,5-Tetraclorobifenil
19	2,2',6- Triclorobifenil	44	2,2',3,5'-Tetrachlorobifenil
20	2,3,3'-Triclorobifenil	45	2,2',3,6-Tetraclorobifenil
21	21 2,3,4- Triclorobifenil	46	2,2',3,6'-Tetraclorobifenil
22	2,3,4'- Triclorobifenil	47	47 2,2',4,4'-Tetraclorobifenil

23	2,3,5-Trichlorobifenil	48	2,2',4,5-Tetraclorobifenil
24	2,3,6- Trichlorobifenil	49	2,2',4,5'-Tetraclorobifenil
25	2,3',4- Trichlorobifenil	50	2,2',4,6-Tetraclorobifenil
51	2,2',4,6'-Tetraclorobifenil	77	3,3',4,4'-Tetraclorobifenil
52	2,2',5,5'-Tetraclorobifenil	78	3,3',4,5-Tetraclorobifenil
53	2,2',5,6'-Tetraclorobifenil	79	3,3',4,5'-Tetraclorobifenil
54	2,2',6,6'-Tetraclorobifenil	80	3,3',5,5'-Tetraclorobifenil
55	2,3,3',4-Tetraclorobifenil	81	3,4,4',5-Tetraclorobifenil
56	2,3,3',4'-Tetraclorobifenil	82	2,2',3,3',4-Pentaclorobifenil
57	2,3,3',5-Tetraclorobifenil	83	2,2',3,3',5-Pentaclorobifenil
58	2,3,3',5'-Tetraclorobifenil	84	2,2',3,3',6-Pentaclorobifenil
59	2,3,3',6-Tetraclorobifenil	85	2,2',3,4,4'-Pentaclorobifenil
60	2,3,4,4'-Tetraclorobifenil	86	2,2',3,4,5-Pentaclorobifenil
61	2,3,4,5-Tetraclorobifenil	87	2,2',3,4,5'-Pentaclorobifenil
62	2,3,4,6-Tetraclorobifenil	88	2,2',3,4,6-Pentaclorobifenil
63	2,3,4',5-Tetraclorobifenil	89	2,2',3,4,6'-Pentaclorobifenil
64	2,3,4',6-Tetraclorobifenil	90	2,2',3,4',5-Pentaclorobifenil
65	2,3,5,6-Tetraclorobifenil	91	2,2',3,4',6-Pentaclorobifenil
66	2,3',4,4'-Tetraclorobifenil	92	2,2',3,5,5'-Pentaclorobifenil
67	2,3',4,5-Tetraclorobifenil	93	2,2',3,5,6-Pentaclorobifenil
68	2,3',4,5'-Tetraclorobifenil	94	2,2',3,5,6'-Pentaclorobifenil
69	2,3',4,6-Tetraclorobifenil	95	2,2',3,5',6-Pentaclorobifenil
70	2,3',4',5-Tetraclorobifenil	96	2,2',3,6,6'-Pentaclorobifenil
71	2,3',4',6-Tetraclorobifenil	97	2,2',3,4',5'-Pentaclorobifenil
72	2,3',5,5'-Tetraclorobifenil	98	2,2',3,4',6'-Pentaclorobifenil
73	2,3',5',6-Tetraclorobifenil	99	2,2',4,4',5-Pentaclorobifenil

74	2,4,4',5-Tetraclorobifenil	100	2,2',4,4',6-Pentaclorobifenil
75	2,4,4',6-Tetraclorobifenil	101	2,2',4,5,5'-Pentaclorobifenil
76	2,3',4',5'-Tetraclorobifenil	102	2,2',4,5,6'-Pentaclorobifenil
103	2,2',4,5',6-Pentaclorobifenil	129	2,2',3,3',4,5-Hexaclorobifenil
104	2,2',4,6,6'-Pentaclorobifenil	130	2,2',3,3',4,5'-Hexaclorobifenil
105	2,3,3',4,4'-Pentaclorobifenil	131	2,2',3,3',4,6-Hexaclorobifenil
106	2,3,3',4,5-Pentaclorobifenil	132	2,2',3,3',4,6'-Hexaclorobifenil
107	2,3,3',4',5-Pentaclorobifenil	133	2,2',3,3',5,5'-Hexaclorobifenil
108	2,3,3',4,5'-Pentaclorobifenil	134	2,2',3,3',5,6-Hexaclorobifenil
109	2,3,3',4,6-Pentaclorobifenil	135	2,2',3,3',5,6'-Hexaclorobifenil
110	2,3,3',4',6-Pentaclorobifenil	136	2,2',3,3',6,6'-Hexaclorobifenil
111	2,3,3',5,5'-Pentaclorobifenil	137	2,2',3,4,4',5-Hexaclorobifenil
112	2,3,3',5,6-Pentaclorobifenil	138	2,2',3,4,4',5'-Hexaclorobifenil
113	2,3,3',5',6-Pentaclorobifenil	139	2,2',3,4,4',6-Hexaclorobifenil
114	2,3,4,4',5-Pentaclorobifenil	140	2,2',3,4,4',6'-Hexaclorobifenil
115	2,3,4,4',6-Pentaclorobifenil	141	2,2',3,4,5,5'-Hexaclorobifenil
116	2,3,4,5,6-Pentaclorobifenil	142	2,2',3,4,5,6-Hexaclorobifenil
117	2,3,4',5,6-Pentaclorobifenil	143	2,2',3,4,5,6'-Hexaclorobifenil
118	2,3',4,4',5-Pentaclorobifenil	144	2,2',3,4,5',6-Hexaclorobifenil
119	2,3',4,4',6-Pentaclorobifenil	145	2,2',3,4,6,6'-Hexaclorobifenil
120	2,3',4,5,5'-Pentaclorobifenil	146	2,2',3,4',5,5'-Hexaclorobifenil
121	2,3',4,5',6-Pentaclorobifenil	147	2,2',3,4',5,6-Hexaclorobifenil
122	2,3,3',4',5'-Pentaclorobifenil	148	2,2',3,4',5,6'-Hexaclorobifenil
123	2,3',4,4',5'-Pentaclorobifenil	149	2,2',3,4',5',6-Hexaclorobifenil
124	2,3',4',5,5'-Pentaclorobifenil	150	2,2',3,4',6,6'-Hexaclorobifenil
125	2,3',4',5',6-Pentaclorobifenil	151	2,2',3,5,5',6-Hexaclorobifenil

126	3,3',4,4',5-Pentaclorobifenil	152	2,2',3,5,6,6'-Hexaclorobifenil
127	3,3',4,5,5'-Pentaclorobifenil	153	2,2',4,4',5,5'-Hexaclorobifenil
128	2,2',3,3',4,4'-Hexaclorobifenil	154	2,2',4,4',5,6'-Hexaclorobifenil
155	2,2',4,4',6,6'-Hexaclorobifenil	181	2,2',3,4,4',5,6-Heptaclorobifenil
156	2,3,3',4,4',5-Hexaclorobifenil	182	2,2',3,4,4',5,6'-Heptaclorobifeil
157	2,3,3',4,4',5'-Hexaclorobifenil	183	2,2',3,4,4',5,6-Heptaclorobifenil
158	2,3,3',4,4',6-Hexaclorobifenil	184	2,2',3,4,4',6,6'-Heptaclorobifenil
159	2,3,3',4,5,5'-Hexaclorobifenil	185	2,2',3,4,5,5',6-Heptaclorobifenil
160	2,3,3',4,5,6-Hexaclorobifenil	186	2,2',3,4,5,6,6'-Heptaclorobifenil
161	2,3,3',4,5',6-Hexaclorobifenil	187	2,2',3,4',5,5',6-Heptaclorobifenil
162	2,3,3',4',5,5'-Hexaclorobifenil	188	2,2',3,4',5,6,6'-Heptaclorobifenil
163	2,3,3',4',5,6-Hexaclorobifenil	189	2,3,3',4,4',5,5'-Heptaclorobifenil
164	2,3,3',4',5',6-Hexaclorobifenil	190	2,3,3',4,4',5,6-Heptaclorobifenil
165	2,3,3',5,5',6-Hexaclorobifenil	191	2,3,3',4,4',5',6-Heptaclorobifenil
166	2,3,4,4',5,6-Hexaclorobifenil	192	2,3,3',4,5,5',6-Heptaclorobifenil
167	2,3',4,4',5,5'-Hexaclorobifenil	193	2,3,3',4',5,5',6-Heptaclorobifenil
168	2,3',4,4',5',6-Hexaclorobifenil	194	2,2',3,3',4,4',5,5'-Octaclorobifenil
169	3,3',4,4',5,5'-Hexaclorobifenil	195	2,2',3,3',4,4',5,6-Octaclorobifenil
170	2,2',3,3',4,4',5-Heptaclorobifenil	196	2,2',3,3',4,4',5,6'-Octaclorobifenil
171	2,2',3,3',4,4',6-Heptaclorobifenil	197	2,2',3,3',4,4',6,6'-Octaclorobifenil
172	2,2',3,3',4,5,5'-Heptaclorobifenil	198	2,2',3,3',4,5,5',6-Octaclorobifenil
173	2,2',3,3',4,5,6-Heptaclorobifenil	199	2,2',3,3',4,5,5',6'-Octaclorobifenil
174	2,2',3,3',4,5,6'-Heptaclorobifenil	200	2,2',3,3',4,5,6,6'-Octaclorobifenil
175	2,2',3,3',4,5',6-Heptaclorobifenil	201	2,2',3,3',4,5',6,6'-Octaclorobifenil
176	2,2',3,3',4,6,6'-Heptaclorobifenil	202	2,2',3,3',5,5',6,6'-Octaclorobifenil
177	2,2',3,3',4,5',6'-Heptaclorobifenil	203	2,2',3,4,4',5,5',6-Octaclorobifenil

178	2,2',3,3',5,5',6-Heptaclorobifenil	204	2,2',3,4,4',5,6,6'-Octaclorobifenil
179	2,2',3,3',5,6,6'-Heptaclorobifenil	205	2,3,3',4,4',5,5',6-Octaclorobifenil
180	2,2',3,4,4',5,5'-Heptaclorobifenil	206	2,2',3,3',4,4',5,5',6-Nonaclorobifenil
207	2,2',3,3',4,4',5,6,6'-Nonaclorobifenil		
208	2,2',3,3',4,5,5',6,6'-Nonaclorobifenil		
209	Decaclorobifenil		

ATSDR 2007

ANEXO 2

Porcentaje de los 14 y 41 congéneres de PCB en diferentes muestras comerciales

PCB (14)	% aroclor 1016	% aroclor 1242	% aroclor 1248	% aroclor 1248	% aroclor 1254	% aroclor 1254	% aroclor 1260
28	8.5	6.86	3.59	5.57	0.06	0.19	0.03
52	4.63	3.53	6.93	5.58	0.83	5.38	0.24
99	0.01	0.46	1.47	1.81	4.53	3.02	0.04
101	0.04	0.69	2.22	1.89	5.49	8.02	3.13
105	0	0.47	1.6	1.45	7.37	2.99	0.22
118	0	0.66	2.29	2.35	13.59	7.35	0.48
128	0	0.02	0.12	0.08	1.71	1.42	0.53
138	0	0.1	0.38	0.41	5.95	5.8	6.54
153	0	0.06	0.23	0.43	3.29	3.77	9.39
156	0	0.01	0.06	0.04	1.13	0.82	0.52
170	0	0	0	0.08	0.35	0.52	4.11
180	0	0	0.02	0.21	0.42	0.67	11.38
183	0	0	0	0.06	0.09	0.18	2.41
187	0	0	0	0.09	0.09	0.25	5.4
% total	13.18	12.86	18.91	20.05	44.9	40.38	44.42

ATSDR 2007

PCB (41)	% aroclor 1016	% aroclor 1242	% aroclor 1248	% aroclor 1248	% aroclor 1254	% aroclor 1254	% aroclor 1260
17	3.98	3.13	1.05	0.93	0.02	0.08	0.02
18	10.86	8.53	4.29	3.29	0.08	0.25	0.05
28	8.5	6.86	3.59	5.57	0.06	0.19	0.03
31	9.32	7.34	5.07	5.47	0.11	0.28	0.04
33	6.21	5.01	2.23	2.21	0.05	0.16	0.03
44	4.47	3.55	6.31	5.09	0.67	2.31	0.03
49	3.35	2.53	4.12	4.17	0.26	1.1	0.01
52	4.63	3.53	6.93	5.58	0.83	5.38	0.24
70	0.59	3.73	7.28	7.39	6.83	3.49	0.04
74	0.33	1.81	3.14	4.67	2.19	0.84	0.05
82	0	0.26	0.81	0.62	1.53	1.11	0
87	0	0.46	1.45	1.11	3.41	3.99	0.41
95	0.31	0.61	1.96	1.43	1.84	6.25	2.45
99	0.01	0.46	1.47	1.81	4.53	3.02	0.04
101	0.04	0.69	2.22	1.89	5.49	8.02	3.13
105	0	0.47	1.6	1.45	7.37	2.99	0.22
110	0	0.83	2.97	2.55	8.42	9.29	2.33
118	0	0.66	2.29	2.35	13.59	7.35	3.48
128	0	0.02	0.12	0.08	1.71	1.42	1.53
132	0	0.04	0.15	0.14	1.5	2.29	2.9
138	0	0.1	0.38	0.41	5.95	5.8	6.54
149	0	0.06	0.24	0.33	1.82	3.65	9.75
151	0	0	0.04	0.08	0.22	0.69	3.04
153	0	0.06	0.23	0.43	3.29	3.77	9.39
156	0	0.01	0.06	0.04	1.13	0.82	0.52
158	0	0.01	0.04	0.04	0.9	0.81	1.58
169	0	0	0	0	0	0	0
170	0	0	0	0.08	0.35	0.52	5.11
171	0	0	0	0	0.08	0.14	1.11
177	0	0	0	0.03	0.08	0.2	2.57
180	0	0	0.02	0.21	0.42	0.67	11.38
183	0	0	0	0.06	0.09	0.18	4.41
187	0	0	0	0.09	0.09	0.25	5.4
191	0	0	0	0	0	0	2.17
194	0	0	0	0	0	0.01	3.07
195	0	0	0	0	0	0	0.84
201	0	0	0	0	0	0	0.24
205	0	0	0	0	0	0	0.1
206	0	0	0	0	0.03	0.03	3.53
208	0	0	0	0	0.01	0.01	0.13
209	0	0	0	0	0	0	0.01
% total	37.76	39.1	54.72	55.38	74.85	77.03	87.85

ATSDR 2007

Mi sentir y mi pensar:

Mis padres y mis hermanos siempre han tenido mucha confianza en mí y han apoyado todas y cada una de las decisiones que he tomado, no encuentro las palabras que cubran lo muy agradecido que estoy con ellos. Siendo yo el noveno de once hijos fui el único afortunado en terminar un posgrado y reconozco que fue por la oportunidad que ellos me dieron y no por ser el único con la capacidad, infinitas gracias.

Al culminar esta parte de mi vida académica es necesario agradecer a todos los profesores de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, que durante mi estancia en la carrera de Químico Farmacobiólogo, en la Maestría y en el Doctorado me ayudaron a formar en mi persona a alguien insubordinado pero solidario, rebelde pero trabajador, crítico y objetivo, además entendí por ellos que hay personas que les gusta saber mucho pero de poco, mientras que hay otras personas que prefieren saber poco pero de mucho, yo he escogido la segunda opción y estoy en proceso, muchas gracias.

Gracias a todos mis buenos amigos que pude conocer en el posgrado, por la compañía que siempre me han brindado, porque siempre han hecho de los momentos felices, los más felices y porque lo que fueron momentos tristes y tragedias ya no existen, las han transformado sutilmente en anécdotas.

Me quedo con estos dos pensamientos:

“Hay tres clases de ignorancia: no saber lo que debiera saberse, saber mal lo que se sabe, y saber lo que no debiera saberse.”

François de la Rochefoucauld (1613-1680) Escritor y militar Francés.

Para las personas creyentes, Dios está al principio. Para los hombres de ciencia está el final de todas sus reflexiones.

Max Planck (1858-1947) Físico alemán.