INFORME DEL ESTUDIO DE RIESGO PARA LA SALUD HUMANA

COMPLEJO METALÚRGICO DE LA OROYA

Preparado por

integral consulting inc.

7900 SE 28th Street
Suite 300
Mercer Island, WA 98040 USA
www.integral-corp.com

Preparado para

Doe Run Perú

Victor Andres Belaunde 147
Torre Real 3, Piso 9, San Isidro
Lima, Perú

2 de diciembre de 2005

CONTENIDO

LISTA DE APÉNDICES ..... **v**

FIGURAS ..... **vi**

TABLAS ..... **x**

ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS ..... **xiv**

GLOSARIO DE TÉRMINOS ..... **xvii**

RESUMEN EJECUTIVO ..... **xx**

1 INTRODUCCIÓN **1**

2 CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO **5**
- 2.1 DESCRIPCIÓN DEL COMPLEJO Y SUS OPERACIONES 5
- 2.2 AGENTES QUÍMICOS LIBERADOS POR EL COMPLEJO 7
- 2.3 DESCRIPCIÓN DE LA POBLACIÓN DE ESTUDIO 8
- 2.4 VIAS DE EXPOSICIÓN 9
- 2.5 ESTUDIOS DE RIESGO ANTERIORES 11

3 EVALUACIÓN DE LA INFORMACIÓN **14**
- 3.1 RESUMEN DE LA INFORMACIÓN EXISTENTE 14
  - 3.1.1 Información sobre Monitoreo del Aire 14
  - 3.1.2 Información sobre Suelo Superficial 18
  - 3.1.3 Información sobre Polvo 19
  - 3.1.4 Información sobre agua potable 20
  - 3.1.5 Información sobre Plomo en Sangre 20
- 3.2 ACTIVIDADES RECIENTES DE RECOLECCIÓN DE INFORMACIÓN 22
  - 3.2.1 Estudios Ambientales en Campo 22
  - 3.2.2 Estudio de Dieta Duplicada 24
- 3.3 ACTIVIDADES CON MODELOS DE DISPERSIÓN 27
- 3.4 AGENTES QUÍMICOS EVALUADOS 30
  - 3.4.1 Agentes Químicos en el Aire 31
  - 3.4.2 Agentes Químicos en el Suelo Superficial 32
  - 3.4.3 Agentes Químicos en el Polvo en Exteriores 32
  - 3.4.4 Agentes Químicos en el Polvo en Interiores 33
  - 3.4.5 Agentes Químicos en el Agua 34

4 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN **35**
- 4.1 MÉTODOS PARA LA EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN 35
  - 4.1.1 Rutas de Exposición 35
  - 4.1.2 Concentraciones en los Puntos de Exposición 36
  - 4.1.3 Estimación de Dosis e Ingesta 37
- 4.2 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN AL DIÓXIDO DE AZUFRE Y AL MATERIAL PARTICULADO 38

4.2.1 Selección de Información para su Uso en el Estudio de Riesgo 38
4.2.2 Resumen de los Resultados del Monitoreo 39
4.3 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN AL PLOMO 41
4.3.1 Modelos de Exposición para Niños 42
4.3.2 Modelo de Exposición al Plomo en Adultos 51
4.4 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN A OTROS METALES APARTE DEL PLOMO. 57
4.4.1 Supuestos sobre Exposición para todas las Rutas 58
4.4.2 Ingesta de Suelo y Polvo 60
4.4.3 Ingresos por Inhalación 63

5 EVALUACIÓN TOXICOLÓGICA 67
5.1 BREVE DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE EVALUACIÓN TOXICOLÓGICA 67
5.2 EFECTOS EN LA SALUD DEL DIÓXIDO DE AZUFRE Y EL MATERIAL PARTICULADO 69
5.2.1 Efectos del Dióxido de Azufre y el Ácido Sulfúrico en la Salud 70
5.2.2 Criterios Sanitarios para el Dióxido de Azufre 73
5.2.3 Efectos del Material Particulado en la Salud y Criterios 76
5.3 PLOMO 78
5.3.1 Toxicocinética del Plomo 80
5.3.2 Efectos del Plomo en la Salud 82
5.3.3 Carcinogenicidad del Plomo 84
5.4 ARSÉNICO 84
5.4.1 Toxicocinética del Arsénico 85
5.4.2 Efectos del Arsénico en la Salud 86
5.4.3 Carcinogenicidad del Arsénico 88
5.5 CADMIO 90
5.5.1 Toxicocinética del Cadmio 91
5.5.2 Efectos del Cadmio en la Salud 91
5.5.3 Carcinogenicidad del Cadmio 94
5.6 ANTIMONIO 95
5.6.1 Toxicocinética del Antimonio 95
5.6.2 Efectos del Antimonio en la Salud 95
5.6.3 Carcinogenicidad del Antimonio 98
5.7 TALIO 98
5.7.1 Toxicocinética del Talio 99
5.7.2 Efectos del Talio en la Salud 99
5.7.3 Carcinogenicidad del Talio 100
5.8 EFECTOS DE LAS MEZCLAS EN LA SALUD 101

6 CARACTERIZACIÓN DE RIESGOS 102
6.1 RIESGOS DEL DIÓXIDO DE AZUFRE Y EL MATERIAL PARTICULADO PARA LA SALUD 102
6.1.1 Caracterización de Riesgos del Dióxido de Azufre 103
6.1.2 Caracterización de Riesgos del Material Particulado 112
6.2 RIESGOS DEL PLOMO PARA LA SALUD 114

6.2.1 Influencia de la Altitud y la Anemia en los Niveles de Plomo en Sangre 114
6.2.2 Riesgos del Plomo para la Salud de los Niños....115
6.2.3 Riesgos del Plomo para Adultos....117
6.3 RIESGOS PARA OTROS METALES APARTE DEL PLOMO....118
6.3.1 Caracterización de los Riesgos de Cáncer por Exposiciones a Arsénico y Cadmio 119
6.3.2 Caracterización de los Riesgos No Cancerígenos para las Exposiciones a Arsénico, Cadmio, Antimonio y Talio....122
6.4 EVALUACIÓN DE RIESGOS DE EXPOSICIONES A MÚLTIPLES AGENTES QUÍMICOS....126
6.4.1 Efectos en los Pulmones....127
6.4.2 Efectos Neurológicos....127
6.4.3 Anemia....128
6.4.4 Efectos en los Huesos....128
6.5 EVALUACIÓN DE LOS MÁRGENES DE ERROR....129
6.5.1 Alcances del Estudio de Riesgo....129
6.5.2 Confianza en el Estudio de Riesgo....130

7.0 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES....131
7.1 OPERACIONES EN LA PLANTA....132
7.2 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN Y MONITOREO AMBIENTAL....133
7.2.1 Monitoreo del Aire....133
7.2.2 Modelo de Dispersión....134
7.2.3 Monitoreo de Metales en las Precipitaciones de Polvo y en el Polvo en Exteriores....135
7.3 INTERVENCIONES EN LA COMUNIDAD....135
7.4 ESTUDIOS DIETARIOS E INTERVENCIONES EN LA DIETA....138

8 REFERENCIAS....141

LISTA DE APÉNDICES

Apéndice A. Información de Doe Run Perú (información sobre monitoreo de aire utilizada en el Estudios de Riesgo para la Salud Humana)

Apéndice B. Información Integral (polvo en exteriores, polvo en interiores, suelo y agua domestica con informes de validación de información y cálculos de concentración de puntos de exposición)

Apéndice C. Informe IIN – Evaluación de la Ingesta de Plomo, Calcio, Hierro y Zinc en Madres y Niños en La Oroya Antigua

Apéndice D. McVehil-Monnett & Associates, Inc. Modelado de Dispersión de la Calidad del Aire para el Estudio de Riesgo de la Salud Humana, Complejo Metalúrgico de La Oroya.

Apéndice E. Evaluación de la Información sobre Plomo en Sangre (información sobre plomo en sangre usada en modelos de niños y plomo, Archivos de entrada/salida de ISE y ALM)

FIGURAS

Figura ES-1. Rutas de Exposición para Emisiones del Complejo

Figura ES-2. Comparación de las Concentraciones de Plomo en Muestras de Suelo y Polvo recolectadas en La Oroya Antigua durante los Muestreos de Marzo/Abril y Junio 2005

Figura ES-3. Comparación de las Concentraciones de Arsénico en Muestras de Suelo y Polvo recolectadas en La Oroya Antigua durante los Muestreos de Marzo/Abril y Junio 2005

Figura ES-4. Comparación de las Concentraciones de Cadmio en Muestras de Suelo y Polvo recolectadas en La Oroya Antigua durante los Muestreos de Marzo/Abril y Junio 2005

Figura ES-5. Concentración Promedio Anual y Concentración Segunda Máxima de 24 Horas de Dióxido de Azufre para los Años 2004, 2007 y 2011 Comparadas con las Normas Peruanas de Calidad del Aire y los Objetivos del PAMA

Figura ES-6.Pronósticos de Niveles Medios de Plomo en Sangre en Niños y Adultos para los Años 2004, 2007, y 2011

Figura ES-7. Contribución de Diferentes Fuentes de Plomo al Modelo de Plomo en Sangre en Niños para el Año 2004

Figura ES-8. Riesgos Presentes y Futuros de Cáncer por Ingestión de Suelo y Polvo con Arsénico para Exposiciones Promedio y Máxima

Figura ES-9. Riesgos Presentes y Futuros de Cáncer por Inhalación de Cadmio en el Aire para Exposiciones Promedio y Máxima

Figura ES-10. Cocientes de Riesgos (CR) No Cancerígenos Presentes y Futuros para la Ingestión de Arsénico en el Suelo y el Polvo para Exposiciones Promedio y Máxima

Figura ES-11. Cocientes de Riesgos (CR) No Cancerígenos Presentes y Futuros para la Inhalación de Cadmio en el Aire para Exposiciones Promedio y Máxima

Figura 2-1. Rutas de Exposición para Emisiones del Complejo (Fuentes de Exposición a Emisiones)

Figura 2-2. Rutas de Exposición para el Plomo (Fuentes de Exposición a Plomo)

Figura 3-1. Lugares de Recolección de Muestras de Polvo, Suelo y Agua - La Oroya Antigua

Figura 3-2. Lugares de Recolección de Muestras de Polvo, Suelo y Agua - La Oroya Nueva

Figura 3-3. Lugares de Recolección de Muestras de Polvo, Suelo y Agua - Marcavalle

Figura 3-4. Lugares de Recolección de Muestras de Polvo, Suelo y Agua - Chucchis

Figura 3-5. Plomo en Suelo en Exteriores en La Oroya Antigua

Figura 3-6. Plomo en Polvo en Exteriores La Oroya Antigua

Figura 3-7. Plomo en Polvo en Interiores en La Oroya Antigua

Figura 3-8. Arsénico en Suelo en Exteriores en La Oroya Antigua

Figura 3-9. Cadmio en en Suelo en Exteriores en La Oroya Antigua

Figura 3-10. Arsénico en Polvo en Exteriores en La Oroya Antigua

Figura 3-11. Cadmio en Polvo en Exteriores en La Oroya Antigua

Figura 3-12. Arsénico en Polvo en Interiores en La Oroya Antigua

Figura 3-13. Cadmio en Polvo en Interiores en La Oroya Antigua

Figura 4-1. Mapa de Vecindad de las Comunidades y Estaciones de Monitoreo

Figura 4-2. Concentración Horaria Promedio de Dióxido de Azufre por Mes, Monitor Sindicato

Figura 4-3. Concentración Horaria Promedio de Dióxido de Azufre por Mes, Monitor Hotel Inca

Figura 4-4. Concentración Horaria Promedio de Dióxido de Azufre por Mes, Monitor Cushurupampa

Figura 5-1. Niveles Históricos de Plomo en Sangre Preocupantes Seleccionados por el CDC

Figura 5-2. Efectos en la Salud Asociados con Diferentes Niveles de Plomo en Sangre [Concentración de Plomo en Sangre]

Figura 6-1. Número de Días por Mes en 2004 con Concentraciones de Dióxido de Azufre Mayores que la Norma Nacional Peruana de 24 Horas para Calidad de Aire Ambiental

Figura 6-2. Concentraciones Diarias Promedio de Dióxido de Azufre en el Aire en el 2004 en el Monitor Sindicato versus la Norma de 24 Horas para Calidad del Aire

Figura 6-3. Concentraciones Diarias Promedio de Dióxido de Azufre en el Aire en el 2004 en el Monitor Hotel Inca versus la Norma de 24 Horas para Calidad del Aire

Figura 6-4. Concentraciones Diarias Promedio de Dióxido de Azufre en el Aire en el 2004 en el Monitor Cushurupampa versus la Norma de 24 Horas para Calidad del Aire

Figura 6-5. Número de Horas por Día en el 2004 en las que las Concentraciones Horarias de Dióxido de Azufre en el Monitor Sindicato Superaron el Límite para Efectos Respiratorios Leves, Reversibles en Individuos Sensibles (AEGL-1)

Figura 6-6. Número de Horas por Día en el 2004 en las que las Concentraciones Horarias de Dióxido de Azufre en el Monitor Hotel Inca Superaron el Límite para Efectos Respiratorios Leves, Reversibles en Individuos Sensibles (AEGL-1)

Figura 6-7. Número de Horas por Día en el 2004 en las que las Concentraciones Horarias de Dióxido de Azufre en el Monitor Cushurupampa Superaron el Límite para Efectos Respiratorios Leves, Reversibles en Individuos Sensibles (AEGL-1)

Figura 6-8. Número Total de Horas durante el Día en el 2004 en las que las Concentraciones Horarias de Dióxido de Azufre en el Monitor Sindicato Superaron el Límite para Efectos Respiratorios Leves, Reversibles en Individuos Sensibles (AEGL-1)

Figura 6-9. Número Total de Horas durante el Día en el 2004 en las que las Concentraciones Horarias de Dióxido de Azufre en el Monitor Hotel Inca Superaron el Límite para Efectos Respiratorios Leves, Reversibles en Individuos Sensibles (AEGL-1)

Figura 6-10. Número Total de Horas durante el Día en el 2004 en las que las Concentraciones Horarias de Dióxido de Azufre en el Monitor Cushurupampa Superaron el Límite para Efectos Respiratorios Leves, Reversibles en Individuos Sensibles (AEGL-1)

Figura 6-11. Número de Horas por Día en el 2004 en las que las Concentraciones Horarias de Dióxido de Azufre en el Monitor Sindicato Superaron el Límite para Efectos Respiratorios Moderados a Severos pero Reversibles en Individuos Sensibles (AEGL-2)

Figura 6-12. Número de Horas por Día en el 2004 en las que las Concentraciones Horarias de Dióxido de Azufre en el Monitor Hotel Inca Superaron el Límite para Efectos Respiratorios Moderados a Severos pero Reversibles en Individuos Sensibles (AEGL-2)

Figura 6-13. Número de Horas por Día en el 2004 en las que las Concentraciones Horarias de Dióxido de Azufre en el Monitor Cushurupampa Superaron el Límite para Efectos Respiratorios Moderados a Severos pero Reversibles en Individuos Sensibles (AEGL-2)

Figura 6-14. Número Total de Horas durante el Día en el 2004 en las que las Concentraciones Horarias de Dióxido de Azufre en el Monitor Sindicato Superaron el Límite para Efectos Respiratorios Moderados a Severos pero Reversibles en Individuos Sensibles (AEGL-2)

Figura 6-15. Número Total de Horas durante el Día en el 2004 en las que las Concentraciones Horarias de Dióxido de Azufre en el Monitor Hotel Inca Superaron el Límite para Efectos Respiratorios Moderados a Severos pero Reversibles en Individuos Sensibles (AEGL-2)

Figura 6-16. Número Total de Horas durante el Día en el 2004 en las que las Concentraciones Horarias de Dióxido de Azufre en el Monitor Cushurupampa

Superaron el Límite para Efectos Respiratorios Moderados a Severos pero Reversibles en Individuos Sensibles (AEGL-2)

Figura 6-17. Concentraciones de Dióxido de Azufre en el Aire en el Monitor Sindicato 2 el 12 de Marzo de 2005 en Comparación con Normas Agudas para Efectos Respiratorios Temporales, Reversibles

Figura 6-18. Concentraciones de Dióxido de Azufre en el Aire en el Monitor Sindicato 2 el 12 de Marzo de 2005 en Comparación con Normas Agudas para Proteger la Vida contra Efectos Letales o que Ponen en Peligro la Vida

TABLAS

Tabla 3-1. Comparación de Concentraciones Mensuales Promedio de Partículas Suspendidas (PM_{10}) de Dos Instrumentos de Monitoreo Diferentes

Tabla 3-2. Resumen de la Información de Monitoreo de Dióxido de Azufre en el Aire Ambiental en el 2004 en Sindicato, Hotel Inca y Cushurupampa

Tabla 3-3. Resumen de la Información de Monitoreo de Partículas Suspendidas (PM_{10}) en el 2004 en el local del Sindicato, el Hotel Inca y Cushurupampa

Tabla 3-4. Resumen de Estudios de Plomo en Sangre Realizados en La Oroya

Tabla 3-5. Resumen de Muestras Recolectadas en La Oroya durante Marzo/Abril y Junio del 2005 en Eventos en Campo

Tabla 3-6. Ingesta Total de Plomo en la Dieta

Tabla 3-7. Ingesta de Calcio, Hierro y Zinc en la Dieta de las Madres y Porcentaje de la Ingesta Diaria Recomendada

Tabla 3-8. Ingesta de Calcio, Hierro y Zinc en las Dietas de Niños de 12-23 Meses y Porcentaje de la Ingesta Diaria Recomendada

Tabla 3-9. Ingesta de Calcio, Hierro y Zinc en las Dietas de Niños de 24-35 Meses y Porcentaje de la Ingesta Diaria Recomendada

Tabla 3-10. Resumen de Estadísticas y Selección de Agentes Químicos en el Aire

Tabla 3-11. Resumen de Estadísticas y Selección de Agentes Químicos en el Polvo en Exteriores

Tabla 3-12. Resumen de Estadísticas y Selección de Agentes Químicos en el Polvo en Polvo en Interiores

Tabla 3-13. Resumen de Estadísticas y Selección de Agentes Químicos en el Polvo en Polvo en el Suelo Superficial

Tabla 3-14. Resumen de Estadísticas y Selección de Agentes Químicos en el Polvo en Polvo en el Agua Potable

Tabla 3-15. Criterios para la Selección de Agentes Químicos

Tabla 4-1. Concentración Anual Promedio y Concentración Diaria Máxima de Dióxido de Azufre

Tabla 4-2. Comparación Estadística de Información de Plomo en Sangre en Niños en el 2000 y el 2004, , La Oroya Antigua

Tabla 4-3a. Parámetros de Entrada ISE Usados en Todas las Simulaciones

Tabla 4-3b. Parámetros de Entrada ISE que Varían con el Tiempo y/o la Comunidad - La Oroya Antigua

Tabla 4-3c. Parámetros de Entrada ISE que Varían con el Tiempo y/o la Comunidad - La Oroya Nueva

Tabla 4-3d. Parámetros de Entrada ISE que Varían con el Tiempo y/o la Comunidad - Marcavalle

Tabla 4-3e. Parámetros de Entrada ISE que Varían con el Tiempo y/o la Comunidad - Chucchis

Tabla 4-4. Información sobre Plomo en Sangre en Adultos del 2000 y Valor Pronosticado para el 2004

Tabla 4-5. Comparación Estadística de la Información sobre Plomo en Sangre en Niños en el 2001 y el 2004, La Oroya Nueva

Tabla 4-6a. Comparación de la Información sobre Plomo en Sangre en Niños en el 2004 y los Niveles de Plomo en Sangre Pronosticados, La Oroya Antigua y La Oroya Nueva (Niños de 0 a 6 años)

Tabla 4-6b. Comparación de la Información sobre Plomo en Sangre en Niños en el 2000 y los Niveles de Plomo en Sangre Pronosticados, Marcavalle, Chucchis (Niños de 0 a 6 años)

Tabla 4-7a. Resumen de los Valores de Entrada para el Modelo ISE en La Oroya Antigua

Tabla 4-7b. Resumen de los Valores de Entrada para el Modelo ISE en La Oroya Nueva

Tabla 4-7c. Resumen de los Valores de Entrada para el Modelo ISE en Marcavalle

Tabla 4-7d. Resumen de los Valores de Entrada para el Modelo ISE en Chucchis

Tabla 4-8. Resumen de Mejoras en los Niveles de Plomo en Sangre, Media Geométrica, después de 1997

Tabla 4-9. Parámetros de Entrada para el Modelo ALM

Tabla 4-10. Parámetros de Exposición para Pobladores Adultos y Niños

Tabla 4-11a. Niveles de Plomo en Sangre en Mujeres en Edad Fértil en Lima (1999)

Tabla 4-11b. Cálculo de GSS Específico para el Lugar en La Oroya Usando Información del Muestreo de Sangre (2000)

Tabla 4-12. Cálculo de la Ingesta de Agentes Químicos en el Polvo en Interiores – Año 2005

Tabla 4-13. Cálculo de la Ingesta de Agentes Químicos en el Polvo en Exteriores – Año 2005

Tabla 4-14. Cálculo de la Ingesta de Agentes Químicos en el Suelo Superficial – Año 2005

Tabla 4-15. Cálculo de la Ingesta de Agentes Químicos en Polvo en Interiores - Año 2011

Tabla 4-16. Cálculo de la Ingesta de Agentes Químicos en Polvo en Exteriores- Año 2011

Tabla 4-17. Cálculo de la Ingesta de Agentes Químicos en Suelo Superficial - Año 2011

Tabla 4-18a. Resumen de las Concentraciones de Arsénico Estimadas para La Oroya Antigua

Tabla 4-18b. Resumen de las Concentraciones de Arsénico Estimadas para La Oroya Nueva

Tabla 4-18c. Resumen de las Concentraciones de Arsénico Estimadas para Marcavalle

Tabla 4-18d. Resumen de las Concentraciones de Arsénico Estimadas para Chucchis

Tabla 4-19a. Resumen de las Concentraciones de Cadmio Estimadas para La Oroya Antigua

Tabla 4-19b. Resumen de las Concentraciones de Cadmio Estimadas para La Oroya Nueva

Tabla 4-19c. Resumen de las Concentraciones de Cadmio Estimadas para Marcavalle

Tabla 4-19d. Resumen de las Concentraciones de Cadmio Estimadas para Chucchis

Tabla 4-20. Cálculo de la Ingesta de Agentes Químicos en el Aire – Año 2005

Tabla 4-21. Cálculo de la Ingesta de Agentes Químicos en el Aire - Año 2011

Tabla 5-1. Criterios de Toxicidad – Ruta de Inhalación

Tabla 5-2. Criterios de Toxicidad – Ruta Oral

Tabla 5-3. Criterios Sanitarios de Aire Ambiental Seleccionados para Dióxido de Azufre y Material Particulado

Tabla 6-1. Concentración Pronosticada de Dióxido de Azufre en el Aire Ambiental

Tabla 6-2. Niveles de Plomo en Sangre en Niños Pronosticados para Cada Comunidad

Tabla 6-3a. Contribuciones Relativas de Diferentes Medios a las Concentraciones de Plomo en Sangre en Niños Modeladas para el Año 2004

Tabla 6-3b. Contribuciones Relativas de Diferentes Medios a las Concentraciones de Plomo en Sangre en Niños Modeladas para el Año 2007

Tabla 6-3c. Contribuciones Relativas de Diferentes Medios a las Concentraciones de Plomo en Sangre en Niños Modeladas para el Año 2011

Tabla 6-4. Concentraciones Pronosticadas de Plomo en Sangre en Adultos y Fetos

Tabla 6-5a. Resumen de Riesgos Cancerígenos para el Año 2005 – Exposiciones por Ingestión

Tabla 6-5b. Resumen de Riesgos Cancerígenos para el Año 2005 – Exposiciones por Inhalación

Tabla 6-6a. Resumen de Riesgos No Cancerígenos para el Año 2005 – Exposiciones por Ingestión

Tabla 6-6b. Resumen de Riesgos No Cancerígenos para el Año 2005 – Exposiciones por Inhalación

Tabla 6-7a. Resumen de Riesgos No Cancerígenos para el Año 2011 – Exposiciones por Ingestión

Tabla 6-7b. Resumen de Riesgos No Cancerígenos para el Año 2011 – Exposiciones por Inhalación

ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS

AEGLs	niveles guía de exposición aguda
ALAD	ácido δ-aminolevulínico dehidratasa
ALM	modelo de plomo en adultos (modelo)
As	arsénico
ASL	concentración por encima del límite de protección
TP	tiempo promedio
ATSDR	Registro de la Agencia Americana de Sustancias Tóxicas y Enfermedades
bgs	debajo de la superficie del suelo
BKSF	factor de gradiente biocinética
BSL	concentración por debajo del límite de protección
BW	peso corporal
CalEPA	Agencia de Protección Ambiental de California
CALPUFF	Modelo de dispersión de la Calidad del Aire de USEPA
CCME	Consejo Canadiense de Ministros del Ambiente
Cd	cadmio
PC	polvo en la comunidad (en exteriores)
CDC	Centros para la Prevención y el Control de Enfermedades de los Estados Unidos
FC	factor de conversión de unidades
cm	centímetros
Complejo	Complejo Metalúrgico de Doe Run Perú
TC	tasa de contacto
SC	ubicaciones de suelo superficial en la comunidad
CSF	factor de gradiente de cáncer
CTE	exposición de tendencia central
DIGESA	Dirección General de Salud Ambiental
dl	decilitro
DMA	ácido arsénico dimetil
DRP	Doe Run Perú
DE	duración de la exposición
FE	frecuencia de la exposición
EMSAPA	empresa municipal
CPE	concentración en el punto de exposición
FAO	Organización de los Estados Unidos para la Agricultura
VEF	volumen espiratorio forzado
ft^2	pie cuadrado
CVF	capacidad vital forzada
MG	media geométrica
DEG	desviación estándar geométrica

HEAST	tablas resumen de evaluación de efectos en la salud
CR	cociente de riesgo
IARC	Agencia Internacional de Investigación sobre Cáncer
IEUBK	Modelo Biocinético de Exposición Integral a la Exposición
IIN	Instituto de Investigación Nutricional
INDECOPI	Instituto Peruano de Defensa de la Competencia y la Propiedad Intelectual
TInh	tasa de inhalación
Integral	Integral Consulting Inc.
TI	tasa de ingestión
IRIS	Sistema Integral de Información de Riesgo
ISE	Modelo de Exposición Estocástica Integrada
kg	kilogramo
KCO	coeficiente de transferencia
L	litro
LFD	baja frecuencia de detección
LOAEL	menor nivel con efecto adverso observado
m^3	metro cúbico
MCLs	niveles máximos de contención
MEM	Ministerio de Energía y Minas del Perú
mg	miligramos
MMA	ácido arsénico monometil
NAAQS	Normas Nacionales de Calidad del Aire Ambiental de los Estados Unidos
NCEA	Centro Nacional de Estudio Ambiental
ND	analito no detectado en ninguna muestra
NIOSH	Instituto Nacional de Seguridad y Salud Ocupacional
NOAEL	Nivel de efecto adverso no observado
NTP	Programa Nacional de Toxicología
OEHHA	Oficina Nacional de Evaluación de Riesgos para la Salud Ambiental
ORNL	Laboratorio Nacional de Oak Ridge
PAMA	Programa de Adecuación y Manejo Ambiental
Pb	plomo
$PM_{2.5}$	material particulado con diámetro menor de 2.5 micras
PM_{10}	material particulado con diámetro menor de 10 micras
ppmm	partes por mil millones
PPRTVs	Valores Provisionales de Toxicidad Examinados por Científicos
ORP	objetivos de rehabilitación preliminar
AC/CC	aseguramiento de calidad/control de calidad

RAF	factor de absorción relativa
RBA	ajuste de biodisponibilidad relativa
PR	polvo residencial (en interiores)
RfD	dosis de referencia
RME	exposición máxima razonable
SR	suelo residencial (en interiores)
Sb	antimonio
SO_2	dióxido de azufre
Th	talio
UCLM	límite superior de confianza percentil 95 de la media
UNES	Unión por el Desarrollo Sustentable de la Provincia Yauli-La Oroya
µg	microgramos
µm	micrometros
USEPA	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos
W	muestras de agua
OMS	Organización Mundial de la Salud
WOE	peso de la evidencia

GLOSARIO DE TÉRMINOS[1]

Exactitud: El grado en el cual una medida refleja el verdadero valor cuantitativo de una variable.

Agudo: Que tiene un inicio repentino o una duración corta. Un estímulo agudo es suficientemente severo para inducir una respuesta rápida. La palabra agudo se puede usar para definir tanto la exposición como la respuesta a una exposición (efecto).

Criterios de Calidad del Aire: Concentraciones máximas legalmente permitidas para contaminantes del aire, con las que se busca proteger la salud pública, incluyendo poblaciones "sensibles", como asmáticos, niños y ancianos.

Cancerígeno: Un agente capaz de inducir cáncer.

Crónico: Que implica un estímulo que persiste o continúa durante un tiempo prolongado; con frecuencia implica períodos de varias semanas a años, dependiendo del ciclo de vida reproductiva de la especie. Se puede usar el término crónico para definir ya sea la exposición o la respuesta a una exposición (efecto). Las exposiciones crónicas generalmente inducen una respuesta biológica con un progreso relativamente lento y una duración prolongada.

Límite de Confianza: Cualquiera de los dos números que especifican los extremos del intervalo de confianza.

Deposición: El proceso por el cual constituyentes químicos de la atmósfera se asientan sobre la superficie de la tierra, lo que incluye precipitación (deposición húmeda, como lluvia o neblina) y deposición de partículas y gases (deposición seca).

Exposición: El contacto de las personas con los agentes químicos.

Exposición, Medio de: El medio ambiental contaminado al cual se ve expuesto un individuo, como suelo, agua, sedimentos o aire.

ExposiciónVía de: La vía que toma un agente químico o físico desde una fuente hasta un organismo expuesto. Una vía de exposición describe un mecanismo único mediante el cual un individuo o una población se ven expuestos a agentes químicos o físico presentes en un lugar o provenientes de un lugar. Cada vía de exposición incluye una fuente o la liberación desde una fuente, un punto de exposición y un trayecto de exposición. Si el punto de exposición es diferente a la fuente, también se incluye un medio de transporte/exposición (por ejemplo, el aire) o diferentes medios (en el caso de transferencia entre medios).

---

[1] Definitions obtained from http://www.epa.gov/iris/gloss8.htm and http://www.epa.gov/iris/gloss8.htm, among other sources.

Exposición, Modelo de Ruta de: Un modelo en el cual se identifican rutas de exposición potenciales para las especies receptoras seleccionadas.

Exposición, Punto de: El contacto potencial entre una persona y un contaminante dentro de un medio de exposición.

Exposición, Concentración en el: El valor que representa un estimado conservador de la concentración de un agente químico disponible a partir de un medio o ruta de exposición específicos.

Exposición, Ruta de: El mecanismo por el cual un contaminante entra en contacto con una persona (por ejemplo, ingestión, inhalación, contacto dérmico).

Exposición, Escenario de: Un conjunto de supuestos sobre cómo se produce una exposición, incluyendo supuestos sobre el ambiente de exposición, características de los agentes perturbadores y actividades de un organismo que pueden llevar a la exposición.

Emisiones Fugitiva: Emisiones al aire que no pasan a través de una chimenea, tubo de ventilación u otra abertura funcionalmente equivalente.

Distribución Gamma: En la teoría de probabilidades y las estadísticas, la distribución gamma es una distribución probabilística continua. En una distribución probabilística, a cada intervalo de números reales se le asigna una probabilidad de manera que se satisfagan los axiomas probabilísticos.

Cociente de Riesgo: El ratio entre un nivel de exposición a una sustancia y un valor de toxicidad seleccionado para la evaluación de riesgo de dicha sustancia.

Distribución Lognormal: En la teoría probabilística y las estadísticas, la distribución lognormal es la distribución probabilística de cualquier variable aleatoria cuyo logaritmo se distribuye normalmente.

Media: El valor promedio de un conjunto de números.

Medios: Componentes ambientales específicos—aire, agua, suelo—que son objeto de preocupaciones y actividades reguladoras.

Mediana: El valor medio en un conjunto ordenado de números.

Riesgo No Cancerígeno: Caracterizado como la probabilidad incrementada de que un individuo sufra efectos adversos en su salud como resultado de una exposición a un agente químico.

No Cancerígeno: Un agente que no es capaz de inducir cáncer.

Material Particulado: Material suspendido en el aire en la forma de gotas líquidas o partículas sólidas diminutas, especialmente cuando se las considera contaminantes atmosféricos.

Precisión: Una medida de la cercanía de la concordancia entre mediciones individuales.

Estudio de Riesgo: Una evaluación cualitativa o cuantitativa del riesgo planteado a la salud humana y/o al medio ambiente por la presencia o liberación real o potencial de sustancias peligrosas o contaminantes.

Caracterización de Riesgo: La integración de información sobre peligro, exposición y dosis-respuesta que permite obtener un estimado de la probabilidad de que cualquiera de los efectos adversos identificados ocurra en individuos expuestos.

Evaluación de Riesgo: La evaluación de información científica sobre las propiedades peligrosas de agentes ambientales (caracterización de peligro), la relación dosis-respuesta (determinación dosis-respuesta) y la magnitud de la exposición humana a estos agentes (determinación de la exposición). El producto de la evaluación de riesgo es una declaración sobre la probabilidad de que poblaciones de individuos expuestos sean dañados y en qué medida (caracterización de riesgo).

Criterios de Protección: Una concentración de un agente químico en un medio ambiental (como suelo, aire, etc.), la cual se basa en el riesgo y es considerada protectora de la salud pública y puede usarse para comparar con los datos sobre agentes químicos con el fin de determinar si un agente químico está presente en el medio ambiental en concentraciones que pueden plantear un peligro para la salud pública.

Emisiones de Chimenea: El material particulada y vapores capturados y liberados a la atmósfera a través de una chimenea, tubo de ventilación, salida de humos u otra abertura funcionalmente equivalente.

Valores de Toxicidad: Una expresión numérica de la relación exposición-respuesta de una sustancia, la cual se usa en estudios de riesgo.

RESUMEN EJECUTIVO

Este informe presenta los resultados del estudio de riesgo para la salud humana realizado por Integral Consulting Inc. (Integral) para evaluar las emisiones del Complejo Metalúrgico de Doe Run Perú (el Complejo) en la Oroya, Perú. Integral fue contratada por Doe Run Perú para realizar este estudio de riesgo para cumplir con el Decreto Supremo 046-2004-EM del Ministerio de Energía y Minas (MEM). El estudio de riesgo se realizó en concordancia con las guías de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) y otras normas internacionales para el estudio de riesgo para la salud humana.

Un estudio de riesgo para la salud humana es una evaluación cuantitativa del riesgo que plantea para la salud humana la presencia o liberación real o potencial de agentes químicos en el ambiente. Así, un estudio de riesgo pronostica la probabilidad de los efectos en la salud de una población, pero no mide directamente la ocurrencia de efectos en la salud. Por lo tanto, un estudio de riesgo es muy diferente de un estudio epidemiológico, que informa sobre la incidencia de efectos específicos en la salud, o de un estudio de biomonitoreo, que informa sobre las concentraciones de agentes químicos en los cuerpos de las personas. El valor del estudio de riesgo es que es una herramienta que se puede usar para pronosticar condiciones en el futuro. Es necesario un estudio de riesgo en La Oroya para pronosticar los futuros riesgos para la salud a medida que se vayan reduciendo las emisiones del Complejo.

INTRODUCCIÓN

El proceso de un estudio de riesgo para la salud humana tal como lo define la USEPA (1989) contiene cuatro pasos principales. El primer paso es caracterizar el área de estudio. El segundo paso es la evaluación de la exposición, la cual evalúa la exposición potencial de las personas al agente químico que se está evaluando. El tercer paso es la evaluación toxicológica, la cual estudia la toxicidad potencial de los agentes químicos e identifica las dosis que pueden causar toxicidad y las dosis que no se espera que causen efectos en la salud. El cuarto paso es la caracterización del riesgo, la cual combina los resultados de la evaluación de la exposición y la evaluación toxicológica para describir los riesgos potenciales para la salud humana asociada con agentes químicos relacionados con el área.

Esta evaluación de riesgo para la salud humana tiene tres objetivos principales:

1. Evaluar los riesgos actuales para la salud humana que origina la operación del Complejo y caracterizar las maneras en las que la población está expuesta actualmente a los agentes químicos liberados por el Complejo.
2. Usar el pronóstico de la reducción en las emisiones del Complejo en el futuro, luego de la implementación de los proyectos, para predecir los riesgos para la salud en dichas condiciones.

3. Brindar asistencia al MEM para un mejor entendimiento de los impactos que se producirán, de aprobarse la extención del PAMA, durante el tiempo que tome ésta y considerando las medidas de mitigación propuestas durante el mismo período.

Los requisitos impuestos por el MEM, así como las modificaciones a los proyectos y cronogramas que ha propuesto Doe Perú, forman la base de los cambios pronosticados en la emisiones. En 1997, Doe Run Perú al comprar el Complejo asumió la ejecución del Programa de Adecuación y Manejo Ambiental (PAMA). El PAMA describe los requerimientos de monitoreo y de reducción de las emisiones de acuerdo a los LMP,. En 1999, una enmienda al PAMA estipuló una mayor inversión por parte de Doe Run Perú El principal objetivo de los proyectos del PAMA es reducir las emisiones del Complejo por debajo de los niveles máximos permisibles identificados por el MEM. El control del dióxido de azufre fue el proyecto que demandaba mayor inversión. La reducción de las emisiones de plomo, una de las principales preocupaciones en La Oroya, no fue uno de los puntos enfatizados en el PAMA.

El estudio de riesgo se centra en el aire y el polvo porque éstos son los medios de exposición que son más afectados por las operaciones actuales. Debido al énfasis en las operaciones actuales del Complejo, este estudio de riesgo no brinda una evaluación de toda la magnitud de la contaminación ambiental debido a la operación del Complejo de la Oroya desde 1922. Este estudio de riesgo también brinda información sobre riesgos futuros. Integral se basó en los resultados del modelo de dispersión de la calidad del aire implementado por otra compañía norteamericana para evaluar cómo impactarán las reducciones en la emisiones del Complejo en los riesgos para la salud humana en el futuro.

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El Complejo está ubicado aproximadamente a 175 kilómetros al noreste de Lima, Perú, en la Cordillera de los Andes, a una altitud de 3,745. Está situado en el valle del río Mantaro, en la confluencia de los ríos Mantaro y Yauli. Al norte del Complejo, en la otra ribera del río Mantaro, se encuentra adyacente el pueblo de La Oroya Antigua. Las comunidades de La Oroya Nueva, Marcabais, Chucchis y Curipata están ubicadas río arriba, a lo largo del río Yauli, al oeste-suroeste, a una distancia creciente respecto al Complejo. Este estudio de riesgo presenta los riesgos para la salud estimados para las cuatro poblaciones: La Oroya Antigua, La Oroya Nueva, Marcavalle y Chucchis.

El Complejo fue construido por la empresa estadounidense Cerro de Pasco Copper Corporation y empezó a fundir cobre en 1922. La producción de plomo empezó en 1928 y la de zinc en 1952. La recuperación de metales preciosos empezó en 1950. La empresa estatal Centromin operó el Complejo desde 1974 hasta 1997, cuando fue comprado por la compañía Doe Run. El Complejo es una fundición que procesa aproximadamente 600,000 toneladas métricas de concentrados por año. A partir de los concentrados, se produce un total de once metales, siendo los principales plomo, zinc, cobre, plata y oro, así como ocho subproductos.

Una chimenea principal, de 167.5 metros de altura, emite gases y material particulado generados durante las operaciones del complejo. Existe también una chimenea mucho más pequeña, que es la chimenea de la planta de sinterizado. Adicionalmente, gases fugitivos y partículas se escapan al ambiente desde algunas instalaciones, conductos y maquinarias en el Complejo. Las emisiones de la chimenea principal y las emisiones fugitivas contienen polvos de metales pesados y gases de dióxido de azufre que migran a las comunidades vecinas en niveles capaces de causar efectos adversos sobre la salud.

VIAS DE EXPOSICIÓN

Para realizar este estudio de riesgo, era necesario entender las maneras en las que las personas podían entrar en contacto con los agentes químicos liberados por el complejo. La ruta seguida por un agente químico desde su liberación hasta que entra en contactos con las personas es denominada ruta de exposición. En la Figura ES-1 se presenta un diagrama que identifica las principales rutas de exposición para la población de La Oroya. Como se muestra en esta figura, los agentes químicos emitidos por el Complejo al aire a través de las chimeneas o emisiones fugitivas pueden ser inhalados (en forma de vapor, como el dióxido de azufre, o en forma de material particulado). Las partículas también pueden asentarse en el suelo y superficies pavimentadas y ser ingeridas posteriormente a través del suelo o el polvo. El suelo y el polvo pueden ser ingeridos cuando son transferidos de las manos de niños o adultos, al poner éstos sus manos o dedos en sus bocas. Los agentes químicos en el suelo o el polvo en exteriores también pueden ser transferidos a áreas interiores, como pisos o muebles y luego ser ingeridos cuando son transferidos a las manos. El polvo transportado por el aire también puede depositarse en fuentes de alimentos, incluyendo alimentos almacenados en la casa o alimentos en mercados abiertos o en áreas de preparación de comidas, donde puede ser ingerido junto con los alimentos.

En base a la identificación de estas principales rutas de exposición, el presente estudio de riesgo incluirá la evaluación de:

- La inhalación de metales y gases en el aire
- La ingestión casual de metales presente en el polvo en áreas exteriores
- La ingestión casual de metales presente en el polvo en área interiores
- La ingestión de plomo en los alimentos y
- La ingestión casual de metales presente en la superficie del suelo.

El presente estudio de riesgo se centra en agentes químicos que se sabe son liberados por el Complejo a través de la chimenea y emisiones fugitivas. El agua superficial y subterránea que podría resultar afectada por los agentes liberados por el Complejo no son utilizadas por los pobladores para el consumo de agua potable, por lo que las fuentes de agua no se examinaron detalladamente. Otros proyectos PAMA, que se realizarán durante el período original del PAMA, se ocupan de estas emisiones liberadas. De igual manera, no se caracterizó la liberación de emisiones a través de los residuos almacenados en pilas (por

ejemplo, escoria) ni almacenamiento en pozas. Nuevamente, otros proyectos se ocuparán de estos temas dentro del período original del PAMA. En el presente estudio de riesgo, la contribución de las operaciones históricas a las concentraciones de metales en el suelo no ha podido ser diferenciada de los impactos de las operaciones actuales; sin embargo, se asume que los metales en el aire, el polvo en exteriores, el polvo en interiores y el polvo en alimentos son generados principalmente por las operaciones actuales de la fundición.

RECOLECCIÓN Y ANÁLISIS DE INFORMACIÓN

En base a la revisión de la información existente y de análisis previos, se determinó que era necesaria la recolección y el análisis de información complementaria sobre el Complejo para caracterizar adecuadamente los riesgos para la salud humana relacionados con la actual operación del Complejo. Por lo tanto, se realizaron tres estudios adicionales en el 2005 con el fin de obtener información sobre medio ambiente, dietas y aire para apoyar el estudio de riesgo.

Información sobre Polvo, Suelo y Agua. Integral recolectó muestras de polvo y suelo en exteriores, polvo y suelo en interiores y agua potable de lugares ubicados a diferentes distancias de la fundición. Las muestras de polvo y suelo en exteriores se recolectaron en áreas donde el personal de Integral había observado a niños jugando. Los científicos de Integral realizaron dos muestreos en La Oroya junto con observadores del Ministerio de Salud y Doe Run Perú en marzo/abril y junio del 2005.

Las muestras fueron enviadas a EnviroLab, un laboratorio certificado por el Instituto Nacional de Defensa de la Competencia y Protección de la Propiedad Intelectual (INDECOPI) y ubicado en Lima. Antes de seleccionar a este laboratorio, químicos de Integral revisaron sus calificaciones y determinaron que EnviroLab estaba implementado con equipo analítico de alta calidad y usaba los métodos de preparación de muestra y los métodos analíticos recomendados por la USEPA en todos sus análisis. Todas las muestras estuvieron bajo la custodia de científicos de Integral desde el momento en que fueron recolectadas en La Oroya hasta que fueron entregadas a EnviroLab en Lima. Luego de la recepción de los resultados analíticos del laboratorio, químicos de Integral validaron la información para asegurarse de que todos los análisis fueran de alta calidad.

Se encontraron concentraciones elevadas en todas las muestras de polvo y suelo. Las concentraciones de arsénico, antimonio, cadmio, plomo y talio en algunas muestras superaban los niveles de protección de la salud. Las concentraciones de metales mostraban variaciones entre el primer y el segundo muestreo y entre un lugar de muestreo y otro. La Figura ES-2 muestra las diferencias en las concentraciones de plomo detectadas durante el primer y el segundo muestreo en suelo en exteriores, polvo en exteriores y polvo en interiores, respectivamente. Se brindan también cifras similares para el arsénico y el cadmio (Figuras ES-3 y ES-4). Se detectaron algunos metales en las muestras de agua potable, pero las concentraciones no eran consistentemente elevadas.

Estudio Dietario. Debido a las preocupaciones de que el plomo liberado por el Complejo pudiera estar introduciéndose en los alimentos consumidos por la población de La Oroya, el Instituto de Investigación Nutricional (IIN), con sede en Lima, realizó un estudio dietario piloto en La Oroya Antigua a solicitud de la Dra. Rosalind Schoof de Integral. Este estudio usó un método de dieta duplicada para evaluar la ingesta dietaria de plomo, así como de hierro, calcio y zinc, tres nutrientes que pueden afectar la absorción y la toxicidad del plomo. Madres y niños de 12 a 35 meses de edad de 15 familias participaron en el estudio. Representantes del IIN realizaron el estudio permaneciendo con cada familia 12 horas al día durante dos días consecutivos y recolectando muestras de todos los alimentos que consumía cada participantes en el estudio, así como registrando las cantidades consumidas. Los resultados analíticos de las concentraciones de plomo, hierro, calcio y zinc en los alimentos y en la leche materna se usaron para estimar la ingestión a través de la dieta.

El estudio del IIN identificó los alimentos que eran fuente de exposición al plomo y que debían incluirse en el estudio de riesgo. Si bien no se determinó en el estudio el mecanismo mediante el cual el plomo ingresaba a los alimentos preparados, es probable que gran parte del plomo fuera transferido a los alimentos en forma de polvo depositado mientras estaban vendiéndose en los mercados o durante su cocción. El plomo en la leche materna estuvo por debajo de los niveles de detección pero todavía podría contribuir con cierta cantidad de plomo a la dieta en un nivel por debajo del nivel al que se le podría identificar.

El estudio del IIN también confirmó que la ingesta de hierro por parte de mujeres y niños pequeños en La Oroya era inadecuada. La confianza en este descubrimiento es apoyada por el conocimiento de que la ingesta de hierro generalmente es inadecuada en poblaciones que viven en los Andes peruanos. El estudio dietario piloto también encontró que la ingesta de calcio era muy variable y que muchas madres y algunos niños mostraban ingesta de calcio en niveles inadecuados. Se encontró que la ingesta de zinc era generalmente adecuada, pero también podía reflejar la exposición a emisiones del Complejo. Si bien no es un objetivo específico del presente estudio, el IIN señaló que la revisión de los alimentos consumidos por la población del estudio y la tabla de composición de alimentos indicaba que la ingesta de vitamina C era adecuada en La Oroya.

Modelo de Dispersión. Con el fin de pronosticar los riesgos para la salud en La Oroya después de los cambios en las operaciones en el Complejo que reducirán las emisiones de la chimenea y las emisiones fugitivas, fue necesario pronosticar cómo afectará la reducción en las emisiones a las concentraciones de agentes químicos en el aire y el polvo en exteriores y en interiores. Por lo tanto, se realizó un estudio actualizado de modelamiento de dispersión usando nuevos estimados de emisiones de la chimenea y emisiones fugitivas a fines del 2007 y del 2011. Este estudio fue realizado por McVehil-Monnett, una compañía con sede en Denver, Colorado. Se generaron predicciones del modelo para las concentraciones de dióxido de azufre y para las concentraciones y tasas de deposición de plomo, arsénico y cadmio en las áreas pobladas que formaban parte del estudio de riesgo.

Para el modelamiento se usó el modelo CALPUFF, un modelo de simulación de la calidad del aire recomendado por la USEPA para su aplicación en áreas de vientos, terrenos y meteorología complejos, como son las condiciones actuales en La Oroya. El modelamiento de las emisiones y condiciones climáticas para el 2002 brindó impactos pronosticados por el modelo que se compararon con las concentraciones medidas en las estaciones de monitoreo de Doe Run Perú y también suministró un "caso base" contra el cual se pueda comparar predicciones para años posteriores. El modelamiento posterior, para la proyección de tendencias futuras, utilizó la misma información meteorológica del 2002 con estimados de emisiones de años posteriores. Doe Run Perú brindó estimados de emisiones de contaminantes para el 2005, el 2007 y el 2011 tomando en cuenta la implementación de los proyectos planificados tal cono se describen en el PAMA. Entendemos que Doe Run Perú está elaborando planes para construir parte de los equipos de reducción de dióxido de azufre hacia el 2008, pero estos planes no han sido considerados en el presente estudio de riesgo.

El desempeño del modelo en la simulación de la calidad de aire en La Oroya se probó comparando las concentraciones de dióxido de azufre, plomo, arsénico y cadmio pronosticadas para el 2002 con las mediciones obtenidas durante el mismo período en las estaciones de monitoreo de Doe Run Perú. Se concluyó que el modelo simula adecuadamente los procesos de dispersión básicos en el área del Complejo y brinda estimados realistas de los impactos máximos a corto plazo y los impactos promedio a largo plazo en el área definida para el estudio de riesgo. Los resultados del modelo también implican que la caracterización de las fuentes de emisión y las tasas de emisión promedio usadas refleja la realidad con razonable exactitud. Sobre la base de estas conclusiones, se espera que las proyecciones sobre impactos futuros en la calidad del aire con fuentes modificadas y menores emisiones, sean realistas y apropiadas para el estudio de riesgo.

La proyección de las futuras concentraciones en el aire ambiental y las tasas de deposición indica que los proyectos de mejora planificados en la fundición darán como resultado una notable reducción en los impactos de todos los contaminantes estudiados. Se pronostica que la reducción en las concentraciones y tasas de deposición a corto y largo plazo entre el 2002 y el 2011 estará en el rango de 60 a 85%. La mayor reducción en los impactos de los metales ocurrirá hacia el 2007, con reducciones adicionales en el caso de los metales y una importante reducción del dióxido de azufre entre el 2007 y el 2011. Las proyecciones de los niveles de calidad del aire en los años futuros se han utilizado en el presente estudio de riesgo para cuantificar los cambios en el nivel de exposición de los pobladores de La Oroya.

Adicionalmente, los resultados del modelo (así como los registros de monitoreo) indican que la estrategia de control complementario de Doe Run Perú (reducción de las emisiones en las horas en las que se anticipa una calidad deficiente del aire), es eficaz para mitigar los altos niveles de contaminación a corto plazo durante los episodios matutinos de contaminación del aire. Sobre la base de los resultados del modelo de dispersión, el escenario de control complementario produjo una reducción (respecto a la operación normal de 24 horas al día) de 25 a 50% en las concentraciones matutinas más altas a corto

plazo de dióxido de azufre y aproximadamente 25% en las concentraciones promedio de 24 horas. Esta estrategia, de mantenerse, contribuirá a una mejora adicional en la calidad del aire más allá de lo proyectado por el análisis de modelamiento de la calidad del aire.

SELECCIÓN DE LOS AGENTES QUÍMICOS EVALUADOS

Al realizar un estudio de riesgo, es necesario determinar primero qué agentes químicos pueden estar planteando riesgos para la salud. Estos agentes químicos se identifican revisando las operaciones en la planta que se está evaluando y revisando la información disponible sobre concentraciones de agentes químicos en el medio ambiente cerca de la planta. De estudios anteriores realizados en fundiciones de cobre, plomo y zinc en otras partes del mundo, se sabe que el dióxido de azufre en el aire es una preocupación en las fundiciones en operación. Se esperaba que el plomo, el arsénico y el cadmio fueran los metales que plantearan los mayores riesgos para la salud. También se esperaba que existieran grandes cantidades de emisiones de cobre y zinc, aunque estos metales generalmente no son tóxicos para los humanos. Los estudios en La Oroya han brindado ya evidencia de que las exposiciones al plomo y al dióxido de azufre son suficientemente altas como para plantear riesgos para la salud. En base a una descripción de las operaciones del Complejo, se evaluaron también las partículas en el aire, así como el antimonio, el mercurio, el selenio, la plata y el talio.

Se usó un proceso de clasificación en base al riesgo para determinar si todos los metales estaban presenten en concentraciones suficientes como para requerir el cálculo de exposición y riesgo en cada una de las cuatro comunidades evaluadas. A través de este proceso de clasificación, se determinó que no era necesario evaluar más detalladamente el mercurio, el selenio y la plata en el estudio de riesgo. El antimonio y el talio fueron evaluados sólo en el polvo en algunas de las comunidades.

Si bien se recolectaron muestras de agua potable, no se consideró que los metales presentes en el agua fueran atribuibles a actividades del Complejo. Se compararon las concentraciones de metales en el agua potable con las normas de agua potable segura para determinar si el agua podía ser una fuente significativa de exposición a metales en La Oroya. La mayoría de los metales no superaron las normas de agua potable segura. El arsénico excedió la norma de agua potable de los Estados Unidos, 0.01 mg/l, en dos de las poblaciones estudiadas, La Oroya Antigua y Marcavalle. El arsénico no superó en ninguna comunidad la norma vigente en el Perú para el agua potable, 0.1 mg/l, ni tampoco superó la norma propuesta en el Perú, 0.05 mg/l. Hasta hace poco, la norma en Estados Unidos era 0.05 mg/l y generalmente no se observan efectos en la salud en los estudios de población hasta que las concentraciones de arsénico superan el nivel de 0.1 mg/l. En el estudio de riesgo no se evaluó más detalladamente la presencia de arsénico en el agua potable, pero debería investigarse la presencia de arsénico en algunos sistemas de abastecimiento de agua potable.

EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

La evaluación de la exposición incluye el cálculo de las exposiciones a agentes químicos por parte de pobladores adultos y niños a través de todas las rutas de exposición identificadas como importantes en el caso de emisiones actuales y futuras del Complejo. Las exposiciones a agentes químicos cuantificadas incluyen inhalación de dióxido de azufre, partículas transportadas por el aire, plomo, arsénico, cadmio, ingestión de metales en el suelo, polvo en exteriores y polvo en interiores e ingestión de plomo en los alimentos.

Para cada agente químico y medio de exposición, se estimaron las concentraciones de exposición. En el caso de exposiciones orales, se calculó la ingesta o dosis. Según la metodología análisis de riesgo de USEPA Los métodos para estimar exposiciones y riesgos para el dióxido de azufre, las partículas transportadas por el aire y el plomo son diferentes de los usados para otros agentes químicos evaluados en el presente estudio de riesgo. Los métodos específicos usados para el dióxido de azufre y para las partículas, el plomo y otros metales se describen más adelante. Para este estudio de riesgo, se usó información de monitoreo y muestreo para estimar la exposición actual, mientras que para pronosticar exposiciones futuras se procedió a usar los resultados del modelo de dispersión y deposición.

Exposición a Dióxido de Azufre y a Partículas Transportadas por el Aire

Se ha confirmado que la exposición por inhalación es una ruta preocupante para el dióxido de azufre y para las partículas transportadas por el aire. Se usó la información sobre dióxido de azufre y partículas PM_{10} de tres de las estaciones de monitoreo de Doe Run Perú para el análisis de las condiciones actuales. Se seleccionó a estas estaciones de monitoreo de manera que cada una represente a una comunidad específica cerca del Complejo. La información de la estación de monitoreo Sindicato se usó para representar exposiciones en la comunidad de La Oroya Antigua. La información de la estación de monitoreo Hotel Inca se usó para representar exposiciones en la comunidad de La Oroya Nueva. La información de la estación de monitoreo Cushurupampa se usó para evaluar exposiciones en la comunidad de Marcavalle. Ninguna estación estaba lo suficientemente cerca para brindar estimados de exposición para Chucchis, que está ubicada al sur de Marcavalle, a lo largo del río Yauli.

En base a los datos del año 2004, se procedió a calcular las concentraciones máximas en 24 horas y las concentraciones anuales promedio para cada una de las tres comunidades evaluadas. Se pronosticaron concentraciones futuras aplicando la reducción esperada en la concentración hacia el 2007 o el 2011 respecto a la concentración en el 2004.

Exposiciones a Plomo

Los riesgos para la salud asociados con la exposición al plomo en una población de estudio se determinan mediante la comparación de las concentraciones observadas o pronosticadas para el plomo en sangre en dicha población con las concentraciones asociadas con efectos

adversos en la salud en otras poblaciones estudiadas anteriormente. Se han desarrollado modelos de toxicocinética que permiten evaluaciones para rutas específicas de las concentraciones de plomo en sangre. Estos modelos se basan en estimados de ingesta de plomo proveniente de medios ambientales, como aire, suelo y polvo, y otras fuentes, como agua potable, dieta y productos de consumo con contenido de plomo. La USEPA ha presentado varios modelos toxicocinéticos que se pueden usar para pronosticar la distribución de las concentraciones de plomo en sangre en poblaciones de niños o adultos. Estos modelos incluyen muchos supuestos predeterminados para los parámetros del modelo que se espera sean representativos de la población de los Estados Unidos de América. Por una serie de razones, estos parámetros predeterminados no pueden ser representativos de la población del Perú o de La Oroya. En consecuencia, el estudio de riesgo ha requerido un considerable esfuerzo para identificar supuestos que sean más representativos.

La USEPA ha elaborado dos modelos para pronosticar la concentración de plomo en sangre de niños. El modelo biocinético de exposición integral al plomo (IEUBK) ha sido diseñado para pronosticar los niveles de plomo en sangre en niños (0-7 años de edad). El modelo IEUBK es el modelo usado con mayor frecuencia por la USEPA para determinar exposiciones al plomo; sin embargo, este modelo ha sido diseñado para evaluar el plomo en el suelo en lugares contaminados dentro de los Estados Unidos y no tiene la flexibilidad necesaria para evaluar las condiciones en La Oroya. En consecuencia, Integral seleccionó un segundo modelo de exposición al plomo denominado modelo de exposición estocástica integral (ISE) para su uso en el estudio de riesgo. El modelo ISE utiliza distribuciones de parámetros de entrada y concentraciones de plomo para generar la distribución pronosticada de concentraciones de plomo en sangre en niños, utilizando para ello una nueva generación de modelos de predicción matemática. Se asume contribuciones más pequeñas de la exposición a plomo ingerido de polvo en interiores, con una mínima exposición debida a plomo inhalado del aire. Estos supuestos no se aplican a lugares con emisiones continuas de plomo al aire, como es el caso de las fundiciones (Hilts 2003). La fundición de La Oroya libera plomo al aire en la forma de partículas. Si bien parte del plomo transportado por el aire puede ser inhalado, gran parte de las partículas se depositan sobre el pavimento, el suelo y otras superficies exteriores. Este polvo en exteriores contiene concentraciones mucho más altas de plomo que el suelo subyacente. Debido a que los niños que juegan al aire libre pueden ingerir este polvo después de que éste llega a sus manos, es importante incluir el polvo en exteriores como un medio de exposición aparte en los modelos de exposición al plomo.

En cada una de las cuatro poblaciones evaluadas, la información recolectada por Integral fue usada para estimar las exposiciones actuales a plomo en polvo y suelo en exteriores y en interiores. Se usó la información del estudio del IIN para estimar exposiciones al plomo en la dieta. Las concentraciones anuales promedio en el aire se estimaron a partir de la información del monitoreo de aire en el 2004. Las distribuciones de las cantidades de polvo en exteriores, polvo en interiores y suelo que se espera sean ingeridas cada día y las cantidades de plomo que podrían ser absorbidas por el cuerpo a partir de estas fuentes

fueron modificadas respecto a los supuestos estándar de la USEPA de manera que los niveles de plomo en sangre pronosticados por el modelo ISE concordaran con la distribución de niveles de plomo en sangre en niños observada en el estudio de DIGESA realizado en noviembre del 2004.

Las exposiciones futuras se estimaron usando o ajustando las reducciones en las concentraciones en el aire y en las tasas de deposición pronosticadas por el estudio realizado utilizando el modelo de dispersión. Por ejemplo, se asumió que la reducción porcentual en la deposición daría como resultado la misma reducción en las concentraciones en el polvo en exteriores, pero una reducción porcentual menor en las concentraciones en el polvo y en el suelo en interiores.

La USEPA (2003b) recomienda usar un modelo toxicocinético llamado modelo de exposición al plomo en adultos (ALM) para determinar las exposiciones de adultos al plomo. El modelo ALB es similar al modelo ISE y se basa en el supuesto de que el suelo es la principal fuente de exposición al plomo en lugares contaminados. Debido a que se piensa que el polvo en exteriores, más que el suelo, es la fuente principal de exposiciones al plomo en La Oroya, se modificaron las variables de entrada del modelo para reflejar mejor las condiciones en La Oroya. La versión de la USEPA del modelo ALM es mucho más simple que el modelo ISE y no incluye la opción de ingresar valores específicos del lugar para polvo en exteriores, agua, aire y dieta. Por lo tanto, se ajustaron las variables de entrada del modelo para convertir al polvo en exteriores y al polvo en interiores en las principales variables de exposición, mientras que otras fuentes de exposición relacionadas con el lugar (es decir, suelo, dieta y aire) fueron incluidas mediante el uso de un valor de línea base elevado para el plomo en sangre. Las exposiciones futuras fueron pronosticadas asumiendo que tanto las concentraciones en el polvo como los niveles de línea base para el plomo se reducirían proporcionalmente a las reducciones futuras en las emisiones de plomo del Complejo.

Exposiciones a Otros Metales Aparte del Plomo

Aparte del plomo, existen otros metales que también están presentes en concentraciones elevadas en el polvo, el suelo y el aire. La ingestión de polvo presente en superficies exteriores e interiores es la principal ruta de exposición preocupante en el caso de la exposición a metales. El polvo puede adherirse a la superficie de la piel (como las manos) y luego ser ingerido inadvertidamente cuando las personas se tocan la cara y la boca o cuando comen sin lavarse primero las manos. No se estimaron las ingestas para otros metales aparte del plomo en la dieta pues no se contaba con datos específicos del lugar. No se determinó la absorción dérmica de partículas de metal sobre la piel pues los metales tienen una absorción muy limitada a través de la piel.

En el caso de cada una de las cuatro comunidades evaluadas, la información recolectada por Integral se usó para estimar las exposiciones actuales a metales en el polvo y en el suelo en exteriores e interiores. Las concentraciones anuales promedio en el aire se estimaron a

partir de la información sobre monitoreo de aire en el 2004. Las exposiciones futuras se estimaron usando o ajustando las reducciones en las concentraciones en el aire y en las tasas de deposición pronosticadas por el estudio del modelo de dispersión. Por ejemplo, se asumió que la reducción porcentual en la deposición daría como resultado la misma reducción en las concentraciones en el polvo en exteriores, pero una reducción porcentual menor en las concentraciones en el polvo y el suelo en interiores.

EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD

El propósito de una evaluación de la toxicidad es resumir los efectos adversos para la salud que pueden estar asociados con la exposición a los agentes químicos incluidos en el estudio de riesgo e identificar las dosis que pueden estar asociadas con estos efectos. Por lo tanto, la evaluación dosis-respuesta es la base para la identificación de los valores de toxicidad que se pueden usar para pronosticar el riesgo de efectos adversos sobre la salud causados por exposiciones a agentes químicos. Los agentes químicos evaluados en el presente estudio de riesgo incluyen dióxido de azufre y materiales particulados inhalados, así como plomo, arsénico, cadmio, antimonio y talio.

Una evaluación toxicológica se realiza revisando la información sobre toxicidad relevante para cada agente químico que está disponible de autoridades gubernamentales de salud y de publicaciones científicas. Diferentes entidades gubernamentales, incluyendo la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA), la Agencia para el Registro de Sustancias Tóxicas y Enfermedades de los Estados Unidos (ATDSR), la Agencia de Salud Pública de Canadá (Health Canada) y la Organización Mundial de la Salud (OMS) han desarrollado, para muchos agentes químicos, valores de toxicidad relacionados con efectos cancerígenos y no cancerígenos sobre la salud. Estos valores de toxicidad son expresiones numéricas de dosis de agentes químicos y respuestas a dichas dosis y varían en base a factores como la ruta de exposición (por ejemplo, oral o inhalación) y la duración de la exposición.

Las principales preocupaciones sobre la salud asociadas con los agentes químicos evaluados en el presente estudio de riesgo incluyen efectos en los sistemas respiratorio, neurológico, hematológico, gastrointestinal, dérmico y renal del cuerpo. En el caso de exposiciones a dióxido de azufre en el aire, los efectos principales incluyen irritación pulmonar y constricción de las vías respiratorias que pueden generar dificultad para respirar, falta de aliento y presión en el pecho. La sensibilidad a dichos efectos puede ser mayor en personas con enfermedades respiratorias preexistentes (como el asma).

En el caso de exposiciones al plomo, el sistema neurológico es particularmente sensible, debiéndose tomar en cuenta la mayor susceptibilidad de los niños pequeños a los efectos del plomo en sus sistemas nerviosos en rápido desarrollo. A niveles altos, la exposición al plomo puede también causar anemia debido a una menor producción de hemoglobina y a la destrucción de glóbulos rojos.

Los cambios característicos en la piel son considerados el primer signo observable de una sobreexposición a arsénico ingerido, si bien se han reportado síntomas gastrointestinales (por ejemplo, náusea, diarrea, vómitos) con exposiciones elevadas a corto plazo y también con exposiciones menores a más largo plazo. Como en el caso del plomo, la exposición crónica al arsénico puede generar anemia. El arsénico también está clasificado como un cancerígeno humano conocido en base a estudios ocupacionales de trabajadores expuestos a arsénico en el aire y estudios epidemiológicos de poblaciones expuestas de manera crónica a altos niveles de arsénico en el agua potable.

El efecto principal de la exposición al cadmio es un daño irreversible a los riñones que genera dificultades en el funcionamiento renal. En personas con deficiencia de hierro, la exposición oral crónica al cadmio también puede contribuir a la anemia. La exposición a cadmio en el aire puede generar una reducción en la función pulmonar, enfisema y dificultades olfativas. También se ha reportado un incremento en el riesgo de cáncer pulmonar y cáncer a la próstata debido a la exposición al cadmio a través de la inhalación.

En el caso del antimonio, la exposición está asociada más comúnmente con los efectos sobre los sistemas respiratorio y hematológico, pero también se han reportado efectos gastrointestinales y dérmicos. Los efectos neurológicos, los efectos hematológicos y la pérdida de cabello representan la base principal de preocupación con respecto a la exposición al talio.

CARACTERIZACIÓN DE RIESGOS

Los riesgos para la salud pueden caracterizarse de diferentes maneras. En el presente estudio de riesgo, se evaluaron las exposiciones al dióxido de azufre y a los materiales particulados comparando las concentraciones en los puntos de exposición con las normas y guías de calidad del aire basadas en criterios de salud. En el caso del plomo, los niveles pronosticados de plomo en sangre en niños se compararon con los niveles aceptables de plomo en sangre fijados por agencias reguladoras y entidades de salud. En el caso de otros metales aparte del plomo, los estimados cuantitativos de exposición y toxicidad se combinaron para obtener estimados numéricos del riesgo potencial para la salud.

Riesgos de la Exposición a Dióxido de Azufre y Partículas Transportadas por el Aire

Las concentraciones de dióxido de azufre reportadas en La Oroya superaron las normas de calidad del aire vigentes en el Perú e indicaron un potencial para generar efectos respiratorios adversos. Es probable que estos efectos sean resultado de exposiciones a corto plazo a concentraciones elevadas de dióxido de azufre durante la mitad de la mañana o al principio de la tarde. Las personas sensibles, como los asmáticos y los niños, tienen mayor probabilidad de experimentar efectos adversos en su salud debido a la exposición a concentraciones elevadas de dióxido de azufre.

Los efectos respiratorios adversos provocados por la exposición al dióxido de azufre generalmente terminan en unas cuantas horas al cesar la exposición a concentraciones elevadas. Las concentraciones elevadas de material particulado en las mismas comunidades podrían incrementar el riesgo de efectos adversos para la salud resultantes de la exposición a dióxido de azufre. Esto es especialmente cierto en el caso de partículas de óxidos metálicos que convierten el dióxido de azufre en ácido sulfúrico más potente. Estas partículas llegan más profundamente dentro de las vías respiratorias, donde los efectos para la salud son mayores que en el sistema respiratorio superior.

La reducción de las emisiones de chimenea y emisiones fugitivas de dióxido de azufre que ha planeado el Complejo reducirá el potencial de efectos adversos para la salud en las comunidades cercanas. Los proyectos de control de emisiones programados para el 2007 no reducirán significativamente las concentraciones de dióxido de azufre, las que todavía excederán sustancialmente las normas anuales o de 24 horas basadas en criterios de salud. En el 2011, las concentraciones anuales promedio de dióxido de azufre se reducirán en niveles que van de 70% a 82% en las comunidades[2]. En consecuencia, es probable que las concentraciones de dióxido de azufre en Marcavalle y Chucchis cumplan las normas peruanas basadas en criterios de salud. Las concentraciones de dióxido de azufre en el aire en La Oroya Nueva y La Oroya Antigua superarán ligeramente las normas, pero la magnitud de las reducciones en las emisiones implicarán una frecuencia mucho menor de las horas en las que las concentraciones de dióxido azufre podrían causar efectos respiratorios, tal como se muestra en la Figura ES-5.

Riesgos de la Exposición al Plomo

Consistentemente con los niveles de plomo en sangre observados en el estudio realizado por DIGESA en el 2004 en niños de La Oroya, el modelo ISE pronosticó que todos los niños tendrán niveles de plomo en sangre por encima de 10 μg/dl. Éste es el nivel en el que el Centro para Control y Prevención de Enfermedades (CDC) de los Estados Unidos recomienda una mayor evaluación en la forma de un monitoreo adicional de plomo en sangre y campañas de educación sobre las maneras cómo reducir la exposición al plomo. La mayoría de niños que viven en La Oroya Antigua caen dentro del rango de niveles de plomo en sangre (es decir, 20 μg/dL a 44 μg/dL) en los que el CDC recomienda una evaluación del peligro ambiental y un monitoreo médico más activo.

Se espera que las poblaciones situadas en altitudes elevadas tengan niveles alterados de plomo en sangre en respuesta a las exposiciones al plomo en comparación con las poblaciones situadas a menor altitud. El plomo en la sangre se ubica principalmente en los glóbulos rojos. Las poblaciones situadas en altitudes elevadas tienen más glóbulos rojos, lo que se evidencia en mayores valores de hematocrito. Entonces, las poblaciones ubicadas en altitudes elevadas pueden tener una menor carga corporal y un menor riesgo para la salud

[2] Doe Run Perú estima que hacia fines del 2008 el equipo instalado en el circuito de plomo reducirá el dióxido de azufre en aproximadamente 30% respecto a los niveles del 2007. Esta reducción en las emisiones no ha sido considerada en el presente estudio de riesgo.

que las poblaciones situadas en bajas altitudes con niveles similares de plomo en sangre. Por el contrario, las personas con anemia y bajo nivel de hematocrito pueden tener mayores cargas corporales y mayores riesgos que las personas no anémicas con similares niveles de plomo en sangre. Es necesario considerar cuidadosamente el papel que cumplen estos factores en La Oroya al pronosticar los riesgos para la salud provocados por el plomo. Las guías del CDC sobre las acciones a tomar ante diferentes niveles de plomo en sangre se refieren a poblaciones situadas en bajas altitudes. Las poblaciones situadas en altitudes elevadas, como los pobladores de La Oroya, pueden experimentar los mismos efectos frente a niveles de plomo en sangre 20% mayores que los considerados en las guías.

La mayoría de los niños de La Oroya están en riesgo de efectos en su comportamiento neurológico y de efectos en la biosíntesis del heme. Los efectos en la biosíntesis del heme pueden causar anemia o empeorarla. Los niños con los más altos niveles de plomo en sangre pueden también estar en riesgo de sufrir efectos en el corazón, los pulmones, los huesos y el metabolismo de la vitamina D. Muchos de estos efectos son sutiles y no pueden ser atribuidos fácilmente a la exposición al plomo cuando se examina a un niño. Las evaluaciones de salud realizadas hasta la fecha han sido de observación y no apoyan los análisis estadísticos.

Además de la dificultad de identificar los efectos de plomo en un solo niño, muchos de los efectos causados por el plomo también pueden ser causados por otros factores, como la anemia inducida por deficiencia de hierro o los efectos en el comportamiento neurológico. Debido a estos factores y al incremento en la hemoglobina en poblaciones ubicadas en altitudes elevadas, lo que causa mayores niveles de plomo en sangre respecto a la carga corporal, es importante que los estudios futuros sobre la ocurrencia de efectos adversos específico en los niños de La Oroya incluyan en su diseño poblaciones de control que guarden una correspondencia adecuada en términos de altitud, estado nutricional, situación socioeconómica y urbanización. Sin controles adecuados, los resultados de dichos estudios podrían ser engañosos.

Se ha pronosticado que todos los niveles de plomo en sangre deben caer significativamente en el 2007 y en el 2011. Sin embargo, no se ha pronosticado que alguna de las comunidades evaluadas vaya a cumplir el objetivo de riesgo de no más de un 5% de probabilidad de exceder un nivel de plomo en sangre de 10 μg/dl. Sin embargo, se espera que las reducciones pronosticadas para el plomo en sangre reduzcan sustancialmente los impactos del plomo en la salud de los niños de La Oroya (Figura ES-6).

Para entender mejor las contribuciones relativas a las exposiciones por parte del polvo en exteriores, el polvo en interiores, el suelo, la dieta, el aire y el agua potable, se compararon las medias de las dosis absorbidas a través de cada una de estas rutas. La ruta de exposición dominante en todas las poblaciones fue la ingestión de polvo en exteriores. El polvo en interiores fue el segundo mayor contribuyente a las exposiciones en La Oroya Antigua, mientras que en otras poblaciones la dieta fue la segunda mayor contribuyente.

Es probable que la contribución de la dieta haya sido sobreestimada en estas otras poblaciones ya que sólo se contaba con información sobre plomo en la dieta en el caso de La Oroya Antigua y esta información se usó también para las otras comunidades. Vale la pena señalar que la inhalación de plomo en el aire es una ruta de exposición relativamente menor (Figura ES-7).

También se evaluaron las fuentes de exposición para el 2007 y el 2011. A medida que se reducen las emisiones de la fundición, decrece la contribución porcentual del polvo en exteriores respecto a la exposición total, mientras que las contribuciones porcentuales del suelo y la dieta se incrementan. Estas predicciones sugieren que, finalmente, podría ser necesario tomar acciones adicionales para reducir la exposición al plomo en el suelo.

Los niveles de plomo en sangre en mujeres en edad fértil en La Oroya son muchos menores que los niveles de plomo en sangre en niños. En La Oroya Antigua existe un 86% de probabilidad de que los niveles de plomo en sangre en el feto superen los 10 μg/dl. En otras poblaciones evaluadas, la probabilidad es menor pero todavía mayor de 50%.

Se pronostica que las reducciones en las emisiones futuras de plomo reducirán los niveles de plomo en sangre en adultos y fetos, llegando a los niveles de riesgo objetivo hacia el 2011 en La Oroya Nueva y Marcavalle y llegando casi a los niveles de riesgo objetivo en La Oroya Antigua y Chucchis. Debido a las limitaciones en el diseño del modelo de plomo en adultos, las predicciones de niveles futuros de plomo en sangre en adultos están asociados con un mayor margen de error que las predicciones en el caso de niños (Figura ES-6).

Riesgos de la Exposición a Otros Metales Aparte del Plomo

Además del plomo, otros metales incluidos en el estudio de riesgo son el arsénico[3], el cadmio, el antimonio y el talio. Se estimaron los riesgos de cáncer de otros metales aparte del plomo incluidos en el presente estudio de riesgo para los casos de ingestión de arsénico en el suelo, polvo y agua potable y la inhalación de arsénico y cadmio en el aire de La Oroya. La ingestión de cadmio, antimonio y talio no plantea un riesgo de cáncer. También se evaluaron otros efectos en la salud aparte del cáncer. En cada caso, se calcularon los riesgos de otros efectos en la salud aparte del cáncer. En cada caso, se calcularon tanto los riesgos asociados con exposiciones típicas como los riesgos asociados con exposiciones elevadas. Se calcularon tanto los riesgos para exposiciones actuales como para las exposiciones pronosticadas luego de la implementación de las estrategias programadas para la reducción de emisiones.

Riesgos de Cáncer

Los estimados de riesgos de cáncer representan la probabilidad incremental de que un individuo desarrolle cáncer durante el transcurso de su vida debido a la exposición relacionada con un lugar. "Probabilidad incremental" hace mención a la probabilidad

[3] Técnicamente, el arsénico es un metaloide más que un metal propiamente dicho.

adicional o en exceso de desarrollar cáncer, la cual está por encima de una probabilidad de fondo o de línea base que se esperaría ante la ausencia de exposiciones relacionadas con un lugar. La USEPA considera que un rango de riesgo en exceso máximo durante el transcurso de la vida que va de 1 en 10,000 a 1 en 1 millón es un rango de riesgo de cáncer aceptable.

Este riesgo incremental debe ser considerado a la luz de las altas tasas de fondo para el cáncer que se ubican en un rango de 1 en 3 a 1 en 4 en muchas poblaciones. Por ejemplo, un riesgo de cáncer de 1 en 4 es equivalente a un 25% de probabilidad de enfermarse de cáncer en el transcurso de la vida.

Condiciones de Exposición Actuales: Para los pobladores de La Oroya Antigua, los estimados de riesgo de cáncer por ingestión de arsénico en polvo en exteriores, polvo en interiores y suelo fueron de 2 en 1,000 en el caso de exposiciones típicas y de 6 en 1,000 en el caso de exposiciones elevadas. Los riesgos fueron aproximadamente tres veces menores en otras comunidades; sin embargo, todos los estimados de riesgos superaron el rango de riesgo aceptable de la USEPA. La inhalación de arsénico y cadmio en La Oroya Antigua bajo las condiciones actuales ha generado pronósticos de riesgos de cáncer de 5 en 1,000 en el caso exposiciones típicas y de 2 en 1,000 en el caso de exposiciones elevadas.
Los riesgos fueron sólo ligeramente menores en otras comunidades y todos los riesgos excedieron el rango de riesgo aceptable de la USEPA. La contribución a los riesgos por parte de la inhalación de arsénico es generalmente 100 veces mayor que la contribución de la inhalación de cadmio. De hecho, para exposiciones típicas, los riesgos debido a inhalación de cadmio solamente caen dentro del rango de riesgo aceptable de la USEPA en todas las comunidades evaluadas.

Condiciones de Exposición Futuras: Se espera que, hacia el año 2011, los riesgos de cáncer por ingestión de arsénico en el polvo y el suelo se reduzcan aproximadamente 67 a 80% respecto a las condiciones actuales. Se pronostica que los riesgos en La Oroya Antigua caerán a 6 en 10,000 para las exposiciones típica y a 2 en 1,000 para las exposiciones elevadas. Tanto para las exposiciones típicas como para las exposiciones elevadas, la contribución pronosticada del polvo en exteriores e interiores respecto al riesgo total sigue siendo mayor que la del suelo en el 2011. Sin embargo, la magnitud de la diferencia entre las medias de estas exposiciones (es decir, polvo vs. suelo) no es tan grande como lo es en las condiciones actuales (Figura ES-8).

Los riesgos futuros de la inhalación de arsénico permanecen en todas las comunidades por encima del rango de riesgos de cáncer aceptables de la USEPA, pero en el caso de La Oroya Antigua cae a 1 en 1,000 para la exposición típica y a 4 en 1,000 para las exposiciones elevadas. En comparación con las condiciones actuales, estos resultados indican una reducción de aproximadamente 75 a 80% en el riesgo de cáncer hacia el año 2011. Como en el caso de la evaluación de condiciones actuales, los riesgos asociados con la inhalación de cadmio fueron mucho menores que los riesgos asociados con la inhalación de arsénico (Figura ES-9).

Estos hallazgos son consistentes con el efecto anticipado de la implementación por parte de Doe Run Perú de un plan de reducción de emisiones, el cual se espera que reduzca significativamente las emisiones de arsénico al aire. Se espera que las reducciones en las emisiones al aire tengan un efecto más significativo e inmediato en las concentraciones de metales en polvos, en comparación con suelos, lo que refleja una deposición a más largo plazo de los metales del Complejo.

Riesgos No Cancerígenos

Los riesgos no cancerígenos se definen como la probabilidad incremental de que una persona sufra efectos adversos en su salud como resultado de la exposición a un agente químico. Una persona que está expuesta a un agente químico en un nivel menor o igual a un nivel de referencia aceptable (dosis de referencia) no debe experimentar efectos adversos en su salud relacionados con dicha exposición. Las exposiciones por encima de la dosis de referencia no implican que se producirán necesariamente efectos negativos en la salud humana sino más bien que se requiere una mayor evaluación. Los riesgos fueron evaluados tanto para exposiciones típicas como para exposiciones elevadas.

Se estimaron los riesgos no cancerígenos de la ingestión de arsénico, cadmio, antimonio y talio en el polvo en interiores y exteriores y en la superficie del suelo en poblaciones aledañas a La Oroya donde las concentraciones actuales (año 2005) de los metales superaban los niveles de protección basados en criterios de riesgo. También se estimaron los riesgos no cancerígenos actuales para la inhalación de cadmio en el aire en La Oroya. De igual manera, se estimaron los riesgos no cancerígenos futuros pronosticados para el arsénico y el cadmio en base a las concentraciones pronosticadas para el año 2011 luego de la implementación de todas las estrategias programadas de reducción de las emisiones. Si bien no se estimaron los riesgos para el año 2007, se prevé que la mayoría de las reducciones pronosticadas en las concentraciones de arsénico y cadmio se producirán hacia fines del 2007.

1

Condiciones Actuales: En base a las condiciones actuales de exposición, los estimados de riesgos no cancerígenos debido a la ingestión de metales tuvieron los valores más altos en La Oroya Antigua, alcanzado su mayor nivel para la exposición a arsénico (es decir, estimados 10 a 30 veces mayores que la dosis de referencia para arsénico en La Oroya Antigua). También en las otras poblaciones estudiadas , las exposiciones a arsénico guardan correspondencia con los riesgos no cancerígenos más altos, aunque en menor medida (por ejemplo, los estimados fueron 3 a 10 veces mayores que la dosis de referencia para arsénico en las otras poblaciones estudiadas). En todos los casos, la exposición a polvo en exteriores tuvo el mayor impacto en los estimados de riesgos no cancerígenos en el caso de rutas de ingestión. Los estimados de riesgos también indicaron posibles preocupaciones en relación con las exposiciones a antimonio bajo las condiciones de operación actuales en las poblaciones de La Oroya Antigua y La Oroya Nueva.

Debido a la magnitud de los riesgos estimados para el arsénico, se evaluaron también las exposiciones subcrónicas a arsénico durante la niñez temprana (desde recién nacidos hasta 6 años). Los resultados de esta evaluación indicaron que las exposiciones en niños de La Oroya Antigua y La Oroya Nueva eran aproximadamente 2 a 5 veces mayores, respectivamente, que la dosis subcrónicas de referencia para el arsénico, indicando posibles motivos de preocupación por la salud de estas subpoblaciones además de los riesgos que se plantean a lo largo de la vida de las personas en estas poblaciones.

El riesgo no cancerígeno estimado debido a inhalación de cadmio tuvo su máximo valor en el caso de exposiciones elevadas, ubicándose en el rango de 10 a 20 veces la dosis de inhalación de referencia en las comunidades evaluadas. En el caso de exposiciones típicas, los estimados también indicaron posibles preocupaciones al ubicarse en el rango de 3 a 6 veces la dosis de referencia.

Condiciones Futuras: Se pronostica que los estimados de riesgos no cancerígenos para el año 2011 descenderán respecto a los estimados actuales en 70 a 80% en el caso de ingestión de arsénico y cadmio en las comunidades evaluadas. Sin embargo, en algunas comunidades, las exposiciones pueden representar todavía una preocupación en base a los estimados de riesgos futuros que tienen valores 2 a 8 veces mayores que la dosis oral crónica de referencia actual (Figura ES-10). En el caso de la inhalación de cadmio, se espera reducciones ligeramente mayores que las pronosticadas para las rutas de ingestión. Sin embargo, los estimados de riesgos correspondientes a exposiciones elevadas a cadmio continúan indicando posibles motivos de preocupación para los pobladores de todas las comunidades en el 2011 (Figura ES-11).

MÁRGENES DE ERROR

Tal como se describió anteriormente, los estudios de riesgo pronostican la probabilidad de efectos en la salud de una población pero no miden directamente la ocurrencia de dichos efectos en la salud. Los riesgos pronosticados se basan en muchos supuestos sobre las maneras en las que las personas entran en contacto con agentes químicos en el medio ambiente. Muchos de estos supuestos se basan en estudios científicos generales o en información recolectada en el lugar, pero todavía existe cierta incertidumbre sobre con cuánta exactitud la información disponible refleja las maneras en las que los pobladores se ven expuestos en realidad a los agentes químicos. La exactitud de un estudio de riesgo se describe en una evaluación de los márgenes de error. La evaluación de márgenes de error incluye una lista de los supuestos críticos y una evaluación de la posibilidad de que los supuestos usados en el estudio de riesgo puedan sobreestimar el riesgo o subestimar el riesgo. En general, la disponibilidad de información específica para La Oroya ha permitido un estudio de riesgo que probablemente sea más exacto que los estudios de riesgo realizados en lugares de los Estados Unidos pues la mayoría de estudios de riesgo en los Estados Unidos no tienen tanta información específica del lugar.

La predicción de los riesgos actuales producidos por la inhalación de agentes químicos en La Oroya se ve fortalecida en gran medida por la disponibilidad de información de monitoreo de aire en relación con dióxido de azufre, material particulado, plomo, arsénico y cadmio. Se espera que el estudio de riesgo para la inhalación de estos agentes químicos sea más exacto que el caso de la mayoría de estudios de riesgo. Las tasas de inhalación están bien documentadas y se requieren menos supuestos para estimar las exposiciones por inhalación que para estimar otras rutas de exposición. Se espera también que la predicción de los futuros riesgos de inhalación sea bastante exacta. Existen algunos márgenes de error en los estimados de emisiones y en el estudio basado en el modelo de dispersión, pero la información disponible es de buena calidad.

En el caso de las exposiciones a plomo, la exactitud del presente estudio de riesgo se ve grandemente incrementada por la disponibilidad de información de alta calidad sobre plomo en sangre en la población. La información sobre plomo en sangre nos permitió confirmar que nuestras predicciones sobre exposición general al plomo en sangre son exactas. Existe incertidumbre sobre la contribución relativa de algunas de las fuentes, especialmente con respecto a la contribución relativa de exposiciones al plomo a través de polvo en exteriores, polvo en interiores y suelo, pero se considera que la suma de estas exposiciones es exacta. La exactitud de las predicciones de exposiciones futuras al plomo depende principalmente de la exactitud de los estimados de deposición del modelo de dispersión en el caso del plomo emitido por el Complejo. Se considera que los estimados de deposición son adecuados para apoyar los estimados de riesgo.

En el caso de exposiciones a otros metales aparte del plomo, los riesgos pronosticados tienen mayor margen de error que otros componentes del estudio de riesgo. Esto se debe a que se necesitaron más supuestos en los estimados de exposición a metales ingeridos. Sin embargo, la exactitud de la evaluación de estos metales se vio incrementada por la confianza en algunos de los supuestos elaborados para estimar las exposiciones al plomo. Por lo tanto, se espera que estos estimados de exposición sean más exactos que los de estudios de riesgo típicos de la USEPA.

CONCLUSIONES

El estudio de riesgo ha confirmado estudios previos que han identificado las exposiciones al plomo como el principal factor de riesgo para la salud en la población de La Oroya debido a las emisiones del Complejo, estando virtualmente todos los niños que residen en La Oroya Antigua en riesgo de tener efectos en su comportamiento neurológico. También están en riesgo muchos adultos de La Oroya Antigua y pobladores de otras poblaciones estudiadas. Las emisiones de dióxido de azufre y sulfato también causan efectos que colocan una carga sobre la mayor parte de la población de todas las poblaciones estudiadas. La irritación pulmonar inducida por estos agentes químicos generalmente es transitoria; sin embargo, existe también el riesgo de incrementos no específicos en la morbilidad y mortalidad asociados con exposiciones elevadas.

Debido a la urgencia de reducir las exposiciones al plomo en niños, muchas de nuestras recomendaciones se centran en la exposición al plomo. Las exposiciones a arsénico y cadmio inhalados y a arsénico ingerido también son lo suficientemente altas para imponer una carga en la salud de los pobladores de La Oroya, pero, a nuestro juicio, es posible enfrentarlas en un período más prolongado. Adicionalmente, muchas de las acciones recomendadas para reducir las exposiciones al plomo también tendrán efecto en reducir las exposiciones a arsénico y cadmio. También se considera la reducción de las emisiones de dióxido de azufre y sulfato, pues tienen un gran impacto en la calidad de vida y la salud de los pobladores de La Oroya.

La comunidad, el Ministerio de Salud y Doe Run Perú ya han tomado muchas medidas para reducir las exposiciones al plomo y las emisiones de dióxido de azufre. Están programadas en el futuro muchas medidas adicionales. Los resultados del presente estudio de riesgo indican que la implementación de los cambios tecnológicos programados para reducir emisiones fugitivas y emisiones de la chimenea reducirán las concentraciones de dióxido de azufre hasta niveles que no planteen una carga importante sobre la salud. Si bien las emisiones de plomo también se reducirán en gran medida, se estima que en el 2011 los niveles de plomo en sangre todavía superarán los objetivos basados en criterios de salud. Esto se debe al hecho de que el polvo y el suelo en La Oroya todavía tendrán altas concentraciones residuales de plomo proveniente de emisiones históricas. Por esa razón, recomendamos continuar y ampliar muchos de los programas comunales que ayudan a reducir la exposición al plomo y la correspondiente carga sobre la salud.

RECOMENDACIONES

El reciente informe del CDC sobre La Oroya (CDC 2005) recomienda que todos los actores en La Oroya colaboren en un programa coordinado con el fin de reducir las emisiones, aminorar las exposiciones y finalmente remediar la contaminación histórica. Debido a la diversidad de problemas que enfrenta La Oroya, apoyamos decididamente la recomendación del CDC y además recomendamos que se forme un grupo asesor con los actores, donde participen representantes de los gobiernos locales, organizaciones comunales (incluyendo representantes religiosos locales), el Convenio, el MEM, DIGESA y Doe Run Perú. Un grupo de actores similar fue muy eficaz en guiar las acciones en Trail, Columbia Británcia, Canadá, donde se ubica una fundición de plomo y zinc en operaciones.

Este grupo de actores debe revisar las propuestas de estudios adicionales en La Oroya. Los estudios independientes probablemente no sean tan eficaces como los estudios que utilizan plenamente la información disponible y están coordinados con las necesidades identificadas por los actores en la comunidad.

Además de esta recomendación general de formar un grupo con los actores, también brindamos recomendaciones para acciones específicas relacionadas con la operación de instalaciones y la evaluación de las exposiciones, así como con el monitoreo ambiental, intervenciones en la comunidad y estudios dietarios e intervenciones en la dieta.

Operaciones en las Instalaciones

Las emisiones al aire de dióxido de azufre y partículas de metal provenientes del Complejo constituyen el principal énfasis del presente estudio de riesgo. Estas emisiones incluyen tanto emisiones fugitivas de los edificios y conductos como emisiones de la chimenea principal y de la chimenea del depurador de la planta de sinterizado. Estas emisiones se ven afectadas por los metales específicos producidos, es decir, cobre, zinc o plomo, y por los volúmenes de producción, así como por las condiciones de operación y los controles de emisiones. Ya se han implementado algunos cambios tecnológicos para reducir las emisiones. Además, se han modificado las operaciones del Complejo para reducir las emisiones de dióxido de azufre cortando ciertas operaciones de la fundición cuando se pronostica un fenómeno de inversión.

Tenemos dos recomendaciones principales en relación con las operaciones del Complejo:

- En base al análisis de McVehil-Monnett que demuestra que la mayor parte de los impactos producidos por emisiones de plomo del Complejo (cerca de la planta) se dan en la forma de emisiones fugitivas que son liberadas cerca de la superficie del suelo, recomendamos que se otorgue prioridad a la reducción de las fuentes de emisiones fugitivas de plomo. Si bien la reducción de las emisiones fugitivas de plomo y de las emisiones de la chimenea del lavador de gases de la planta de sinterizado no fue identificada como un objetivo del PAMA, consideramos que la reducción de estas fuentes de emisiones debe tener la más alta prioridad en el Complejo.

- Debido al prolongado tiempo que debe transcurrir antes de que las concentraciones de dióxido de azufre se reduzcan hasta el nivel señalado por los criterios de calidad del aire, se recomienda que se debe continuar la política de reducir o suspender ciertas operaciones cuando se pronostiquen fenómenos de inversión. Sobre la base de los resultados del modelo de dispersión, el escenario de control complementario produjo una reducción (respecto a la operación normal de 24 horas al día) de 25 A 50% en las concentraciones máximas matutinas a corto plazo de dióxido de azufre y de aproximadamente 25% en las concentraciones promedio de 24 horas. Por lo tanto, los resultados del modelo confirman que un procedimiento para la reducción de emisiones en las horas previas al amanecer tiene un efecto significativo en reducir las concentraciones máximas de contaminantes durante el día siguiente.

Evaluación de la Exposición y Monitoreo Ambiental

Los programas de monitoreo ambiental en La Oroya son importantes por varias razones. Se necesita continuar la recolección de información sobre concentraciones en el aire, el polvo y el suelo para entender cómo es posible cambiar las exposiciones con el tiempo. Esta información también es necesaria para determinar si las acciones tomadas para reducir las emisiones del Complejo son efectivas en reducir las concentraciones de los agentes químicos en los medios ambientales a los que están expuestos las personas. Las siguientes

secciones brindan recomendaciones para un monitoreo permanente del aire y un monitoreo regular de las deposiciones de polvo.

Monitoreo del Aire y Modelo de Dispersión

La red de monitoreo del aire actualmente operada por Doe Run Perú deber continuar. La información de la red de monitoreo del aire se usa directamente para evaluar los riesgos para la salud y también es necesaria para apoyar un modelo de dispersión más exacto y una mejor predicción de los impactos de los cambios en las operaciones del Complejo. Se recomienda un monitoreo permanente de dióxido de azufre, partículas en la forma de PM_{10}, plomo, arsénico y cadmio. Es importante garantizar información de monitoreo de alta calidad.

Debe realizarse una calibración regular del equipo de monitoreo y mejorar los procedimientos de aseguramiento/control de la calidad (AC/CC) para garantizar que la información del monitoreo meteorológico y de la calidad del aire sea exacta. La implementación de un programa de supervisión de la calidad de la información sería un tópico excelente a poner a consideración de los actores. Por ejemplo, el programa de monitoreo podría ampliarse para incluir la recolección y análisis de muestras divididas por parte de terceros. Esto brindaría transparencia al programa de monitoreo ambiental, incrementando la confianza en los resultados analíticos y apoyando los objetivos del programa de AC/CC.

Puede ser necesario contar con estaciones de monitoreo de aire adicionales para supervisar mejor las exposiciones y las reducciones en las emisiones, incluyendo una estación en Chucchis y posiblemente otra estación dentro de La Oroya Nueva. También es necesario revisar la ubicación de la estación de monitoreo Cushurupampa para determinar si sería más apropiado técnicamente mover los monitores tanto de metales como de dióxido de azufre a una menor altura dentro de las áreas residenciales (actualmente estos monitores están ubicados en una parte alta en la ladera del cerro). También es posible que en el futuro se necesiten actividades complementarias con el modelo de dispersión para guiar los esfuerzos de reducción de las emisiones. En el informe existen recomendaciones detalladas con respecto al monitoreo del aire y al modelo de dispersión.

Monitoreo de Metales en la Deposición de Polvo y en Polvo en Exteriores

El modelo de dispersión pronosticó tasas de deposición para el plomo, el arsénico y el cadmio. La deposición es una medida de la cantidad de partículas emitidas por el Complejo que caen al suelo y se asientan en superficies pavimentadas y en el suelo. La deposición de polvo transportado por el aire puede medirse directamente colocando recipientes abiertos sobre superficies en diferentes ubicaciones. La cantidad de polvo o de metales específicos en un recipiente con un área superficial conocida brinda una medición de la deposición de polvo (generalmente reportada en mg/m^2). Las mediciones de deposición de polvo se pueden usar para determinar si las tasas de deposición de

partículas emitidas por el Complejo se están reduciendo a medida que se reducen las emisiones.

Las tendencias en la tasas de deposición de polvo se pueden comparar con las tendencias en las concentraciones de metal en el polvo en exteriores o con la carga de metal en el polvo para ver si una menor deposición puede dar como resultado exposiciones a metales en el polvo en exteriores. Recomendamos que el grupo de actores establezca un programa para monitorear las tendencias del plomo, el arsénico y el cadmio en la deposición de polvo u otros indicadores ambientales que se consideren útiles para evaluar la efectividad de las reducciones en las emisiones y para pronosticar exposiciones.

Intervenciones en la Comunidad

Las actividades realizadas actualmente por Doe Run Perú y el Convenio de Cooperación entre el Ministerio de Salud y Doe Run Perú han incluido educación para la higiene a nivel individual y comunal. Estas actividades van desde la limpieza regular de las calles y la disposición de residuos hasta el suministro de duchas y comedores públicos. Durante las visitas a los hogares realizadas como parte de la actividad de muestreo de campo, el personal de Integral descubrió que los programas de educación suministrados por el Convenio de Cooperación son muy apreciados y utilizados en gran medida por la comunidad. Muchos pobladores comentaron que habían recibido información útil sobre prácticas de limpieza de la casa, higiene personal, preparación de alimentos y nutrición.

Se recomienda continuar con los programas de educación comunal en La Oroya Antigua para instruir mejor a los pobladores sobre la manera de reducir las exposiciones dentro de sus hogares. Además, en la medida que el personal del programa que trabaja en La Oroya Antigua tenga tiempo disponible, los programas de extensión educativa deberían ser ampliados a las comunidades de La Oroya Nueva, Marcavalle, y Chucchis. Ejemplos de los programas que se recomienda apoyar incluyen:

- Debido a la importancia de la higiene personal (por ejemplo, lavarse las manos) para la reducción de las exposiciones, particularmente en niños, debe continuarse el programa de capacitación en higiene personal, al igual que el programa para realizar mejoras estructurales en las instalaciones de saneamiento público.
- Se recomienda la limpieza continua de pistas y veredas para eliminar el polvo depositado de las emisiones del Complejo. La limpieza adicional de las áreas de juego pavimentadas, incluyendo patios de colegios, plazas y campos deportivos (de fútbol y basket), es particularmente importante. La ampliación de las áreas limpiadas regularmente ayudará a reducir la acumulación de polvo en áreas en las que los niños pueden entrar en contacto con el polvo. Además, puede ser útil incrementar la frecuencia de limpieza de pistas y veredas en áreas con la mayor actividad recreativa de niños y en aquellas áreas impactadas por otras fuentes de polvo de plomo (es decir, las calles con tráfico intenso).

- Es importante que DIGESA/Convenio de Cooperación continúen realizando estudios anuales de plomo en sangre. A través del monitoreo regular de plomo en sangre, puede evaluarse la eficacia de las reducciones en las emisiones del Complejo y de los programas de intervención. Al continuarse el monitoreo de plomo en sangre en los niños de La Oroya, se podrá identificar a los niños con niveles de plomo en sangre por encima de 45 μg/dl y se podrá enfocar en ellos las intervenciones educativas (como higiene, nutrición) y clínicas (suplementos nutricionales, pruebas médicas) que serán organizadas de acuerdo con el medio ambiente de los hogares de dichos niños y sus medios económicos.

Además de continuar los programas existentes de intervención y educación comunal, se recomienda considerar otras acciones para reducir más las exposiciones ambientales dentro de la población:

- Dada la información disponible, no fue posible correlacionar los niveles de plomo en sangre en los niños con la presencia de caminos pavimentados o no pavimentados fuera de sus casas. Sin embargo, es posible que el pavimentado de caminos de tierra facilite la limpieza y reduzca la generación de polvo transportado por el viento que ingresa a los hogares. Recomendamos continuar el programa para pavimentar caminos y veredas que tengan el suelo expuesto, particularmente en las áreas fuera de las casas.
- También es necesario evaluar los lotes baldíos usados por los niños con fines recreativos para identificar maneras de reducir las exposiciones. El programa para plantar césped en suelos expuestos y para plantar árboles es una importante contribución para reducir el polvo transportado por el viento en La Oroya y debe continuarse. Un método para reducir la exposición al plomo en el suelo puede ser tratar el suelo con fosfatos que reducen la biodisponibilidad del plomo. Los estudios en lugares con niveles elevados de plomo en suelo han demostrado que el tratamiento de los suelos con fosfato reduce la biodisponibilidad del plomo y también puede estabilizar al cadmio y al zinc en el suelo (Martin y Ruby 2004). Martin and Ruby (2003) reportaron el éxito en la reducción de la biodisponibilidad de plomo y arsénico en el suelo mediante el tratamiento del suelo con una mezcla de fosfatos y productos químicos en base a hierro.
- En otras comunidades con fundiciones, los felpudos hechos de un material que atrapa el polvo han mostrado ser un mecanismo eficaz para reducir la cantidad de polvo y tierra contaminados que ingresan a la casa. Recomendamos que el grupo de actores o el Convenio investiguen la factibilidad de usar dichos felpudos en La Oroya Antigua.
- Muchas casas de La Oroya están construidas de adobe que no está cubierto con yeso y algunas tienen pisos de tierra. Un número desconocido de casas tienen techos de calamina o adobe. Es posible que el polvo ingrese a estas casas a través de grietas o a través de los techos de calamina. Recomendamos ejecutar un programa de mejoramiento de las casas de adobe con la tierra expuesta y pisos de calamina, con

el fin de reducir la generación de polvo en interiores, particularmente en aquellas casas ubicadas más cerca del Complejo.

- Las concentraciones más altas detectadas en el polvo en exteriores se encontraron en una escuela primaria en La Oroya Antigua. Es probable que la elevada concentración de plomo se deba a la proximidad de la escuela al Complejo. Debido a la probabilidad de que los niños entren en contacto con el polvo en la escuela, es necesario que los salones y las áreas de juego en exteriores se limpien con mayor frecuencia.
- Se recomienda que la comunidad y DIGESA tomen medidas para garantizar que no se venda gasolina con plomo en la región de La Oroya. Si bien las ventas de gasolina con plomo fueron prohibidas a partir de diciembre del 2004, hemos tenido reportes de que todavía se vende alguna gasolina con plomo. Coherentemente con el Decreto Supremo No. 019-98-MTC,[4] debe evitarse la venta y el uso de gasolina con plomo para ayudar a reducir las emisiones de plomo.

Estudios Dietarios e Intervenciones en la Dieta

Tal como se describió líneas arriba, el estudio piloto dietario realizado en La Oroya Antigua por el IIN encontró incrementos en la ingesta de plomo en las dietas de mujeres y niños pequeños. Se encontró que la ingesta de hierro era inadecuada y que la ingesta de calcio era muy variable. La ingesta de vitamina C era adecuada. El Centro para el Control y Prevención de Enfermedades de los Estados Unidos (CDC) (2002) indica que una ingesta adecuada de hierro, calcio y vitamina es un factor importante que puede afectar la absorción y la toxicidad del plomo. El CDC no ha encontrado suficiente evidencia parra indicar la necesidad de otras intervenciones en la dieta. En particular, el CDC no recomienda una dieta baja en grasas ni el uso de suplementos de zinc.

En base a las conclusiones preliminares del estudio del IIN, se recomienda la implementación de otros estudios dietarios e intervenciones en la dieta. Se necesita mayor estudio para confirmar el medio por el cual se transfiere el plomo a los alimentos preparados. Igualmente se necesita la implementación de medidas para reducir las concentraciones de plomo en los alimentos y un programa de educación con el mismo objetivo. El segundo énfasis de los estudios e intervenciones adicionales debe ser la implementación de un programa para garantizar que los pobladores tengan una ingesta adecuada de hierro y calcio. Una ingesta adecuada de hierro es particularmente importante pues una baja ingesta de hierro junto con una ingesta elevada de plomo puede causar desórdenes en el comportamiento neurológico y anemia. También debe darse atención a garantizar la ingesta adecuada de calcio.

La información sobre hemoglobina proveniente de los estudios de monitoreo de plomo en sangre de DIGESA debe usarse para evaluar la ocurrencia de anemia en niños en La Oroya.

[4] Decreto Supremo No. 019-98-MTC: Disponen eliminar del Mercado la oferta de Gasolina 95 RON con plomo y reducir el límite máximo de contenido de plomo en la Gasolina 84 RON.

Al realizar pruebas para detectar anemia en La Oroya, será necesario considerar los valores esperados de hemoglobina y hematocrito para cada grupo etáreo a una altitud de 3,700 metros. Los pobladores de La Oroya pueden estar anémicos aun cuando sus niveles de hematocrito y hemoglobina sean semejantes a los de poblaciones que viven al nivel del mar.

El IIN y el Convenio deben implementar un programa para incrementar la ingesta de hierro entre niños pequeños y mujeres fértiles. El CDC (2002) recomienda a los profesionales de salud brindar a los niños una ingesta adecuada de hierro a través de las siguientes medidas:

- Introducir entre ellos el consumo de cereales fortificados con hierro y concentrados de carnes según la etapa de su desarrollo.
- Brindar una porción diaria de carne roja sin grasa a los niños mayores.

El CDC no recomienda darles a los niños suplementos de hierro excepto bajo la supervisión de un médico o nutricionista y sólo cuando se haya documentado una deficiencia de hierro o anemia. La efectividad de los esfuerzos por incrementar la ingesta de hierro se debe evaluar monitoreando tanto los niveles de hemoglobina como los niveles de plomo en sangre entre los participantes en el estudio. Debe recordarse que los niveles de plomo en sangre constituirán un indicador incierto de la carga corporal de plomo en los estudios de hierro, pues 99% del plomo en la sangre está en los glóbulos rojos, por lo que cualquier intervención que cause un incremento significativo de la concentración de hemoglobina también causará que los niveles de plomo en sangre se incrementen (CDC 2002).

El Convenio debe darle mayor atención a la evaluación de la ingesta de calcio. El CDC (2002) recomienda incentivar a los profesionales de salud a que vean que los niños con elevados niveles de plomo en sangre reciban una cantidad adecuada de calcio (5000 mg diarios para los niños de 1 a 3 años; 800 mg diarios para los niños de 4 a 8 años), de la siguiente manera:

- Suministrándoles dos porciones diarias de productos lácteos, a menos que tengan deficiencia de lactasa.
- Suministrándoles a los niños con deficiencia de lactasa suficiente calcio en la dieta proveniente de otras fuentes (como brócoli, verduras, frijoles y jugos fortificados con calcio).

El CDC no recomienda dar suplementos de calcio a los niños a menos que sea bajo la supervisión de un médico o nutricionista. En el caso de niños con niveles elevados de plomo en sangre el CDC tampoco recomienda el uso de suplementos más allá de los niveles adecuados de ingesta de calcio.

Para entender mejor las maneras en las que el plomo ingresa a los alimentos, se recomienda analizar muestras representativas de diferentes alimentos para identificar los alimentos que tienen mayor contaminación de plomo. También se recomienda que se analicen muestras

de alimentos de la cadena de suministro de alimentos para determinar el momento en el que ocurre la contaminación con plomo (es decir, antes de que los alimentos ingresen al mercado, en el mercado, durante la manipulación de los alimentos en casa, alimentos preparados y vendidos por ambulantes, etc.), así como dónde es mayor la contaminación (tipos de mercados, su ubicación) con el fin de encontrar los puntos y estrategias para reducir la contaminación con plomo a través de los alimentos.

1 INTRODUCCIÓN

El presente informe describe los resultados del estudio de riesgo para la salud humana realizado por Integral Consulting Inc. (Integral) con el fin de evaluar las emisiones del Complejo Metalúrgico de Doe Run Perú (el Complejo) en la Oroya, Perú. Integral fue contratada por Doe Run Perú para realizar este estudio de riesgo para cumplir con la Supreme Decree del Ministerio de Energía y Minas (MEM. El estudio de riesgo se realizó en concordancia con las guías de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) y otras normas internacionales para el estudio de riesgo para la salud humana.

Un estudio de riesgo para la salud humana es una evaluación cuantitativa del riesgo que plantea para la salud humana la presencia o liberación real o potencial de agentes químicos en el ambiente. Así, un estudio de riesgo pronostica la probabilidad de los efectos en la salud de una población, pero no mide directamente la ocurrencia de efectos en la salud. Por lo tanto, un estudio de riesgo es muy diferente de un estudio epidemiológico, que informa sobre la incidencia de efectos específicos en la salud, o de un estudio de biomonitoreo, que informa sobre las concentraciones de agentes químicos en los cuerpos de las personas. El valor del estudio de riesgo es que es una herramienta que se puede usar para pronosticar condiciones en el futuro. Es necesario un estudio de riesgo en La Oroya para pronosticar los futuros riesgos para la salud a medida que se vayan reduciendo las emisiones del Complejo.

El proceso de un estudio de riesgo para la salud humana tal como lo define la USEPA (1989) contiene cuatro pasos principales. El primer paso es caracterizar el área de estudio y los agentes químicos asociados con la misma. Este paso incluye muchas actividades, entre ellas la revisión de las fuentes que liberan agentes químicos al medio ambiente, la identificación de los agentes químicos liberados, la evaluación de la información disponible y la determinación de cómo la población de la comunidad podría entrar en contacto con los agentes químicos. El resultado de este paso es la creación de un modelo de vías de exposición o un mapa de ruta de cómo y dónde las personas podrían entrar en contacto con los agentes químicos asociados con el área de estudio. En el presente estudio de riesgo, las secciones de caracterización del área de estudio y evaluación de la información abarcan el primer paso del proceso.

El segundo paso es evaluar la exposición potencial de la población a los agentes químicos que se están evaluando. Esta parte del proceso del estudio de riesgo ve en detalle cómo es que las personas pueden entrar en contacto con los agentes químicos. Como parte de este paso, se cuantifican las dosis o ingestas potenciales de agentes químicos presentes en el aire, polvo, suelo, agua u otros medios.

El tercer paso es la evaluación toxicológica. La evaluación toxicológica se centra en la toxicidad potencial de los agentes químicos que se están evaluando e identifica las dosis que pueden causar toxicidad y las dosis que no se espera que causen efectos en la salud. En el presente estudio de riesgo, las máximas dosis seguras son denominadas valores de toxicidad.

El cuarto paso es la caracterización de riesgos. La caracterización de riesgos combina los resultados de la evaluación de la exposición y la evaluación toxicológica para describir los riesgos potenciales para la salud humana asociados con agentes químicos relacionados con el área de estudio. Las dosis de agentes químicos a las cuales pueden estar expuestas las personas se comparan con los valores de toxicidad para determinar el riesgo de efectos en la salud. Este paso brinda resultados que se pueden usar para ayudar a decidir si es necesario tomar medidas para reducir las exposiciones a agentes químicos en el área de estudio.

El presente estudio de riesgo para la salud humana tiene dos objetivos principales. El primero es evaluar los riesgos actuales para la salud humana que plantea el Complejo y caracterizar las maneras en las que la población está expuesta actualmente a los agentes químicos liberados por el Complejo. El segundo objetivos es usar los cambios pronosticados en las emisiones de la fundición en el futuro para predecir los riesgos para la salud luego de la implementación de diferentes cambios en las operaciones de la fundición.

Los requisitos impuestos por el MEM, así como las modificaciones a los proyectos y cronogramas que ha propuesto Doe Perú, sirvieron como información básica para determinar los pronósticos de las emisiones. En 1997, Doe Run Perú asumió el compromiso de ejecutar el Programa de Adecuación y Manejo Ambiental (PAMA). El PAMA describe los requerimientos de monitoreo y de reducción de las emisiones. En 1999, una enmienda al PAMA estipuló una mayor inversión por parte de Doe Run Perú. El principal objetivo de los proyectos del PAMA es reducir las emisiones de dióxido de azufre, partículas, plomo y arsénico liberadas por las chimeneas del Complejo hasta llevarlas por debajo de los niveles máximos de emisión permisibles identificados por el MEM.

Entretanto, Doe Run Perú está tomando medidas adicionales para reducir los impactos ambientales, incluyendo (DRP 2002b):

- Reducir las emisiones de material particulado de la chimenea principal;
- Reducir el impacto ambiental de las emisiones de gas de dióxido de azufre y reducir los impactos ambientales de las emisiones;
- Mejorar la eficiencia de los filtros de manga usados para capturar material particulado; y
- Controlar las emisiones fugitivas de otras áreas del Complejo aparte de la chimenea principal.

El estudio de riesgo para la salud humana se centra en caracterizar los riesgos para los pobladores de las cercanías generados por los agentes químicos liberados al aire durante las actuales operaciones del Complejo. Gases como el dióxido de azufre que son liberados al aire afectarán a las persona principalmente mediante inhalación. Sin embargo, otros agentes químicos son liberados de la fundición como partículas. Estas partículas caen al piso como deposición de polvo o son arrastradas del aire por la lluvia. Una vez que las partículas se depositan, pueden introducirse en el suelo o ingresar a las casas. Las partículas de polvo liberadas originalmente al

aire también pueden ingresar a ríos o lagos. El polvo en las superficies en exteriores puede llegar a los alimentos que se exhiben al aire libre. El polvo dentro de la casa puede llegar a los alimentos cuando se está preparando la comida. Por lo tanto, en el presente estudio de riesgo consideramos muchas rutas diferentes mediante las cuales las personas pueden verse expuestas a los agentes químicos liberados por el Complejo.

De acuerdo con el PAMA y el contrato de transferencia, Centromín, con el respaldo del gobierno del Perú, es responsable de la contaminación química resultante de la operación histórica del Complejo y las emisiones permanentes durante el período del PAMA. Las excepciones son los depósitos de escoria y las ferritas, por las cuales Doe Run Perú aceptó asumir la responsabilidad histórica. El suelo y el polvo en La Oroya pueden verse afectados tanto por las operaciones actuales del Complejo y las emisiones que se mantengan durante el período del PAMA como por las operaciones históricas. Por dicha razón, el presente estudio de riesgo no distingue estrictamente entre las emisiones actuales y futuras de agentes químicos sino que su énfasis está en el aire y el polvo, pues éstos son los medios de exposición que se ven más afectados por las operaciones actuales. Debido al énfasis en las operaciones actuales del Complejo, el presente estudio de riesgo no brinda una evaluación de la magnitud total de la contaminación ambiental causada por la operación del Complejo de La Oroya desde 1922.

El presente estudio de riesgo también brinda información sobre riesgos futuros para las comunidades. Integral se basó en los resultados del modelo de dispersión de la calidad del aire realizado por otra compañía independiente, para determinar cómo impactarían las reducciones de las emisiones del Complejo en los riesgos para la salud en el futuro. El modelo de dispersión fue implementado por McVehil-Monnett, una compañía consultora
con sede en Denver, Colorado, Estados Unidos. McVehil-Monnett tiene más de una década de experiencia en la implementación de modelos dispersión para las emisiones de La Oroya. Los resultados del modelo de dispersión usados por Integral en el presente estudio de riesgo incluyeron emisiones tanto de la chimenea como de fuentes fugitivas en el Complejo.

En base a estos objetivos, el presente estudio de riesgo incluye los siguientes pasos:

- Identificar los agentes químicos que deberían incluirse en el estudio de riesgo.
- Identificar las maneras en las que los pobladores que viven cerca del Complejo se ven expuestos actualmente a agentes químicos.
- Calcular las exposiciones a agentes químicos en el aire, el suelo, el polvo y la dieta actualmente y estimar las exposiciones futuras.
- Evaluar y seleccionar valores toxicológicos para agentes químicos incluidos en el estudio de riesgo.
- Calcular los riesgos de las exposiciones pronosticadas a agentes químicos.
- Evaluar los márgenes de error y limitaciones asociados con los cálculos de riesgo.

Además, el presente estudio de riesgo brinda información que es central para identificar las fuentes más importantes de exposición dentro de las comunidades impactadas por el Complejo.

Esta información se usó para elaborar recomendaciones sobre las medidas que podrían tomarse, además de los cambios en las operaciones ya programados por Doe Run Perú, para reducir más los impactos en la salud de los pobladores que viven en las cercanías.

La organización de este informe sobre el estudio de riesgo para la salud humana es la siguiente:

- La Sección 2, Caracterización del Área de Estudio, brinda una descripción del Complejo, incluyendo los agentes químicos que probablemente se emitan, así como una descripción de los pobladores que viven cerca del Complejo. En esta sección también se discuten las probables rutas de exposición junto con un resumen de estudios de riesgo anteriores.
- La Sección 3, Evaluación de la Información, resume la información existente considerada en la implementación del estudio de riesgo y presenta información adicional (estudios ambientales de campo, un estudio de dieta duplicada, actividades con el modelo de dispersión) utilizada en el informe. Esta sección del informe también detalla el proceso de clasificación usado para actualizar la lista de agentes químicos para la evaluación cuantitativa de riesgos y presenta la lista final de agentes químicos sujetos a evaluación.
- La Sección 4, Evaluación de la Exposición, resume los métodos usados en el estudio de riesgo para estimar la exposición de las personas y presenta los resultados de la evaluación de la exposición.
- La Sección 5, Evaluación Toxicológica, resume los valores de toxicidad usados en el estudio de riesgo y describe los efectos potenciales en la salud asociados con los agentes químicos evaluados.
- La Sección 6, Caracterización de Riesgos, describe el cálculo de los riesgos provocados por exposiciones a agentes químicos y brinda una evaluación cualitativa de los márgenes de error asociados con estos resultados.
- La Sección 7, Conclusiones y Recomendaciones, presenta las recomendaciones sobre medidas futuras para evaluar y/o reducir aun más las exposiciones en La Oroya.
- La Sección 8, Referencias, presenta una lista de los documentos citados en el presente estudio de riesgo.

2 CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La Caracterización del área de estudio es un paso fundamental para garantizar que el estudio de riesgo evalúe adecuadamente los riesgos potenciales para las comunidades afectadas y la información requerida que esté disponible. Personal de Integral visitó La Oroya tres veces para evaluar la naturaleza de las exposiciones potenciales, obtener información disponible y recolectar muestras adicionales. Contactos en Doe Run Perú, el Ministerio de Energía y Minas (MEM) y el Ministerio de Salud apoyaron estos esfuerzos suministrando documentos e información sobre la fundición y la población de La Oroya. Dos resultados claves del proceso de caracterización del área de estudio son la identificación de agentes químicos potencialmente preocupantes y la elaboración de un modelo conceptual del área de estudio. Más adelante se brinda una discusión sobre cada uno de ellos, luego de una descripción del Complejo y sus operaciones, la población local y el entorno ambiental.

2.1 DESCRIPCIÓN DEL COMPLEJO Y SUS OPERACIONES

El Complejo está ubicado aproximadamente a 175 kilómetros al noreste de Lima, Perú, en la Cordillera de los Andes, a una altitud de 3,745 metros. Está situado en el valle del río Mantaro, en la confluencia de los ríos Mantaro y Yauli. Al norte del Complejo, en la otra ribera del río Mantaro, se encuentra el pueblo de La Oroya Antigua. Las poblaciones de La Oroya Nueva, Marcavalle, Chucchis y Curipata están ubicadas río arriba, a lo largo del río Yauli, al oeste-suroeste del Complejo. El medio ambiente circundante está conformado por escarpadas montañas de piedra caliza, secas, con escasa vegetación conformada por manojos de pasto. Los vientos a nivel del suelo vienen predominantemente del suroeste y el noreste.

El Complejo fue construido por la empresa estadounidense Cerro de Pasco Copper Corporation y empezó a fundir cobre en 1922. La producción de plomo empezó en 1928 y la de zinc en 1952. La recuperación de metales preciosos empezó en 1950. La empresa estatal Centromin operó el Complejo desde 1974 hasta 1997, cuando fue comprado por la compañía Doe Run. El Complejo es una fundición que procesa aproximadamente 600,000 toneladas métricas de concentrados por año. Aproximadamente 450,000 toneladas de los concentrados contienen múltiples metales, incluyendo metales preciosos, mientras que 150,000 toneladas son concentrados de zinc. A partir de los concentrados, se produce un total de once metales, siendo los principales plomo, zinc, cobre, plata y oro, así como ocho subproductos.

Una chimenea principal, de 167.5 metros de altura, emite gases y material particulado generados durante las operaciones de la fundición. Adicionalmente, gases fugitivos y partículas escapan al ambiente desde diferentes áreas de la planta que no están cerradas. Las emisiones de la chimenea principal y las emisiones fugitivas contienen polvos de metales pesados y gases de dióxido de azufre que migran a las comunidades vecinas.

El material particulado y el dióxido de azufre emitidos por la chimenea principal del Complejo son monitoreados por Doe Run Perú. Las emisiones de material particulado y dióxido de azufre han disminuido desde 1985. Las emisiones medias de material particulado de la chimenea principal, reportadas en 14 toneladas diarias en 1985, han disminuido a 6.95 toneladas diarias en el 2004. Las emisiones medidas de dióxido de azufre desde la chimenea principal, reportadas en 1,037 toneladas diarias en 1985, han disminuido a 911 toneladas diarias en el 2004.

Las partículas emitidas por la chimenea principal son analizadas por Doe Run Perú para detectar las concentraciones de plomo, arsénico y cadmio. Al igual que el dióxido de azufre, las concentraciones de metales también han disminuido desde 1985. El plomo descendió de 4,255 kilotoneladas diarias (kt/d) en 1985 a 1,702 kt/d en el 2004. El arsénico descendió de 2,279 kt/d a 840 kt/d y el calcio descendió de 107 kt/d a 81 kt/d durante el mismo período. Por lo tanto, las exposiciones históricas a estos agentes químicos pueden haber sido sustancialmente mayores que las exposiciones actuales.

Además de reducir las emisiones de la chimenea desde que comprara el Complejo en 1997, Doe Run Perú ha introducido programas para reducir las exposiciones a agentes químicos de los trabajadores y de los pobladores de la comunidad (DRP 2001b). Programas adicionales han contribuido a mejorar la nutrición y las condiciones de vida de los pobladores.

Para mejorar la higiene de los trabajadores, Doe Run Perú ha mejorado los vestidores donde los trabajadores expuestos a agentes químicos deben cambiar sus ropas y tomar una ducha al final de su turno, antes de dejar la planta e ir a sus casas. Se considera que el programa de higiene de los trabajadores ha tenido una contribución importante en la reducción del 31% en los niveles de plomo en sangre de los trabajadores desde 1997.

Los programas comunales implementados por Doe Run Perú incluyen:

- La realización del primer estudio de los niveles de plomo en sangre en la comunidad usando protocolos desarrollados por el Centro para el Control y la Prevención de Enfermedades de los Estados Unidos;
- La suscripción de un convenio con el Ministerio de Salud para reducir los niveles de plomo en sangre en niños menores de 6 años que viven en La Oroya Antigua;
- La construcción de una posta médica y un comedor público que atiende a 800 pobladores de bajos recursos;
- La implementación de sistemas de recolección de agua en sectores de La Oroya que permiten el tratamiento de agua de lluvia y desagüe;
- La remodelación de más de una docena de colegios públicos;
- La introducción de un programa de crianza de ovejas y llamas y la donación de crías a las comunidades circundantes;
- La realización de seminarios sobre mejoras en la crianza y en el apacentamiento de animales;

- El suministro de capacitación en pequeñas empresas a casi 4,000 mujeres de la localidad, lo que dio como resultado la formación de 25 nuevas empresas;
- La construcción de un centro recreativo que incluye canchas de fútbol, lagos artificiales, vida silvestre y áreas para parrillada; y
- La introducción de un programa de educación comunal para enfrentar el problema de los niveles de plomo en sangre en niños pequeños.

2.2 AGENTES QUÍMICOS LIBERADOS POR EL COMPLEJO

El plomo y el complejo, que según se sabe son liberados por el Complejo en niveles capaces de causar efectos en la salud, fueron considerados el principal énfasis del estudio de riesgo. Si bien el plomo es un elemento presente en la naturaleza, también es emitido por el Complejo. La información sobre monitoreo del aire ambiental indica que el plomo es transportado por el viento a las comunidades circundantes. Recientes estudios de Doe Run Perú (2001a) y otras organizaciones (UNES 1999; DIGESA 1999) demuestran que los niveles de plomo en sangre en los niños y en las mujeres en edad fértil superaran las normas de salud internacionales. Si bien las emisiones de dióxido de azufre del Complejo han decrecido respecto a los cinco años anteriores, la información del monitoreo del aire ambiental indica que los niveles de dióxido de azufre frecuentemente exceden las normas internacionales basadas en criterios de salud.

Sobre la base de la descripción de las operaciones del Complejo y la revisión de la información disponible sobre emisiones de la chimenea y emisiones fugitivas, otros agentes químicos de preocupación potencial que fueron considerados inicialmente en el presente estudio de riesgo fueron: antimonio, arsénico, cadmio, cobre, mercurio, selenio, plata, talio y zinc. Además de ser emitidos por el Complejo, estos metales han sido detectados en muestras de polvo y suelo recolectadas de varios lugares en La Oroya. En particular, la presencia de arsénico y cadmio en las muestras de suelo y polvo obtuvo el principal énfasis, dado que ambos agentes químicos pueden producir cáncer. Sólo aquellos agentes químicos que tienen probabilidades de contribuir al mayor riesgo global para la salud de los pobladores de La Oroya fueron seleccionados para una evaluación cuantitativa adicional en el presente estudio de riesgo. El proceso usado para seleccionar estos agentes químicos se describe en la Sección 4.1.

Además del gas de dióxido de azufre, se libera material particulado a través de la chimenea y de las emisiones fugitivas del Complejo. El material particulado, que puede contener una mezcla compleja de agentes químicos, se mide a través del programa de monitoreo ambiental de Doe Run Perú. También se consideraron en el presente estudio de riesgo las concentraciones medidas de material particulado en el aire.

2.3 DESCRIPCIÓN DE LA POBLACIÓN DE ESTUDIO

Existen varias comunidades ubicadas en la vecindad del Complejo. La más cercana al Complejo es La Oroya Antigua, que cuenta con una población de aproximadamente 12,000 habitantes. Otras comunidades en el área de estudio son La Oroya Nueva, Marcavalle y Chucchis. Si bien Curipata está ubicada cerca del Distrito de La Oroya, no se la evaluó en el presente estudio de riesgo debido a su distancia del Complejo y a la probabilidad de menores riesgos, en comparación con otras comunidades más cercanas.

Doe Run Perú realizó un estudio socioeconómico en la comunidad de La Oroya en coordinación con el Ministerio de Salud y el Instituto Nacional de Estadística e Informática (DRP 2002a). Se obtuvo la información demográfica de 18,308 pobladores de La Oroya, algo más de la mitad de la población estimada.

Se preguntó a los jefes de familia cuánto tiempo vivían en La Oroya. De los entrevistados, 40% había estado viviendo en La Oroya menos de 20 años, 21% había estado viviendo en La Oroya 20 a 29 años, 22% había estado viviendo en La Oroya 30 a 39 años y 17% había estado viviendo en La Oroya durante más de 40 años. Durante las últimas décadas, la gente migraba a La Oroya en busca de oportunidades económicas. Sin embargo, la migración a La Oroya decreció dramáticamente alrededor del año 1999, en comparación con los años anteriores desde 1910. Aun cuando sólo 40% de la población había vivido en La Oroya durante menos de 20 años, la evidencia anecdótica sugiere que un subconjunto sustancial de la población es altamente móvil y se muda con frecuencia (IIN 2005). Gran parte de este movimiento puede darse entre comunidades del área de estudio. Esta movilidad es un factor importante que afecta la interpretación de los estudios de exposición en las comunidades.

La población dentro del área de estudio es, en términos generales, joven, siendo aproximadamente un tercio de la población menor de 15 años (DRP 2002a). Sólo 3% de la población es mayor de 64 años, mientras que 6% es menor de cuatro años. La mayor parte de la población es económicamente activa, con edades que fluctúan entre los 12 y los 36 años.

Las mujeres en edad fértil representan 38% de la población total del distrito. De ellas, 38% tienen niños. En el caso de las mujeres que son madres, 17% tiene sólo un hijo, 25% tiene dos hijos, 21% tiene tres hijos y 24% tiene cuatro o cinco hijos. Las madres con seis hijos o más representan el 13% de todas las madres.

El nivel educativo de las mujeres de 12 años o más es, en términos generales, bajo dentro del distrito. Once por ciento de las mujeres no tienen educación y 24% tiene sólo educación primaria. Menos de la mitad (46%) de este segmento de la población ha recibido educación secundaria. En este grupo, 10% tiene educación superior y 8% ha recibido un grado.

El 37% de la población gana menos de 500 Nuevos Soles al mes y el 20% de la población de estudio gana entre 501 y 1000 Nuevos Soles. La mayor parte de los ingresos va a la comida (52%). Los principales alimentos consumidos por las familias incluyen cereales (trigo, avena, cebada, maíz, etc.), papas, arroz, leche, frutas y verduras. Los alimentos se obtienen de programas sociales. Si bien el 55% de los pobladores están familiarizados con el programa del Vaso de Leche, sólo 23% participa en el programa. De manera similar, 24% está familiarizado con el programa de Comedores Populares pero sólo 2% participa en él[5].

Los pobladores de La Oroya también participan en programas de salud pública. Aproximadamente 45% de los pobladores participan en programas de desarrollo infantil, 41% usan servicios de planificación familiar, 40% participan en programas de vacunación y 27% de los pobladores participan en programas de prevención de la tuberculosis.

Dentro del distrito, 93% de las casas tienen electricidad, 64% cuentan con servicio domiciliario de agua potable y 79% tienen baños. Sólo aproximadamente la mitad de las casas cuentan con servicio de recojo de basura. Según el estudio, otros mecanismos de disposición de la basura incluyen dejar la basura en bolsas en la calle (24%), tirarla al río (6%) y tirarla en la calle (1%).

2.4 VIAS DE EXPOSICIÓN

La manera en la que las personas se ven expuestas a agentes químicos en el medio ambiente recibe el nombre de *vía de exposición*. Esta vía debe completarse para que se produzca la exposición. Una víade exposición está completa si incluye todos los elementos descritos a continuación:

- Fuente – incluye fuentes, emisiones, tipos y ubicaciones de agentes químicos y también incluye cómo un agente químico puede ser transportado de la fuente (por ejemplo, por la humedad o el viento) a otras áreas o cómo puede cambiar a otra forma (convirtiéndose, por ejemplo, en un agente químico más tóxico o menos tóxico).
- Punto de exposición – éste es el lugar donde una persona puede verse expuesta al agente químico (por ejemplo, un niño que juega en la tierra).
- Modo de exposición – es la manera cómo un agente químico ingresa al cuerpo (por ejemplo, comiendo, bebiendo o respirando).
- Individuos – personas que están presentes en el punto de exposición y están comiendo, bebiendo o respirando el agente químico.

Si falta alguno de estos elementos, la ruta no se considera completa. Por ejemplo, si las actividades y/o la ubicación de los individuos no les permitieran tener contacto con un agente químico en un punto de exposición, entonces la vía de exposición de estas personas no estaría

[5] Los programas de Vaso de Leche y Comedores Populares son patrocinados por la Municipalidad Provincial y el Ministerio de Salud, respectivamente. Los programas buscan mejorar la nutrición de los pobladores brindándoles ya sea una lata de leche al día a las mujeres y niños o comida a las familias.

completa. A menos que el agente químico tenga contacto con la persona e ingrese al cuerpo de la persona, no se habrá producido la exposición. Una persona que no está expuesta a un agente químico no está en riesgo de sufrir efectos adversos en su salud causados por dicho agente químico.

En un estudio de riesgo, se elabora un diagrama de vías de exposición para ayudar a identificar las rutas de exposición o las maneras en las que las personas pueden entrar en contacto con agentes químicos de una fuente específica. Un diagrama de vías de exposición ilustra las relaciones que existen entre los elementos de una ruta de exposición completa dentro del área de estudio.

En la Figura 2-1 se muestra un diagrama de rutas de exposición para personas dentro del área de estudio. Como se muestra en esta figura, los agentes químicos que son emitidos por el Complejo hacia el aire pueden ser inhalados (como vapores, en el caso de dióxido de azufre, o como material particulado). Las partículas también pueden asentarse sobre el suelo y superficies pavimentadas. Posteriormente el suelo o el polvo pueden ser ingeridos. Los agentes químicos en el suelo y el polvo en áreas exteriores pueden ser transferidos a áreas interiores, como pisos y muebles, y ser ingeridos o inhalados si el polvo es perturbado y vuelve nuevamente al aire. El polvo transportado por el aire también puede volver a depositarse en alimentos, incluyendo alimentos almacenados en la casa o alimentos en mercados abiertos o en el área de preparación de comidas, siendo posteriormente ingerido con la comida.

El presente estudio de riesgo se centra en los agentes químicos que se sabe que son liberados por el Complejo a través de las emisiones de la chimenea y de emisiones fugitivas. El agua superficial y subterránea que podría verse afectada por las emisiones del Complejo no es usada por los pobladores como agua potable, por lo que las fuentes de agua no fueron examinadas en detalle. Tampoco se caracterizaron las emisiones provenientes de escombros almacenados en pilas (por ejemplo, chatarra) ni los embalses. Las operaciones históricas y actuales pueden haber contribuido a las concentraciones de metales en el suelo, el polvo y otros medios muestreados para evaluar los riesgos en el presente informe. Sin embargo, en el presente estudio de riesgo, no fue posible distinguir entre las contribuciones de las operaciones históricas y las contribuciones de las operaciones actuales.

Una variedad de fuentes de plomo que no están relacionadas con el Complejo pueden contribuir a la presencia de plomo dentro del área de estudio. Los resultados de los estudios de plomo en sangre realizados en poblaciones dentro de La Oroya y otras áreas del Perú indican que las exposiciones al plomo pueden reflejar la influencia de múltiples fuentes. Dado el potencial de una variedad de fuentes para contribuir a los niveles de plomo en sangre dentro de la población de estudio, la Figura 2-2 presenta un diagrama de rutas de exposición más detallado para las exposiciones a plomo proveniente del complejo y de otras fuentes potencialmente relevantes dentro del área de estudio.

Tal como se describe en la Figura 2-2, otras fuentes potenciales de exposición al plomo dentro del área de estudio incluyen las siguientes:

- Operaciones de fabricación y otras operaciones de procesamiento de minerales aparte de las del Complejo.
- Emisiones de automóviles (Perú ha prohibido la gasolina con plomo desde el 31 de diciembre del 2004, pero todavía se sigue usando gasolina con plomo de antiguos suministros. No se sabe cuánto tiempo tomará para que se disipe la influencia del uso anterior). Sin embargo, esta fuente habría afectado el estudio de línea de base para el plomo en sangre realizado en 1999.
- Sistemas entubados para el abastecimiento de agua potable (tuberías de plomo, soldaduras de plomo y accesorios de bronce).
- Pintura con base de plomo.
- Soldadura de plomo en las latas de conservas.
- Glaseado de plomo en utensilios de arcilla.
- Lápices y juguetes decorados con pinturas en base a plomo.

Con la excepción de las continuas emisiones provenientes de automóviles, nuestra evaluación indica que las otras fuentes no contribuyen de manera significativa a la exposición al plomo en La Oroya.

El plomo acumulado en el cuerpo se almacena en los huesos y puede ser liberado a la sangre durante el embarazo, cuando los niños crecen o en personas con osteoporosis. Por lo tanto, tal como se señala en la Figura 2-2, los huesos representan una fuente de plomo en el cuerpo que contribuye a los niveles de plomo en sangre en personas con una historia de exposición al plomo.

2.5 ESTUDIOS DE RIESGO ANTERIORES

Gradient Corporation realizó en el 2004 un estudio de riesgo preliminar. Dicho estudio de riesgo se centró en los riesgos actuales generados por el plomo y el dióxido de azufre, pero también evaluó el arsénico y el cadmio. Los métodos usados fueron consistentes con las guías de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA). Los supuestos de exposición para los residentes de los Estados Unidos fueron modificados siempre que fue posible para reflejar con mayor exactitud las condiciones en La Oroya.

Los riesgos de la exposición al plomo se evaluaron usando el Modelo Biocinético de Exposición Integral al Plomo (IEUBK), un modelo que estima los niveles de plomo en sangre que se esperarían en niños de 0 a 7 años sobre la base de niveles específicos de exposición al plomo en el polvo, el suelo, los alimentos, el agua y el aire. Este modelo se usó porque las exposiciones al plomo generalmente son evaluadas comparando los niveles de plomo en sangre con niveles conocidos asociados con efectos adversos para la salud (ver Sección 5.3). Cuando los niveles de plomo en sangre superan los 10 microgramos por decilitro (μg/dl), se recomienda generalmente tomar varias medidas para monitorear y reducir las exposiciones al plomo.

Se usaron los supuestos predeterminados de la USEPA para todas las entradas del modelo, excepto para el ratio de concentración en aire externo a concentración en aire interno, la ingesta diaria de plomo en la dieta y la ingesta diaria total de suelo y polvo. El modelo se corrió usando diferentes tasas de ingestión de suelo hasta que los niveles medios de plomo en sangre pronosticados por el modelo fueran consistentes con los observados en niños de La Oroya, según las mediciones el año 2000 (DRP 2001a). La tasa media de ingestión de suelo resultante que contribuyó a un nivel medio de plomo en sangre de 35.0 μg/d fue 236 miligramos diarios (mg/día) (rango de 170 a 260 mg/día). En base al modelo, Gradient concluyó que se podía esperar que 99.5% de los niños de La Oroya tuvieran un nivel de plomo en sangre superior a 10 μg/dl.

Los riesgos cancerígenos y no cancerígenos de la exposición al cadmio se estimaron usando un método basado en la dosis. Se asumieron parámetros de exposición predeterminados estándar para los adultos y niños residentes de La Oroya, excepto en el caso de la ingestión de suelo, donde se usó la tasa media de ingestión de suelo desarrollada usando el modelo IEUBK para el escenario de niños (236 mg/día). Los adultos normalmente ingieren menos suelo que los niños. Por lo tanto, se asumió que la tasa de ingestión de suelo en los adultos era igual a la mitad de la de los niños, obteniéndose un valor de 118 mg/día. Además, se usó un ajuste de 80% para el arsénico debido a su menor biodisponibilidad. Los valores de toxicidad recomendados por la USEPA se aplicaron a los estimados de ingesta. La caracterización de riesgo resultante indicaba que la ingestión de arsénico y cadmio en el suelo por parte de los niños y la ingestión de arsénico en el suelo por parte de adultos podían dar como resultado efectos adversos para la salud de tipo no cancerígeno. El riesgo en exceso de desarrollar cáncer a lo largo de la vida estimado por Gradient para los pobladores de La Oroya fue 7×10^{-3}. Este valor excede el nivel de riesgo de 1×10^{-4},un nivel por encima del cual la USEPA recomienda tomar medidas para reducir la exposición. Gradient concluyó que la ingestión de suelo tenía la mayor contribución al riesgo general en los niños, mientras que la ruta de exposición por inhalación tenía la mayor contribución al riesgo general en los adultos.

Se evaluó la inhalación de dióxido de azufre comparando la información sobre monitoreo de aire de la estación Sindicato en La Oroya Antigua con los niveles de calidad del aire basados en criterios de salud. Gradient encontró que en el año 2003, los niveles máximos diarios de 1 hora y anuales con frecuencia excedían las normas internacionales, así como las normas del gobierno peruano basadas en criterios de salud. Sobre la base de estos excesos, Gradient concluyó que existía un potencial de efectos respiratorios adversos debido a los picos a corto plazo en los niveles de dióxido de azufre y que estos efectos podían intensificarse por la exposición simultánea a material particulado. La exposición a largo plazo a concentraciones de dióxido de azufre también fue identificada como un riesgo potencial para la salud. La inhalación de gas de dióxido de azufre puede plantear un riesgo mayor a los segmentos sensibles de la población, como los niños, los ancianos y las personas con enfermedades respiratorias preexsistentes, por ejemplo el asma.

Las rutas que Gradient no evaluó pero recomendó para un estudio futuro incluyen:

- Ingestión de productos agrícolas y ganaderos producidos localmente
- Ingestión de agua superficial como agua potable

- Ingestión de alimentos no lavados obtenidos de un mercado al aire libre
- Inhalación y/o ingestión de polvo proveniente del tráfico vehicular

Márgenes de error adicionales descritos por Gradient incluían la falta de información sobre concentraciones químicas en el suelo, la dieta y el agua potable, así como sobre la importancia relativa del contacto con el suelo en exteriores en comparación con el polvo en interiores y exteriores. De igual manera, se recomendó mayor investigación sobre las tasas de ingestión específicas para el lugar y las tasas de inhalación apropiadas para una población ubicada a una elevada altitud.

3 EVALUACIÓN DE LA INFORMACIÓN

Esta sección presenta un resumen de la información existente y del análisis de la información asociada con el Complejo y el área de estudio, incluyendo información sobre el suelo, el polvo, el agua potable, el monitoreo del aire, los niveles de plomo en sangre y las actividades de modelamiento. Sobre la base de la revisión de la información existente y los análisis previos, se determinó que era necesaria la recopilación de información complementaria en el Complejo para caracterizar adecuadamente los riesgos actuales para la salud relacionados con el Complejo.

La recolección de información adicional para la ejecución del presente estudio de riesgo incluyó el muestreo de polvo y suelo en exteriores, polvo y suelo en interiores y fuentes de agua potable por parte de científicos de Integral, así como un estudio dietario realizado por el Instituto de Investigación Nutricional (IIN) con sede en Lima. Doe Run Perú también apoyó un estudio basado en un modelo de dispersión actualizado usando estimados nuevos para emisiones fugitivas así como información adicional sobre monitoreo del aire. Dicho estudio fue realizado por McVehil-Monnett con sede en Denver, Colorado. La información existente, la información recientemente recopilada y los nuevos estudios son descritos líneas abajo, seguidos por una evaluación actualizada de los agentes químicos a ser incluidos en el presente estudio de riesgo.

3.1 RESUMEN DE LA INFORMACIÓN EXISTENTE

Esta sección incluye resúmenes de la información relevante para evaluar las exposiciones a agentes químicos en La Oroya que se recopiló antes del inicio del presente estudio de riesgo. La información disponible incluye información sobre monitoreo del aire, así como sobre el suelo, el polvo, el agua potable y las concentraciones de plomo en sangre.

3.1.1 Información sobre Monitoreo del Aire

En cumplimiento de la Resolución Ministerial 315-96-EM/VMM, Doe Run Perú realiza un monitoreo de la calidad del aire en las comunidades cercanas al Complejo. El monitoreo se realiza en cinco estaciones de monitoreo meteorológico básico y de calidad del aire y en otra estación que también suministra información climatológica. Las cinco estaciones de monitoreo del aire ambiental monitorean las concentraciones en el aire ambiental de dióxido de azufre, material particulado con menos de 10 micras de diámetro (PM_{10}), arsénico, cadmio y plomo, además de varios parámetros meteorológicos.

3.1.1.1 Lugares de Monitoreo del Aire

Las ubicaciones de las estaciones de monitoreo del aire fueron seleccionadas por Centromín Perú mientras realizaba una Evaluación Ambiental Preliminar con la Agencia de Cooperación Internacional del Japón entre 1994 y 1995, en cumplimiento del Decreto Supremo 016-93-EM. La selección de las ubicaciones fue aprobada por el Ministerio de Energía y Minas (MEM) (DRP

2002b). Las cinco ubicaciones son: Sindicato de Obreros, Hotel Inca, Cushurupampa, Casaracra, y Huanchán. La estación de monitoreo de Huanchán está ubicada inmediatamente junto a la planta en la dirección del viento, en un área industrial donde no existe población residencial. La estación de monitoreo del Sindicato de Obreros está ubicada en la comunidad de La Oroya Antigua. Ésta es la comunidad más cercana a la planta de Doe Run Perú. Las estaciones de monitoreo de Cushurupampa y Hotel Inca están ubicadas en las comunidades de Marcavalle y La Oroya Nueva, respectivamente, más alejadas de la planta de Doe Run Perú. La estación de monitoreo de Casaracra está ubicada en un área que se espera reciba un impacto mínimo de la planta.

3.1.1.2 Recopilación de Información sobre Monitoreo de Aire

Centromín Perú inició el monitoreo de calidad del aire con equipo antiguo prestado por la Universidad Católica del Perú. Doe Run Perú inició el proceso de modernización de las estaciones de monitoreo en 1999 y terminó el proceso en el año 2000. Las concentraciones horarias de dióxido de azufre en el aire ambiental son monitoreadas en las cinco estaciones usando un analizador de gas fluorescente ultravioleta Horiba Modelo APSA 360. El instrumento brinda tanto alta sensibilidad como estabilidad y ha sido designado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) como un monitor apropiado de dióxido de azufre ambiental para medir el cumplimiento de las Normas de Nacionales de Calidad del Aire Ambiental de los Estados Unidos (NAAQS) (USEPA 2005d). El monitor de dióxido de azufre está certificado de acuerdo con el método de referencia EQSA-0197-114 de la USEPA.

Las concentraciones de PM_{10} en el aire ambiental son monitoreadas en las cinco estaciones usando dos instrumentos diferentes. Las mediciones horarias se recolectan usando un monitor de atenuación beta PM_{10} Met One Modelo BAM 1020 (método de referencia de la USEPA EQPM-0798-122). Las mediciones de tres días se obtienen usando un sistema de Muestreador de Aire de Alto Volumen Graseby (Sierra-Andersen) Modelo 1200 con una entrada selectiva al tamaño de 10 micras o menos (método de referencia de la USEPA RFPS-1287-063). El material particulado recolectado cada 3 días con el muestreador Graseby Modelo 1200 también se analizó para calcular las concentraciones de plomo, arsénico y cadmio. Ambos instrumentos de monitoreo de PM_{10} también han sido designados por la USEPA como apropiados para medir el cumplimiento de la norma NAAQS para PM_{10}. Una comparación de los dos métodos de recolección indica que los dos métodos obtienen resultados semejantes. La Tabla 3-1 compara los promedios mensuales de la información horaria sobre PM_{10} obtenidos usando el monitor de atenuación beta Met One con los promedios mensuales de la información de 3 días del muestreador de alto volumen para PM_{10} Graseby. Tal como se muestra en la tabla, existe una estrecha correlación entre las concentraciones mensuales promedio obtenidas mediante los dos métodos.

En cada una de las estaciones de monitoreo, Doe Run Perú ha recolectado información sobre monitoreo horario de dióxido de azufre y PM_{10} desde enero del 2001 hasta la fecha. Para efectos del presente estudio de riesgo, la información sobre dióxido de azufre y PM_{10} en el 2004 se usó para estimar la exposición bajo condiciones de línea de base. La información sobre monitoreo fue entregada a Integral Consulting Inc. por Doe Run Perú tanto para promedios horarios como para promedios diarios. En cada una de las estaciones de monitoreo, Doe Run Perú también ha recolectado muestras de 24 horas cada tercer día para concentraciones de arsénico, cadmio y

plomo. Las copias de la información sobre monitoreo entregada por Doe Run Perú se adjuntan en el Apéndice A (en un CD-ROM).

3.1.1.3 Calidad de la Información sobre Monitoreo del Aire

Tal como se muestra en las Tablas 3-2 y 3-3, existe amplia información sobre dióxido de azufre y PM_{10} proveniente de cada estación de monitoreo. El cumplimiento porcentual presentado en las Tablas 3-2 y 3-3 indica el porcentaje de horas durante el período de monitoreo en las que se recolectó información utilizable. En todas las estaciones, existen ocasiones en las que las mediciones no se registran, generalmente debido a la pérdida de fluido eléctrico. En algunos casos, se reportaron mediciones del dióxido de azufre con un valor cero. En aquellos casos, las mediciones fueron tratadas como inutilizables (faltantes). Durante el 2004, los tres monitores de dióxido de azufre suministraron resultados durante más del 98% de las horas del año. Por lo tanto, no se consideró necesaria la sustitución de los valores reportados como cero por un valor sustituto.

La Tabla 3-2 también presenta el número total de mediciones y las concentraciones mínimas y máximas de dióxido de azufre detectadas en cada estación de monitoreo por año de interés. La Tabla 3-3 presenta el número total de mediciones, cumplimiento porcentual de la información de monitoreo, concentraciones mínimas y máximas de PM_{10} detectadas en cada estación de monitoreo por año. Sólo se reportaron muy pocas mediciones de PM_{10} con un valor cero en todas las estaciones de monitoreo. Las mediciones de PM_{10} con valor cero fueron tratadas como información inutilizable (faltante).

Es importante considerar cómo afecta la elevada altitud de La Oroya a las mediciones de gases y partículas. El Complejo está ubicado a una altitud de aproximadamente 3,700 metros sobre el nivel del mar. La densidad de la atmósfera desciende con la altitud sobre el nivel del mar. Como resultado de ello, existe menos aire en un metro cúbico en La Oroya que al nivel del mar. La menor densidad del aire causa un descenso en la presión atmosférica. La densidad del aire también se ve afectada por la temperatura. Al incrementarse la temperatura, el aire se expande y se hace menos denso, lo que lleva a que haya menos aire en una unidad de volumen.

Cuando las concentraciones de agentes químicos y partículas en el aire se expresan en unidades de masa por unidad de volumen (es decir, microgramos por metros cúbicos, "$\mu g/m^3$"), ellas están relacionadas a una temperatura y una presión atmosférica determinadas. Esto es así porque la cantidad de aire en un metro cúbico depende de la temperatura y la presión de la atmósfera. De acuerdo con el personal de la planta de Doe Run Perú, las mediciones horarias de dióxido de azufre fueron registradas en partes por billión (ppb) y convertidas a $\mu g/m^3$ usando valores a condiciones estándar de temperatura y presión (es decir, 0º y 1 atmósfera). Las Tablas 3-2 y 3-3 muestran concentraciones mínimas y máximas detectadas, en unidades de $\mu g/m^3$ a temperatura y presión estándar tal como las reporta Doe Run Perú, y en microgramos/m^3 y convertidas a temperatura y presión normales, tal como se usan en el presente estudio de riesgo. De manera similar, los monitores de PM_{10} se calibraron a temperatura y presión estándar y las mediciones se reportaron en unidades de $\mu g/m^3$ a temperatura y presión estándar.

Los criterios de calidad del aire usados en el presente estudio de riesgo (ver Sección 5.2) se reportaron en unidades de μg/m^3 pero a la temperatura y presión normales de 25°C y 1 atmósfera. La presión atmosférica es la misma para las condiciones estándar y normales pero la temperatura es 25ºC mayor en las condiciones normales. La mayor temperatura a condiciones normales lleva a una densidad del aire que es 8% menor que en condiciones estándar. Por lo tanto, toda la información sobre monitoreo de aire de Doe Run Perú se multiplicó por un factor de 0.92 para ajustar la densidad del aire respecto de condiciones estándar a condiciones normales de temperatura y presión. Todas las concentraciones de aire expresadas en unidades de masa por unidad de volumen en este documento estarán expresadas en condiciones normales de temperatura y presión.

Los tres monitores en comunidades usados para caracterizar las concentraciones de dióxido de azufre en el aire ambiental para el presente estudio de riesgo tienen un límite superior de 6,000 μg/m^3 (a temperatura y presión normales). Existe una limitada cantidad de información sobre monitoreo de dióxido de azufre en el aire ambiental disponible de otro monitor en Sindicato que no tiene este límite superior. Las concentraciones de dióxido de azufre captadas en este monitor, identificado como Sindicato 2, indican que las concentraciones de dióxido de azufre en el aire ambiental pueden superar los 6,000 μg/m^3 durante breves períodos. Entonces, es probable que el límite superior de los monitores de dióxido de azufre de como resultado una subestimación de las concentraciones promedio en el lugar.

A medida que el período del promedio se incrementa de 1 hora a 24 horas y a un año, el impacto del límite superior del monitor sobre la exactitud de la concentración estimada disminuirá. Esto es así porque el número de horas en las que podría haberse excedido el límite desciende al incrementarse el tiempo usado para calcular el promedio. Por ejemplo, en los tres monitores usados en el presente estudio de riesgo, aproximadamente 95% de las concentraciones horarias promedio estaban unas tres veces por debajo del límite superior de 6,000 μg/m^3. Más de 80% de las concentraciones horarias promedio en el aire ambiental eran 10 veces menores que el límite superior. En la Sección 6.1 se presenta una discusión más detallada sobre los impactos potenciales de los picos a corto plazo de dióxido de azufre en el aire medidos en el monitor Sindicato 2. La medición horaria de PM_{10} no estuvo restringida por ningún límite superior conocido.

Como parte de la transferencia de tecnología de la empresa Doe Run Company a Doe Run Perú, se estableció un Programa de Aseguramiento y Control Interno de la Calidad (programa AC/CC) para los sistemas de monitoreo de aire. El programa AC/CC siguió las guías de la USEPA. Personal de la empresa norteamericana Doe Run Company capacitó a personal de Doe Run Perú en la implementación del programa AC/CC (DRP 2002).

Además del programa interno de AC/CC, la Dirección General de Salud Ambiental (DIGESA), que depende del Ministerio de Salud, ha analizado ocasionalmente muestras divididas de Doe Run Perú. Los resultados analíticos de Doe Run Perú se compararon con los resultados de los análisis realizados en los laboratorios de DIGESA. Es importante señalar que DIGESA informó

que los resultados de Doe Run Perú eran válidos y similares a los obtenidos en sus laboratorios (DRP 2002b).

Doe Run Perú ha realizado por lo menos una auditoría externa de su equipo de monitoreo de la calidad del aire. El sistema de monitoreo de dióxido de azufre fue auditado del 19 al 21 de marzo por CK Environmental, una empresa con sede en Canton, Massachusetts. CK realizó una auditoría de acuerdo con los lineamientos señalados por la USEPA en el Manual de Aseguramiento de la Calidad en Sistemas de Medición de la Contaminación del Aire (Vol. II. Parte 1, "Desarrollo del Sistema para el Programa de Monitoreo de la Calidad del Aire Ambiental). El equipo de monitoreo fue considerado satisfactorio por los científicos/auditores de CK, Kathleen Holmes y David Mackintosh. Los resultados finales de la auditoría fueron positivos. Los auditores encontraron que el equipo de monitoreo de dióxido de azufre medía concentraciones con un margen de error de +/-0.23%, un valor mucho más preciso que el valor recomendado por la USEPA, 2%.

3.1.2 Información sobre Suelo Superficial

Durante la visita de Integral a La Oroya en enero de 2005, Doe Run Perú brindó resultados analíticos de dos eventos de muestreo. Las muestras fueron recolectadas durante enero, febrero y marzo del 2002 y nuevamente en marzo del 2003. Las muestras fueron recolectadas por personal de Doe Run Perú y analizadas en el laboratorio del Complejo.

Se recolectaron 14 muestras de suelo superficial en toda La Oroya entre enero y marzo del 2000, desde profundidades de 10 a 20 cm por debajo de la superficie del suelo. Estas muestras fueron analizadas para detectar plomo, arsénico, cadmio, sulfato, óxido de calcio, nitrato, zinc y hierro. Los resultados de los tres primeros metales incluían:

- Un rango de concentración de plomo de 400 a 5,200 mg/kg, con una concentración media de 2,750 mg/kg.
- Un rango de concentración de arsénico de 200 a 1,400 mg/kg, con una concentración media de 814 mg/kg.
- Se detectó cadmio en una concentración de 100 mg/kg en 4 de las 14 muestras. En las muestras restantes no se detectó cadmio en concentraciones mayores a 100 mg/kg.

En marzo del 2003, se recolectaron 14 muestras de suelo superficial de lugares específicos en toda La Oroya desde profundidades de 0 a 10 cm por debajo de la superficie del suelo. Las muestras se analizaron para detectar arsénico y plomo. Se encontró que tenían concentraciones de metal mayores que las muestras subsuperficiales recolectadas anteriormente.

- Las concentraciones de plomo estuvieron en el rango de 400 a 41,000 mg/kg con una concentración media de 13,900 mg/kg.

- Las concentraciones de arsénico estuvieron en un rango de 500 a 38,000 mg/kg con una concentración media de 5,786 mg/kg.

Debido a la carencia de documentación detallada sobre la recolección de muestras, los métodos analíticos y los procedimientos de aseguramiento de la calidad, la información sobre suelo recolectada anteriormente no se usó en el presente estudio de riesgo.

3.1.3 Información sobre Polvo

Los resultados analíticos de las muestras de polvo están disponibles de dos fuentes. Un estudio de concentraciones en polvo en interiores fue publicado por la Asociación Civil Labor y CooperAcción de Lima y Occupational Knowledge International de San Francisco (Cornejo and Gottesfeld 2004). Más recientemente, Doe Run Perú recolectó muestras de polvo en superficies exteriores para su análisis en febrero del 2005. Los resultados de estos dos estudios se detallan a continuación.

El estudio de recolección de polvo en interiores (Cornejo y Gottesfeld 2004) fue realizado a mediados de octubre del 2003 por representantes de CooperAcción y la Asociación Civil Labor. Se recolectó un total de 80 muestras con trapos de limpiar polvo en 35 casas, tres tiendas y una escuela en La Oroya Antigua, La Oroya Nueva y Curipata. Las muestras se recolectaron principalmente de pisos del dormitorio, la cocina y el comedor de las casas así como de superficies exteriores.

Las muestras tomadas con trapos de limpiar polvo fueron enviadas a un laboratorio en Perú y otro en Estados Unidos, donde fueron analizadas usando los métodos de preparación y análisis de la USEPA y del Instituto Nacional de Seguridad y Salud Ocupaciona (NIOSH). Todas las muestras recolectadas en casas de La Oroya Antigua contenían plomo en niveles por encima de la norma de la USEPA, 40 $\mu g/pie^2$ para el plomo en polvo en el suelo (media de 314.6 $\mu g/pie^2$). Los niveles de plomo en aproximadamente 70% de las muestras recolectadas en casas de La Oroya Nueva superaron la norma de la USEPA (media de 148.4 $\mu g/ft^2$). Los niveles de plomo encontrados en una casa de Curipata, una comunidad ubicada a 11.5 km (7 millas) de La Oroya, estuvieron por debajo de la norma de la USEPA para el plomo en el polvo (33.2 $\mu g/ft^2$).

En febrero del 2005, Doe Run Perú recolectó 21 muestras de polvo mediante barrido en lugares exteriores en toda La Oroya, incluyendo La Oroya Antigua, La Oroya Nueva y Marcavalle. Las muestras se analizaron para detectar arsénico, cadmio, cobre, plomo y zinc. Las muestras se dividieron luego de la recolección y una alicuota fue analizada por el laboratorio de Doe Run Perú en el Complejo, mientras que la otra alicuota fue analizada por EnviroLab en Lima. Los resultados analíticos del laboratorio de Doe Run Perú fueron consistentemente mayores que los de EnviroLab, que usó los métodos de digestión y análisis de la USEPA. El laboratorio de Doe Run Perú puede usar métodos de digestión de muestras diferentes. En base a los resultados de EnviroLab, el nivel medio de plomo en el polvo recolectado en La Oroya Antigua fue 24,028 mg/kg, encontrándose niveles menores en La Oroya Nueva (5,642 mg/kg) y Marcavalle (1,876 mg/kg). Los niveles medios de arsénico, cadmio, cobre y zinc mostraron tendencias similares,

encontrándose los mayores niveles en La Oroya Antigua y concentraciones menores en comunidades ubicadas más lejos del Complejo.

Debido a la carencia de documentación detallada sobre la recolección de muestras, los métodos analíticos y los procedimientos de aseguramiento de la calidad, la información sobre polvo recolectada anteriormente no se utilizó en el presente estudio de riesgo.

3.1.4 Información sobre agua potable

El agua potable de La Oroya se obtiene de muchas fuentes y el sistema de abastecimiento es administrado por Doe Run Perú, organizaciones comunales y EMSAPA. EMSAPA realiza pruebas periódicas en sus sistemas de abastecimiento, incluyendo análisis de coliformes fecales, dureza, turbiedad, cloro, sulfatos, nitratos y pruebas limitadas sobre metales (cobre, magnesio, cromo, calcio, hierro, manganeso y zinc). No se entregó a Integral información sobre plomo, arsénico ni cadmio.

3.1.5 Información sobre Plomo en Sangre

Se han realizado varios estudios sobre niveles de plomo en sangre en La Oroya (DIGESA 1999; UNES 1999; DRP 2001a; DIGESA 2005), los que se resumen en la Tabla 3-4. Todos los estudios han reportado que la mayoría de los pobladores tienen niveles de plomo en sangre que exceden la norma del Centro de Control y Prevención de Enfermedades de los Estados Unidos (CDC), que es de 10 μg/dl. La Unión para el Desarrollo Sostenible (UNES) (1999) reporta deficiencias en el desarrollo de los niños de La Oroya en base a pruebas normalizadas, pero señala que la causa es la desnutrición y otros factores relacionados con la situación socioeconómica de los pobladores del área.

Estudio de Niveles de Plomo en Sangre en Adultos de La Oroya – Ramírez et al. (1997)

Científicos del Departamento de Salud Ocupacional de Centromín Perú, del Instituto Nacional de Ciencias Neurológicas y de la Unidad Básica de Salud analizaron los niveles de plomo en sangre en 80 pobladores adultos de la Oroya en 1997. El objetivo del estudio era comparar los niveles de plomo en sangre en adultos de cuatro ciudades peruanas con diferentes niveles de industrialización. El nivel medio de plomo en sangre para un adulto (edad media 23 años) residente en La Oroya fue de 35 μg/dl. Este nivel fue superior al encontrado en las otras tres ciudades: Lima (27 μg/dl), Huancayo (22 μg/dl) y Yaupi (14 μg/dl).

Niveles de Plomo en Sangre en Niños y Adultos – DIGESA (1999)

DIGESA realizó en 1999 un estudio de plomo en sangre para cumplir dos objetivos. El primer objetivo fue establecer una base de datos de línea de base para las concentraciones de plomo en sangre que pudiera usarse para la comparación con información futura de monitoreo de plomo en sangre. El segundo objetivo fue identificar los factores socioeconómicos y de comportamiento que influyen en los niveles de plomo en sangre. Se reclutó un total de 346 niños y 199 adolescentes y adultos de las poblaciones de La Oroya Antigua, La Oroya Nueva, y Santa Rosa de

Sacco para que participaran en el estudio. En el caso de niños de tres a diez años, los niveles de plomo en sangre variaron de 15 μg/dl a 80 μg/dl, con una media de 44 μg/dl. En pobladores de 10 años o más, la concentración media de plomo en sangre fue de 29 μg/dl, con un rango de 8 μg/dl a 83 μg/dl. Los comportamientos reportados en niños incluían comer tierra del suelo, chupar crayolas, lápices, libros y revistas, mascar las crayolas y juguetes, comer pintura y ponerse las manos en la boca; sin embargo, el estudio consideró que estos comportamientos no parecían estar correlacionados con los niveles de plomo en sangre. Para este estudio, se tomaron muestras mediante el método llamado Lead Care™, el cual posteriormente se descubrió que tenía significativas deficiencias en las localidades situadas a gran altura, por lo que debe usarse con cuidado (Taylor et al. 2004).

Niveles de Plomo en Sangre y Factores de Exposición en Mujeres Embarazadas y Niños Menores de Tres Años en la Ciudad de La Oroya – UNES (1999)

En 1999, la UNES realizó un estudio mucho más pequeño sobre factores de exposición y niveles de plomo en sangre en pobladores de La Oroya con la intención de plantear recomendaciones para la mejora de las condiciones de salud, particularmente en las subpoblaciones más sensibles. Se reclutó a un total de 48 mujeres embarazadas residentes de La Oroya Antigua, Marcavalle, y Santa Rosa para el estudio. El nivel medio de plomo en sangre reportado en mujeres embarazadas fue de 40 μg/dl, con un rango de 20 μg/dl a 44 μg/dl. Un total de 30 niños menores de tres años participaron en el estudio de la UNES. El nivel medio de plomo en sangre reportado para los niños fue de 42 μg/dl, con un rango de 16 μg/dl a 64 μg/dl.

Niveles de Plomo en Sangre en Niños y Adultos – Doe Run Perú (2001a)

En el 2000, Doe Run Perú realizó un estudio para determinar los niveles de plomo y hemoglobina en la población de La Oroya (DRP 2001a). Además, se realizó un estudio de la situación médica y social de estos niños que encontró que tenían niveles de plomo en sangre por encima de 45 μg/dl.

Se midieron los niveles de plomo en sangre en 5,062 pobladores de diferente grupos etáreos y ubicaciones residenciales, lo que es equivalente a aproximadamente 10% de la población del distrito de La Oroya (n = 50,268). Se estimó que este tamaño de muestra brindaba un estimado de los niveles de plomo en sangre en la población total con un margen de error de 1 o 2% dentro del intervalo de confianza de 95%. Las muestras de sangre se analizaron en el Hospital General de Chulec en La Oroya usando los métodos establecidos por el NIOSH para el análisis de plomo en sangre. Los resultados se agruparon según la edad de los participantes en el estudio: menos de un año a tres años, cuatro a seis años, siete a quince años y dieciséis años o más. Además, los resultados se agruparon por región geográfica: Alto Perú/Calle Lima, Santa Rosa de Sacco, Chulec, Club Inca/Horacio Zeballos, Buenos Aires/Huaymanta, Marcavalle, La Oroya Antigua, Curipata, Comunidades, Pacha y "otras" comunidades. También se obtuvo información sobre el rendimiento académico de los estudiantes de primer año, su desarrollo físico y su desarrollo psicomotor.

Los niños de menos de un año a tres años tuvieron los niveles más altos de plomo en sangre (media = 26 μg/dl). La mediana de los niveles de plomo en sangre entre las edades de cuatro a

quince años varió de 19 μg/dl a 22 μg/dl. Un total de 69 pobladores, todos ellos menores de quince años, tuvieron niveles de plomo en sangre por encima de 45 μg/dl. La mayoría de estos niños habían nacido y vivido en La Oroya Antigua. Según el informe, el nivel medio de plomo en sangre en niños entre las edades de menos de un año a tres años que vivían en La Oroya Antigua fue de 37 μg/dl y en el caso de niños entre cuatro y seis años fue de 33 μg/dl. En Marcavalle, los niveles medios de plomo en sangre en niños de menos de un año a tres años y de cuatro a seis años se reportaron en 22 y 21 μg/dl, respectivamente.

En pobladores mayores de 16 años, la mediana del nivel de plomo en sangre se reportó en 14 μg/dl para todas las comunidades. En Marcavalle, el nivel medio de plomo en sangre para pobladores adultos fue de 13 μg/dl, mientras que el nivel medio de plomo en sangre reportado para adultos en La Oroya Antigua fue de 18 μg/dl.

Niveles de Plomo en Sangre en Niños en La Oroya Antigua – DIGESA (2005)

En noviembre del 2004, DIGESA realizó un muestreo de plomo en sangre en niños menores de 6 años que vivían en La Oroya Antigua (n = 758). La actividad de muestreo también incluyó a algunos niños que vivían en La Oroya Nueva (n = 23). Los niveles medios de plomo en sangre en niños que vivían en La Oroya Antigua con edades de menos de un año a tres años y de cuatro a seis años fueron de 34 μg/dl y 31 μg/dl, respectivamente. El nivel medio de plomo en sangre en niños de menos de un año a seis años que vivían en La Oroya Nueva fue de 25 μg/dl.

3.2 ACTIVIDADES RECIENTES DE RECOLECCIÓN DE INFORMACIÓN

Integral realizó un estudio de campo entre marzo y junio del 2005 con el objetivo de caracterizar las potenciales fuentes de exposición para los pobladores de La Oroya. Este estudio de campo incluyó la recolección y el análisis de muestras de medios ambientales, incluyendo agua potable, suelo superficial, polvo en interiores y polvo en exteriores. Además, se realizó un estudio dietario para evaluar la ingesta de metales y nutrientes de los pobladores de La Oroya. El estudio ambiental y el estudio dietario se resumen a continuación.

3.2.1 Estudios Ambientales en Campo

Se puede encontrar una discusión detallada de la recolección de muestras en el Plan de Muestreo y Análisis (Integral 2005b) y en el Plan Piloto de Aseguramiento de la Calidad (Integral 2005a). Los científicos de Integral realizaron dos muestreos en La Oroya con observadores del Ministerio de Salud y de Doe Run Perú. El primer muestreo se produjo entre el 28 de marzo y el 13 de abril del 2005, en la temporada de lluvias en La Oroya. El segundo muestreo se produjo entre el 1 y el 10 de junio del 2005 durante la temporada de sequía en La Oroya.

Los científicos de Integral recolectaron muestras de agua potable, suelo y polvo de las comunidades de La Oroya Antigua, La Oroya Nueva, Marcavalle y Chucchis, tal como se describe en el Plan de Muestreo y Análisis (Integral 2005b). Las muestras de agua potable se recolectaron de grifos de donde los pobladores obtienen su agua potable. Las muestras de polvo

se recolectaron de los pisos de las casas y de plazas pavimentadas y campos de juego. Las muestras de suelo se recolectaron de la superficie a profundidades de 0 a 2 cm y de la subsuperficie a profundidades de 2 a 10 cm en áreas de juego sin cubierta del suelo. Se hizo un esfuerzo para recolectar muestras de lugares a diferentes distancias de la fundición donde se observara a niños jugando. Además, se recolectó una muestra de suelo de la pared interior de una casa de adobe. Para propósitos de control de calidad, se recolectaron muestras duplicadas, agua del enjuague de equipos y muestras con concentraciones conocidas.

La Tabla 3-5 presenta el número y tipo de muestras recolectadas en cada comunidad durante los eventos en campo de marzo/abril y junio del 2005. Los lugares de recolección de muestras se identifican en las Figuras 3-1 a 3-4. Los siguientes códigos de muestreo aparecen al inicio del nombre de cada lugar:

- CD: polvo de áreas comunales (de exteriores)
- CS: suelo superficial de áreas comunales
- RD: polvo de casas (de interiores)
- RS: suelo de casas
- W: muestras de agua.

Las muestras se enviaron a EnviroLab, un laboratorio certificado por INDECOPI ubicado en Lima. EnviroLab usó los métodos de preparación y análisis recomendados por la USEPA en todos sus análisis, tal como se describe en el Plan de Aseguramiento de la Calidad (Integral 2005a). Las muestras de agua potable se analizaron para detectar la presencia de arsénico, cadmio, cobre, plomo y zinc. Las muestras de suelo y polvo se analizaron para detectar la presencia de arsénico, cadmio, cobre, plomo, zinc, antimonio, selenio, talio, plata y mercurio.

Luego de la recepción de los resultados analíticos del laboratorio, los químicos de Integral validaron la información para asegurarse de que cumpliera los objetivos del proyecto. La precisión, exactitud, representatividad y comparabilidad de los datos fueron evaluadas durante la validación de la información. Se calculó el cumplimiento comparando el número total de datos aceptables (datos no rechazados) con el número total de puntos de información generados. El cumplimiento en el caso de la información de marzo/abril 2005 y junio 2005 fue de 100%, por encima del objetivo de cumplimiento de 90% señalado en el Plan del Proyecto de Aseguramiento de la Calidad (Integral 2005a). Todos los datos del muestreo cumplen los objetivos de calidad de la información del proyecto y son utilizables para todos los propósitos del proyecto. Los informes sobre la validación de la información para ambos muestreos se incluyen en el Apéndice B del presente informe.

Los resultados de las muestras de agua potable, polvo y suelo recolectadas durante los eventos en campo de marzo/abril 2005 y junio 2005 se incluyen en el Apéndice B. Esta información se usó para estimar las concentraciones en los puntos de exposición, tal como se describe en la Sección 4.1. Las concentraciones de metales variaron entre el primer y el segundo muestreo en cada lugar

de muestreo, aunque la diferencia entre las concentraciones medias de cada subconjunto no fue estadísticamente significativa. Las Figuras 3-5 a 3-7 muestran las diferencias en las concentraciones de plomo detectadas durante el primer y el segundo muestreo en suelo superficial en exteriores, polvo en interiores y polvo en exteriores, respectivamente. También se incluyen figuras similares para el arsénico y el cadmio (Figuras 3-8 a 3-13).

3.2.2 Estudio de Dieta Duplicada

En abril del 2005, la Dra. Rosalind Schoof de Integral Consulting Inc. solicitó que el Instituto de Investigación Nutricional (IIN) de Lima diseñara un estudio dietario para aplicarlo en La Oroya. En mayo del 2005, el IIN inició un estudio piloto en La Oroya Antigua para evaluar la ingesta de hierro, calcio, zinc y plomo a través de la dieta en madres con niños de 12 a 35 meses y en dichos niños. El informe final del IIN sobre dicho estudio, incluyendo las recomendaciones de acciones futura, se incluye en el Apéndice C del presente informe y los métodos y resultados se resumen a continuación.

3.2.2.1 Métodos de Estudio

Representantes del IIN reclutaron a 15 familias para participar en el estudio, con la asistencia del Ministerio de Salud y Doe Run Perú. Las familias participantes incluían a 8 niños de entre 12 y 23 meses de edad, 7 niños de entre 24 y 35 meses y 11 madres. Los representantes del IIN registraron el peso y la altura de cada uno de los participantes en el estudio. También se registró información socioeconómica, así como los lugares donde se compraban los alimentos. Los representantes del IIN implementaron el estudio permaneciendo con cada familia durante 12 horas al día por dos días consecutivos.

Durante las 12 horas en cada hogar, los representantes del IIN pesaron cada ingrediente de las comidas y cada comida preparada. También se pesaron las porciones individuales de cada miembro de la familia y luego de terminada la comida se pesaron las partes no comidas de los alimentos en cada plato, con el fin de determinar la cantidad consumida de cada alimento. También se pesaron otos alimentos y bebidas consumidos fuera de las comidas familiares. Además, los representantes del IIN registraron todos los alimentos consumidos por los participantes en el estudio, incluyendo alimentos consumidos fuera de las 12 horas en las que el representante del IIN estaba con la familia. El peso de la leche materna consumida por los niños se determinó pesando al niño antes y después del amamantamiento.

Para estimar el contenido de metales de los alimentos consumidos por las familias participantes, se recolectó una porción de todos los alimentos consumidos por las madres y los niños, la que se envió al laboratorio del IIN. También se recolectó la leche de las madres y se la envió al laboratorio del IIN. Las muestras de alimentos y leche materna fueron homogenizadas en el laboratorio del IIN y enviadas a un laboratorio externo acreditado para el análisis de metales. Se usaron los resultados analíticos de las concentraciones de hierro, calcio, zinc y plomo en los alimentos y en la leche materna para estimar las ingestas a través de la dieta.

En el caso del plomo, todas las muestras de leche materna y algunos otros alimentos tuvieron concentraciones de plomo por debajo del límite analítico de detección.[6] Esta limitación también es usual en estudios dietarios realizados en los Estados Unidos (Bolger et al. 1996; Gunderson et al. 1995). Por lo tanto, el IIN siguió el mismo procedimiento usado en los Estados Unidos, que es calcular las ingestas de plomo de dos maneras cuando las concentraciones están por debajo del límite de detección. Por un lado, se usó el valor del límite de detección como el valor de la concentración. Por otro lado, se usó el valor cero como el valor de la concentración para dicho alimento. Los estimados de ingesta de plomo se presentan en el informe del IIN usando los dos métodos.

En el caso de calcio, hierro y zinc, la ingesta se estimó de dos maneras. Con el primer método, la concentración de minerales en las muestras de alimentos cotidianos se multiplicó por el peso del alimento ingerido para calcular la ingesta diaria. Con el segundo método, los pesos de tipos específicos de alimentos consumidos se multiplicaron por las concentraciones de nutrientes reportadas en las tablas de composición de alimentos del Perú. En ambos casos, se promediaron las ingestas de cada participante durante los dos días de estudio.

3.2.2.2 Resultados para el Plomo

Las ingestas de plomo en madres y niños en términos de μg/día se resumen en la Tabla 3-6. Se muestran dos estimados de la ingesta media. Para las 11 madres, la ingesta media fue de 92 μg/día cuando los valores no detectados fueron tratados como cero. Cuando los valores no detectados fueron tratados como la concentración en el límite de detección, la ingesta media fue de 163 μg/día. En el caso de niños de 12 a 23 meses de edad, la media fue de 60 μg/día (cuando los valores no detectados fueron tratados como cero) y 71 μg/día (cuando se asumió que los valores no detectados eran iguales al límite de detección). En el caso de niños de 24 a 35 meses de edad, la media fue de 48 μg/día (cuando los valores no detectados fueron tratados como cero) y 78 μg/día (cuando se asumió que los valores no detectados eran iguales al límite de detección). Los resultados para los niños se usaron como base para estimar la ingesta de plomo a través de la dieta en el estudio de riesgo para el plomo, tal como se describe en la Sección 4.3.

El IIN también reportó ingestas de plomo en términos de μg/kg de peso corporal/semana, de manera que los resultados de su estudio pudieran ser comprados con el límite máximo permisible de ingesta recomendado por la FAO/OMS (25 μg/kg/semana). Los resultados muestran que, en el caso de alimentos ingeridos por niños, tanto la ingesta promedio como la mediana estuvieron por encima del límite de ingesta máxima permisible de la FAO/OMS. La variabilidad entre un niño y otro fue alta. Usando los estimados menores para la concentración de plomo en la dieta, 67% de los niños tuvieron una ingesta total diaria de plomo por encima del valor recomendado, mientras que asumiendo los estimados más altos para la concentración de plomo, 87% de los niños estarían comiendo dietas con niveles por encima de los límites permitidos. La mayor fuente de plomo en la dieta de los niños que reciben leche materna no es ésta sino aparentemente la comida.

[6] El límite de detección para el plomo en la leche materna fue de 0.05 mg/kg.

La ingesta promedio de plomo en las madres estuvo por debajo del límite máximo permitido por la FAO/OMS, aunque algunas de las madres estudiadas tuvieron niveles por encima del límite. Tres madres tuvieron ingestas por encima de los límites permisibles cuando se asumió una concentración cero para los valores no detectados. El número por encima del límite se incrementó a cuatro cuando se asumió la concentración del límite de detección para los valores no detectados.

3.2.2.3 Resultados para Nutrientes

Los resultados de este estudio piloto muestran que en general la ingesta de calcio, hierro y zinc es muy variable entre las familias participantes, pero en todos los grupos existen madres y niños con ingestas inadecuadas y muy por debajo de la ingesta diaria recomendada (Tabla 3-7, Tabla 3-8, Tabla 3-9). La alta variabilidad en la ingesta de minerales encontrada en este estudio puede explicarse en gran medida por el pequeño tamaño de la muestra y el corto período del estudio. A pesar del pequeño tamaño de la muestra, el estudio tiene varias fortalezas: a) fue implementado en dos días y los resultados representan el consumo promedio en 2 días para cada persona y b) se usó el método de pesado directo. Ambos elementos le dan mayor precisión a la información correspondiente a cada persona.

La ingesta de hierro, calculada a partir de la información del laboratorio, es baja tanto en madres como en niños. En general, el porcentaje promedio de cobertura de la ingesta diaria recomendada está por debajo del 50% en los niños y por debajo del 20% en las madres. Estos resultados son similares a los obtenidos en otros estudios realizados en el Perú.

Los resultados del laboratorio muestran que la ingesta diaria promedio de zinc en madres y niños está cerca del nivel recomendado (asumiendo una disponibilidad baja y media de zinc en la dieta de las madres y niños, respectivamente). Sin embargo, vale la pena señalar que, debido al tipo de dieta, podría esperarse que la ingesta de zinc tanto en madres como en niños fuera mucho menor que los niveles encontrados. Es más, considerando que las principales fuentes de hierro son también fuentes de zinc, y que la ingesta de hierro es baja, podría esperarse un patrón similar para el zinc. Por lo tanto, es posible que la ingesta de zinc esté cerca de los niveles recomendados debido a la contaminación ambiental.

La ingesta de calcio, estimada en base al cuadro de composición de alimentos, muestra niveles muy por debajo de los niveles recomendados, tanto en madres como en niños. Estos niveles son similares a los resultados de otros estudios realizados en Perú. Sin embargo, los resultados obtenidos de la tabla de composición de alimentos son menores que los obtenidos de los análisis de agentes químicos realizados en el laboratorio. La diferencia podría ser resultado de errores en la estimación del contenido de nutrientes que normalmente se encuentran en las tablas de composición de alimentos.

La ingesta de hierro estimada en base a la tabla de composición de alimentos generalmente es baja en todos los grupos, aun cuando se encontró que unos cuantos niños tenían una ingesta aceptable de hierro. Además, el consumo de alimentos ricos en hierro hemínico, altamente biodisponible, que se obtiene de la carne, pescado y aves, es bajo (hierro CPA). En aquellos niños con una alta ingesta de hierro, las principales fuentes de hierro son hígado de pollo, leche evaporada

fortificada con hierro, y productos de trigo preparados con harina fortificada con hierro. En estudios previos del IIN, se ha encontrado que no todas las harinas de trigo están fortificadas en el nivel reglamentado, lo cual podría ser una razón de porqué los niveles de ingesta de hierro reportados mediante cálculos de la tabla son inferiores a los niveles analizados. Al igual que lo observado con respecto al calcio, es posible que la diferencia se deba a errores de estimación de la tabla de composición de alimentos.

Los niveles de ingesta de zinc calculados a partir de la tabla de composición de alimentos son bajos y bastante inferiores a los encontrados mediante el análisis químico de laboratorio. Es posible que los niveles encontrados a partir de los análisis químicos sean mayores debido a la contaminación de los alimentos.

El análisis de composición de alimentos también indica que la ingesta promedio de proteínas y vitamina C es adecuada.

El IIN señala que la muestra de este estudio piloto fue demasiado pequeña para brindar un perfil confiable de la situación nutricional del hierro, calcio y zinc y de las exposiciones al plomo a través de la dieta en la población de La Oroya. Sin embargo, el descubrimiento de ingestas inadecuadas de hierro es consistente con estudios en otros pobladores residentes de los Andes. Adicionalmente, los métodos usados en este estudio son mucho más rigurosos que los generalmente usados en estudios dietarios en América del Norte y Europa. Tales estudios con frecuencia se basan en los recuerdos de los participantes sobre lo que comieron en las últimas 24 horas en vez de recolectar porciones duplicadas de los alimentos consumidos. La evaluación adicional de la ingesta de nutrientes en base a las tablas de composición de alimentos brinda un nivel extra de apoyo, que es inusual en un estudio piloto tan pequeño. En la Sección 7 se brindan las recomendaciones sobre estudios futuros y medidas a tomar.

3.3 ACTIVIDADES CON MODELOS DE DISPERSIÓN

El modelado de dispersión para apoyar el presente estudio de riesgo fue realizado por McVehil-Monnett de Englewood, Colorado, Estados Unidos. Su informe se incluye como Apéndice D y sus resultados se resumen a continuación.

Se implementó un modelo computarizado de los impactos del Complejo en la contaminación del aire para obtener estimados de la calidad futura del aire después de la implementación de los programas de reducción de emisiones. Estos programas incluyen múltiples proyectos para reducir las emisiones fugitivas hacia fines del 2007 y el control de las emisiones de SO2 de la chimenea principal a fines del 2011. Se generaron predicciones del modelo sobre las concentraciones de dióxido de azufre y sobre las concentraciones y tasas de deposición de partículas, plomo, arsénico y cadmio para las áreas pobladas estudiadas en el presente estudio de riesgo.

Para el modelamiento se utilizó el modelo CALPUFF, un modelo de simulación de la calidad del aire recomendado por la USEPA para su aplicación en áreas de vientos, terrenos y meteorología

complejos. El modelo considera los efectos de los vientos que varían con el tiempo (y el espacio), la dispersión atmosférica, las transformaciones químicas y la deposición superficial de contaminantes.

Los datos de entrada para la aplicación del modelo CALPUFF incluyeron las emisiones medidas de contaminantes provenientes de la chimenea principal de la Fundición y las emisiones estimadas de fuentes fugitivas, todas en forma de un promedio anual para el año 2002. Otros datos de entrada fueron las condiciones meteorológicas horarias medidas en las seis estaciones de monitoreo a nivel del suelo operadas por Doe Run Perú. No se contó con observaciones climáticas específicas para el lugar por encima del nivel del suelo; por lo tanto, los vientos y temperaturas de altura se estimaron a partir de análisis meteorológicos globales de seis horas preparados por el Servicio Nacional de Meteorología de los Estados Unidos.

El modelamiento de las emisiones y condiciones meteorológicas del 2002 brindó impactos pronosticados por el modelo que se compararon con las concentraciones medidas en las estaciones de monitoreo de Doe Run Perú, y también brindó un "caso base" contra el cual comparar las predicciones para años posteriores. El modelamiento posterior, para la proyección de tendencias futuras, utilizó la misma información meteorológica del 2002 con estimados de emisiones de años posteriores. Doe Run Perú suministró estimados de emisiones de contaminantes para los años 2005, 2007 y 2011 en base a la implementación de los proyectos programados que se describen en las revisiones propuestas al PAMA. La reducción de las emisiones fugitivas de metales no era un objetivo del PAMA original.

Se probó el desempeño del modelo en la simulación de la calidad del aire de La Oroya comparando las concentraciones de dióxido de azufre, plomo, arsénico y cadmio pronosticadas para el 2002 con las mediciones obtenidas durante el mismo período en las estaciones de monitoreo de Doe Run Perú. La evaluación enfatizó las áreas pobladas consideradas en el presente estudio de riesgo. Estas áreas están mejor representadas por las estaciones de monitoreo en Sindicato, Hotel Inca y Cushurupampa.

La evaluación del desempeño del modelo produjo las siguientes conclusiones:

- Las predicciones del modelo reflejan la magnitud general de las concentraciones observadas, variando las concentraciones pronosticadas desde casi una completa concordancia con los valores observados hasta una concordancia dentro de un factor de 2 o 3.
- Las predicciones sobre las concentraciones de dióxido de azufre, tanto en sus valores máximos a corto plazo como en sus valores promedio anuales, muestran una buena concordancia con las observaciones en los monitores de Sindicato y Hotel Inca.
- Las predicciones sobre dióxido de azufre tienden a ser mayores que las mediciones en Cushurupampa y menores que las mediciones en Huanchán

- Las predicciones sobre las concentraciones horarias de dióxido de azufre reproducen con adecuada exactitud el momento y la magnitud de los picos de contaminación matutina observados.
- Las predicciones del modelo con frecuencia reproducen los cambios cotidianos observados en la calidad del aire, causados por cambios en las condiciones climáticas.
- Las concentraciones de plomo pronosticadas son mayores que las concentraciones a largo plazo medidas, en un 35% en promedio.
- Las predicciones de concentraciones de arsénico y cadmio están, en promedio, cerca de las observaciones, pero tienden a ser altas en Cushurupampa y bajas en Sindicato
- El rendimiento del modelo es mejor durante las horas del día que durante la noche y parece ser mejor en el área inmediata de La Oroya que en el río Yauli, más lejos del Complejo.

Se concluye que el modelo simula apropiadamente los procesos dispersión básicos en el área del Complejo y brinda estimados realistas de los impactos máximos a corto plazo y promedio a largo plazo en dicha área. Los resultados del modelo también implican que la caracterización de las fuentes de emisión y las tasas de emisión promedio que se usaron reflejan la realidad con una exactitud razonable. Sobre la base de estas conclusiones, se espera que las proyecciones de futuros impactos en la calidad del aire, con fuentes modificadas y menores emisiones, sean realistas y apropiadas para el estudio de riesgo.

La proyección de las futuras concentraciones en el aire ambiental y las tasas de deposición indica que las mejoras programadas en la Fundición darán como resultado una marcada reducción en los impactos de todos los contaminantes considerados. Se pronostica que la reducción en las concentraciones y tasas de deposición a largo plazo entre el 2002 y el 2011 estará en el rango de 60 a 85%. El mayor descenso en los impactos de los metales ocurrirá en el 2007, con un mayor descenso para los metales y una reducción importante en el dióxido de azufre entre el 2007 y el 2011. Las proyecciones de los niveles de calidad del aire para los años futuros han sido utilizadas en el presente estudio de riesgo para cuantificar los cambios en la exposición de la población.

Los resultados del modelo confirman y amplían conclusiones anteriores sobre el impacto relativo de la chimenea principal y de las fuentes fugitivas en el caso de impacto a nivel del suelo. Las fuentes fugitivas, a pesar de tener menores emisiones que la chimenea principal, son responsables de la mayor parte de impactos locales, especialmente en La Oroya Antigua y La Oroya Nueva. La importancia relativa de las emisiones de la chimenea principal se incrementa al crecer la distancia con relación al Complejo. El análisis de tendencias futuras demuestra que la mayor mejora en la calidad del aire ambiental ocurrirá cuando se implementen los proyectos para reducir o eliminar las emisiones fugitivas. Esto se cumple para todas las áreas de estudio, pero especialmente para aquellas cercanas al Complejo.

Además, los resultados del modelo (así como los registros de monitoreo) indican que la estrategia de control complementario de Doe Run Perú (reducción de emisiones en horas en las que se anticipa una calidad deficiente del aire) es efectiva para mitigar los niveles de contaminación altos

a corto plazo durante los episodios de contaminación matutina del aire. Sobre la base de los resultados del modelo de dispersión, el escenario de control suplementario produjo una reducción (respecto a la operación normal de 24 horas diarias) de 25 a 50% en las concentraciones máximas a corto plazo de dióxido de azufre en las mañanas y una reducción de aproximadamente 25% en las concentraciones promedio para 24 horas. Por lo tanto, los resultados del modelo confirman que un procedimiento para reducir las emisiones en las horas previas al amanecer tiene un efecto significativo en reducir las concentraciones máximas de contaminantes durante el día siguiente. Esta estrategia, de mantenerse, contribuirá a una mejora adicional en la calidad del aire por encima de la proyectada por el análisis con el modelo de dispersión. En la Sección 7 se presentan las recomendaciones de McVehil para mejorar el desempeño de futuras actividades con modelos de dispersión.

3.4 AGENTES QUÍMICOS EVALUADOS

Los agentes químicos identificados en la Sección 2.2 que probablemente no contribuyan significativamente a los riesgos generales relacionados con el Complejo fueron eliminados de una mayor consideración en el presente estudio de riesgo. Tal como se describió en la Sección 2, el Complejo produce 11 metales, incluyendo plomo, zinc, cobre, plata y oro. Es probable que todos estos metales, y otros contaminantes adicionales, sean liberados por el Complejo. La USEPA (1989) brinda los siguientes criterios para descartar agentes químicos de una mayor evaluación cuantitativa en un estudio de riesgo:

- Baja frecuencia de detección en un medio de exposición determinado
- Evidencia de que los agentes químicos no están asociados con las operaciones en el lugar
- Clasificación como nutrientes esenciales (por ejemplo, hierro, calcio)
- Concentraciones químicas por debajo de los criterios de protección aplicables basados en riesgos

Los agentes químicos que plantean el mayor riesgo para la salud en las fundiciones de cobre, plomo y zinc han sido identificados en el estudio de riesgo anterior en Estados Unidos, Canadá y La Oroya y son el plomo, el arsénico, el cadmio, el dióxido de azufre y las partículas en el aire. Todos estos agentes químicos están incluidos en el presente estudio de riesgo. Agentes químicos adicionales asociados con las actividades del Complejo y considerados en la clasificación incluyeron el antimonio, el cobre, el selenio, la plata, el talio, el zinc y el mercurio.

La información disponible sobre metales en el aire, el agua, el polvo en exteriores, el polvo e interiores y el suelo superficial fue agrupada por comunidades y luego evaluada para determinar la distribución estadística apropiada usando el software ProUCL de la USEPA (versión 3.0). Se usó el software ProUCL para calcular el límite superior de confianza percentil 95 de la media en base a la distribución estadística apropiada. En las Tablas 3-10 a 3-14 se muestra el resumen estadístico, incluyendo el límite superior de confianza de la media para cada agente químico. Los archivos de salida del software ProUCL se incluyen en el Apéndice B.

Para cada metal, se comparó el menor valor de entre la concentración máxima detectada y el límite superior de confianza de la media con su correspondiente criterio de riesgo. Esta comparación se realizó para cada metal en todos los medios, población por población (es decir, La Oroya Antigua, La Oroya Nueva, Marcavalle, y Chucchis). Los criterios de selección en base al riesgo equivalen a un cociente de riesgo o peligro objetivo para un metal determinado en un medio determinado, bajo supuestos de exposición predeterminados estándar que buscan representar condiciones de alta exposición.

Los agentes químicos pueden ser descartados de una mayor evaluación cuantitativa de riesgo si están presentes en niveles que están por debajo del criterio de selección basado en el riesgo porque no se espera que las concentraciones por debajo de los criterios de clasificación generen riesgos inaceptables. La Tabla 3-15 muestra los criterios de clasificación de agentes químicos. La eliminación de agentes químicos del presente estudio de riesgo depende de qué tan adecuada es la información disponible. Tal como se describe más adelante, la información disponible para algunos metales es limitada en La Oroya.

3.4.1 Agentes Químicos en el Aire

Tal como se describió anteriormente, en el presente estudio de riesgo se evaluó la inhalación de dióxido de azufre, material particulado, plomo, arsénico y cadmio. No existía información disponible para otros metales en el aire. Las implicancias de esta limitación en la información se describen en la Evaluación de los Márgenes de Error en la Sección 6.5. El proceso de selección del arsénico y el cadmio se describe más adelante.

El límite superior de confianza de las concentraciones medias de otros metales aparte del plomo en el aire se comparó con los criterios en base a riesgos desarrollados por la USEPA (2005b), que se muestran en la Tabla 3-10. La información sobre monitoreo fue suministrada por Doe Run Perú y consta de concentraciones de cadmio y arsénico en muestras de PM_{10} (es decir, muestras de partículas con diámetros menores a 10 micras) que se recolectaron cada tres días en las estaciones de monitoreo de Sindicato de Obreros, Hotel Inca, Huanchán, Cushurupampa y Casaracra durante el año 2004 y de enero a abril del 2005. Los criterios de selección para el arsénico y el cadmio se basan en los factores de riesgo unitarios tomados del Sistema Integral de Información sobre Riesgos (IRIS) de la USEPA (2005b) y corresponden a un nivel de riesgo cancerígeno de 1×10^{-6} para un adulto con un peso corporal medio de 70 kg y una tasa de inhalación de 20 m^3/día.

Los criterios de selección para el arsénico y el cadmio, 2×10^{-4} $\mu g/m^3$ y 6×10^{-4} $\mu g/m^3$ respectivamente, se superaron en las cinco estaciones, Sindicato de Obreros, Hotel Inca, Huanchán, Cushurupampa, y Casaracra. Para el presente estudio de riesgo, se asume que la estación de monitoreo del Sindicato de Obreros representa a la comunidad de La Oroya Antigua, la del Hotel Inca representa a La Oroya Nueva, y la de Cushurupampa representa a Marcavalle y Chucchis. Las estaciones de Huanchán y Casaracara no están ubicadas en áreas residenciales; la información sobre criterios de selección de estas estaciones se brinda sólo para fines informativos respecto a las otras áreas que rodean el Complejo. Se entiende que estas estaciones de monitoreo

de aire no brindan representaciones precisas de las concentraciones en las zonas de respiración, pero sirven para brindar una aproximación de la zona de respiración. En base a este proceso de selección, tanto el arsénico como el cadmio se mantuvieron en el estudio de riesgo para la salud humana como agentes químicos potencialmente preocupantes.

3.4.2 Agentes Químicos en el Suelo Superficial

Las muestras de suelo superficial recolectadas por Integral se usaron para identificar agentes químicos para su evaluación en el presente estudio de riesgo. Estas muestras se analizaron para detectar las concentraciones de arsénico, cadmio, cobre, plomo, zinc, antimonio, selenio, talio, plata y mercurio.

El límite superior de confianza de las concentraciones medias de los metales y los criterios de selección basados en riesgos para el suelo superficial (0-2 cm de profundidad) se pueden encontrar en la Tabla 3-13. Los criterios de selección en base a riesgos para otros metales aparte del plomo se obtuvieron de las guías de la USEPA (2002b) y se basan en la exposición a agentes químicos en el suelo y el polvo que son ingeridos accidentalmente. Estos criterios no consideran la ingestión intencional de grandes cantidades de suelo (conocida como pica por tierra). Este problema se toca en la Evaluación de los Márgenes de Error en la Sección 6.5. Los criterios de selección se refieren al cociente de riesgo de 1 para no cancerígenos o al nivel de riesgo de 1×10^{-6} para cancerígenos. Un criterio de selección para el plomo, basado en riesgos, se obtuvo de la hoja de cálculo de la USEPA Objetivos de Corrección Preliminares para la Región 9 (USEPA 2004).

No se contó con un criterio de selección confiable para el cobre. No se cuenta actualmente con información sobre toxicidad oral del cobre, por lo que la Región 9 de la USEPA ha convertido la norma vigente en los Estados Unidos para el agua potable en una dosis de referencia oral que puede usarse para generar un criterio de selección basado en riesgos para la ingestión accidental de cobre en el suelo. La norma del cobre en agua potable se basa en la ocurrencia de una irritación estomacal transitoria y no es directamente aplicable a la exposición al cobre en otros medios distintos al agua. Debido a la baja toxicidad del cobre y al margen de error asociado con el uso de un criterio de selección para el suelo que se basa en una norma para el agua potable, no se mantuvo al cobre como un agente químico potencialmente preocupante sino que se le discute como un margen de error en el presente estudio de riesgo en la Sección 6.5.

Tres metales en total excedieron los criterios de selección basados en riesgos en las poblaciones estudiadas. En La Oroya Antigua, el arsénico, el cadmio y el plomo fueron mantenidos para su evaluación dentro del presente estudio de riesgo. El talio, el antimonio, la plata, el mercurio y el selenio fueron eliminados. En las comunidades restantes, La Oroya Nueva, Marcavalle y Chucchis, sólo quedaron el arsénico y el plomo.

3.4.3 Agentes Químicos en el Polvo en Exteriores

Las muestras de polvo en exteriores recolectadas por Integral se usaron para identificar agentes químicos para su evaluación en el presente estudio de riesgo. Estas muestras se analizaron para

detectar las concentraciones de arsénico, cadmio, cobre, plomo, zinc, antimonio, selenio, talio, plata y mercurio.

En la Tabla 3-11 se indica el límite superior de confianza de las concentraciones medias (UCLM) de metales y los criterios de selección en base a riesgos para el polvo en exteriores. Los criterios de selección en base a riesgos para otros metales aparte del plomo se obtuvieron de las guías de la USEPA (2002b) y se basan en la exposición a agentes químicos en el suelo y el polvo que son ingeridos accidentalmente. Los criterios de selección se refieren al cociente de riesgo de 1 para no cancerígenos o al nivel de riesgo de 1×10^{-6} para cancerígenos. Un criterio de selección para el plomo, basado en riesgos, se obtuvo de la hoja de cálculo de la USEPA Objetivos de Corrección Preliminares para la Región 9 (USEPA 2004). Como se discutió en la Sección 3.4.2, no se contó con un criterio de selección para el cobre, por lo que se le discute como un factor de incertidumbre en el presente estudio de riesgo en la Sección 6.5.

Como se señala en la Tabla 3-11, dos datos puntuales se identificaron como puntos fuera de rango usando la Prueba de Valor Extremo de Dixson y la Prueba de Discordancia (USEPA 2000c). En La Oroya Antigua, la concentración de plomo detectada en la muestra DRP-CDOA-01 (37,410 mg/kg de peso húmedo) fue retirada del conjunto de datos. En Marcavalle, la concentración de cadmio detectada en la muestra DRP2-CDTA-36 (907.2 mg/kg de peso húmedo) fue retirada del conjunto de datos. No existe explicación conocida para estos valores extremos, pero su remoción de los conjuntos de datos reduce el margen de error en los mismos y mejora el cálculo de las concentraciones UCLM representativas.

En total, cinco metales excedieron los criterios de selección basados en el riesgo en las poblaciones estudiadas. En La Oroya Antigua, se mantuvieron cinco metales para su evaluación en el presente estudio de riesgo, incluyendo el antimonio, el arsénico, el cadmio, el plomo y el talio. La plata, el mercurio y el selenio fueron eliminados como factores de riesgo. El antimonio, el arsénico y el plomo fueron mantenidos para su evaluación en la comunidad de La Oroya Nueva. En Marcavalle y Chucchis, el antimonio, el arsénico, el plomo y el talio se mantuvieron para su evaluación en el presente estudio de riesgo.

3.4.4 Agentes Químicos en el Polvo en Interiores

Las muestras de polvo en interiores recolectadas por Integral se usaron para identificar a los agentes químicos a evaluar en el presente estudio de riesgo. Estas muestras se analizaron para detectar arsénico, cadmio, cobre, plomo, zinc, antimonio, selenio, talio, plata y mercurio.

En la Tabla 3-12 se indica el límite superior de confianza de las concentraciones medias de metales y los criterios de selección en base a riesgos para el polvo en interiores. Los criterios de selección en base a riesgos para otros metales aparte del plomo se obtuvieron de las guías de la USEPA (2002b) y se basan en la exposición a agentes químicos en el suelo y el polvo que son ingeridos accidentalmente. Los criterios de selección se refieren al cociente de riesgo de 1 para no cancerígenos o al nivel de riesgo de 1×10^{-6} para cancerígenos. Un criterio de selección para el plomo, basado en riesgos, se obtuvo de la hoja de cálculo de la USEPA Objetivos de Corrección

Preliminares para la Región 9 (USEPA 2004). No se contó con un criterio de selección para el cobre, por lo que se le discute como un factor del margen de error en el presente estudio de riesgo en la Sección 6.5.

En total, cuatro metales excedieron los criterios de selección basados en el riesgo en las comunidades estudiadas. En La Oroya Antigua, se mantuvieron el antimonio, el arsénico, el cadmio y el plomo para su evaluación en el presente estudio de riesgo. El antimonio, el arsénico y el plomo fueron mantenidos para su evaluación en las poblaciones de La Oroya Nueva y Marcavalle. En Chucchis, el arsénico, el cadmio y el plomo se mantuvieron para su evaluación en el presente estudio de riesgo.

3.4.5 Agentes Químicos en el Agua

Las muestras químicas recolectadas por Integral se usaron para determinar si existían agentes químicos presentes en el agua potable. Estas muestras fueron analizadas para detectar arsénico, cadmio, cobre, plomo y zinc.

En la Tabla 3-14 se indica el límite superior de confianza de las concentraciones medias de metales y los criterios de selección basados en riesgos para el agua potable. Se usó la mitad del límite de detección al calcular las concentraciones UCLM para los conjuntos de datos con valores no detectados. Como se hizo con otros medios, se comparó la concentración máxima detectada o la concentración UCLM, la menor, con los criterios de selección basados en riesgos.

Se usaron los niveles máximos de contaminantes (MCL) para el agua potable a nivel federal en los Estados Unidos para seleccionar a todos los metales, con la excepción del antimonio (USEPA 2005c). Los MCL se basan en el supuesto de que la exposición a metales en el agua potable ocurre mediante la ingestión y el contacto dérmico. El MCL para el arsénico, 0.01 mg/l, es un valor provisional que entrará en vigencia en enero del 2006 y es coherente con el valor guía de la Organización Mundial de la Salud (OMS). La norma peruana para el arsénico en el agua potable es 0.1 mg/l. Existe una propuesta para reducir el valor a 0.05 mg/l. No se contó con un criterio de selección para el antimonio. Debido a la falta de criterios de toxicidad y niveles de selección en base al riesgo para el antimonio, éste no fue seleccionado.

El arsénico excedió su criterio de 0.01 mg/l en tres de las comunidades de estudio, La Oroya Antigua, La Oroya Nueva y Marcavalle. Ningún otro metal excedió sus respectivas concentraciones en base al riesgo. Si bien el arsénico excedió el Nivel Máximo de Contaminante, no será evaluado en el presente estudio de riesgo pues el agua potable de La Oroya viene de fuentes que se considera que no están afectadas por las emisiones del Complejo.

4 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

La evaluación de la exposición incluye el cálculo de las exposiciones a agentes químicos por parte de pobladores adultos y niños mediante a través de las rutas de exposición identificadas como importantes para las emisiones actuales y futuras del Complejo. Las exposiciones químicas cuantificadas incluyen la inhalación de dióxido de azufre, partículas transportadas por el aire, plomo, arsénico y cadmio, la ingestión de metales en el suelo, polvo en exteriores, polvo en interiores y agua potable y la ingestión de plomo en la comida.

Se estimaron las concentraciones para cada agente químico y medio de exposición. Los métodos para estimar exposiciones y riesgos son diferentes para el dióxido de azufre, las partículas transportadas por el aire y el plomo que para otros agentes químicos evaluados en el presente estudio de riesgo. A continuación se describen los métodos generales para la evaluación de exposiciones y posteriormente se describen los métodos específicos usados para el dióxido de azufre, el material particulado, el plomo y otros metales.

4.1 MÉTODOS PARA LA EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

El método usado para identificar las rutas de exposición en el presente estudio de riesgo se describe en la Sección 4.1.1, seguido por una explicación del cálculo de las concentraciones en el punto de exposición en la Sección 4.1.2. Las exposiciones por inhalación frecuentemente se evalúan mediante la comparación directa de las concentraciones en el aire en el punto de exposición con los criterios de calidad del aire o con las concentraciones de referencia para la protección de la salud. Cuando se evalúan los riesgos para la salud mediante la comparación de concentraciones, no hay necesidad de calcular una dosis o ingesta del agente químico. Las exposiciones por vía oral generalmente se evalúan estimando la dosis o ingesta diaria promedio de un agente químico en términos de mg/kg de peso corporal. El método usado para calcular la dosis o ingesta se describe en la Sección 4.1.3.

4.1.1 Rutas de Exposición

Las rutas de exposición que se evaluarán en el presente estudio de riesgo se identificaron en base a la revisión de la información disponible sobre los resultados de los eventos complementarios de recolección de información (muestreos y actividades de modelamiento). De acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) (1989), las rutas de exposición pueden descartarse y no darles mayor consideración en un estudio de riesgo por las siguientes razones:

- "la exposición resultante de la ruta es mucho menor que la resultante de otra ruta que involucra al mismo medio en el mismo punto de exposición;
- la magnitud potencial de la exposición a través de una ruta es baja; o

- la probabilidad de que se produzca la exposición es muy baja y los riesgos asociados con la ocurrencia no son altos".

Cada una de las potenciales rutas de exposición identificadas en el análisis preliminar (ver Sección 2.4) fue evaluada usando estos criterios. Se confirmó que la exposición por inhalación era una ruta preocupante para el dióxido de azufre y partículas transportadas por el aire. La ingestión de polvo en superficies exteriores o interiores es la principal ruta preocupante para la exposición a metales. Los niños, especialmente, pasan una cantidad significativa de tiempo al aire libre, jugando en plazas, campos de juego y espacios abiertos en los que se puede acumular polvo sobre las superficies durante el tiempo que transcurre entre un evento de lluvia o limpieza y otro. El polvo se puede adherir a la superficie de la piel de un niño (es decir, a sus manos) mientras juega y luego puede ser ingerido accidentalmente cuando el niño se toca la cara o la boca o cuando come sin lavarse primero las manos.

Los metales también están presentes en elevadas concentraciones en el suelo y el aire, por lo que la ingestión de metales presentes en el suelo y la inhalación de metales presentes en el aire están confirmadas como rutas de exposición que se deben incluir en el presente estudio de riesgo. El agua potable no parece verse afectada por las emisiones del Complejo y no se incluyó en la evaluación de la exposición. La dieta fue confirmada como una ruta de exposición para el plomo. No se estimaron ingestas para otros metales aparte del plomo en la dieta pues no se contaba con información específica para el lugar. No se evaluó la absorción dérmica de partículas de metales en la piel pues los metales tienen una absorción muy limitada a través de la piel. La omisión de estas rutas de exposición se discute en la Evaluación de los Márgenes de Error en la Sección 6.5.

4.1.2 Concentraciones en los Puntos de Exposición

En la mayoría de estudios de riesgo, la información sobre el muestreo de cada medio de exposición es objeto de una evaluación estadística para identificar una concentración de cada agente químico que sea representativa de las exposiciones en cada comunidad. A estas concentraciones se les denomina concentraciones en el punto de exposición.

Las concentraciones en el punto de exposición equivalen a la cantidad de un agente químico que entrará en contacto con una persona durante el período de exposición que se está evaluando. Las concentraciones en el punto de exposición generalmente se estiman a partir de los resultados de muestras de aire, polvo o agua y de la información de las estaciones de monitoreo o usando modelos de dispersión y deposición de agentes químicos para pronosticar las concentraciones en lugares donde las personas pueden entrar en contacto con los agentes químicos. Para el presente estudio de riesgo, se usó la información de monitoreo y de muestreo para estimar las concentraciones en el punto de exposición en el caso de exposiciones actuales, mientras que los resultados del modelo de dispersión y deposición se utilizaron para pronosticar las concentraciones en el punto de exposición en el caso de exposiciones futuras.

4.1.3 Estimación de Dosis e Ingesta

La ingesta hace referencia a la cantidad de un agente químicos que ingresa a la boca o a los pulmones o que entra en contacto con la piel. La ingesta de agentes químicos específicos a través de cada ruta de exposición se estima usando ecuaciones que incorporan cinco factores además de la concentración en el punto de exposición anteriormente descrita. Estos factores o "variables" se describen a continuación:

- Tasa de contacto – la cantidad de agua, alimento polvo o aire que puede ingresar al cuerpo de una persona (al beber, comer, respirar o contactar con la piel) durante un tiempo determinado.
- Frecuencia de exposición – con cuánta frecuencia podría estar expuesta al agente químico una persona
- Duración de la exposición – cuánto tiempo podría estar expuesta al agente químico una persona
- Peso corporal – la masa típica (en kilogramos) para cada grupo etáreo de personas que podrían estar expuestas
- Tiempo en el que se promedia de la exposición – el tiempo (en días) para el cual se promedia la exposición.

La ingesta se estima usando cada una de estas variables y la concentración en el punto de exposición en la siguiente ecuación:

$$\text{Ingesta}(\text{mg/kg} \cdot \text{día}) = \frac{C \times CR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

donde, C = concentración específica del agente químico en el punto de exposición (mg/kg)

CR = tasa de contacto (mg/día m^3/día, etc)

EF = frecuencia de exposición (días al año)

ED = duración de la exposición (años)

BW = peso corporal (kg)

AT = tiempo para el que se promedia la exposición (días)

La combinación de valores específicos elegidos para su uso en esta ecuación se seleccionó en base a estadísticas, criterio profesional y las guías para estudios de riesgo con el fin de producir estimaciones de las exposiciones promedio, denominadas "exposición de tendencia central" y "exposición máxima razonable". La exposición de tendencia central (CTE) representa las exposiciones típicas de una población determinada. La exposición máxima razonable (RME) es un estimado de la mayor exposición que razonablemente podría esperarse que ocurra.

La exposición máxima razonable es considerada protectora de las subpoblaciones sensibles dentro de la comunidad. Por lo general, se usan valores mayores en el cálculo de la tasa de contacto y la duración de la exposición junto con los pesos corporales promedio para proteger a la mayor cantidad de personas dentro de una población. Esto evita una sobreestimación del riesgo basada en el supuesto irracional de que la mayor ingesta se producirá en el individuo más pequeño.

4.2 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN AL DIÓXIDO DE AZUFRE Y AL MATERIAL PARTICULADO

La información sobre monitoreo del aire se usó para pronosticar las concentraciones en los puntos de exposición con el fin de evaluar las exposiciones actuales al dióxido de azufre y al material particulado en el aire ambiental. Las concentraciones en los puntos de exposición para exposiciones a corto plazo se basaron en la segunda mayor concentración de 24 horas reportada durante el 2004 en cada estación de monitoreo. Las concentraciones en los puntos de exposición para exposiciones crónicas se basaron en las concentraciones anuales promedio de dióxido de azufre y material particulado en el aire. Los resultados del análisis con el modelo de dispersión se usaron para pronosticar cómo cambiarían las concentraciones de dióxido de azufre y material particulado en el 2007 y en el 2011, luego de la implementación de los cambios en las operaciones del Complejo.

4.2.1 Selección de Información para su Uso en el Estudio de Riesgo

Para el análisis de las condiciones actuales, se usó la información sobre dióxido de azufre y PM_{10} proveniente de las estaciones de monitoreo operadas por Doe Run Perú: Sindicato, Hotel Inca y Cushurupampa. Cada una de estas estaciones de monitoreo se seleccionó para que representara a una comunidad específica cercana al Complejo. El monitor tenía que estar cerca a una comunidad para ser considerado representativo de las condiciones vigentes en dicha comunidad. La Figura 4-1 muestra la ubicación de las comunidades evaluadas en el presente estudio de riesgo y las estaciones de monitoreo de Doe Run Perú más cercanas. Los nombres de las estaciones son los que aparecen en los resúmenes de información suministrados por Doe Run Perú.

La información de la estación de monitoreo en Sindicato se usó para representar las exposiciones en la comunidad de La Oroya Antigua. Esta estación está ubicada al norte del Complejo, inmediatamente después de cruzar el río Mantaro. Debido a que el monitor de dióxido de azufre en Sindicato está ubicado muy cerca del Complejo, generalmente registra las mayores concentraciones de dióxido de azufre observadas entre los monitores de Doe Run Perú. Gran parte de la comunidad de La Oroya Antigua está ubicada más al norte de la estación en Sindicato y más lejos del Complejo. Las concentraciones en el aire decrecen con la distancia respecto al Complejo, yendo hacia el norte a través de La Oroya Antigua. Por lo tanto, el monitor en Sindicato debe brindar una indicación de las concentraciones más altas en el aire que probablemente se vean en La Oroya Antigua y debe tender a sobreestimar los impactos en las secciones ubicadas más al norte dentro de la comunidad.

La información de la estación de monitoreo en Hotel Inca se usó para representar las exposiciones en la población de La Oroya Nueva. Esta estación de monitoreo está ubicada al oeste de la planta y cerca del punto de confluencia de los ríos Yauli y Mantaro. Si bien está ubicada más lejos del Complejo que la estación en Sindicato, todavía es una de las estaciones de monitoreo más cercanas operadas por Doe Run Perú. La comunidad de La Oroya Nueva está ubicada al sur de la estación en Hotel Inca, a lo largo del río Yauli. Algunas partes de la comunidad de La Oroya Nueva pueden de hecho estar más cerca del complejo que la estación en Hotel Inca. Sin embargo, gran parte de la comunidad está ubicada más al sur por el valle del río Yauli.

Es difícil decir con certeza que las observaciones en el monitor de dióxido de azufre en Hotel Inca siempre serán iguales o mayores que las condiciones en cualquier parte de La Oroya Nueva. Éste sería el caso para las partes de la comunidad ubicada más al sur del Complejo, donde el valle del río Yauli es más amplio y menos escarpado. Las partes al norte de la comunidad están ubicadas más cerca del Complejo, donde el valle es estrecho y escarpado. En general, el monitor en Hotel Inca debe brindar un estimado razonable de las condiciones de 24 horas y las condiciones promedio anual que se esperan en La Oroya Nueva. Debe existir una tendencia a sobreestimar las condiciones en las áreas de la comunidad donde el valle del río Yauli se amplía y los contaminantes pueden esparcirse más, lo que provoca una mayor dilución.

La información de la estación de monitoreo en Cushurupampa se usó para evaluar las exposiciones en la población de Marcavalle. Esta estación está ubicada al suroeste del Complejo en el valle del río Yauli. La estación de Cushurupampa está más cerca del Complejo que la población de Marcavalle, que está ubicada más al sur en el valle del río Yauli. La estación está ubicada en la parte este del valle, donde el terreno es más escarpado. Los resultados del modelo de dispersión indicaron que las mayores concentraciones de dióxido de azufre se encuentran en el extremo este del valle, probablemente debido al terreno más escarpado. Debido a que el monitor está ubicado más cerca del Complejo, pero en la misma dirección que Marcavalle, probablemente tenderá a sobreestimar las condiciones en la población

Ninguna estación de monitoreo estuvo lo suficientemente cerca para establecer las exposiciones actuales en la población de Chucchis, que está ubicada al sur de Marcavalle, a lo largo del río Yauli. La estación de monitoreo de Cushurupampa es el lugar más cercano, pero se consideró que estaba demasiado lejos como para representar con exactitud las condiciones en Chucchis. Debido a que la estación de Cushurupampa está ubicada mucho más cerca del Complejo en la misma dirección que la comunidad de Chucchis, sobreestimaría significativamente las condiciones en Chucchis.

4.2.2 Resumen de los Resultados del Monitoreo

Para caracterizar el riesgo, se utilizaron dos tiempos promedio: un período de un año y un período de 24 horas. Por lo tanto, se calculó una concentración anual promedio de dióxido de azufre a partir de la información sobre monitoreo del aire en cada estación, con el fin de evaluar la exposición a largo plazo. Igualmente, se calculó una concentración máxima diaria a partir de la información sobre monitoreo de cada estación, con el fin de evaluar el potencial de exposición

aguda. La Tabla 4-1 presenta las concentraciones máximas diarias promedio y las concentraciones anuales promedio de dióxido de azufre en el 2004 en cada una de la tres estaciones de monitoreo evaluadas en el presente estudio de riesgo. Estos valores se usaron para caracterizar el riesgo potencial bajo las condiciones actuales (ver la Sección 6.1).

Para propósitos comparativos, la Tabla 4-1 también presenta las concentraciones promedio, tanto anuales como máximas diarias, de dióxido de azufre para los años 2002 y 2003, así como las concentraciones máximas diarias promedio para el primer trimestre del 2005. Si bien el uso de esta información no resulta adecuado para la evaluación de las condiciones actuales, sí brinda un contexto para la evaluación de la información del 2004. Como se muestra en la Tabla 4-1, las mayores concentraciones promedio de dióxido de azufre se midieron en Hotel Inca (La Oroya Nueva). Esto difiere de años anteriores (2002 y 2003), cuando las concentraciones de dióxido de azufre tendían a ser muy similares en Hotel Inca (La Oroya Nueva) y en Sindicato (La Oroya Antigua), que de hecho está más cerca del Complejo. Este cambio puede estar asociado con cambios en las operaciones en la planta o con patrones climatológicos. Estas diferencias a lo largo de los años enfatizan la necesidad de un monitoreo permanente.

Una revisión de las concentraciones de dióxido de azufre recolectadas en cada hora del día (24 horas continuas) durante el 2004 reveló tendencias diarias. Los tres monitores (Sindicato, Hotel Inca y Cushurupampa) muestran que las concentraciones de dióxido de azufre alcanzan su máximo nivel durante la mañana y al principio de la tarde, de aproximadamente 8 a.m. a 1 p.m. En las Figuras 4-2 a 4-4 se muestra una representación gráfica de la consistencia de este pico diario en las concentraciones de dióxido de azufre en el aire ambiental. Las figuras presentan la concentración horaria promedio para cada mes del año en cada uno de los tres monitores de la comunidad usados en la caracterización de riesgos. Si bien algunos meses claramente muestran picos mayores que otros, no se distinguió ninguna tendencia estacional en base a un limitado análisis de tendencias en la información de monitoreo. Una tendencia similar se observó en el caso de PM_{10} en Sindicato, pero las concentraciones horarias promedio de PM_{10} en Hotel Inca y Cushurupampa tienden a ser más variables y las tendencias diarias no son tan marcadas como en el caso del dióxido de azufre.

Las Figuras 4-2 a 4-4 también muestran que el monitor en Hotel Inca, que aparece en la Figura 4-3, tiene la mayor concentración horaria promedio mensual de los tres monitores evaluados. Este valor máximo ocurrió en noviembre del 2004. Los meses restantes en Hotel Inca indican picos de magnitud similar a los del monitor en Sindicato que se muestra en la Figura 4-2. La concentración anual promedio del monitor en Hotel Inca fue aproximadamente 16% mayor que la del monitor en Sindicato. El monitor en Cushurupampa tuvo el menor pico mensual de los tres monitores y el menor promedio anual. Esto era de esperarse, pues este monitor está más lejos del Complejo que los otros dos monitores. No se hizo ningún intento por evaluar alguna potencial correlación, temporal o espacial, entre las ubicaciones de los monitores, pues ello estaba fuera de las necesidades del actual estudio de riesgo.

Si bien la información fue insuficiente para evaluar con exactitud las tendencias estacionales, una revisión de las Figuras 4-2 a 4-4 muestra que las concentraciones pico en los meses de verano y

otoño (noviembre-julio) fueron consistentemente mayores que durante los meses de invierno y primavera (mayo-diciembre), particularmente en Hotel Inca y Cushurupampa. El supuesto inicial fue que se verían mayores concentraciones en invierno, debido a la mayor incidencia de las condiciones locales de inversión atmosférica. En contra de las expectativas, las concentraciones pico de dióxido de azufre en Hotel Inca y Cushurupampa en realidad decrecieron durante el invierno. Según personal de la planta de Doe Run Perú, una explicación potencial para esta observación es el Programa de Control Intermitente implementado por el Complejo durante los meses de invierno de 2003-2004. El Programa de Control Intermitente incluye disposiciones para recortar las operaciones que producen emisiones de dióxido de azufre durante los períodos en los que existen condiciones meteorológicas que pudieran tener un impacto adverso sobre la calidad del aire en el área.

4.3 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN AL PLOMO

Los riesgos asociados con exposiciones al plomo en una población de estudio se determinan mediante la comparación de las concentraciones de plomo en sangre, observadas o pronosticadas en dicha población, con las concentraciones asociadas con efectos adversos en la salud en otras poblaciones previamente estudiadas. Como se describió anteriormente, se han realizado en La Oroya varios estudios de plomo en sangre y existen planes para continuar monitoreando los niveles de plomo en sangre en el futuro. Estos estudios pueden usarse para caracterizar la magnitud de las exposiciones actuales y continuas al plomo y para pronosticar los riesgos para la salud.

Debido a la poca información, existen limitaciones para entender la contribución relativa de las diferentes fuentes de exposición. Se han desarrollado modelos toxicocinéticos que permiten evaluaciones específicas para determinadas rutas. Estos modelos se basan en estimados de la ingesta de plomo a partir de medios ambientales como el aire, el suelo y el polvo y otras fuentes como el agua potable, la dieta y productos de consumo con contenido de plomo. La información sobre concentraciones obtenida de muestras de aire, suelo, polvo, agua potable y dieta en la comunidad puede combinarse con estimados de las tasas de inhalación y de ingestión para calcular los niveles de ingresos. Luego, se usan parámetros toxicocinéticos, incluyendo estimados de la absorción de plomo de cada medio, para pronosticar los niveles de plomo en sangre.

La USEPA ha publicado varios modelos toxicocinéticos que pueden aplicarse para pronosticar la distribución de concentraciones de plomo en poblaciones de niños o adultos. Estos modelos incluyen muchos supuestos predeterminados para los parámetros del modelo, que se espera sean representativos de la población de los Estados Unidos. Por una serie de razones, estos parámetros predeterminados no son representativos de la población del Perú o de La Oroya. En consecuencia, el presente estudio de riesgo ha debido realizar un considerable esfuerzo para identificar supuestos que sean más representativos. La corrección de los parámetros seleccionados se ha evaluado mediante la comparación de las predicciones de plomo en sangre realizadas por el modelo con las concentraciones de plomo en sangre reportadas en estudios anteriores. Las concentraciones de plomo en sangre usadas para el presente estudio se incluyen en el Apéndice E.

Las siguientes secciones documentan el desarrollo de modelos de exposición al plomo para niños y adultos.

4.3.1 Modelos de Exposición para Niños

La USEPA ha desarrollado dos modelos para pronosticar las concentraciones de plomo en sangre en niños. El modelo biocinético de exposición integral al plomo (IEUBK) ha sido diseñado para pronosticar los niveles de plomo en sangre en niños (de 0 a 7 años de edad). El modelo IEUBK fue calibrado contra resultados de estudios de plomo en sangre durante su desarrollo y es el principal modelo usado por al USEPA. Este modelo usa estimados puntuales de los valores promedio de los parámetros de entrada y las concentraciones de plomo en los medios ambientales para calcular una concentración promedio de plomo en sangre. Luego se aplica un estimado de la desviación estándar geométrica para crear una distribución lognormal de las concentraciones de plomo en sangre.

El segundo modelo, llamado modelo de exposición estocástica integrada (ISE), usa distribuciones de los parámetros de entrada y las concentraciones de plomo para generar la distribución pronosticada de las concentraciones de plomo en sangre usando un método tipo Monte Carlo. Por otro lado, el modelo IEUBK y el modelo ISE se basan en el mismo modelo toxicocinético para pronosticar las concentraciones de plomo en sangre producidas por dosis absorbidas de plomo. El modelo ISE ha sido diseñado para realizar el análisis de incertidumbre de las exposiciones al plomo en niños con el fin de identificar importantes supuestos de modelamiento y fuentes de variabilidad e incertidumbre.

Una premisa subyacente en el modelo IEUBK es el supuesto de que las exposiciones al plomo en lugares contaminados tendrán como elemento predominante la exposición al plomo ingerido del suelo. Se asumen contribuciones menores de la exposición al plomo ingerido a través del polvo en interiores y una exposición mínima debido al plomo inhalado del aire. Estos supuestos no se aplican a lugares con una permanente emisión de plomo al aire, como las fundiciones (Hilts 2003). Tal como se describe en la Sección 2.4 y la Sección 4.1.1, la fundición de La Oroya libera plomo al aire en forma de partículas. Si bien parte del plomo transportado por el aire puede ser inhalado, gran parte de las partículas transportadas por el aire se asientan sobre el pavimento, el suelo y otras superficies exteriores. Este polvo en exteriores contiene concentraciones de plomo mucho mayores que las del suelo subyacente. Debido a que los niños que juegan al aire libre pueden ingerir este polvo después de que éste se adhiera a sus manos, es importante incluir el polvo en exteriores como un medio de exposición aparte en los modelos de exposición al plomo.

El modelo ISE incluye una premisa básica similar, que el suelo ingerido es el principal medio de exposición y que las concentraciones de polvo en interiores se deben a suelo traído al interior de las casas; sin embargo, se encontró que era posible modificar el modelo ISE para permitir que el suelo en exteriores fuera tratado como un medio de exposición aparte. Una modificación similar no pudo realizarse fácilmente con el modelo IEUBK. Adicionalmente, el modelo IEUBK fue diseñado con un supuesto subyacente, que los niveles de plomo en sangre tienen una distribución

lognormal, especialmente entre niños expuestos. En La Oroya los niveles de plomo en sangre entre niños pequeños generalmente presentaban una distribución normal.

El modelo ISE utiliza el mismo modelo toxicocinético y las mismas rutas de exposición que se usan en el modelo IEUBK, pero el modelo ISE utiliza un análisis Monte Carlo para propagar la variabilidad y la incertidumbre a través de los módulos de exposición e ingesta. Entonces, el modelo ISE tiene mayor flexibilidad para reflejar las condiciones en La Oroya y, por lo tanto, fue seleccionado para su uso en el pronóstico de las exposiciones al plomo en los niños de La Oroya.

Una razón importante para seleccionar el modelo ISE es que el análisis estadístico de la información del 2004 sobre plomo en sangre en los niños de La Oroya muestra que las distribuciones más adecuadas son la distribución normal o la distribución gamma (ver Tabla 4-2). Las distribuciones gamma son similares a las distribuciones normales. Sólo un grupo (de 2 a 3 años de edad) muestra una distribución lognormal. Sin embargo, este grupo de datos también sigue una distribución gamma y la correlación de la distribución gamma es más fuerte que la correlación de la distribución lognormal. Los datos sobre plomo en sangre recolectados en el 200 también siguen distribuciones que no son lognormales (ver Tabla 4-2). Dado que el modelo ISE acepta entradas en forma de distribución para parámetros como las concentraciones de plomo en diferentes medios (por ejemplo, suelo, polvo, agua, dieta), puede producir más fácilmente una distribución de los estimados de plomo en sangre que concuerde con las distribuciones observadas en la población.

Esta fase del proyecto usó el módulo unidimensional del modelo ISE, que permite la variación en los valores y distribuciones de las variables de entrada principales con el fin de generar distribuciones de las concentraciones de plomo en sangre en niños que sean consistentes con los datos de muestreo recolectados en cada una de las comunidades. El modelo ISE también incluye una característica de modelo bidimensional que permite la identificación de importantes supuestos de modelamiento y fuentes de variabilidad e incertidumbre en la predicción de las concentraciones de plomo en sangre. En consecuencia, los valores y distribuciones de entrada pueden ser ajustados para generar resultados de modelamiento del plomo en sangre que sean apoyados por la información de muestreo específica del área de estudio. Esta característica no se usó en el presente estudio de riesgo.

Como se señaló anteriormente, un supuesto subyacente en el modelo ISE es que la presencia de plomo en el polvo en interiores se debe al suelo que es traído a la casa. Bajo este supuesto, el modelo ISE combina la ingestión de suelo en exteriores y polvo en interiores como una variable de entrada y aplica un factor para caracterizar la parte de la ingestión que corresponden al suelo. Este supuesto subyacente no es consistente con las rutas de exposición en La Oroya, en las que predominan las elevadas concentraciones de plomo en el polvo en exteriores. Debido a las altas concentraciones y a la movilidad del polvo en exteriores, las concentraciones de plomo en el polvo en interiores están más influenciadas por el polvo de exteriores que es traído al interior de la casa que por el suelo.

Para considerar esta característica específica del área de estudio, se realizó una modificación en la configuración del modelo ISE, mediante la cual el parámetro denominado suelo fue sustituido por el polvo en exteriores y la ingestión de polvo en interiores y polvo en exteriores se fusionó en una tasa de ingesta. Se aplicó un factor para representar la fracción de la ingestión total de polvo que corresponde al polvo en exteriores. Luego, la contribución de plomo ingerido a través del suelo se caracterizó usando el módulo "Otros" dentro del modelo ISE. El módulo "Otros" está diseñado para representar las rutas de exposición adicionales no especificadas en el modelo ISE. Los detalles de estas modificaciones se describen más adelante para cada parámetro. Los archivos de entrada usados en el modelo ISE se incluyen en el Apéndice E.

El modelo ISE fue usado por primera vez para pronosticar los niveles de plomo en sangre mediante un proceso iterativo en el que se seleccionaban parámetros y distribuciones de entrada y luego el resultado del modelo era comparado con las distribuciones de plomo en sangre reportadas en el estudio realizado en el 2004 por la Dirección General de Salud Ambiental (DIGESA) del Ministerio de Salud. A continuación, los valores de los parámetros de ingreso y sus distribuciones asociadas eran modificados y el modelo era corrido nuevamente hasta que la distribución pronosticada brindara una concordancia razonable con la distribución reportada por DIGESA (2005). Entonces, el modelo calibrado era usado para pronosticar las concentraciones futuras de plomo en sangre en el 2007 y en el 2001, luego de las reducciones en las emisiones de plomo de la fundición. Las dos secciones siguientes describen estas actividades de modelamiento.

4.3.1.1 Determinación de las Entradas del Modelo ISE para el Escenario Actual

Esta sección presenta el desarrollo del modelo ISE y las entradas para el actual escenario de exposición. Existen dos tipos de parámetros de entrada que se usan en el modelo ISE. El primer tipo es el de los parámetros generales que son aplicables a todas las corridas del modelo de simulación para las comunidades evaluadas. El segundo tipo está conformado por parámetros específicos para el lugar que son aplicables a comunidades específicas o períodos de tiempo determinados.

Los parámetros que fueron los mismos en cada comunidad incluyen:

- Frecuencia de exposición
- Tiempo promedio
- Tasa de ingestión de polvo y suelo
- Factor de ajuste de la tasa de ingestión de polvo de acuerdo a la edad
- Factor de ajuste de la tasa de ingestión de agua de acuerdo a la edad
- Factores de absorción a través de diferentes medios (por ejemplo, polvo, suelo, agua, dieta)
- Tasas de ventilación de acuerdo a la edad

- Tiempo que se pasa al aire libre para cada grupo etáreo
- Factor de absorción pulmonar de acuerdo a la edad

En la Tabla 4-3a, se presentan los valores de entrada y distribuciones, de ser aplicable, para estos parámetros. Los valores y distribuciones de cada uno de estos parámetros se determinaron o seleccionaron en base a una de las siguientes fuentes o justificaciones:

- Supuesto predeterminado por la USEPA
- Información de muestreo específica para el área de estudio
- Observaciones y entrevistas con pobladores locales
- Criterio profesional o mejor adecuación del modelo.

En la Tabla 4-3a se presentan las fuentes o justificaciones respectivas de cada uno de los valores de los parámetros. Los valores de los parámetros específicos para las comunidades se presentan en la Tabla 4-3b (La Oroya Antigua), Tabla 4-3c (La Oroya Nueva), Tabla 4-3d (Marcavalle) y Tabla 4-3e (Chucchis). A continuación se presenta una discusión sobre la derivación de los valores de entrada para rutas de exposición específicas y otros parámetros. En la Sección 4.3.1.2. se describe en mayor detalle el proceso de identificación del modelo más adecuado para los valores de entrada.

- **Entradas para las Rutas de Polvo en Exteriores y en Interiores**

El ingreso de plomo a través del polvo se calcula en μg/día en base a tres parámetros:

- concentración de plomo en el polvo en mg/kg,
- tasa de ingestión de polvo en mg/día, y
- porcentaje de la dosis que es absorbida (es decir, absorción).

Para cada comunidad, se obtuvo una distribución de concentraciones de plomo en el polvo en exteriores y en interiores en base a la información de las muestras recolectada por Integral. Los detalles sobre el muestreo de polvo en exteriores (polvo en la comunidad) y del polvo en interiores (polvo en la casa) se presentan en la Sección 3.2. Las tasas de ingestión de suelo y polvo predeterminadas en el modelo varían con la edad, con diferentes tasas de ingestión cada año desde 0 hasta 7 años de edad. Las tasas de ingestión de polvo dependientes de la edad se determinaron en base al criterio profesional y a la mejor adecuación del modelo. Se aplicaron factores de ajuste de las tasas de ingestión de suelo dependientes de la edad al calcular la ingestión de polvo para diferentes grupos etáreos. Se asumió que la distribución de la absorción de plomo a partir de polvo en exteriores y en interiores era una distribución triangular con un valor más probable de 40%, un valor mínimo de 15% y un valor máximo de 65%. El valor más probable refleja la expectativa de que el plomo en el polvo tenga mayor biodisponibilidad en comparación con el plomo en el suelo.

Tal como se describió anteriormente, el modelo ISE no incluye un parámetro para polvo en exteriores. Para adaptar este modelo de manera que represente de la mejor manera las condiciones en La Oroya, se ingresaron los valores de entrada para el polvo en exteriores bajo "Suelo". Los valores de entrada para polvo en interiores se ingresaron bajo "Polvo". Los valores de entrada y las correspondientes distribuciones se presentan en las Tablas 4-3b a 4-3e.

- **Entradas para la Ruta de Plomo en el Suelo**

El ingreso de plomo en el suelo en μg/día se calcula en base a tres parámetros:

- concentración de plomo en el suelo en mg/kg,
- tasa de ingestión de suelo en mg/día, y
- porcentaje de la dosis que es absorbida (es decir, absorción).

Para cada comunidad, se obtuvo una distribución de concentraciones de plomo en el suelo en base a la información de las muestras de suelo recolectada por Integral. Los detalles sobre el muestreo de suelo se presentan en la Sección 3.2. Las tasas de ingestión de suelo predeterminadas en el modelo ISE varían con la edad, con diferentes tasas de ingestión cada año desde 0 hasta 7 años de edad. Sin considerar el factor de la ajuste por edad, la tasa de ingestión predeterminada para suelo y polvo es de 135 mg/día. La Tabla 4-3a muestra los factores de ajuste por edad para los diferentes grupos etáreos.

Las tasas de ingestión de plomo en el suelo se determinaron en base al criterio profesional y a la mejor adecuación del modelo, junto con la consideración de los factores de ajuste de la tasa de ingestión predeterminada. De acuerdo con la mejor adecuación del modelo ISE, se determinó que la tasa de ingestión de suelo tenía una distribución normal. La tasa de ingestión media fue de 20 mg/día con una desviación estándar de 8.3 mg/día. Luego, se aplicaron los factores de ajuste de la tasa de ingestión de suelo dependientes de la edad sobre la tasa de ingestión media y la desviación estándar para calcular la ingesta de suelo en cada uno de los diferentes grupos etáreos del presente estudio de riesgo.

Se asumió que la distribución de la absorción de plomo en el suelo tenía una distribución triangular, con un valor más probable de 30%, un valor mínimo de 10% y un valor máximo de 50%. El valor más probable es el mismo que el valor medio predeterminado del modelo y refleja la expectativa de que el plomo en el suelo tenga una menor biodisponibilidad que el plomo en el polvo.

Como se discutió anteriormente, las distribuciones de la ingesta diaria de suelo, dependientes de la edad y expresadas en μg/día, se ingresaron bajo la ruta "Otros" en el modelo ISE. Para cada comunidad, se generó la distribución de ingestas ingresando las distribuciones para los tres parámetros de entrada en un programa Monte Carlo. Luego, la distribución resultante fue usada en el modelo ISE.

- **Entradas para la Ruta de Aire**

La exposición al plomo en el aire se calcula en base a tres parámetros:

- Concentración anual promedio de plomo en el aire en $\mu g/m^3$
- Tasa de ventilación en m^3/día y
- Absorción de plomo a través de los pulmones.

En base a la información sobre monitoreo de aire recolectada por Doe Run Perú durante el 2004 (ver Sección 3.1.1), se identificaron las distribuciones de plomo en aire para cada una de las comunidades evaluadas. Como se describe en la Sección 3.1.1, Doe Run Perú reportaba las concentraciones de aire en términos de temperatura y presión estándar (es decir, 0ºC y 1 atmósfera). Esta información se convirtió a temperatura y presión normales (es decir, 25ºC y 1 atmósfera). Se usaron los supuestos predeterminados por la USEPA para tasas de ventilación. Tal como se discutió en la Sección 4.4.3, las personas que viven a altitudes elevadas pueden tener mayores tasas de ventilación; sin embargo, debido a que las concentraciones de plomo usadas fueron reportadas a temperatura y presión normales, las tasas de ventilación no se incrementaron. La absorción de plomo en el aire se ingresó como un estimado puntual de 32%, el mismo valor que el valor predeterminado por la USEPA.

- **Entradas para la Ruta de Dieta**

La exposición al plomo a través de la dieta se basa en dos parámetros:

- Ingreso a partir de la dieta en μg/día, y
- Absorción de plomo a partir de la dieta.

En base a información específica para el área de estudio respecto a l ingresoa través de la dieta, obtenida del estudio realizado en La Oroya Antigua (ver Sección 3.2.2 y Apéndice C), se determinó una distribución para la ingesta de plomo a través de la dieta dependiente de la edad. Estos valores y distribuciones se aplicaron a todas las comunidades. Es posible que debido al hecho de que el estudio se realizó en La Oroya Antigua los valores usados sean mayores que el ingreso real de plomo a través de la dieta en las otras comunidades.

Dado que la información sobre ingesta a través de la dieta se recolectó sólo de dos grupos etáreos de niños, de 12 a 23 meses y de 24 a 35 meses, se determinaron valores y distribuciones de ingesta dependientes de la edad para los niños de 1 a 2 años y de 2 a 3 años. Para el resto de los cinco grupos etáreos se procedió a aplicar el valor y la distribución promedio general. Este supuesto puede haber sobreestimado las ingestas de plomo en infantes menores de 1 año y puede haber subestimado la ingesta de plomo a través de la dieta en niños mayores. Los valores seleccionados se muestran en las Tablas 4-3b a 4-3e.

- **Entradas para la Ruta de Agua de Consumo Humano**

La exposición al plomo a través del agua de consumo humano se calcula en base a tres parámetros:

- Concentración de plomo en el agua potable en μg/L
- Tasa de ingestión de agua en l/día, y
- Absorción de plomo del agua potable.

En base a las muestras de agua potable recolectadas por Integral (ver Sección 3.2.1), se identificaron estimados puntuales o distribuciones de plomo en el agua para cada comunidad evaluada. Para las tasas de ingestión de agua se usaron los supuestos predeterminados por la USEPA para la ingestión. La absorción de plomo del agua se ingresó como una distribución triangular con un valor más probable de 50%, un valor mínimo de 30% y un valor máximo de 70%. El valor más probable es igual al valor medio predeterminado por la USEPA.

- **Entradas para la Concentración de Plomo en Sangre Materna**

La concentración de plomo en la sangre materna determinará la concentración de plomo en los infantes al nacer y continuará teniendo una influencia, aunque cada vez menor, en los niveles de plomo en sangre a medida que los niños crecen. En consecuencia, era importante usar información sobre las mujeres en edad fértil en La Oroya para este parámetro. Las concentraciones promedio de plomo en sangre materna se obtuvieron de un estudio realizado en el 2000 por Doe Run Perú (DRP 2001a, ver la descripción en la Sección 3.1.5). Se determinó un valor puntual para la concentración de plomo en sangre materna en cada una de las poblaciones evaluadas en base al nivel medio de plomo en sangre en las mujeres de 16 a 35 años de edad (ver Tabla 4-4). La Tabla 4-4 también presenta las distribuciones estadísticas de los valores para los percentiles 10, 20, 50, 80 y 90 de la información sobre plomo en sangre en mujeres del grupo etáreo de 16 a 35 en todas las comunidades. Los valores usados para el modelo ISE en todas las poblaciones se presentan en las Tablas 4-3b a 4-3e.

4.3.1.2 Calibración del Modelo ISE y Determinación de las Tasas y Distribuciones de la Ingestión de Polvo y Suelo

Usando los valores y distribuciones tanto generales como específicos del área de estudio, tal como se describió anteriormente, así como la información sobre muestreo de plomo en sangre recolectada en La Oroya por DIGESA en noviembre y diciembre del 2004 (DIGESA 2005), se realizó un análisis de calibración para el modelo ISE. El análisis de calibración se llevó cabo a través de un método iterativo.

En primer lugar, se realizaron análisis estadísticos con la información recolectada sobre plomo en sangre. Se identificó el patrón de distribución de la información sobre plomo en sangre recolectada en el 2001 y el 2004 para cada grupo etáreo. Se calcularon varios valores estadísticos, como la media y los percentiles 10, 25, 50, 75 y 90 de la información sobre plomo en sangre. Los

resultados del análisis estadístico en cada una de las comunidades se presentan en las Tablas 4-2 y 4-5, así como en las Tablas 4-6a y 4-6b.

En segundo lugar, se ingresaron al modelo los valores y distribuciones generales y específicos del área de estudio como parámetros del modelo. Se asignaron los valores estadísticos iniciales (por ejemplo, media, desviación estándar) y las distribuciones para la tasa de ingestión de polvo en exteriores y en interiores (que en el modelo aparecen como "suelo" y "polvo", respectivamente) y la ingesta de plomo en el suelo (que en el modelo aparece como "otros") y se otorgó un valor puntual al factor que representa la fracción de la ingesta proveniente del polvo en exteriores.

En tercer lugar, se realizó una corrida inicial del modelo ISE con el número seleccionado de iteración de Monte Carlo y se predijo la concentración media de plomo en sangre, así como los valores para los percentiles 10, 25, 50, 75 y 90.

En cuarto lugar, los valores de plomo en sangre para la media y los percentiles 10, 25, 50, 75 y 90 obtenidos mediante el modelo se compararon con los resultados estadísticos de la información del muestreo de plomo en sangre en cada una de las poblaciones de La Oroya. Después de examinar las desviaciones de los resultados del modelo para el plomo en sangre respecto de los resultados estadísticos, se asignaron nuevos valores y distribuciones estadísticas a las distribuciones de las tasas de ingestión y absorción de polvo y suelo y a continuación se corrió nuevamente el modelo ISE.

Finalmente, los procedimientos descritos en los pasos 3 y 4 se repitieron hasta que los resultados del modelo ISE para la media y los diferentes valores percentiles estuvieran lo suficientemente cerca de los resultados del muestreo de sangre, completándose así el proceso de calibración. Los resultados finales del modelo ISE se compararon con la información sobre muestreo en sangre de cada una de las poblaciones de La Oroya. Los resultados de la comparación se indican en las Tablas 4-6a y 4-6b.

4.3.1.3 Determinación de las Entradas del Modelo ISE para Escenarios Futuros

Como se describió en la Sección 3.3, las reducciones futuras esperadas en las emisiones de plomo de la fundición se usaron en el modelo de dispersión de aire para pronosticar los cambios en las concentraciones de plomo en el aire, así como los cambios en las tasas de deposición de plomo en años futuros. En La Oroya Antigua, se pronostica que las concentraciones de plomo en el aire deben caer en 80% en el 2007 y en 85% en el 2011. Para otras comunidades se pronosticaron reducciones porcentuales algo menores. Estas reducciones porcentuales pronosticadas en la concentración de plomo en el aire y en las tasas de deposición se usaron para pronosticar las concentraciones en el aire y las tasas de deposición futuras. Estos valores se muestran en las Tablas 4-7a a 4-7d. Por ejemplo, como se muestra en la Tabla 4-7a, la concentración anual promedio de plomo en el aire en el 2004 en La Oroya Antigua fue de 2.87 $\mu g/m^3$. Debido a que para el 2007 se pronostica una reducción de 80% en este valor, la concentración en el aire para el 2007 se determinó multiplicando 2.87 por un factor de (1 - 0.8) o 0.2. Esto dio como resultado que la concentración de plomo en el aire para el 2007 se pronosticara en 0.57 $\mu g/m^3$.

Las reducciones porcentuales proyectadas en las tasas de deposición de plomo también se usaron para pronosticar las reducciones en las concentraciones de plomo en el polvo en exteriores, el polvo en interiores, el suelo y la dieta. En otra fundición ubicada en Trail, Columbia Británica, Canadá, se midieron las concentraciones de plomo en el aire, en las precipitaciones de polvo en exteriores (un medida de las tasas de deposición), en el polvo de calle, en el polvo en las casas y en el suelo antes y después de la instalación de un nuevo horno (Tabla 4-8, Hilts 2003). En Trail se encontró que la reducción porcentual en las concentraciones de plomo en el polvo de la calle se debía en gran medida a la reducción porcentual en las tasas de precipitación de polvo con plomo (es decir, en un factor de 0.9 en comparación con la precipitación de polvo). Las concentraciones de polvo en interiores se redujeron en menor medida (es decir, en un factor de 0.5 en comparación con la precipitación de polvo). Las concentraciones de plomo en el suelo no se redujeron significativamente (es decir, en un factor de 0.1 en comparación con la precipitación de polvo).

Usamos los hallazgos de Trail como la base para pronosticar reducciones en las concentraciones de plomo en varios medios en La Oroya. Se asumió que las concentraciones de plomo en el polvo en exteriores se reducirían en la misma medida que las reducciones en la deposición de plomo (es decir, en un factor de 1.0 en comparación con las reducciones en la deposición). Se pronosticó que la reducción en las concentraciones de plomo en interiores se daría en un factor de 0.8 en comparación con la reducción en la deposición de plomo. Ésta es una reducción mayor que la observada en Trail (donde el polvo en interiores se redujo en un factor de 0.5 en comparación con la precipitación de polvo), pero refleja el hecho de que la mayoría de casas en La Oroya no están tan herméticamente selladas como las casas en Trail. Para las reducciones en las concentraciones de plomo en el suelo en comparación con las reducciones en la deposición, se asumió un factor de 0.1 en el 2007 y un factor de 0.3 en el 2011. Se pronosticó que la ingesta de plomo a través de la dieta se reduciría en un factor de 0.6 en comparación con la reducción en las tasa de deposición de plomo. Se juzgó que el factor 0.6 era un estimado razonable de la contribución de la deposición de plomo a las concentraciones totales de plomo en la comida.

Estos factores forman la base para las reducciones porcentuales pronosticadas para cada fuente de exposición en las Tablas 4-7a a 4-7d, es decir el cambio porcentual en la deposición de plomo proyectado para el año 2007 y 2011 fue multiplicado por los factores descritos anteriormente para el polvo en exteriores, el polvo en interiores, el suelo y la dieta en cada comunidad a fin de obtener el cambio porcentual proyectado que se incluye en la lista.

Como se señaló anteriormente, el modelo ISE incluye una entrada para la contribución materna a los niveles de plomo en sangre de los niños. Se espera que las reducciones pronosticadas en las concentraciones de plomo en el aire, el polvo, el suelo y la dieta generen reducciones en los niveles de plomo en sangre de las madres hacia el 2007 y el 2011. Como se describió líneas arriba, se pronosticaron los niveles de plomo en sangre en mujeres en edad fértil para los años 2007 y 2011. Los niveles de plomo en sangre materna pronosticados para los años 2007 y 2011 en cada comunidad se incorporaron al modelo ISE para pronosticar con mayor exactitud los niveles futuros de plomo en sangre en los niños.

Los parámetros de entrada para futuros escenarios (años 2007 y 2011) en el modelo ISE se resumen en las Tablas 4-3b a 4-3e. Los parámetros de entrada para futuros escenarios se aplicaron en las corridas del modelo ISE para pronosticar las concentraciones futuras de plomo en sangre y caracterizar los riesgos para la salud entre los niños. Los resultados pronosticados en cuanto a riesgos se presentan y discuten en la Sección 6.2.1.

4.3.2 Modelo de Exposición al Plomo en Adultos

La USEPA (2003b) recomienda el uso de un modelo toxicocinético llamado el modelo de plomo en adultos (ALM). De manera similar al modelo IEUBK y al modelo ISE, el modelo ALM se basa en el supuesto de que el suelo es la principal fuente de exposiciones al plomo en lugares contaminados. Dado que se piensa que el polvo en exteriores, y no el suelo, es la principal fuente de exposiciones al plomo en La Oroya, las entradas del modelo se modificaron para reflejar mejor las condiciones de La Oroya. La versión del modelo ALM que usa la USEPA es mucho más simple que los modelos IEUBK e ISE y no incluye la opción de ingresar valores específicos del área de estudio para el polvo en exteriores, el agua, el aire y la dieta. Tal como se describe a continuación, usamos la información sobre polvo en exteriores en lugar de la información sobre el suelo en el modelo y tomamos en cuenta las exposiciones al plomo en el suelo, la dieta y el aire relacionadas con el área de estudio mediante un valor de línea de base elevado para el plomo en sangre.

El modelo ALM incluye un módulo para pronosticar los niveles de plomo en sangre fetal con el fin de apoyar estimados de exposición que protejan al "feto de una trabajadora que desarrolle una carga corporal como resultado de una exposición no residencial al plomo". Según la USEPA (2003b), la protección del feto es el extremo más sensible de la salud en los adultos. De manera similar al modelo IEUBK para exposición residencial, el riesgo objetivo del modelo ALM es no más de un 5% de probabilidad de que un feto expuesto al plomo exceda un nivel de plomo en sangre de 10 μg/dl (USEPA 2003b).

El modelo ALM usa un método técnico descrito por Bowers et al. (1994) que pronostica el nivel de plomo en sangre en un adulto ante una exposición a plomo relacionada con el área de estudio sumando el nivel de plomo en sangre de la "línea de base" (PbB_0) (es decir, el nivel que existiría en ausencia de cualquier exposición relacionada con el área de estudio) con el incremento en la concentración de plomo en la sangre que se espera como resultado de un incremento en la exposición debido al contacto con el suelo contaminado con plomo. Este último valor se estima multiplicando la dosis diaria promedio de plomo absorbido del suelo por un "factor de pendiente biocinética" (BKSF). Así, la ecuación básica para la exposición al plomo en el suelo será:

$$PbB = PbB_0 + BKSF \times \left(\frac{PbS \times IR_s \times AF_s \times EF_s}{365} \right)$$

Donde:

PbB = Concentración media geométrica de plomo en sangre (μg/d) en mujeres de edad fértil expuestas en el área de estudio

PbB_0 = Concentración media geométrica "de fondo" de plomo en sangre (μg/dl) en mujeres de edad fértil en ausencia de exposición al suelo del área de estudio

BKSF = Factor de pendiente biocinética (μg/dl de incremento en los niveles de plomo en sangre por μg/día de plomo aborbido)

PbS = Concentración de plomo en el suelo (μg/g)

IR_s = Tasa de ingreso de suelo, incluyendo tanto suelo de exteriores como polvo derivado de suelo en interiores (g/día)

AF_s = Fracción de absorción gastrointestinal absoluta del plomo en el suelo y en el polvo (adimensional). El valor de AF_s está dado por:

$$AF_s = AF_{food} \times RBA_{soil}$$

EF_s = Frecuencia de exposición por contacto con suelo y polvo del área de estudio (días por año)

RBA = Ajuste por biodisponibilidad relativa

Si se introduce un factor K_{SD} (que representa una fracción de masa de suelo en el polvo) y un factor de ponderación W_s (que representa la fracción de IR_s ingerida como suelo en exteriores) en la ecuación básica para la exposición al plomo en el suelo, la ecuación básica podrá ser reformulada de la siguiente manera (USEPA 2003b):

$$PbB = PbB_0 + BKSF \times PbS \times \frac{\left[\left(IR_s \times AF_s \times EF_s \times W_s\right) + \left(K_{SD} \times IR_s \times \left(1 - W_s\right) \times AF_s \times EF_s\right)\right]}{365}$$

Donde:

K_{SD} = Fracción de masa de suelo en el polvo (adimensional)

W_s = Fracción de IR_s ingerida como suelo en exteriores (adimensional)

Esta ecuación reformulada se usó para el modelo de plomo en sangre en adultos en el presente estudio.

Una vez calculada la concentración media geométrica de plomo en sangre, se puede estimar toda la distribución de valores probables de plomo en sangre en la población de personas expuestas, asumiendo que la distribución es lognormal con una desviación estándar geométrica individual especificada (GSD_i). El percentil 95 de la distribución pronosticada está dado por la siguiente ecuación de Aitchison y Brown (1957):

$$percentil95 = GM \times GSD_i^{1.645}$$

Donde:

GM = Media geométrica

GSD_i = Desviación estándar geométrica individual

El modelo ALM también usa las siguientes ecuaciones para calcular la media y el percentil 95 de las concentraciones en sangre fetal:

$$PbB_{fetal} = R_{fetal-maternal} \times PbB_{adult}$$

$$PbB_{fetal,0.95} = R_{fetal/maternal} \times PbB_{adult,central} \times GSD_{i,adult}^{1.645}$$

Donde:

PbB_{fetal} = Concentración de plomo en sangre fetal (μg/dl) (que, como PbBadult, es una cantidad variable con la distribución probabilística especificada).

$R_{fetal/maternal}$ = Constante de proporcionalidad entre las concentraciones de plomo en sangre fetal y materna.

PbB_{adult} = Concentración de plomo en sangre en adultos (μg/dl), estimada con parámetros apropiados para mujeres en edad fértil.

$PbB_{fetal,0.95}$ = La concentración de plomo en sangre (μg/dl) en fetos nacidos de mujeres con exposición en el área de estudio especificada.

Existe evidencia de que las concentraciones de plomo en sangre fetal son consistentemente menores que las concentraciones de plomo en sangre materna en un factor de 0.9. En consecuencia, en el presente estudio, se usó para $R_{fetal/maternal}$ el valor predeterminado del modelo ALM, 0.9. El uso de un estimado puntual para este valor implica una relación determinística (no aleatoria) entre las concentraciones de plomo en sangre materna y fetal. Este supuesto omite una fuente de variabilidad (ratios de plomo en sangre fetal a materna variables, específicos para cada persona) que tendería a incrementar la varianza de las concentraciones de plomo en sangre fetal (USEPA 2003b).

A continuación se describen supuestos adicionales para el modelo, seguidos por una comparación de los valores pronosticados de plomo en sangre con información sobre plomo en sangre de un estudio realizado en el 2000. En el Apéndice E, se incluyen los archivos del modelo ALM usados en el presente estudio.

4.3.2.1 Resumen de Parámetros de Entrada

Los parámetros de entrada para el modelamiento de las condiciones actuales y futuras se presentan en la Tabla 4-9 y se describen a continuación.

- **Concentraciones de Plomo en el Polvo en Exteriores**

La concentración media de plomo en el polvo en exteriores de cada comunidad se obtuvo en base a las muestras recolectadas por Integral en marzo y junio del 2005. Los detalles sobre el muestreo y el análisis del polvo en exteriores (polvo en la comunidad) y el polvo en interiores (polvo en la casa) se presentan en la Sección 3.2. Las reducciones en la concentración futura de plomo en el polvo en exteriores se basan en los cambios en las tasas de deposición de plomo pronosticadas por los modelos de dispersión de aire para el 2007 y el 2011. Se asumió que la reducción en las tasas de deposición de plomo en el 2007 y el 2011 se reflejará directamente en reducciones en las concentraciones de plomo en el polvo en exteriores. En la Tabla 4-9 se resumen las menores concentraciones de plomo en el polvo en exteriores pronosticadas para el 2007 y el 2011.

- **Fracción de Masa de Polvo en Exteriores en el Polvo en Interiores y Factor de Ponderación**

El modelo ALM incluye el supuesto de que las concentraciones de plomo en el polvo en interiores se deben al suelo con contenido de plomo que es traído a las casas. En La Oroya, se piensa que el polvo en exteriores es el principal contribuyente del polvo en interiores. Se asume que las mujeres en edad fértil ingieren plomo tanto del polvo en exteriores como del polvo en interiores. Se usó un factor de ponderación para distribuir la tasa de ingestión de polvo entre polvo en exteriores y polvo en interiores. Se asumió que 40% del polvo ingerido proviene del polvo en exteriores (es decir, un factor de ponderación de 0.4).

El modelo ALM también incluye un término para pronosticar la concentración en el polvo en interiores a partir de las concentraciones en el suelo. Este término, representado por K_{SD}, es llamado "fracción de masa de suelo en el polvo en interiores". En el caso de La Oroya, usamos este término para pronosticar la contribución del polvo en exteriores a la concentración de plomo en el polvo en interiores. Se contaba con información sobre polvo en interiores específica para cada comunidad evaluada, por lo que se usó el ratio entre concentración media de polvo en interiores y concentración media de polvo en exteriores en cada comunidad como una medida de la fracción de masa correspondiente al polvo en exteriores.

- **Factor de Pendiente Biocinética**

El modelo original de Bowers, en el que se basó el modelo ALM de la USEPA, se desarrolló usando un factor de pendiente biocinética (BKSF) de 0.375 μg/dl por μg/día (Bowers y Cohen 1998), a diferencia del valor de 0.4 μg/dl por μg/día que usó la USEPA como el BKSF predeterminado en el modelo ALM. Debido a que el modelo de Bowers para plomo en adultos ha demostrado pronosticar los niveles de plomo en sangre con exactitud usando este menor BKSF, en el presente estudio se ha usado dicho valor biocinético menor, 0.375 μg/dl por μg/día.

- **Nivel de Línea de Base para Plomo en Sangre**

La concentración de línea de base para plomo en sangre busca representar el mejor estimado de un valor central razonable de la concentración de plomo en sangre en mujeres en edad fértil que no han estado expuestas a suelo contaminado con plomo en el área de estudio (AGEISS 1996). La media geométrica de línea de base predeterminada en el modelo ALM es 1.5 μg/dl (para poblaciones homogéneas) y se basa en estudios realizados en los Estados Unidos. En las áreas bajas de Perú, se estima que el nivel de línea de base para el plomo en sangre en mujeres en edad fértil sea aproximadamente de 6.5 μg/dl en base a un estudio realizado por DIGESA en Lima en 1999 (DIGESA 1999). Se espera que los niveles de línea de base para el plomo en sangre en La Oroya sean mayores debido a los efectos de la altitud en el incremento del hematocrito y por lo tanto en la capacidad de la sangre de portar plomo (ver la Sección 5.3).

Sería difícil determinar de manera confiable un nivel de línea de base para el plomo en sangre que sea verdaderamente independiente de los efectos de la fundición de La Oroya debido a la magnitud de las exposiciones al plomo proveniente de la fundición. Además, fue necesario modificar el rol del nivel de línea de base para el plomo en sangre en el modelo para La Oroya con el fin de tomar en cuenta la contribución a las exposiciones al plomo por parte de otras fuentes relacionadas con el área de estudio. Si bien las exposiciones a polvo en exteriores y a polvo en interiores se determinaron en base a información específica del área de estudio, las exposiciones al plomo a través del suelo y de la dieta se evaluaron indirectamente, usando un nivel de línea de base más alto para el plomo en sangre.

Según el estudio dietario realizado por el IIN en el 2005 (ver e Sección 3.2.2 y Apéndice C), el ingreso medio de plomo a través de la dieta en madres de La Oroya está en el rango de 92 a 163 μg/día (Tabla 3-6). Usando la metodología presentada al inicio de la Sección 4.3.2 y un factor de pendiente biocinética de 0.375 μg/d por μg/día, y un factor de absorción de 8% (ver discusión más adelante), la contribución media de la ingesta de plomo a través de la dieta al nivel de línea de base para el plomo en sangre se puede estimar en el rango de 3 a 5 μg/dl.

Para tomar en cuenta la contribución de la ingestión de suelo a la concentración de línea de base para plomo en sangre, se usó un rango de tasa de ingestión de suelo de 0.02-0.05 g/día. Este rango se determinó en base a la mejor adecuación del modelo ISE (ver la Tabla 4-10) y al criterio profesional, así como a la tasa predeterminada de ingestión de suelo recomendada por la USEPA (USEPA 2003a). Asumiendo que el factor de pendiente biocinética y el factor de absorción para la ingestión a través del suelo son los mismos que para la ingestión a través de la dieta (es decir, 0.375 μg/dl por μg/día y 8%, respectivamente), la contribución de la ingestión de suelo al nivel de línea de base para plomo en sangre en La Oroya Antigua será de 1-4 μg/dl.

Cuando se combinan las contribuciones tanto de la ingesta a través del suelo como de la ingesta a través de la dieta, se pronostica que el incremento medio en el nivel de línea de base para el plomo en sangre de estas fuentes estará en el rango de 4 a 9 μg/dl. Considerando que el nivel de línea de base sin la influencia de las emisiones de la fundición puede llegar hasta a 6.5 μg/dl sin estas influencias específicas del área de estudio, se seleccionó un nivel de línea de base de 9 μg/dl para representar las condiciones actuales, incluyendo la influencia de la fundición en la ingesta de

plomo a través de la dieta y las exposiciones a plomo en el suelo. Se asumió que los niveles de línea de base futuros para el plomo en sangre se reducirían a medida que las emisiones de plomo del Complejo se reduzcan. Los niveles de línea de base usados se presentan en la Tabla 4-9. Se usó la misma concentración de línea de base para el plomo en sangre en las cuatro comunidades, pronosticándose reducciones en el 2007 y el 2011 sobre la base del criterio profesional.

- **Tasa de Ingestión de Suelo y Polvo**

Para el modelo ALM del presente estudio, se usó la tasa de ingestión de suelo y polvo predeterminada en 0.05 g/día (o 50 mg/día) para representar la ingestión combinada de polvo en exteriores y polvo en interiores.

- **Fracción de Absorción de Plomo en el Polvo**

En base a las guías del modelo ALM (USEPA 2003b), la USEPA asume que la fracción de absorción del plomo soluble en el agua o la dieta es 0.2 y que la fracción de absorción del plomo en el suelo es 0.12. Sin embargo, un modelo farmocinético validado para el plomo, desarrollado por O'Flaherty (1993), usó un valor de absorción de plomo en adultos de 0.08 (8%) para el agua y la dieta. Este valor predice con mayor exactitud las exposiciones al plomo en adultos que el valor predeterminado seleccionado por la USEPA. Se espera que en La Oroya la absorción de plomo en el polvo sea similar a la absorción de plomo en la dieta y el agua. Por lo tanto, para el polvo, se seleccionó una fracción de absorción de plomo de 0.08 (ver la Tabla 4-9).

- **Frecuencia de la Exposición**

La frecuencia de exposición predeterminada en el modelo ALM es de 250 días/año para trabajadores en interiores. Dado que estamos pronosticando concentraciones de plomo en sangre para pobladores adultos de La Oroya, se asumió que la frecuencia de exposición era de 365 días al año. Si bien algunos pobladores pueden pasar una semana o más fuera de casa durante el año, se asumió que la mayoría de pobladores no tienen los medios para viajar lejos del área.

- **Desviación Estándar Geométrica**

El valor predeterminado para la desviación estándar geométrica (GSD) en el modelo ALM es 2.1. Sin embargo, la USEPA reconoció que se calculó una GSD de 1.8 entre mujeres adultas en Leadville, Colorado (USEPA 2003b). La USEPA también señaló que una GSD baja (1.6-1.8) era consistente con un análisis de la concentración de plomo en sangre medida en poblaciones de comunidades mineras (USEPA 1992) en los Estados Unidos y Canadá. Los valores más bajos de GSD se esperan entre poblaciones homogéneas.

Este mismo patrón de GSD más alta en poblaciones urbanas heterogéneas y GSD más baja en poblaciones más homogéneas se observa también en el Perú. Información del estudio realizado por DIGESA en Lima en 1999 da valores de GSD de 1.93 y 2.01 para mujeres de 20-24 años y de 25-29 años, respectivamente (DIGESA 1999); igualmente, el valor de la GSD para todas las mujeres en edad fértil en Lima es de 1.81 (ver la Tabla 4-11a).

Por el contrario, los cálculos de GSD a partir de información proveniente del estudio realizado por DIGESA en La Oroya en el 2000 produjo una GSD de 1.43 para mujeres de 16-35 años (ver la Tabla 4-11b). En el caso de mujeres de 16 años o más en todas las comunidades, el valor de la GSD fue de 1.44. Dado que el énfasis del modelo ALM está en predecir la concentración de plomo en sangre en mujeres en edad fértil, se selección un valor de 1.43 para la GSD en el presente estudio.

4.3.2.2 Comparación de las Concentraciones de Plomo en Sangre del Modelo con la Información de Muestreo

Los valores de los parámetros de entrada descritos anteriormente se usaron en el modelo ALM para pronosticar la distribución de las concentraciones de plomo en sangre en mujeres de cada comunidad (Tabla 4-4). Las distribuciones pronosticadas se compararon con las distribuciones de concentraciones de plomo en sangre en mujeres entre 16 y 35 años obtenidas del estudio realizado en el 2000 (DRP 2001a).

Los resultados del modelo ALM tuvieron una buena concordancia con la información de muestreo en el caso de la media geométrica y el percentil 50 en las cuatro comunidades; sin embargo, los valores pronosticados por el modelo generalmente subestimaron los valores del percentil 90 reportados en el estudio del 2000. Probablemente esta subestimación se deba al uso de un valor de línea de base alto para el plomo en sangre con el fin de representar contribuciones a los niveles de plomo en sangre provenientes de otras fuentes relacionadas con el área de estudio, como el suelo y la dieta. Dado que estas otras fuentes serán variables, el uso de un estimado puntual para representarlas reducirá los valores de los percentiles superiores. Sin embargo, la consistencia entre las medias geométricas de los resultados modelados y la información del muestreo de sangre apoya el uso del modelo para pronosticar niveles medios futuros de plomo en sangre. Las predicciones sobre las concentraciones de plomo en sangre en los percentiles superiores deben interpretarse de manera más cuidadosa.

En la Sección 6.2.3 se presenta la discusión sobre los resultados del modelo y la caracterización de los riesgos del plomo para la salud de los adultos.

4.4 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN A OTROS METALES APARTE DEL PLOMO

Se evaluaron otros metales aparte del plomo calculando una dosis o ingreso diario promedio en mg/kg de peso corporal. Las ecuaciones y parámetros de entrada usados para calcular la ingesta proveniente del suelo y el polvo, del aire inhalado y del agua consumida se describen líneas abajo junto con una discusión de los parámetros de entrada que se usaron en todas las rutas de exposición.

4.4.1 Supuestos sobre Exposición para todas las Rutas

Cuatro parámetros tienen los mismos valores para todas las rutas de exposición: frecuencia de la exposición, duración de la exposición, tiempo promedio y peso corporal. La selección de los valores para estos parámetros de entrada se basó en las guías para estudios de riesgo y en la literatura. A continuación se brinda una explicación más detallada de cada parámetro y de los valores seleccionados para estimar la ingesta.

4.4.1.1 Frecuencia de la Exposición

El parámetro frecuencia de la exposición representa el número de días por año que alguien entra en contacto con aire, agua, polvo o suelo que contienen los agentes químicos que se están evaluando. Este valor varía para cada persona, dependiendo de la cantidad de tiempo que pasa dentro del área de exposición, La Oroya. La legislación peruana requiere que los empleadores brinden un mes de vacaciones pagadas cada año; sin embargo, muchos de los pobladores de La Oroya no tienen trabajo estable. Por lo tanto, se eligió el valor CTE de la frecuencia de la exposición para representar a las personas que dejan La Oroya durante una parte de sus días de descanso cada año y el valor RME de la frecuencia de la exposición para representar a las personas que permanecen en La Oroya todos los días. La frecuencia de la exposición para los escenarios CTE en adultos y niños es de 335 días al año, asumiendo que 30 días al año los pasan fuera de La Oroya. La frecuencia de exposición para los escenarios RME en adultos y niños es de 365 día al año, asumiendo que no pasan tiempo fuera de La Oroya.

4.4.1.2 Duración de la Exposición

El parámetro duración de la exposición representa el número total de años que alguien está en contacto con el medio de exposición en La Oroya. Se seleccionaron valores diferentes para niños y adultos. Según la guía para estudios de riesgo para la salud humana de la USEPA (USEPA 1989), las exposiciones de los niños se evalúan durante los primeros seis años de vida, tiempo después del cual se les evalúa como parte del escenario para adultos. Por lo tanto, la duración de la exposición en niños es de 6 años.

En el 2001, Doe Run Perú, el Ministerio de Salud y el Instituto Nacional de Estadística e Informática publicaron una compilación de información socioeconómica sobre La Oroya. Doe Run Perú (2001a) reportaron que 40% de los pobladores había vivido en La Oroya durante menos de 20 años, 21% habían vivido en La Oroya durante 20 a 30 años, 22% habían vivido en La Oroya durante 30 a 40 años y 17% habían vivido en La Oroya por más de 40 años. Discusiones con autoridades locales de salud pública apoyan estas estadísticas, señalando que muchas personas se mudan a La Oroya o dejan La Oroya buscando nuevas oportunidades de empleo.

Los valores CTE y RME para el parámetro duración de la exposición se seleccionaron de manera que representen a la mayor parte de la población, que ha vivido en La Oroya sólo una parte de su vida, y también a las personas que han vivido toda su vida en La Oroya. La duración de la

exposición para el escenario CTE en adultos es 30 años, representando a aproximadamente 60% de la población. La duración de la exposición para el escenario RME en adultos es 70 años, representando la esperanza de vida de los peruanos al nacer (PAHO 2001). Restando la duración de la exposición durante la infancia de las duraciones de exposición totales CTE y RME en adultos, que son 30 años y 70 años, respectivamente, quedan duraciones de la exposición en adultos equivalentes a 24 años y 62 años, respectivamente.

4.4.1.3 Tiempo Promedio

El tiempo promedio es el período durante el cual se promedia una exposición. El tiempo promedio para evaluar el riesgo de cáncer es diferente al usado para evaluar efectos no cancerígenos en la salud. Los ingresos de agentes químicos se promedian durante todo un período de vida de 70 años (25,550 días) cuando se evalúan riesgos de cáncer (USEPA 1989). Por otro lado, cuando se evalúan efectos no cancerígenos, las ingestas de agentes químicos se promedian para la duración de la exposición (USEPA 1989). Para efectos no cancerígenos en la salud, la duración de la exposición se convierte en días y se usa como el tiempo promedio. Por ejemplo, el tiempo promedio para evaluar efectos no cancerígenos en la salud de niños es seis años (2,190 días). El tiempo promedio para evaluar efectos no cancerígenos en la salud de adultos es 8,760 días y 23,360 días para los escenarios CTE y RME, respectivamente.

4.4.1.4 Peso Corporal

La información sobre peso corporal de los pobladores de La Oroya es limitada y los datos sobre peso corporal usados en los Estados Unidos probablemente no sean representativos de los pobladores de La Oroya. Sin embargo, se cuenta con información sobre peso corporal de 788 niños menores de 6 años que participaron en el reciente muestreo realizado en noviembre del 2004 por el Ministerio de Salud. El peso corporal medio de estos niños es 13 kg y se usará para representar el peso corporal de todos los niños de La Oroya. Este valor es ligeramente menor que el peso corporal medio reportado para los Estados Unidos, 15 kg (USEPA 1989).

Se calculó un peso corporal para los adultos de La Oroya en base al peso corporal medio para adultos reportado en los Estados Unidos, 70 kg (USEPA 1989), debido a que no se cuenta con información sobre peso corporal en adultos en La Oroya. Se calculó un peso corporal de 63 kg multiplicando el peso corporal de adultos en los Estados Unidos (70 kg) por 0.893, que es el ratio entre el peso corporal de los niños de La Oroya (13.4 kg) y el peso corporal de los niños en los Estados Unidos (15 kg). El peso corporal de 63 kg para adultos representa a los pobladores tanto de sexo masculino como femenino.

El peso corporal calculado en 63 kg para La Oroya es similar a los pesos corporales reportados por Lawrence et al. (1952) en un estudio fisiológico de una población andina. Lawrence et al. (1952) reportan un peso corporal medio para hombre adulto de 59.4 kg (rango de 52.3 a 75.0 kg) en 14 estudiantes universitarios de Lima Perú y un peso corporal medio para adulto de 62.8 kg (rango de 54.1 a 68.2 kg) en 15 hombres indígenas de Morococha, Perú. Más recientemente, Tarazona-Santos et al. (2000) reportaron un peso corporal medio para adulto de 60.0 kg (rango de 41.8 a 74 kg) en 77 hombres indígenas en Huancavelica, Perú. Además, se cuenta con los pesos

corporales para 11 mujeres con edades entre 21 y 46 años reportados en un reciente estudio dietario realizado en La Oroya (IIN 2005, Apéndice C). El peso corporal medio para las mujeres participantes en el estudio fue de 52.2 kg (rango de 37.4 kg a 69.1 kg).

4.4.2 Ingesta de Suelo y Polvo

A continuación, se muestra la ecuación usada para estimar los ingresos por exposición con el fin de evaluar efectos diferentes a los cancerígenos de la ingestión de metales en el suelo y el polvo. La siguiente ecuación considera una exposición a lo largo de toda la vida, combinando la exposición como niño con la exposición como adulto en un solo cálculo de la ingesta:

$$Ingesta = \left(\frac{C \times EF \times RAF}{AT \times CF} \right) \times \left(\frac{ED_{child} \times IR_{child}}{BW_{child}} + \frac{(ED_{adult} - ED_{child}) \times IR_{adult}}{BW_{adult}} \right)$$

Donde,

Ingreso y/o polvo	=	Ingreso a partir de la ingestión accidental de suelo (mg/kg-día)
C	=	Concentración de metal en el suelo o polvo (mg/kg)
IR	=	Tasas de ingestión (mg/día)
EF	=	Frecuencia de la exposición (día/año)
ED	=	Duración de la exposición (años)
AT	=	Tiempo promedio (días)
BW	=	Peso corporal (kg)
CF	=	Factor de conversión de unidades (1E+06 mg/kg)
RAF	=	Factor de absorción relativa (adimensional)

En la Tabla 4-10 se presentan los valores de los parámetros de exposición seleccionados para estimar el ingreso de metales del suelo y el polvo en adultos y niños pobladores de La Oroya. También se brinda una discusión de cada valor presentado en la Tabla 4-10. Los niveles estimados de ingreso a partir de polvo y suelo se indican en las Tablas 4-12 a 4-14 para las exposiciones actuales y 4-15 a 4-17 para las exposiciones futuras.

4.4.2.1 Concentraciones en los Puntos de Exposición al Suelo/Polvo

Se usó la información de muestreo para estimar las concentraciones en los puntos de exposición para exposiciones actuales de adultos y niños pobladores de las poblaciones de La Oroya Antigua, La Oroya Nueva, Marcavalle y Chucchis. Los resultados analíticos de los muestreos en campo realizados por Integral en marzo/abril y junio del 2005 se usaron para estimar las concentraciones de exposición actuales para las rutas de exposición por ingestión de suelo y polvo. La información para otros metales aparte del plomo se agrupó por comunidad y luego se evaluó para determinar la distribución estadística apropiada usando ProUCL (Versión 3.0). Luego, se usó ProUCL para calcular el límite de confianza superior del percentil 95 de la media (UCLM) en base a la distribución estadística apropiada (ver el Apéndice B). El menor valor de

entre la concentración máxima detectada y el UCLM se seleccionó como la concentración en el punto de exposición para cada metal. En las Tablas 3-11 a 3-13 se presentó anteriormente un resumen estadístico, incluyendo el UCLM para cada metal en el polvo en interiores, el polvo en exteriores y el suelo superficial.

Las concentraciones futuras de metales en el suelo y en el polvo en el 2011 se pronosticaron en base a los cambios en la deposición de metales calculados a partir del estudio con el modelo de dispersión (ver la Sección 3.3). Las Tablas 4-18a-d y 4-19a-d muestran las reducciones esperadas en la deposición de arsénico y cadmio y las reducciones esperadas en las concentraciones de metales en el polvo y en el suelo.

Se asumió que la reducción en la deposición de emisiones dará como resultado un reducción directa de las concentraciones de metales en el polvo en exteriores (por ejemplo, una reducción de 75% en la deposición de emisiones en el 2011 = una reducción de 75% en las concentraciones en el polvo en exteriores en comparación con el 2005). Sin embargo, se asumió que la reducción en las concentraciones de metales en el polvo en interiores y en el suelo superficial no sería equivalente a la reducción en la deposición de emisiones. Las concentraciones de metales en el polvo en interiores reflejan en un 80% la reducción en la deposición y las concentraciones en el suelo superficial reflejan en un 30% la reducción en la deposición (por ejemplo, una reducción de 75% en la deposición en el 2011 = (75% x 80%) de reducción en las concentraciones de polvo en interiores en comparación con el 2005 o un 68% de reducción en las concentraciones de polvo en interiores respecto al 2005). Estos estimados de reducciones en las concentraciones medias se basan en la experiencia profesional trabajando en otras fundiciones.

4.4.2.2 Tasa de Ingestión de Suelo/Polvo

Las tasas de ingestión accidental de suelo para exposiciones directas al suelo y el polvo varían de acuerdo con diferentes factores, entre los que se incluyen:

- Frecuencia con la que una persona se lleva la mano a la boca
- Condiciones climáticas estacionales que afectan la disponibilidad de suelo y polvo (por ejemplo, lluvia)
- Tipo de cubierta de suelo en el lugar de exposición (por ejemplo, césped o pavimento vs. suelo desnudo)
- Cantidad y tipo de actividades al aire libre
- Prácticas de higiene personal de cada persona (por ejemplo, frecuencia con la que se lava las manos, limpieza de la casa, limpieza de la calle).

De éstas se considera que la frecuencia con la que una persona se lleva la mano a la boca es el determinante principal de la ingesta de suelo. Un comportamiento así, típico de la infancia temprana, en particular antes de los seis años, incrementa el potencial de exposición a contaminantes en el suelo y el polvo. Si bien se han publicado menos estudios sobre ingestión de suelo en adultos, el llevarse la mano a la boca en adultos es considerada una conducta menos

frecuente que en los niños. Por esta razón, las guías para estudios de riesgo generalmente recomiendan tasas de ingestión de suelo mucho mayores para los niños que para los adultos.

Los valores de los factores de exposición seleccionados para representar las tasas de ingestión de suelo/polvo en niños dentro de su casa se derivaron del modelo ISE durante la evaluación de las exposiciones al plomo. Como se describió en la Sección 4.3, las tasas de ingestión CTE y RME en niños para suelo y polvo combinados son 110 mg/día y 206 mg/día, respectivamente. De los 110 mg/día ingeridos por el niño CTE, se asume que 20 mg/día son de suelo superficial, 36 mg/día son de polvo en interiores y 54 mg/día son de polvo en exteriores. De la tasa de ingestión RME , 206 mg/día, se asume que 31 mg/día son de suelo superficial, 70 mg/día son de polvo en interiores y 105 mg/día son de polvo en exteriores.

La USEPA (2002b) recomienda 100 mg/día de suelo y polvo como el mejor estimado y 400 mg/día de suelo y polvo como un estimado de percentil superior de la tasa media de ingestión de suelo para niños menores de 6 años. Los valores de la USEPA se basan en los estudios poblacionales a corto plazo realizados durante 3 a 7 días. La USEPA (1997a, 2002b) señala que dichos valores no representan las ingresos usuales a lo largo de períodos prolongados. Uno de estos estudios incluye a un niño con pica, quien comía tierra intencionalmente. La inclusión de las tasas de ingestión de suelo de un niño con pica causa una sobreestimación de los ingresos de suelo para comportamientos típicos entre los niños (USEPA 1997a). Es posible que algunos niños en La Oroya exhiban comportamiento de pica, lo que puede afectar significativamente los niveles de plomo en sangre. En un estudio sobre plomo en sangre en el Callo, por ejemplo, 12% de los niños participantes, cuyos padres reportaron que comían tierra, exhibieron también un exceso de 3.7 μg/dL de plomo en su sangre en comparación con otros niños en el Callao (EHP 1999).

Las tasas de ingestión de suelo y polvo en adultos se obtuvieron a través de la calibración del modelo ALM y el criterio profesional. La tasa de ingestión en adultos CTE para suelo y polvo combinado es de 70 mg/día, lo que incluye una tasa de ingestión de suelo de 20 mg/día, una tasa de ingestión de polvo en exteriores de 20 mg/día y una tasa de ingestión de polvo en interiores de 30 mg/día. La tasa de ingestión en adultos RME para suelo y polvo combinado es de 110 mg/día, lo que incluye una tasa de ingestión de suelo de 32 mg/día, una tasa de ingestión de polvo en exteriores de 35 mg/día y una tasa de ingestión de polvo en interiores de 43 mg/día.

Muy pocos estudios cuantitativos han determinado las tasas de ingestión de suelo en adultos y la información disponible tiene una confiabilidad limitada (USEPA 1997a). En el pasado, la USEPA ha recomendado tasas de ingestión de suelo en adultos RME de 50 mg/día en ambientes industriales y de 100 mg/día en ambientes residenciales y agrícolas (USEPA 1997a). El Consejo Canadiense de Ministros del Ambiente (CCME 2000), en concordancia con el protocolo del CCME, recomienda una tasa de ingestión de suelo en adultos de 20 mg/día. Los estimados de nivel medio de ingestión de suelo en adultos incluyen 10 mg/día, 65 mg/día (Calabrese et al. 1990), y 6 mg/día (Stanek et al. 1997). Los estimados más altos de ingestión de suelo en adultos incluyen 100 mg/día (Calabrese et al. 1990) y 331 mg/día (Stanek et al. 1997), los que se basan en un estudio a corto plazo no representativo de las tasas de ingestión crónicas.

4.4.2.3 Factores de Absorción Relativa

Para la estimación del ingreso de otros metales aparte del plomo en el suelo y el polvo, el factor de absorción relativa (RAF, adimensional) es un factor de ajuste que toma en cuenta la absorción relativa de un agente químicos del medio de interés (es decir, el suelo) en comparación con la absorción del medio de exposición usado en el estudio de toxicidad para determinar el valor de toxicidad. Se usa para evaluar la ingestión de suelo y polvo porque generalmente existen diferencias típicas en la biodisponibilidad entre suelo/polvo y las fórmulas de las dosis usadas en los estudios de toxicidad (generalmente agua, alimentos o aceite). La absorción de un metal del suelo o polvo depende de muchos factores, incluyendo la especie del metal, la mineralogía del suelo, la situación nutricional de la población, el intemperismo y otros factores (Kelley et al. 2002).

La absorción relativa varía entre los metales. En el caso del arsénico, los valores de toxicidad oral del arsénico inorgánico se basan en estudios de poblaciones humanas expuestas a arsénico disuelto, presente de manera natural en el agua de consumo humano. El arsénico disuelto en el agua es absorbido casi completamente (ATSDR 2000). El arsénico en el suelo generalmente es un décimo a la mitad de biodisponible que el arsénico disuelto en agua (es decir, el RAF variaría de 0.1 a 0.5) (Kelley et al. 2002). En un lugar donde antes existía una fundición en Anaconda, Montana, se reportó que el arsénico en el suelo tenía un RAF de 0.20, mientras que en el polvo en interiores tenía un RAF de 0.28 (Freeman et al. 1995).

La absorción de cadmio del agua y los alimentos es muy baja, en el rango de 1 a 7% (ATSDR 1999a). La biodisponibilidad relativa del cadmio en el suelo proveniente de una anterior fundición de zinc fue 33%, es decir un RAF de 0.33 (Schoof and Freeman 1995). Estudios adicionales de biodisponibilidad del cadmio en el suelo produjeron RAFs en el rango de 0.2 a 0.9 (Schoof et al. en preparación; Schroder et al. 2003). No existía información sobre biodisponibilidad del antimonio o el talio.

En base a esta revisión de los estudios de biodisponibilidad existentes, se seleccionaron RAFs de 0.50 y 0.80 para la evaluación del arsénico en el suelo y el polvo, respectivamente. Se usaron RAFs de 1.0 para otros metales.

4.4.3 Ingresos por Inhalación

A continuación se muestra la ecuación usada para estimar los ingresos por inhalación de material particulado y gas de dióxido de azufre en los residentes de La Oroya. La siguiente ecuación asume una exposición durante toda la vida, combinando las exposiciones tanto en adultos como en niños en un solo cálculo de ingreso:

$$Ingesta = \left(\frac{C \times EF \times RAF}{AT \times CF} \right) \times \left(\frac{ED_{child} \times InhR_{child}}{BW_{child}} + \frac{(ED_{adult} - ED_{child}) \times InhR_{adult}}{BW_{adult}} \right)$$

Donde,

Ingreso	=	Ingreso de agentes químicos por inhalación de vapores y partículas (mg/kg-día)
C	=	Concentración de agentes químicos en el aire (mg/m^3)
InhR	=	Tasa de inhalación (m^3/día)
EF	=	Frecuencia de la exposición (día/año)
ED	=	Duración de la exposición (año)
AT	=	Tiempo promedio (día)
BW	=	Peso corporal (kg)
CF	=	Factor de conversión de unidades (1E+03 mg/μg)

En la Tabla 4-10 se muestran los valores de los parámetros de exposición seleccionados para evaluar la ingesta de metales en el aire para niños y adultos residentes en La Oroya. También se brinda una discusión de cada valor presentado en la Tabla 4-10. Los estimados de ingestión de agentes químicos mediante inhalación se presentan en la Tabla 4-20 para exposiciones actuales y en la Tabla 4-21 para exposiciones futuras.

4.4.3.1 Concentraciones en Puntos de Exposición por Inhalación

Las concentraciones en los puntos de exposición para rutas de inhalación en los pobladores adultos y niños se obtuvieron de la información sobre monitoreo de aire ambiental recolectada durante el 2004 y de enero a abril del 2005. Esta información fue suministrada por Doe Run Perú y consta de cadmio y arsénico en muestras de PM_{10} que fueron recolectadas una vez cada tres días de las estaciones de monitoreo de Sindicato de Obreros, Hotel Inca, Huanchán, Cushurupampa y Casaracra. En el estudio de riesgo para la salud human se usó solamente la información recolectada en Sindicato de Obreros, Hotel Inca y Cushurupampa.

La información sobre arsénico y cadmio recolectada durante el 2004 y el primer trimestre del 2005 en las estaciones de monitoreo de Sindicato de Obreros (que representa a La Oroya Antigua), Hotel Inca (que representa a La Oroya Nueva), y Cushurupampa (que representa a Marcavalle and Chucchis) se usó para caracterizar las exposiciones en las condiciones actuales. No se contó con información sobre antimonio y talio en el aire. Se usó ProUCL para calcular el UCLM en base a la distribución estadística apropiada para los datos del monitoreo. El menor valor de entre la concentración máxima detectada y el UCLM se seleccionó como la concentración en el punto de exposición para cada metal. En la Tabla 3-10 se presentó anteriormente un resumen estadístico, incluyendo el UCLM para cada metal en el aire ambiental. En el Apéndice A se presentan resúmenes de la información sobre arsénico y cadmio usada en el presente estudio de riesgo.

Las concentraciones de arsénico y cadmio en el aire para el año 2011 se estimaron en base a los resultados del estudio del modelo de dispersión (ver la Sección 3.3). Las concentraciones anuales promedio de arsénico y cadmio en el aire se usaron en el presente estudio de riesgo, tal como se muestra en las Tablas 4-18a-d y 4-19a-d.

4.4.3.2 Tasa de Inhalación

La exposición a metales y otros agentes químicos en el aire ambiental está en función de la concentración de un agente químicos específico en el aire ambiental y de la cantidad de aire inhalado por una persona (USEPA 1989). La dosis interna de un agente químico que una persona recibe a través del aire inhalado está en función de la absorción a través de los pulmones. Una vez estimado el ingreso de un agente químico, se le compara con los valores protectores de la salud, que se basan en estimados de la tasa de inhalación y absorción de una población.

Las poblaciones que viven a altitudes elevadas (3000 metros o más) exhiben adaptaciones fisiológicas al ambiente hipóxico (poco oxígeno) (Beall et al. 1997; Chiodi 1957; Frisancho 1969; Lawrence et al. 1952; Tarazona-Santos et al. 2000; de Meer et al. 1995; Mortola et al. 1990). Estas adaptaciones incluyen menor estatura, mayor volumen pulmonar y mayor eficiencia en la absorción de oxígeno. Cuando se les compara con diferentes poblaciones que viven a altitudes menores, los nativos quechuas del Perú exhiben una mayor ventilación que está asociada con un mayor volumen pulmonar tidal y una mayor entrega de oxígeno debido a una mayor capacidad de difusión pulmonar (de Meer et al. 1995). Existe evidencia de que la mayor capacidad de difusión pulmonar de la población andina quechua se debe al mayor tamaño y número de alveolos en los pulmones, lo que está asociado con mayores volúmenes, tanto toráxico como pulmonar (de Meer et al. 1995). Además, se ha encontrado que los quechuas de los Andes tienen una mayor masa de glóbulos rojos, lo que da como resultado una mayor viscosidad sanguínea (de Meer et al. 1995). Estas adaptaciones permiten a los quechuas de los Andes obtener un suministro adecuado de oxígeno a grandes altitudes y operar más eficientemente con su ambiente.

Estas adaptaciones implican que los quechuas de los Andes tengan tasas de inhalación mayores que las asumidas en los estudios de poblaciones costeras. La USEPA ha recopilado varios estudios de tasas de inhalación de diferentes poblaciones muestreadas en los Estados Unidos. Las tasas de inhalación medias diarias en descanso obtenidas de estos estudios se ubican en el rango de 0.45 – 0.7 m^3/hora para hombres adultos en los Estados Unidos (USEPA 1997a). Por el contrario, un estudio en pobladores andinos aymaras de Bolivia encontró una tasa de ventilación media en descanso de 0.78 m^3/hora (Beall et al. 1997). Si bien no se han obtenido tasas de ventilación en descanso específicas para una población de mestizos andinos del Perú, es probable que la función pulmonar promedio de un quechua o habitante peruano de los Andes sea mucho más similar a la de los pobladores aymaras que a la de la población norteamericana promedio, pues las poblaciones aymara y quechua son similares en otras adaptaciones a altitudes elevadas (Beall et al. 1997; Tarazona-Santos et al. 2000).

Debido a que toda la información sobre concentraciones en el aire fue corregida para representar temperatura y presión normales, se seleccionaron tasas de inhalación recomendadas por la USEPA para evaluar las exposiciones vía inhalación. La USEPA (1997a) recomienda tasas de inhalación diarias de 11.3 y 15.2 m^3/día para mujeres y hombres, respectivamente. El promedio de estas tasas es 13.2 m^3/día. La USEPA (1997a) no brinda recomendaciones para valores elevados. En las guías para evaluar exposiciones a emisiones de dispositivos de combustión, la

USEPA (1998) recomienda una tasa de 19.9 m^3/día. Considerando el rango de valores en las guías de la USEPA, se proponen los valores de 13 y 20 m^3/día para las tasas de inhalación CTE y RME, respectivamente, en adultos residentes en La Oroya.

La USEPA (1997) recomienda tasas de inhalación diarias de 4.5, 6.8, y 8.3 m^3/día para niños menores de 1 año, de 1 a 2 años y de 3 a 5 años, respectivamente. El promedio ponderado de estos valores es 7.2 m^3/día. En las guías sobre emisiones de combustión, la USEPA (1998) recomienda una tasa de 10.1 m^3/día en base a las tasas metabólicas. Considerando el rango de valores en las guías de la USEPA, se proponen los valores de 7 y 10 m^3/hora para las tasas de inhalación CTE y RME , respectivamente, en niños residentes en La Oroya.

5 EVALUACIÓN TOXICOLÓGICA

El propósito de una evaluación toxicológica es resumir los efectos adversos en la salud que pueden estar asociados con la exposición a los agentes químicos incluidos en el presente estudio de riesgo e identificar las dosis que pueden estar asociadas con dichos efectos. Por lo tanto, la evaluación dosis-respuesta brinda la base para la identificación de los valores de toxicidad que se pueden usar para pronosticar el riesgo de efectos adversos en la salud producidos por las exposiciones a agentes químicos. Los agentes químicos evaluados en el presente estudio de riesgo incluyen dióxido de azufre y material particulado inhalados, así como plomo, arsénico, cadmio, antimonio y talio.

5.1 BREVE DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE EVALUACIÓN TOXICOLÓGICA

Una evaluación toxicológica se realiza revisando la información sobre toxicidad relevante para cada agente químico que se puede obtener de autoridades gubernamentales de salud y de publicaciones científicas. Diferentes entidades gubernamentales, incluyendo la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA), la Agencia para el Registro de Sustancias Tóxicas y Enfermedades de los Estados Unidos (ATDSR), la Agencia de Salud Pública de Canadá (Health Canada) y la Organización Mundial de la Salud (OMS) han desarrollado, para muchos agentes químicos, valores de toxicidad relacionados con efectos cancerígenos y no cancerígenos en la salud. Estos valores de toxicidad son expresiones numéricas de dosis de agentes químicos y respuestas a dichas dosis y varían en base a factores como la ruta de exposición (por ejemplo, oral o inhalación) y la duración de la exposición.

La duración de la exposición es un factor importante, pues los niveles de exposición que causan efectos tóxicos generalmente son menores cuando las exposiciones continúan durante períodos más prolongados. Por ejemplo, con una exposición continua a agentes químicos durante muchos años (generalmente denominada exposición crónica), niveles mucho menores de un agente químico podrían inducir efectos tóxicos, en comparación con los niveles que causarían efectos tóxicos en una persona que sólo está expuesta a un agente químico durante un día (una exposición aguda). Las exposiciones de duración intermedia (denominadas exposiciones subcrónicas) inducirían efectos tóxicos mediante dosis intermedias.

Los factores de gradiente de cáncer (CSF) son estimados del límite superior del potencial cancerígeno de los agentes químicos. Los CSF se usan para estimar el incremento en el riesgo de desarrollar cáncer en relación con una exposición a lo largo de toda la vida a los niveles señalados en la evaluación de exposiciones. En los procedimientos estándar para los estudios de riesgo, los estimados de potencial cancerígeno reflejan el supuesto conservador de que no existe un límite para los efectos cancerígenos, es decir que cualquier exposición a un agente químico cancerígeno contribuirá a incrementar el riesgo general de una persona a desarrollar cáncer. Los factores de gradiente recomendados por la USEPA son estimados conservadores del límite superior del

riesgo potencial. En consecuencia, es improbable que el riesgo de cáncer "real" supere el riesgo estimado calculado usando los factores de gradiente de cáncer.

Otro componente de la evaluación de la carcinogenicidad de agentes químicos es una evaluación cualitativa de la solidez de los datos de estudio que indican que un agente químico puede ser cancerígeno para seres humanos. La información obtenida tanto de estudios con seres humanos como de estudios con animales puede ser considerada para evaluar la carcinogenicidad de un agente químico. Los agentes químicos que tienen información adecuada de estudios con seres humanos indicando su carcinogenicidad son categorizados como "cancerígenos conocidos para seres humanos" mientras que otros agentes químicos con diferentes niveles de información sustentatoria pueden se clasificados como "probables cancerígenos para seres humanos" o "posibles cancerígenos para seres humanos". Si no existe información adecuada para determinar la carcinogenicidad, el agente químico es considerado "no clasificable para carcinogenicidad en seres humanos". Cuando los estudios brindan información de que un agente químicos no es cancerígeno, se le clasifica como "evidencia de no carcinogenicidad en seres humanos" (USEPA 2005d).[7]

El potencial de efectos no cancerígenos en la salud producidos por exposiciones de larga duración o crónicas (es decir, más de 7 años) se evalúa comparando la ingesta diaria estimada con una dosis de referencia por vía oral o por inhalación. Estos valores de toxicidad representan los niveles promedio de exposición diaria para los que no se espera que se produzcan efectos adversos en la salud con exposiciones crónicas. Las dosis de referencia subcrónicas se aplican cuando las exposiciones tienen períodos menores a 7 años, como es el caso de niños (0 a 6 años). Las dosis de referencia reflejan el supuesto subyacente de que la toxicidad sistémica se produce como resultado de procesos que tiene un límite. Es decir, que existe un nivel de exposición que no implica peligro y que no se observarán efectos tóxicos hasta que se supere dicho nivel.

Las dosis de referencia para muchos efectos no cancerígenos generalmente se obtienen en base a estudios en laboratorio con animales o estudios epidemiológicos en seres humanos. En dichos estudios, las dosis de referencia generalmente se calculan identificando primero la concentración o dosis más alta que no causa efectos adversos observables (NOAEL) en el sujeto de estudio. Si no se puede identificar un nivel NOAEL a partir del estudio, se puede usar el menor nivel con efectos adversos observador (LOAEL). Luego se divide esta dosis o concentración entre los márgenes de error para calcular una dosis de referencia.

Los márgenes de error se aplican para tomar en cuenta las limitaciones de la información subyacente y buscan garantizar que el valor de toxicidad calculado en base a dicha información tenga poca probabilidad de generar efectos adversos en las poblaciones humanas expuestas. Por ejemplo, se usa un margen de error de 10 para tomar en cuenta las diferencias entre especies (si se usaron estudios en animales como la base para el cálculo) y se usa otro margen de 10 parar

[7] Las categorías WOE descritas en la versión final de las *Guías para el Estudio de Riesgo Cancerígeno* (USEPA 2005a) como "descriptores de riesgo estándar" difieren de las usadas en IRIS (USEPA 2005b)y finalmente podrían reemplazarlas. Estos descriptores incluyen "cancerígeno para seres humanos" "probable cancerígeno para seres humanos", "evidencia sugiere potencial cancerígeno", "información inadecuada para evaluar potencial cancerígeno" y "escasa probabilidad de carcinogenicidad para seres humanos."

considerar el potencial de que subpoblaciones de seres humanos, como los niños o los ancianos, puedan tener una mayor sensibilidad a los efectos adversos de un agente químico. Por lo tanto, las variaciones en la solidez de la información subyacente se refleja en los márgenes de error usados para calcular los valores de toxicidad y en los niveles de confianza, bajo, medio o alto, que se le asigna a dichos valores (USEPA 2005d).

Para cada agente químico evaluado en el presente estudio de riesgo, se realizó una evaluación toxicológica siguiendo los procedimientos estándar señalados por la USEPA (1989, 2003b) para identificar y evaluar factores de toxicidad y otros datos relevantes sobre toxicidad. En consecuencia, la principal fuente consultada para los valores de toxicidad fue el Sistema Integral de Información de Riesgo (IRIS). Si no se encontraban valores de toxicidad en IRIS, entonces se consultaban los Valores de Toxicidad Provisionales Revisados por Científicos (PPRTV) de la USEPA elaborados por el Centro Nacional para la Evaluación Ambiental/Centro de Apoyo Técnico del Superfondo para Riesgos de Salud (STSC). De no contarse con valores PRRTV, se obtenían los valores de toxicidad de otras fuentes documentadas, como la Agencia de Protección Ambiental de California (Cal EPA), la ATSDR, el Laboratorio Nacional de Oak Ridge (ORNL), y las Tablas de Resumen de Evaluaciones de Efectos en la Salud (HEAST) de la USEPA.

Los valores de toxicidad seleccionados de estas fuentes para cada uno de los agentes químicos se resumen en las Tablas 5-1 y 5-2. Los márgenes de error y las limitaciones asociadas con los valores de toxicidad se discuten en la sección sobre caracterización de riesgos del presente informe. A continuación se brinda un resumen de la información clave sobre efectos en la salud relacionados con dióxido de azufre, material particulado, plomo, arsénico, cadmio, antimonio y talio.

5.2 EFECTOS EN LA SALUD DEL DIÓXIDO DE AZUFRE Y EL MATERIAL PARTICULADO

El Complejo libera grandes cantidades de dióxido de azufre y material particulado al aire. La toxicidad del dióxido de azufre y el material particulado inhalado puede variar dependiendo de la composición exacta de la mezcla que se está inhalando. El material particulado incluye compuestos metálicos y puede incluir gotitas de ácido sulfúrico. Además, partículas muy pequeñas de óxido metálico pueden estar recubiertas por ácido sulfúrico. El aire de La Oroya también se ve afectado por gases y partículas liberados por los tubos de escape de los vehículos y otras fuentes de combustión y por las partículas de suelo y polvo resuspendidas por el tráfico vehicular, así como por el suelo y el polvo arrastrados por el viento. El dióxido de azufre liberado al aire por la fundición también se puede convertir en partículas de sulfato con el tiempo.

El material particulado representa una amplia mezcla de partículas sólidas y líquidas suspendidas en la atmósfera. El material suspendido se divide en partículas primarias y secundarias dependiendo de cómo se formaron. Las partículas primarias existen en la misma forma en que son liberadas a la atmósfera. Las partículas secundarias se forman mediante reacciones químicas en la atmósfera. Los sulfatos son partículas secundarias en la atmósfera, formadas por la oxidación de dióxido de azufre. Debido a que los sulfatos se forman a partir de

reacciones en la atmósfera, es difícil relacionar las concentraciones ambientales en un lugar con las fuentes de emisión originales de las cuales se liberó el dióxido de azufre.

Gran parte de la evidencia epidemiológica reciente sobre impactos en la salud del material particulado ha examinado el rol de los sulfatos como un componente específico del material particulado. Las normas de calidad de aire para material particulado que se describen más adelante toman en cuenta a los sulfatos y al ácido sulfúrico (40 CFR § 50, 1996). Debido a la influencia de la fundición, se prevé que las partículas en el aire de La Oroya incluirán un alto porcentaje de ácido sulfúrico y sulfatos.

Como se discutió en la Sección 3.1.1, la elevada altitud de La Oroya afecta la medición de gases y partículas. La menor presión atmosférica en La Oroya, en comparación con el nivel del mar, lleva a un descenso en la densidad del aire. Como resultado de ello, existe menos aire en un metro cúbico en La Oroya que al nivel del mar. La temperatura también afecta la densidad del aire. Al incrementarse la temperatura, el aire se expande y se hace menos denso. La información de monitoreo de La Oroya, reportada en unidades de $\mu g/m^3$, es convertida de las condiciones de temperatura y presión del área a condiciones de referencia estándar de 1 atmósfera y 0ºC. Sin embargo, las normas de calidad del aire discutidas en esta sección se dan en unidades de $\mu g/m^3$ a condiciones normales de 1 atmósfera y 25º C. Debido a que las concentraciones se expresan en términos de masa por volumen de aire, es necesario usar las mismas condiciones de presión y temperatura para garantizar que el volumen de aire por metro cúbico sea el mismo. Todas las concentraciones discutidas en esta sección están en unidades de $\mu g/m^3$ a condiciones normales de presión y temperatura. La información de monitoreo de Doe Run Perú ha sido convertida de condiciones estándar a condiciones normales para su comparación con los criterios de toxicidad presentados aquí. La Sección 3.1.1 brinda detalles adicionales sobre la justificación y la metodología para esta conversión.

La gran altitud de La Oroya también afecta la manera cómo respira la gente. Está bien documentado el hecho de que los pobladores que viven a altitudes elevadas (3000 metros o más) exhiben adaptaciones fisiológicas al ambiente hipóxico (poco oxígeno) (Beall et al. 1997; Chiodi 1957; Frisancho 1969; Lawrence et al. 1952; Tarazona-Santos et al. 2000; de Meer et al. 1995; Mortola et al. 1990). Estas adaptaciones incluyen menor estatura, mayor volumen pulmonar y mayor eficiencia en la absorción de oxígeno. Cuando se les compara con diferentes poblaciones que viven a altitudes menores, los nativos quechuas del Perú exhiben una mayor ventilación que está asociada con un mayor volumen pulmonar tidal y una mayor entrega de oxígeno debido a una mayor capacidad de difusión pulmonar (de Meer et al. 1995). Estas adaptaciones permiten a los pobladores quechuas de la sierra obtener niveles adecuados de oxígeno a elevadas altitudes y operar de una manera más eficiente en su ambiente.

5.2.1 Efectos del Dióxido de Azufre y el Ácido Sulfúrico en la Salud

El dióxido de azufre es un gas incoloro que tiene un olor acre. El dióxido de azufre en la atmósfera se convierte en ácido sulfúrico a través de la oxidación. El dióxido de azufre y el ácido sulfúrico actúan como irritantes pulmonares. El dióxido de azufre es altamente soluble y es

absorbido a través de las membranas mucosas de la nariz y el tracto respiratorio. El ácido sulfúrico existe como un aerosol líquido o es absorbido a la superficie de las partículas. Cuando las partículas son muy pequeñas, esto permite que el ácido sulfúrico penetre en el tracto respiratorio más profundamente que el dióxido de azufre. Por su alta acidez, el ácido sulfúrico provoca una mayor irritación que el dióxido de azufre a la misma concentración. El efecto de irritación del ácido sulfúrico está relacionado con el pH y no con el sulfato. Por lo tanto, el amoníaco presente en el cuerpo puede neutralizar al ácido sulfúrico y reducir o incluso detener el efecto.

Las exposiciones al dióxido de azufre pueden producir la constricción de las vías respiratorias, provocando dificultad para respirar, ahogo y presión en el pecho. Sin embargo, la sensibilidad al dióxido de azufre es muy variable. Algunas personas no se ven afectadas por concentraciones que inducen una constricción bronquial severa en otras (OMS 2000). Los estudios con voluntarios indican que la mayoría de personas experimentarán un efecto irritativo ante concentraciones de dióxido de azufre de f 13,000 $\mu g/m^3$ (Klaassen 1996). Los efectos son reversibles y por lo general desaparecerán unas horas después de que termine la exposición. La información de estudios con voluntarios asmáticos sugiere que la constricción bronquial inducida por dióxido de azufre ocurre en un lapso de 10 minutos y se incrementa mínimamente o se reduce luego de 10 minutos de exposición (NRC 2004).

Los niños y adultos con asma han mostrado ser más sensibles a los efectos de la exposición al dióxido de azufre. La USEPA (1994) estima que las personas con asma pueden ser hasta 10 veces más sensibles al dióxido de azufre que las personas no asmáticas. En el caso de adolescentes y ancianos, la susceptibilidad al dióxido de azufre queda determinada principalmente por la condición de la salud respiratoria y no por la edad (ATSDR 1998).

La naturaleza de la exposición al dióxido de azufre tiene un efecto sobre la magnitud del impacto o sobre la concentración necesaria para inducir una respuesta. La penetración del dióxido de azufre en los pulmones es mayor cuando se respira por la boca. Esto puede incrementar la constricción de las vías respiratorias en comparación con la respiración por la nariz, pues por la boca las vías respiratorias tienen menos protección que por la nariz, que cuenta con una capa mucosa más gruesa. Algunos estudios han demostrado que el ejercicio puede intensificar la reacción ante una exposición a dióxido de azufre. Los asmáticos que están haciendo ejercicio son más sensibles; sin embargo, las respuestas al dióxido de azufre son variables entre las personas de este grupo. La USEPA (1994) estima que aproximadamente 10 a 20% de personas con asma leve a moderada expuestas a dióxido de azufre a niveles de 500 a 1,300 $\mu g/m^3$ durante ejercicios experimentarían efectos respiratorios sustanciales. Las personas más sensibles podrían experimentar probablemente un efecto incapacitante. Las personas sin asma que respiran por la boca o que están realizando ejercicios también son más susceptibles a las exposiciones a dióxido de azufre. Estas actividades pueden reducir la concentración requerida para una respuesta de 13,000 $\mu g/m^3$ a un rango de 2,620 $\mu g/m^3$ a 7,860 $\mu g/m^3$ (Klaassen 1996). La exposición a dióxido de azufre en aire frío o seco también puede intensificar la reacción respiratoria, presumiblemente debido una reducción en los fluidos superficiales en las vías respiratorias, lo que da como resultado una menor absorción del dióxido de azufre (Graham 1999).

Como se mencionó anteriormente, el ácido sulfúrico también puede causar efectos irritativos, provocando una constricción bronquial, cuando se inhala a concentraciones menores que las requeridas para una respuesta similar al dióxido de azufre. El ácido sulfúrico ingresa al sistema respiratorio como un aerosol líquido o en la superficie de partículas presentes en la atmósfera. Los aerosoles líquidos pueden crecer de tamaño al absorber agua de la humedad existente en el tracto respiratorio. Si las partículas ya han penetrado profundamente en el pulmón, este crecimiento en el tamaño de las partículas puede provocar una retención más prolongada en el tracto respiratorio, pues las partículas se tornan demasiado grandes para regresar por los pequeños pasajes en las regiones más profundas del tracto respiratorio. El mayor tiempo de retención incrementa el tiempo requerido para recuperarse después de la exposición a aerosoles de ácido sulfúrico. Las regiones más profundas del tracto respiratorio tienen menos protección mucosa y una mayor densidad de las áreas sensibles que las vías respiratorias superiores. Así, a medida que el ácido sulfúrico ingresa a las regiones más profundas del tracto respiratorio, la irritación puede incrementarse en comparación a las exposiciones en las regiones superiores, como el pasaje nasal.

Las partículas pequeñas compuestas de óxidos metálicos liberados por el Complejo pueden causar la conversión de dióxido de azufre en ácido sulfúrico. El dióxido de azufre se adsorbe en la superficie de estas partículas y la oxidación crea ácido sulfúrico. Algunos estudios han demostrado que, a medida que el tamaño de las partículas descendía de 7 μm a menos de 1 μm, se necesitaba menos ácido sulfúrico para inducir irritación en las vías respiratorias (Klaassen 1996). Con partículas grandes, una concentración de 30,000 $\mu g/m^3$ no causaba constricción en las vías respiratorias de conejillos de indias. Por el contrario, cuando se adsorbía en partículas con un diámetro de 0.3 μm, una concentración por debajo de 1,000 $\mu g/m^3$ era suficiente para causar constricción en las vías respiratorias. Los conejillos de indias exhibían sensibilidad al dióxido de azufre y sulfatos en un nivel similar a los asmáticos.

Otros aspectos de la manera en que una persona se ve expuesta al ácido sulfúrico pueden influir en la magnitud de la respuesta. Respirar por la boca o a un mayor ritmo, como cuando se realiza ejercicios, permitirá que el ácido sulfúrico penetre más profundamente en el tracto respiratorio que cuando se respira por la nariz a un ritmo menor. Una penetración más profunda hace que el ácido sulfúrico entre en contacto con áreas más sensibles y menos protegidas de las vías respiratorias que el pasaje nasal. Como consecuencia de ello, se incrementa en efecto en el sistema respiratorio en comparación con la respiración por la nariz en situación de descanso. Además, los efectos tardan menos en empezar en las regiones más profundas que en las vías respiratorias superiores.

Una amplia revisión de la literatura científica como parte del presente estudio de riesgo no identificó estudios que evaluaran específicamente las respuestas a dióxido de azufre en poblaciones que habitan a elevadas altitudes. El mayor volumen pulmonar tidal en las poblaciones andinas podría servir para incrementar la penetración del dióxido de azufre y el ácido sulfúrico en el pulmón. Como se discutió anteriormente, una penetración más profunda

podría incrementar el efecto en comparación con exposiciones en las regiones superiores del tracto respiratorio.

5.2.2 Criterios Sanitarios para el Dióxido de Azufre

Organizaciones gubernamentales y no gubernamentales han establecido normas sanitarias para las concentraciones de dióxido de azufre en el aire ambiental. Los criterios establecidos por el gobierno peruano, la OMS y las entidades de los Estados Unidos fueron considerados relevantes para el presente estudio de riesgo y se presentan y discuten a continuación. La discusión se divide en dos secciones principales, exposiciones agudas que duran 24 horas o menos y exposiciones a largo plazo que reflejan condiciones anuales promedio.

5.2.2.1 Criterios para la Exposición Aguda a Dióxido de Azufre por Inhalación

Los criterios para exposición aguda a dióxido de azufre cubren las exposiciones desde unos minutos hasta 24 horas. El gobierno del Perú (2001) ha establecido una norma sanitaria de calidad del aire ambiental de 365 $\mu g/m^3$ para un tiempo promedio de 24 horas. Esta norma no debe ser sobrepasada más de una vez al año en un área. Ésta es la misma concentración en el aire adoptada por la USEPA (40 CFR § 50, 1996) como la norma de calidad del aire ambiental para exposiciones de dióxido de azufre promediadas en 24 horas (USEPA 1986a). La USEPA también permite que este valor sea sobrepasado una vez al año en un área. La OMS (2000) recomienda una concentración de 24 horas en el aire de 115 $\mu g/m^3$.

La norma de 24 horas establecida por la USEPA para el dióxido de azufre se basó en estudios epidemiológicos sobre mortalidad y sobre bronquitis en Londres. Usando los estudios y reanálisis de mortalidad en Londres, la USEPA concluyó que existe un riesgo significativo de incremento en la mortalidad por exposiciones a dióxido de azufre por encima de 500 $\mu g/m^3$. El estudio sobre bronquitis también sugirió que la concentración mínima de dióxido de azufre que provoca una respuesta significativa es de 500 $\mu g/m^3$ (USEPA 1982). Los estudios sobre mortalidad y sobre bronquitis representan grupos poblaciones entre los más sensibles a los efectos de los contaminantes (USEPA 1982). La norma de 24 horas se fijó en 365 $\mu g/m^3$ para brindar un adecuado margen de seguridad para los efectos de inhalación de dióxido de azufre. En 1996, la USEPA revisó la norma de 24 horas y concluyó que no se requería un reajuste.

La OMS también utilizó estudios epidemiológicos para establecer su guía de calidad del aire de 24 horas para el dióxido de azufre. Sin embargo, ellos sólo consideraron estudios publicados después de 1985 en un intento por evitar estudios más antiguos que evaluaron los efectos de las mezclas históricas de contaminación del aire que existían cuando la combustión de carbón era un principal contribuyente de partículas en el aire urbano (OMS 2000). Ellos concluyeron que los estudios de mortalidad y morbilidad no indicaban un límite consistente para el dióxido de azufre. La guía de calidad del aire se fijó en 115 $\mu g/m^3$ después de aplicar un margen de error de 2 al nivel más bajo con efecto adverso observado en pacientes sensibles, quienes experimentaron síntomas exacerbados al ser expuestos a dióxido de azufre y material particulado.

La principal respuesta ante exposiciones agudas a dióxido de azufre en bajos niveles está asociada con efectos respiratorios. Estos efectos generalmente ocurren en los primeros 10 minutos de la exposición y se incrementan en mínima medida, o inclusive se aminoran, de mantenerse la exposición. Para evaluar los impactos potenciales en la salud humana de exposiciones picos de corto plazo se usaron criterios adicionales. La OMS recomienda una concentración en el aire ambiental de 460 $\mu g/m^3$ durante 10 minutos. Este valor se basa en estudios con asmáticos realizando ejercicios que indican que algunas personas experimentan cambios en la función pulmonar y síntomas respiratorios después de exposiciones tan breves como 10 minutos (OMS 2000).

Otro conjunto de criterios para la exposición aguda a dióxido de azufre es el suministrado por el Consejo Nacional de Investigación de los Estados Unidos (2004). El Consejo Nacional de Investigación establece niveles guía para la exposición aguda (AEGL) que representan límites de exposición para el público general que van de 10 minutos a 8 horas paras las exposiciones a diferentes agentes químicos. Los AEGL presentan un enfoque de tres niveles que reflejan la severidad de la respuesta. El AEGL de nivel 1 es la concentración transportada por el aire a la cual incluso las personas más sensibles experimentarían sólo efectos leves y reversibles en la salud. El AEGL de nivel 2 es la concentración a la cual las personas sensibles experimentarían efectos temporales en la salud que se considerarían moderados a severos. El AEGL de nivel 3 es la concentración en el aire por encima de la cual el público en general, incluyendo las personas sensibles, podría experimentar efectos para la salud que podrían poner su vida en peligro o causar la muerte.

Los AEGL para dióxido de azufre brindan un mecanismo para evaluar la severidad de los posibles efectos en la salud cuando las concentraciones en el aire ambiental en comunidades alrededor del complejo exceden los criterios de calidad del aire del Perú o de la USEPA. Al igual que las normas de calidad del aire ambiental, los AEGL para dióxido de azufre tienen como objetivo proteger a las personas más sensibles contra efectos adversos en la salud.

Los AEGL de nivel 1 y 2 para el dióxido de azufre se basan en estudios sobre salud humana en adultos que realizan ejercicios. Se espera que el AEGL de nivel 1 establecido en 524 $\mu g/m^3$ dé como resultado efectos respiratorios temporales y reversibles en asmáticos y no tenga efectos en la salud de personas saludables. El AEGL de nivel 2, fijado 1,965 $\mu g/m^3$, es el límite para una respuesta respiratoria severa pero reversible en asmáticos que realizan ejercicios. Los AEGL de nivel 1 y 2 se aplican a tiempos promedio de 10 minutos a 8 horas debido a que se ha encontrado que los efectos del dióxido de azufre generalmente ocurren en los primeros 10 minutos de la exposición y se incrementan en mínima medida o incluso decrecen de continuar la exposición.

El AEGL de nivel 3 hace referencia a exposiciones peligrosas para la vida o letales en tiempos promedio que van de 10 minutos a 8 horas. Los valores del nivel 3 se basaron en estudio de letalidad en ratas (NRC E2004). El límite se estableció en base a la concentración letal para 1% de las ratas expuestas a 1,500 mg/m^3 de manera continua durante 4 horas. Se aplicó un margen de error de 30 para convertir las exposiciones de animales a seres humanos y para tomar en cuenta la variabilidad en el grupo de estudio. Para la exposición con la duración más corta, 10 minutos, se

ha establecido un valor de 109,000 μg/m^3. Para un tiempo promedio de 30 minutos, se ha establecido un valor de 86,000 μg/m^3. El límite de la concentración para un período de 8 horas se ha establecido en 44,000 μg/m^3. Por otro lado, el Instituto Nacional de Seguridad y Salud Ocupaciones de los Estados Unidos ha fijado una concentración límite para dióxido de azufre en el aire de 262,000 μg/m^3 como una concentración inmediatamente peligrosa para la vida y la salud (NIOSH 2005). Este valor es más apropiado para trabajadores saludables que para el público en general.

Para la caracterización de riesgos de las exposiciones a dióxido de azufre por inhalación durante períodos de 24 horas o menos, se usará la norma de 24 horas de calidad del aire ambiental para el dióxido de azufre vigente en el Perú que es de 365 μg/m^3. La base para la norma es la protección de la salud humana en segmentos sensibles del público en general y por lo tanto es relevante para las poblaciones evaluadas en el presente estudio de riesgo. También se discutirá en la caracterización de riesgos el valor de la guía de calidad del aire de 24 horas de la OMS como un mecanismo para enfrentar la incertidumbre en la definición del límite de riesgo apropiado. Los valores AEGL se usarán para evaluar la magnitud potencial de los efectos en la salud cuando se superan los criterios de 24 horas. En la Tabal 5-1 se resumen los criterios de toxicidad aguda por inhalación seleccionados para su uso en la caracterización de riesgos.

5.2.2.2 Criterios para la Exposición Crónica a Dióxido de Azufre por Inhalación

El gobierno peruano (2001) ha establecido una norma para el promedio anual de dióxido de azufre en el aire ambiental de 80 μg/m^3, que representa una media aritmética para el año. Éste es el mismo valor usado por la USEPA (40 CFR § 50, 1996) como norma de calidad del aire ambiental para el dióxido de azufre. Al establecer esta norma, la USEPA observó que existía poca información cuantitativa útil para establecer relaciones concentración-respuesta a largo plazo para el dióxido de azufre.

La OMS también ha establecido un valor guía anual promedio de 46 μg/m^3 para el dióxido de azufre (OMS 2000). Al igual que la USEPA, la OMS señala la dificultad para estimar los impactos potenciales a largo plazo del dióxido de azufre a partir de los estudios disponibles. En base a estudios que examinan los efectos en la morbilidad causados por exposiciones a dióxido de azufre y material particulado, la OMS determinó que el nivel mínimo con efectos adversos observados era de 92 μg/m^3. Se aplicó un margen de error de 2 para establecer el valor guía recomendado para el promedio anual de dióxido de azufre en 46 μg/m^3.

Para la caracterización de riesgos de exposiciones crónicas, se comparará la norma promedio anual de 80 μg/m^3 establecida por el gobierno peruano con la concentración promedio anual de dióxido de azufre en el aire obtenida de los resultados de los monitores y de las predicciones del modelo. El valor guía de calidad de aire para el promedio anual de dióxido de azufre recomendado por la OMS será discutido también como un medio para enfrentar la incertidumbre.

5.2.3 Efectos del Material Particulado en la Salud y Criterios

Las partículas generalmente se describen por su diámetro aerodinámico. Ésta es una medida útil pues el diámetro determinará los efectos de dispersión y remoción de la atmósfera así como el comportamiento en el sistema respiratorio luego de la inhalación. Las partículas gruesas generalmente se definen como aquellas que tienen un diámetro aerodinámico mayor de 2.5 μm, y se les conoce como $PM_{2.5}$. Ellas generalmente son producto de procesos mecánicos como la molienda o el chancado o provienen de polvos y materiales biológicos como polen o moho. Las partículas gruesas están sujetas a efectos gravitacionales y generalmente viajan sólo distancias cortas durante un período de horas. Cuando se las inhala, las partículas gruesas tienden a quedarse en las partes altas de las vías respiratorias. Están estrechamente asociadas con el agravamiento de problemas respiratorios existentes, como el asma.

Las partículas finas generalmente se describen como partículas con diámetros aerodinámicos de 0.1 a 2.5 μm. Las partículas finas son producto principalmente de procesos de combustión a alta temperatura o fundición, condensación de vapor o reacciones secundarias, como la formación de sulfatos a partir de dióxido de azufre. Estas partículas finas permanecen suspendidas en la atmósfera por períodos mucho más prolongados que las partículas gruesas y viajan distancia mucho mayores desde su punto de origen. Las exposiciones por inhalación de partículas fines están asociadas con efectos adversos en la salud como el agravamiento de enfermedades respiratorias y cardiovasculares existentes, cambios en la función pulmonar y mortalidad prematura en personas sensibles.

Los primeros estudios sobre los efectos de las partículas en la salud se centraron en el total de partículas suspendidas, que incluían partículas de hasta 40 μm de diámetro. Luego, el énfasis cambió a fracciones de tamaño más pequeño que podían migrar a través de la región toráxica del sistema respiratorio. Como se discutió anteriormente, a medida que las partículas migran más profundamente dentro del sistema respiratorio, tienden a tener mayor impacto en la salud. Esto llevó a que en 1987 la USEPA estableciera una norma sobre material particulado basada en partículas con un diámetro aerodinámico medio de 10 μm o menos, conocidas como PM_{10}. Las normas sobre PM_{10} emitidas por la USEPA eran para un período de 24 horas y para un período anual (ver la Tabla 5-3). Estas normas se diseñaron para brindar protección contra la mortalidad prematura y el agravamiento de la bronquitis (40 CFR § 50, 1987). También buscan proteger contra la exposición a sulfato, incluyendo el ácido sulfúrico.

En una revisión de la norma PM_{10} iniciada en 1994 por la USEPA, se encontraron nuevos estudios que indicaban que las normas existentes no siempre cumplían con su objetivo de proteger la salud humana (USEPA 1997b). Existía evidencia que indicaba la existencia de efectos de mortalidad y morbilidad en poblaciones sensibles en el caso de exposiciones en áreas o en períodos en los que se estaba cumpliendo la norma PM_{10} vigente. El incremento en el riesgo relativo era bajo para los resultados más serios, pero la USEPA actuó para proteger a las personas más sensibles. La comparación de los efectos en la salud entre las fracciones de partículas finas (< 2.5 μm) y gruesas

(entre 2.5 y 10 μm) indicaba que la fracción de partículas finas era un mejor indicador de los efectos en la mortalidad y la morbilidad vistos en concentraciones en el aire por debajo de las indicadas en la norma PM_{10}.

Por lo tanto, en 1997, las normas sobre material particulado fueron reajustadas para incluir una norma de 24 horas y de promedio anual para $PM_{2.5}$. La concentración promedio anual para $PM_{2.5}$ se fijó en 15 μg/m^3, que es menos de la tercera parte del valor promedio anual de 50 μg/m^3 que se usa para PM_{10}. La concentración promedio de 24 horas para $PM_{2.5}$ se fijó en 65 μg/m^3, que es ligeramente menos de la mitad de la concentración de 150 μg/m^3 que se usa para la norma PM_{10} de 24 horas. Las normas PM_{10} ya vigentes se mantuvieron como un medio de proteger contra el agravamiento del asma y de infecciones respiratorias que está plausiblemente ligado a las exposiciones a PM_{10} a corto y largo plazo.

Actualmente, la USEPA está realizando una revisión de las normas sobre material particulado con el objetivo de tomar una decisión definitiva a fines del 2006. Los análisis realizados para apoyar el proceso de revisión han confirmado la asociación entre partículas finas ($PM_{2.5}$) y mortalidad por enfermedades cardiopulmonares y efectos adversos en la salud relacionados con el sistema respiratorio (USEPA 2005d). El análisis también cita estudios que indican la existencia de efectos en la mortalidad y la morbilidad causados por concentraciones por debajo de la norma de 24 horas vigente para $PM_{2.5}$, lo que ha llevado a propuestas para reducir la norma con el fin de brindar mayor protección a la salud.

La OMS no tiene una guía de calidad del aire recomendada para material particulado en el aire ambiental (OMS 2000). La OMS señala que la evidencia señala clara y consistentemente la existencia de asociaciones entre las concentraciones de material particulado y los efectos adversos en la salud. La posición de la OMS era que estos efectos se veían a niveles bajos de exposición encontrados en los países desarrollados. La OMS concluyó que las variaciones cotidianas en el material particulado tenían una buena correlación con las variaciones en los efectos en la salud, pero que la información era insuficiente para identificar una concentración sin efectos adversos. En cuanto a los efectos a largo plazo, el análisis de la OMS concluyó que existía una mayor incertidumbre. Como consecuencia de la falta de evidencia de un nivel sin efectos, la OMS no ha propuesto guías de calidad del aire para exposiciones agudas ni para exposiciones a largo plazo a material particulado.

El material particulado en el aire ambiental de las comunidades alrededor del Complejo refleja una mezcla de una variedad de fuentes tanto naturales como artificiales. El material particulado liberado por el Complejo incluye partículas primarias de metales como el plomo, el arsénico y el cadmio, al igual que partículas secundarias, como los sulfatos. Las normas sobre material particulado establecidas por la USEPA fueron diseñadas para brindar protección contra los efectos en la salud asociados con ácido sulfúrico y sulfatos, que son los principales productos de transformación atmosférica del dióxido de azufre. Se observó que la inhalación de material particulado $PM_{2.5}$ rico en metales como cobre, zinc, plomo y níquel causaba inflamación en los pulmones de personas voluntarias (Ghio and Devlin 2001). Esto puede incrementar la magnitud de los efectos en la salud relacionados con partículas que no causan inflamación. El rol de la

composición química del material particulado continúa siendo un tópico de investigación interesante para la USEPA (2004). Por ahora, el tamaño y la masa de las partículas continúa siendo la medida usada para relacionar los efectos en la salud con las concentraciones de material particulado en el aire ambiental.

5.2.3.1 Criterios para la Exposición Aguda a Material Particulado por Inhalación

El gobierno peruano (2001) ha establecido una norma de calidad de aire promedio de 24 horas para material particulado que equivale a una concentración de 150 $\mu g/m^3$ para PM_{10}. Esta norma puede ser sobrepasada tres veces al año en un área. Ésta es la misma norma usada actualmente por la USEPA (1997b) para concentraciones de PM_{10} en el aire ambiental. Cuando la USEPA adoptó esta norma en 1987, fue diseñada para brindar un margen de seguridad a personas sensibles. La norma fue fijada como una concentración en el aire por debajo la cual existía consenso científico de que el material particulado no causaría mortalidad prematura ni agravamiento de la bronquitis (40 CFR § 50, 1987). Al fijar este valor, la USEPA señaló que la norma de 24 horas estaba en la porción inferior del rango en el que las respuestas fisiológicas sensibles, pero reversibles, de incierta importancia para la salud, eran posibles pero no observadas con certeza en niños.

Como se discutió en la Sección 3.1.1, Doe Run Perú recolecta PM_{10} usando equipos y técnicas que cumplen los requerimientos de la norma peruana y de la USEPA para PM_{10}. La norma de 24 horas para PM_{10} será comparada con las concentraciones promedio de 24 horas de PM_{10} en el aire observadas en los monitores de Doe Run Perú. Doe Run Perú no tiene un programa que cumpla con la norma para $PM_{2.5}$ establecida por la USEPA. Los monitores de PM_{10} capturarán esta fracción de partículas más pequeñas como parte del muestreo de PM_{10}. Sin embargo, no queda claro qué fracción de los resultados de los monitores de PM_{10} de Doe Run Perú correspondería a las partículas finas con un diámetro menor a 2.5 μm. El riesgo potencial del tamaño de las partículas finas se discutirá en la Evaluación de los Márgenes de Error.

5.2.3.2 Criterios para la Exposición Crónica a Material Particulado por Inhalación

El gobierno peruano (2001) ha establecido una norma sanitaria de calidad del aire en base a un promedio anual de material particulado de 50 $\mu g/m^3$ para PM_{10}. Ésta es la misma norma establecida por la USEPA (40 CFR § 50, 1987) para concentraciones de PM_{10} en el aire ambiental. Los monitores de Doe Run Perú vienen registrando PM_{10} tal como se le define en la norma de calidad del aire desde 1994 hasta la fecha. La concentración anual promedio de PM_{10} en el aire registrada por los monitores ubicados en las comunidades cerca del Complejo se comparará con la norma peruana.

5.3 PLOMO

El plomo existe naturalmente en el ambiente como un metal azul grisáceo. En su forma natural, el plomo está presente en pequeñas cantidades dentro de la corteza terrestre. El plomo puede combinarse con otras sustancias químicas para formar sales de plomo y compuestos orgánicos de

plomo. Estas formas del plomo también están presentes en el ambiente, en gran medida a consecuencia de actividades humanas. El plomo liberado al ambiente puede estar presente en el aire, el suelo, el agua, el polvo, las plantas y los animales.

Diferentes formas de plomo tienen diferentes propiedades, lo que contribuye a saber cómo se comportan dentro del ambiente. Por ejemplo, el plomo metálico no se disuelve en agua ni se quema, mientras que las sales de plomo se pueden disolver en agua y algunos compuestos orgánicos de plomo (como el tetraetil plomo) pueden quemarse. El tamaño de las partículas de plomo, la facilidad con la que se evaporan los compuestos de plomo y las condiciones meteorológicas afectarán la medida en la que el plomo liberado en el aire se alejará de la fuente o se depositará en el suelo o en un cuerpo de agua. Una vez depositado en el suelo, el movimiento del plomo por lo general es limitado pero varía con el tipo de sal o compuesto de plomo así como con las diferentes características del suelo. El plomo puede llegar al suelo y al polvo no sólo a partir de la deposición del aire sino también de la erosión de depósitos minerales y de materiales con contenido de plomo (por ejemplo, pinturas en base a plomo) usados en edificios o en otros materiales. La resuspensión del plomo en el suelo arrastrado por el viento también puede contribuir a la llegada de plomo al polvo.

Los riesgos para la salud asociados con la exposición al plomo se evalúan determinando el potencial para exceder una dosis absorbida de plomo, medida como una concentración de plomo en sangre, lo que está asociado con un incremento en el potencial para causar efectos adversos en la salud (CDC 1997, 2002; USEPA 1998). Como resultado de numerosos estudios en grupos ocupacionalmente expuestos y en la población en general, se ha publicado gran parte de la información sobre dosis-efectos del plomo. En los Estados Unidos, el Centro para el Control y Prevención de Enfermedades (CDC) (1991, 2002) ha identificado un nivel de plomo en sangre de 10 μg/dl como la concentración encima de la cual puede justificarse mayor evaluación en un niño específico. El nivel de plomo en sangre de 10 μg/dl se seleccionó en base a estudios que indicaban que las exposiciones que generan niveles de plomo en sangre iguales o mayores que esta concentración pueden plantear un incremento en los riesgos para la salud de los niños (CDC 1991, 1997, 2002; USEPA 1998).

Se espera que las poblaciones ubicadas a altitudes elevadas tengan niveles de plomo en sangre alterados en respuesta a las exposiciones a plomo, en comparación con las poblaciones ubicadas a altitudes menores. Como se describe a continuación, el plomo en la sangre se ubica principalmente en los glóbulos rojos. Las poblaciones ubicadas a altitudes elevadas tienen más glóbulos rojos, como lo muestran los mayores valores de hematocrito y hemoglobina (Ramirez-Cardich et al. 2004; Beall et al. 1998). Por lo tanto, las poblaciones ubicadas a altitudes elevadas pueden tener una menor carga corporal y menos riesgos para la salud que las poblaciones a altitudes menores con niveles de plomo en sangre similares. Por el contrario, las personas con anemia y bajo hematocrito pueden tener mayores cargas corporales y mayores riesgos que personas no anémicas con niveles de plomo en sangre semejantes (CDC 2002). El rol de estos factores en La Oroya se discute en la Sección 6, Caracterización de Riesgos. Las referencias en las siguientes secciones a la ocurrencia de efectos tóxicos a diferentes niveles de plomo en sangre son para poblaciones ubicadas a altitudes bajas. Las poblaciones ubicadas a altitudes elevadas, como

los residentes de La Oroya, pueden experimentar los mismos efectos a niveles de plomo en sangre 20% mayores que los señalados.

Como se muestra en la Figura 5-1, el nivel preocupante de plomo en sangre, 10 μg/dl, es considerablemente menor que los niveles previos seleccionados por el CDC desde los años 60. La tendencia hacia menores niveles preocupantes de plomo en sangre refleja la continua identificación de nueva información respecto a menores dosis a las que pueden producirse efectos adversos para la salud relacionados con el plomo.

Desde que se seleccionó el nivel de 10 μg/dl, se han publicado estudios adicionales examinando los efectos de niveles bajos de plomo en la salud de los niños. El CDC (2004) revisó tales estudios y recientemente decidió mantener el nivel preocupante de plomo en sangre en 10-μg/dl por tres motivos:

- "No se conoce ninguna intervención clínica efectiva para reducir los niveles de plomo en sangre en niños con niveles por debajo de 10 μg/dl ni para reducir los riesgos de efectos adversos para su desarrollo.
- No es posible clasificar con exactitud a los niños que tienen niveles de plomo en sangre por encima o por debajo de 10 μg/dl debido a la inexactitud inherente a las pruebas de laboratorio.
- Finalmente, no existe evidencia de un límite debajo del cual no se experimenten efectos adversos. Por lo tanto, cualquier decisión de establecer un nuevo nivel preocupante sería arbitraria y brindaría beneficios inciertos."

Debido a que los niños son más susceptibles a las exposiciones al plomo y a sus efectos que los adultos, el nivel preocupante de plomo en sangre en los niños determinado por el CDC también es considerado protector para los adultos. Específicamente, la niñez temprana (de 0 a 6 años) representa un período de rápido desarrollo neurológico que es particularmente sensible a efectos críticos causados por la exposición al plomo (ATSDR 1999b). Igualmente, los niños se llevan las manos a la boca con mayor frecuencia que los adultos. Dicho comportamiento incrementa su potencial de ingestión de plomo. Además, los niños pequeños también tienden a pasar más tiempo en el suelo, donde es probable que existan depósitos de plomo. Los infantes también pueden verse expuestos por medio de la leche de pecho de madres con exposiciones previas o continuas al plomo.

5.3.1 Toxicocinética del Plomo

La absorción de plomo en el cuerpo es influenciada por la ruta de exposición, la forma química y el tipo de medio de exposición (por ejemplo, pintura, suelo, polvo). La edad y el estado fisiológico de la persona expuesta (por ejemplo, situación nutricional de calcio y hierro en ayunas) también influye en la absorción de plomo. La absorción de plomo ocurre principalmente dentro de los tractos gastrointestinal y respiratorio. Luego de la absorción, el plomo se distribuye ampliamente en el plasma sanguíneo y tejidos blandos. Luego, se redistribuye en el cuerpo a

través de intercambios de plomo entre el plasma sanguíneo y las superficies de los huesos, así como en los riñones y los intestinos. El plomo que no es retenido por el cuerpo es excretado principalmente en las heces y la orina. El plomo orgánico, cuando es inhalado, también es excretado a través del aire exhalado. Los estudios en ratones y ratas lactantes sugieren que pueden producirse transferencias de hasta un tercio de la dosis de plomo en la madre hacia la leche materna durante la lactancia. Por lo tanto, en el caso de las madres que están dando de lactar, el plomo también se puede excretar en la leche de pecho.

El plomo acumulado en los huesos representa un significativo reservorio potencial de plomo dentro del cuerpo. El plomo depositado en los huesos durante el crecimiento y remodelamiento de los huesos puede ser liberado de las reservas de los huesos y contribuir a las concentraciones de plomo en sangre durante la reabsorción de los huesos. En períodos de la vida como el embarazo, la menopausia y la edad avanzada, así como en enfermedades como la osteoporosis o durante períodos de inmovilización, puede generarse una mayor liberación de plomo de los huesos, incrementándose la concentración de plomo en la sangre.

El intercambio de plomo entre el plasma sanguíneo y la superficie de los huesos se ve influenciado también por la manera como el plomo es absorbido por el sistema gastrointestinal y en qué medida es excretado del cuerpo (ATSDR 1999). En infantes y niños pequeños, las eficiencias de absorción y excreción gastrointestinal son mayores que en los adultos (Klaassen 1996). La combinación de estos factores junto con las mayores tasas de renovación de huesos en los niños da como resultado mayores transferencias de plomo de los huesos a la sangre en los niños. Por el contrario, las menores tasas de renovación de huesos en los adultos dan como resultado una mayor retención de plomo absorbido en los huesos. Esto explica el menor porcentaje de plomo en los huesos respecto a la carga corporal total en los niños (73%) en comparación con el porcentaje en los adultos (94%) (ATSDR 1999b).

Las liberaciones de plomo desde los huesos que se producen después de que una exposición se ha detenido pueden hacer difícil interpretar los efectos en el plomo en sangre que se observan en diferentes poblaciones con concentraciones de plomo en sangre similares. Esto se debe a que los efectos observados en los niveles actuales de plomo en sangre pueden no tomar en cuenta el nivel y la duración de las anteriores exposiciones a plomo. Por ejemplo, ATSDR (1999b) reporta que algunos estudios sobre exposición ocupacional han detectado una serie de resultados de comportamiento neurológico asociados con niveles actuales de plomo en sangre entre 40 y 80 μg/dl en trabajadores, pero que la medición de la exposición acumulada puede pronosticar mejor los problemas de desempeño en trabajadores con niveles de plomo actuales por debajo de 40 μg/dl.

De manera similar, el plomo acumulado en los huesos de la madre puede ser transferido al feto durante el embarazo y al recién nacido a través de la leche materna, incluso en ausencia de exposiciones recientes al plomo. Así, la exposición al plomo durante el desarrollo del feto y del recién nacido reflejará las exposiciones tanto actuales como pasadas de la madre.

Debido a que las concentraciones de plomo puede reflejar tanto las exposiciones pasadas como las recientes si la historia de exposiciones de la persona incluye múltiples o prolongadas a exposiciones al plomo a través del tiempo y de diferentes fuentes, la interpretación de la información sobre plomo en sangre debe ser considerada dentro del contexto de la historia de exposiciones de la persona.

5.3.2 Efectos del Plomo en la Salud

Se cree que los mecanismos de toxicidad del plomo propuestos involucran procesos bioquímicos fundamentales, como cambios en los sistemas de transporte de cationes en las membranas celulares y la interferencia con la biosíntesis del heme. Estos procesos pueden afectar a casi todos los órganos y sistemas en el cuerpo. El sistema neurológico es particularmente sensible a los efectos del plomo, especialmente niños pequeños. Los tipos de efectos causados por el plomo son los mismos si las dosis son semejantes; no importa que el plomo sea inhalado o ingerido.

Muchos de los efectos del plomo pueden ocurrir sin signos abiertos de toxicidad. Por ejemplo, los efectos en el metabolismo del heme[8] como la inhibición de la actividad del ácido δ-aminolevulínico dehidratasa (ALAD), una enzima involucrada en la biosíntesis del heme, pueden detectarse a niveles de plomo en sangre por debajo de 10 μg/dl en todas las edades. Con exposiciones prolongadas a niveles mucho mayores, pueden presentarse efectos clínicamente significativos en la síntesis del heme. Estos efectos incluyen un descenso en la producción de hemoglobina y la destrucción de glóbulos rojos. En adultos ocupacionalmente expuestos, la USEPA estima que el nivel límite de plomo en sangre para un descenso en la hemoglobina es 50 μg/dl. En los niños, se ha sugerido un límite de plomo en sangre de aproximadamente 40 μg/dL para una reducción en los niveles de hemoglobina (ATSDR 1999b).

Se han reportado efectos en el comportamiento neurológico, como un menor rendimiento en las pruebas de coeficiente intelectual y otros efectos, a niveles de plomo en sangre por debajo de 10 μg/dl en niños (ATSDR 1999; Lanphear et al. 2005; Canfield et al. 2003). Sin embargo, a niveles de 10-15 μg/dl, no se ha observado efectos permanentes en el comportamiento neurológico en niños, de acuerdo con las conclusiones de varios estudios (ATSDR 1999b). Se han reportado conclusiones inconsistentes sobre los efectos que tienen en los fetos las exposiciones a bajos niveles de plomo. Sin embargo, algunos estudios epidemiológicos (ATSDR 1999b) han reportado efectos como una reducción del período de gestación y un menor peso al nacer ante niveles de plomo en sangre materna por debajo de 15 μg/dl. Es de señalar que estos efectos a bajos niveles de plomo se hacen aparentes sólo en estudios que comparan poblaciones de niños con diferentes niveles de plomo en sangre. Estos efectos no serían detectables en un niño de manera individual.

Efectos más pronunciados de la exposición al plomo pueden ocurrir en el rango de plomo en sangre de 15-30 μg/dl. Esto es particularmente notable en niños. Por ejemplo, se han reportado efectos cardiovasculares, como cambios degenerativos en el miocardio y anormalidades en el electrocardiograma, en estudios de niños con niveles de plomo en sangre en un rango de 6-20

[8] El heme es el componente de la hemoglobina que contiene hierro en los glóbulos rojos. La hemoglobina es responsable de transportar el oxígeno de los pulmones a los otros tejidos del cuerpo.

μg/dl. También se ha reportado anemia (definida como un nivel de hematrocrito por debajo de 35% en poblaciones a nivel del mar) en niños pequeños con niveles de plomo en sangre de 25 μg/dl (ATSDR 1999b).

A niveles de plomo en sangre por encima de 30 μg/dl en infantes y niños, se han reportado cambios en los riñones y retardo en el crecimiento asociados con la exposición al plomo (ATSDR 1999b). En el rango de plomo en sangre de 33-120 μg/dl, puede ocurrir también deficiencia en el metabolismo de la vitamina D, particularmente en casos de exposiciones crónicas a altos niveles de plomo en niños que son nutricionalmente deficientes en calcio, fósforo y vitamina D. A niveles de plomo en sangre por encima de 30 μg/dl, pueden hacerse aparentes deficiencias neurológicas más abiertas (ATSDR 1999b).

Se ha observado una reducción en el recuento de esperma y otros efectos en el sistema reproductivo masculino en estudios ocupacionales a niveles de plomo en sangre de 40-50 μg/dl. En estudios sobre exposición ocupacional en adultos (principalmente mediante inhalación), niveles de plomo en sangre en el rango de 40-60 μg/dL han sido asociados con síntomas neurológicos, incluyendo debilidad de los músculos extensores y de las extremidades superiores, pérdida de apetito, adormecimiento y hormigueo en las extremidades inferiores, deficiencia cognitiva, efectos en la coordinación visual-motora y deficiencia en la capacidad de razonamiento verbal. Algunos estudios en trabajadores adultos también reportan cólico a niveles de plomo en sangre en este rango; sin embargo, dichos efectos gastrointestinales generalmente ocurren a niveles mucho más altos (100-200 μg/dl).

En los niños, la ingestión de grandes cantidades de plomo puede producir cólico (60-100 μg/dl); irritabilidad, letargo y problemas de conducta (60-450 μg/dl); así como encefalopatía (>80-800 μg/dl) (ATSDR 1999b).

En la Figura 5-2 se muestra la gama de efectos asociados con los niveles de plomo en sangre en adultos y niños.

Las insuficiencias en la dieta pueden contribuir a una mayor absorción del plomo en los niños. Se ha observado una relación inversa entre la ingesta de calcio en la dieta y la concentración de plomo en sangre tanto en niños como en adultos (ATSDR 1999b). Se ha reportado una relación similar en el caso de la situación nutricional relacionada con el hierro. Comparaciones de las concentraciones de plomo en sangre en niños deficientes en hierro con las de niños con niveles adecuados de hierro sugieren que dicha deficiencia puede dar como resultado una mayor absorción de plomo o que la suficiencia de hierro puede alterar la biocinética del plomo de tal manera que contribuye a reducir los niveles de plomo en sangre en niños con niveles adecuados de hierro (ATSDR 1999b).

Se ha sugerido que algunos de los mecanismos que contribuyen a las interacciones plomo-calcio y plomo-hierro en los seres humanos también funcionan para las interacciones de plomo con el cobre, el cadmio, el magnesio y el zinc (ATSDR 1999b). Por ejemplo, algunos estudios sugieren

que el cobre en la dieta puede contrarrestar ciertos afectos adversos del plomo (por ejemplo, en el sistema hematopoyético, la depresión del crecimiento y la hipertrofia de tejidos) (ATSDR 1999b).

El plomo también dificulta la actividad de enzimas que requieren zinc en la ruta de biosínstesis del heme. Por lo tanto, niveles insuficientes zinc en la dieta podrían contribuir a incrementar los efectos de la exposición al plomo. Por el contrario, una ingesta nutricionalmente adecuada de zinc en la dieta puede ayudar a reducir los riesgos de toxicidad del plomo debido a la protección ofrecida por el zinc contra la inhibición inducida por el plomo de las enzimas dependientes de zinc (ATSDR 1999b).

5.3.3 Carcinogenicidad del Plomo

La USEPA (2005a) ha determinado que el plomo es un probable cancerígeno humano en base a evidencia suficiente de carcinogenicidad en animales. Específicamente, ensayos biológicos en ratas y ratones reportaron incrementos estadísticamente significativos en los tumores renales en el caso de exposiciones a varias sales de plomo solubles a través de la dieta y exposiciones subcutáneas. Los ensayos con animales brindaron resultados reproducibles en varios laboratorios, en múltiples razas de ratas y ciertas evidencias de tumores en múltiples lugares. Los estudios a corto plazo indicaron que el plomo afecta la expresión genética. La evidencia de carcinogenicidad del plomo en estudios con seres humanos se encontró inadecuada. A pesar del hallazgo de que el plomo es un probable cancerígeno para seres humanos, la USEPA ha determinado que los efectos no cancerígenos del plomo brindan un resultado de toxicidad más sensible que los efectos cancerígenos por lo que no se han determinados valores de toxicidad para efectos cancerígenos.

5.4 ARSÉNICO

El arsénico es un elemento natural ampliamente distribuido en gran parte de la corteza terrestre. Las erupciones volcánicas han contribuido a la naturaleza ubicua del arsénico en el ambiente. Las actividades humanas, incluyendo la extracción de minerales asociados con el arsénico (como el cobre y el plomo) y la combustión de carbón con contenido de arsénico y otros productos residuales en las plantas a carbón o la combustión con fines de incineración, contribuyen también a la presencia de arsénico en el ambiente. El arsénico presente en el suelo y los minerales puede ingresar al aire, al agua y a la tierra en forma de polvo arrastrado por el viento. El arsénico también puede ingresar al agua debido a la lixiviación o escorrentía de arsénico presente en el suelo.

Las formas predominantes de los compuestos inorgánicos de arsénico presentes en el suelo son trivalentes y pentavalentes. La solubilidad de los compuestos inorgánicos de arsénico en el agua varía ampliamente. El arsenato de sodio y el trióxido de arsénico representan formas altamente solubles en agua, mientras que entre las formas menos solubles están los minerales sulfurosos, los óxidos complejos y el arsénico presente en especies minerales de hierro, manganeso y fosfatos. Las formas iónicas del arsénico inorgánico pueden adsorberse a constituyentes del suelo. Se piensa que la presencia de fases minerales menos solubles y formas iónicas que se adsorben

fuertemente a las partículas del suelo o se coprecipitan con otros elementos en el suelo contribuye a la reducida biodisponibilidad del arsénico presente en el suelo.

En la mayoría de las poblaciones, la principal fuente de exposición a arsénico inorgánico es la dieta, especialmente el agua potable. A nivel mundial, el agua potable es la principal fuente de la exposición excesiva al arsénico y del envenenamiento por arsénico, estando muchas poblaciones asiáticas expuestas a concentraciones por encima de los 100 microgramos por litro (μg/l) en el agua potable. El consumo de pescado y mariscos también representa una fuente significativa de la ingesta total de arsénico a través de la dieta en muchas personas. Sin embargo, el arsénico en los mariscos mayormente se da en formas orgánicas no tóxicas, como la arsenobetaína.

Además de las fuentes típicas de exposición al arsénico a través de la dieta y el agua potable, las personas pueden tener hábitos que causen exposiciones adicionales. Por ejemplo, en un estudio realizado en Dinamarca, las concentraciones medias de arsénico en vino blanco y tinto estuvieron en 11 y 9 μg/l, respectivamente, y la concentración media en la cerveza fue de 7 μg/l (Pedersen et al. 1994). A estas concentraciones, un vaso de vino de 200 ml genera aproximadamente 2 μg de arsénico. Por lo tanto, una persona que beba rutinariamente vino o cerveza puede tener una ingesta por dieta mayor de lo normal.

El arsénico está presente en el humo del tabaco (inhalado directa o indirectamente), por lo que los fumadores y sus familias pueden tener una mayor exposición al arsénico. En un estudio en trabajadores de una fábrica de semiconductores, se encontró que los niveles de arsénico en el cabello estaban correlacionados con la condición de fumador más que con la exposición ocupacional al arsénico (de Peyster and Silvers 1995). Chiba y Maseroni (1992) encontraron una asociación positiva entre los niveles de arsénico en la orina de los niños y el hábito de fumar de los padres. Por el contrario, un estudio en personas que vivían en un área minera de Alemania no encontró correlación entre la condición de fumadores y el contenido de arsénico en el cabello o en la orina (Gebel et al. 1998). Otro estudio alemán de los tejidos pulmonares de personas fallecidas no encontró diferencias en los niveles de arsénico entre fumadores y no fumadores (Kraus et al. 2000). La cantidad de arsénico en los cigarrillos puede variar de acuerdo con las condiciones de cultivo del tabaco y esta variabilidad puede contribuir a la variación en las conclusiones de los estudios anteriormente descritos.

También se ha detectado arsénico en las medicinas homeopáticas (Kerr y Saryan 1986), en medicinas de marca registrada china fabricadas en Asia (Chan 1994), y en muestras de hojas de plantas medicinales (Reddy and Reddy 1997). Se han encontrado casos de envenenamiento agudo por arsénico en niños y adultos que usaban medicinas de marca registrada china (Chan 1994). Si bien son raras, éstas podrían ser fuentes de una exposición excesiva en algunas personas.

5.4.1 Toxicocinética del Arsénico

Las formas de arsénico orgánico solubles en agua son absorbidas casi en su totalidad mediante inhalación y mediante la ruta oral. En el caso de la inhalación de arsénico presente en el aire, la

absorción a través del pulmón involucra la deposición de material particulado con contenido de arsénico en el pulmón, seguida por la absorción de arsénico del material depositado. La absorción de formas menos solubles de arsénico inorgánico es menor, sean éstas ingeridas o inhaladas. La absorción gastrointestinal de arsénico inorgánico en el suelo es mucho menor que la de formas de arsénico solubles en agua (Freeman et al. 1993; Freeman et al. 1995; Groen et al. 1994; Casteel et al. 1997; Rodriguez et al. 1999). La absorción dérmica de arsénico es baja en comparación con otras rutas de exposición (ATSDR 2000).

Luego de la absorción, se produce una distribución amplia del arsénico en todo el cuerpo. La oxidación de arsenitos a arsenatos y la reducción de arsenatos a arsenitos dan como resultado una mezcla de formas de arsenato y arsenito en la sangre. La metilación enzimática de los arsenitos que se produce en los tejidos, principalmente del hígado, produce las formas orgánicas de arsénico denominadas ácido monometil arsénico (MMA) y ácido dimetil arsénico (DMA). Las formas metiladas del arsénico no revierten a arsénico inorgánico. La medida en que se produce la metilación varía según las especies de arsénico así como según el tipo de tejido corporal. Una reducción en la metilación puede dar como resultado la retención de arsénico en algunos tejidos. Sin embargo, la mayor parte del arsénico (como arsenito, arsenato, MMA y DMA) es excretado rápidamente en la orina (más de 75% de la dosis absorbida). En menor medida, el arsénico absorbido es eliminado también en las heces (ATSDR 2000).

5.4.2 Efectos del Arsénico en la Salud

A continuación se presenta un resumen de los principales efectos en la salud asociados con la exposición a arsénico.

5.4.2.1 Exposiciones Agudas

Las exposiciones agudas al arsénico (0.005 mg/kg-día) causan síntomas gastrointestinales en los seres humanos, incluyendo náusea, vómito y diarrea. Estos efectos gastrointestinales tienden a desaparecer luego de la interrupción de la exposición oral o inhalada (ATSDR 2000). A mayores dosis (8 mg/kg-day), se ha reportado hematemesis, hemoperitoneo, hemorragia gastrointestinal y necrosis (ATSDR 2000).

Se ha reportado evidencia de toxicidad para el hígado en casos de envenenamiento agudo a dosis de 2 mg/kg-día. Sin embargo, una exposición de un infante a una dosis mayor (19 mg/kg-day) no produjo efectos hepáticos de ningún tipo (ATSDR 2000).

Se han reportado efectos neurológicos, incluyendo dolor de cabeza, letargo, confusión mental, alucinaciones, convulsiones y coma, para exposiciones agudas, orales con altas dosis de arsénico (2 mg/kg-día o más).

5.4.2.2 Exposiciones Crónicas

La exposición a largo plazo de arsénico a dosis bajas (menos de 0.01 mg/kg-día) generalmente no está asociada con los síntomas gastrointestinales descritos ante un envenenamiento agudo. Sin

embargo, los síntomas gastrointestinales más severos, asociados con exposiciones agudas a altas dosis, también se han reportado para exposiciones crónicas al arsénico usado en preparaciones medicinales a dosis de 0.03-0.05 mg/kg-día.

Se ha reportado el descenso en la producción de glóbulos rojos y blancos (anemia y leucopenia) para exposiciones crónicas orales, pero no por inhalación, a dosis tan bajas como 0.05 mg/kg-día. Exposiciones repetidas al arsénico a dosis de 0.01-0.1 mg/kg-día han estado asociadas con efectos en el hígado, incluyendo, inflamación, molestias y elevación de las enzimas hepáticas.

Unos cuantos estudios han reportado tos, esputo, rinorrea e inflamación de la garganta en personas con repetidas exposiciones orales a 0.03–0.05 mg/kg-día. La inhalación de arsénico en el polvo también puede causar irritación en la nariz, la garganta y los pulmones, pero no se ha reportado que cause dificultades crónicas en el funcionamiento respiratorio en trabajadores expuestos a altos niveles de arsénico en el aire (NOAEL 0.63 mg/m^3).

Varios estudios han reportado también hipertensión inducida por arsénico (Chen et al. 1995; Rahman et al. 1999; Lee et al. 2003). Específicamente, un estudio en Bangladesh (Rahman et al. 1999) reportó un incremento estadísticamente significativo en el riesgo de hipertensión con la ingestión de arsénico en el agua potable en concentraciones de exposición ponderadas temporalmente en un rango de <0.5 mg/L a >1.0 mg/L. También se sugiere que la exposición a arsénico en el agua potable dentro de este rango es un factor de riesgo para la diabetes mellitus sobre la base de un estudio previo en Bangladesh (Rahman et al. 1998). Estudios más reciente en Taiwán (Tseng et al. 2000; Wang et al. 2003) brindan sustento adicional a esta asociación.

La exposición a arsénico, tanto aguda como crónica, puede causar arritmia en seres humanos (Glazener et al. 1968; Little et al. 1990; citados en ATSDR 2000). Dosis de arsénico de 0.02–0.06 mg/kg-día en el agua potable han sido asociadas con una creciente incidencia en la enfermedad de Raynaud y en la cianosis de los dedos de las manos y los pies en base a estudios realizados en Chile (Borgono y Greiber 1972; Zaldivar 1974, 1977; Zaldivar y Guillier 1977, citados en ATSDR 2000).

Los efectos neurológicos asociados con la exposición oral a arsénico incluyen neuropatía periférica y/o central a dosis tan bajas como 0.03-0.1 mg/kg-día. Estos síntomas también se han observado en trabajadores expuestos a arsénico en el aire. Un signo temprano de la neuropatía periférica es el adormecimiento de manos y pies. Al incrementase la exposición, los síntomas pueden progresar hasta una sensación dolorosa de "agujas y alfileres", seguida por debilidad, pérdida de reflejos y caída de la muñeca o del tobillo en casos más avanzados (ATSDR 2000). Los efectos neurológicos pueden disminuir lentamente al cesar la exposición aunque no es común una recuperación completa (ATSDR 2000).

Cambios característicos en la piel son el principal efecto sobre el cual la USEPA (2005a) ha basado una dosis de referencia oral crónica de 3×10^{-4} mg/kg-día. Esos cambios en la piel se consideran el primer signo observable de una sobreexposición crónica a arsénico por vía de la ingestión. El cambio incluye un engrosamiento de la piel y la formación de pequeños "callos" o "verrugas",

particularmente en las palmas y en las plantas, así como el desarrollo de áreas oscuras en la piel intercaladas con manchas claras.

En base a los estudios ocupacionales de exposiciones a arsénico en el polvo, se ha determinado que el contacto directo con la piel puede causar irritación leve y dermatitis. Estos estudios no han reportado las tasas de contacto dérmico en seres humanos; sin embargo, se han reportado efectos similares a concentraciones de 4 mg/kg-día en ratones expuestos durante 30 semanas. Estos síntomas generalmente sanan sin tratamiento una vez terminada la exposición. No se han reportado efectos similares en estudios de exposiciones dérmicas a arsénico en el agua o en el suelo (ATSDR 2000).

En estudios con animales, altos niveles de exposición que provocaron efectos tóxicos o la muerte de la hembra preñada también dieron como resultado la reducción en el peso del recién nacido, malformaciones fetales y mortalidad fetal, lo que indica que el arsénico es un intoxicante del desarrollo. Sin embargo, como lo señala la ATSDR (2000), los niveles de exposición requeridos para causar estos efectos fetales produjeron significativa toxicidad materna o incluso la muerte. No hubo evidencia de efectos en el desarrollo en estudios más recientes en animales aplicando niveles de exposición a los cuales no se observaba toxicidad materna (ATSDR 2000). En base a estos hallazgos, la ATSDR (2000) ha concluido que: "el feto en desarrollo no es especialmente susceptible y la teratogenicidad o fetotoxicidad probablemente no sean motivo de preocupación excepto en dosis que sean también tóxicas para la mujer embarazada". Sin embargo, los estudios anteriores forman la base para un nivel de referencia para inhalación de 0.03 microgramos por metro cúbico ($\mu g/m^3$) publicado por la Oficina de Evaluación de Riesgos para la Salud Ambiental de California (OEHHA 2005) para la exposición crónica a arsénico en el aire.

5.4.3 Carcinogenicidad del Arsénico

La USEPA (2005a) ha clasificado al arsénico como un cancerígeno conocido para seres humanos. Esta clasificación se basa en la mayor mortalidad por cáncer al pulmón observada en múltiples estudios de exposiciones por inhalación al arsénico en trabajadores de fundiciones (Enterline y Marsh 1982; Lee-Feldstein 1983; Axelson et al. 1978; Tokudome and Kuratsune 1976; Rencher et al. 1977) y en trabajadores de fábricas de plaguicidas (Ott et al. 1974; Mabuchi et al. 1979) dentro de ambiente ocupacionales. Se obtuvo mayor sustento para el riesgo excesivo de cáncer al pulmón asociado con la inhalación de arsénico a partir de un estudio de pobladores que vivían cerca de una planta de fabricación de plaguicidas (Matanoski et al. 1981).

En base a algunos de estos estudios, la USEPA determinó un estimado de riesgo unitario para la exposición a arsénico en el aire de 4.3×10^{-3} por $\mu g/m^3$ (USEPA 2005a). El riesgo unitario de cáncer representa el riesgo excesivo de cáncer al pulmón a lo largo de la vida debido a una exposición continua y constante a una unidad de concentración de arsénico cancerígeno en el aire. Este riesgo unitario del arsénico en el aire corresponde a un factor de gradiente de cáncer por inhalación de 15 por mg/kg-día (USEPA 1995).

En el caso de las exposiciones orales, la clasificación de carcinogenicidad se basa en gran medida en el incremento en la mortalidad por cáncer en múltiples órganos (hígado, riñón, pulmón y vejiga) y una mayor incidencia del cáncer a la piel en estudios epidemiológicos de poblaciones de Taiwán que consumen altos niveles de arsénico (varios cientos de microgramos al día) en el agua potable (Tseng et al. 1968; Tseng 1977). En base a estos estudios, la USEPA determinó un factor de gradiente de cáncer (CSF) para la vía oral de 1.5 por mg/kg-día de arsénico y un riesgo unitario para el agua potable de 5×10^{-5} L/μg.

Se han identificado numerosas debilidades en los estudios en los que la USEPA basa su determinación del CSF y los valores de riesgo unitario para el agua potable. Por ejemplo, información contenida en los estudios de Taiwán incluía concentraciones de arsénico en pozos en grupos (aldeas) que con frecuencia varían ampliamente dentro de la misma aldea y a lo largo del tiempo. Así, los estimados de exposición derivados de los estudios han sido criticados como altamente inciertos. Otras debilidades identificadas incluyen una inadecuada consideración de las diferencias en las características genéticas, nutricionales, culturales, sociales, económicas y de estilo de vida entre la población de estudio en Taiwán y poblaciones fuera de esta región.

Se citan estudios epidemiológicos más recientes realizados en Chile y Argentina para poyar las conclusiones de los estudios de Taiwán (Hopenhayn-Rich et al. 1996, 1998; Smith et al. 1998). Sin embargo, estos estudios han sido igualmente criticados, afirmándose que suministran información inadecuada para estimar la magnitud del riesgo a concentraciones específicas de arsénico (Brown and Beck 1996).

Por el contrario, no se indica la mayor incidencia de cáncer de la piel en base a estudios de poblaciones en los Estados Unidos que consumen concentraciones relativamente altas de arsénico (~0.1-0.2 mg/L) en el agua potable (Goldsmith et al. 1972; Harrington et al. 1978; Morton et al. 1976; Southwick et al. 1981). Las limitaciones de estos estudios incluyen número pequeños de personas expuestas.

Asimismo, los estimados del incremento en el riesgo de cáncer que se basan en extrapolaciones lineales de los efectos observados a dosis elevadas son inexactos. Actualmente existe evidencia sustancial sobre modos de acción que demuestra que la relación dosis-respuesta que induce al cáncer en el caso del arsénico es no lineal (por ejemplo, Germolec et al. 1996; Zhao et al. 1997; Shimizu et al. 1998; Barchowsky et al. 1999; Kaltreider et al. 1999; Kirkpatrick et al. 2000; Menzel et al. 2000; Trouba et al. 2000; Andrew et al. 2003; Kitchin and Ahmad 2003). Específicamente, se plantea que la carcinogénesis del arsénico involucra interacciones indirectas, más que directas, con el ADN. Debido a que el arsénico tendría que estar presente en un nivel suficientemente alto y durante un tiempo suficiente para inducir estos tipos de efectos indirectos, se esperaría que los modos de acción postulados para la carcinogénesis del arsénico tengan una relación dosis-respuesta no lineal. En otras palabras, es probable que las dosis bajas de arsénico sean relativamente menos eficaces que las dosis más altas y pueden, de hecho, estar asociadas con un riesgo cero.

Además, existe evidencia bioquímica y celular de que los niveles subtóxicos del arsénico son protectores o inducen mecanismos celulares protectores (Moore et al. 1993; Lee et al. 1985; Lee et al. 1986; Liu et al. 1994; Wang et al. 1994; Germolec et al. 1996; Barchowsky et al. 1999; Snow et al. 1999; Pott et al. 2000; Romach et al. 2000; Snow et al. 2000; Trouba et al. 2000). La evidencia de que el arsénico puede inducir respuestas protectoras celulares a dosis bajas brinda más sustento al planteamiento de que los efectos de dosis bajas de arsénico no se pronostican con exactitud mediante la extrapolación lineal de los efectos de dosis altas.

5.5 CADMIO

El cadmio, en su forma pura, es un metal blando color blanco plateado. En el ambiente, el cadmio generalmente está presente como un mineral combinado con otros elementos. Los más comunes son los complejos con óxidos, sulfuros y carbonatos en minerales de zinc, plomo y cobre, mientras que los complejos con cloruros y sulfatos son menos comunes (ATSDR 1999a; NTP 2005).

Las liberaciones de cadmio al ambiente ocurren como resultado de actividades tanto naturales como humanas. La erosión de minerales de cadmio contenidos en rocas es una fuente significativa de estas liberaciones en las aguas de ríos y océanos. Los incendios forestales y los volcanes realizan descargas naturales en el aire. Las actividades mineras, la combustión de combustibles fósiles y residuos domésticos, la aplicación de fertilizantes a los cultivos y otras fuentes industriales pueden también contribuir a los niveles de cadmio en el ambiente.

El tipo al que pertenece el compuesto de cadmio influye en la solubilidad del cadmio en el agua. En general, los cloruros y sulfatos de cadmio son más solubles en el agua que otras formas. En el suelo, la solubilidad del cadmio también varía con la forma, desde ligeramente soluble (sulfuros) hasta moderadamente soluble (sulfatos) y altamente soluble (carbonatos) (Kelley et al. 2002). En el aire, los compuestos de cadmio generalmente se encuentran en pequeñas partículas o unidos a ellas. Si bien la forma de cadmio presente en el ambiente puede cambiar bajo diferentes condiciones, el metal cadmio en sí mismo no desaparece del ambiente.

Para la población en general, las exposiciones a cadmio pueden ocurrir con el consumo de cadmio en alimentos y agua potable, la inhalación de partículas con contenido de cadmio en el aire ambiental o en el humo de cigarrillos y la ingestión de cadmio en el suelo o el polvo. La contribución relativa de estas fuentes a la ingesta de cadmio por parte de la población en general varía considerablemente dependiendo de si la persona expuesta fuma o no. Por ejemplo, en los Estados Unidos, los alimentos constituyen la principal fuente de exposición al cadmio para los no fumadores, mientras que los fumadores de tabaco pueden estar expuestos a un estimado de 1.7 μg de cadmio por cigarrillo (NTP 2005). Las principales fuentes de cadmio en los alimentos incluyen cereales, papas y otros vegetales. Se piensa que, dentro de la población general de no fumadores en los Estados Unidos, estas fuentes alimenticias representan la mayor contribución de cadmio a la ingesta total por dieta, que se estima en aproximadamente 30 μg/día (NTP 2005).

Las exposiciones ocupacionales al cadmio se producen principalmente mediante la inhalación de polvos y humos. Otras rutas de exposición incluyen la ingestión accidental de polvos con contenido de cadmio en las manos, cigarrillos o alimentos.

5.5.1 Toxicocinética del Cadmio

La absorción de cadmio en el cuerpo puede producirse mediante exposición oral o por inhalación. Sin embargo, el cuerpo retiene una proporción mucho mayor del cadmio cuando es inhalado, en comparación con cuando es ingerido. En el caso de las exposiciones orales, la fuente de ingesta de cadmio influye en la absorción, haciendo que la fuente de ingestión sea un factor importante al evaluar la toxicidad del cadmio contribuido por la dieta. Además, otros factores nutricionales puede incrementar la absorción de cadmio. Tales factores incluyen déficits en la situación nutricional respecto al hierro (por ejemplo, anemia), el calcio y las proteínas, así como mayores niveles de grasas en la dieta. En el caso del cadmio, la inhalación, absorción y distribución dentro del cuerpo parecen verse afectadas por la forma química, el tamaño de las partículas inhaladas y la solubilidad en fluidos biológicos (ATSDR 1999a).

Las exposiciones prolongadas al cadmio mediante ingestión o inhalación pueden provocar una acumulación de cadmio en el cuerpo hasta niveles que causen efectos adversos. Los incrementos en la carga corporal de cadmio ocurren debido a la muy prolongada vida media de este agente químico en el cuerpo. Específicamente, toma aproximadamente 30 años para que la mitad del cadmio absorbido sea excretado del cuerpo. La parte de cadmio que es retenida se acumula en mayor medida en la corteza renal.

5.5.2 Efectos del Cadmio en la Salud

Tanto para la población en general como para la población ocupacionalmente expuesta, el riñón es el principal órgano en sufrir los efectos tóxicos del cadmio. Una señal temprana de problemas renales es la presencia de excesiva cantidad de proteína en la orina ("proteinuria"). En las primeras etapas de los daños renales inducidos por el cadmio, los efectos en los túbulos renales generan una menor reabsorción de las proteínas filtradas con pesos moleculares bajos. Al incrementarse la acumulación, debido a los mayores niveles de exposición o a la mayor duración de la exposición, se produce una excreción más pronunciada de proteínas con pesos moleculares más altos. Este tipo de proteinuria indica que se está produciendo un daño más severo en los riñones. Además de la menor reabsorción de proteínas, el daño glomerular y tubular también puede provocar una menor reabsorción de calcio, glucosa, aminoácidos, enzimas, fósforo y cobre, así como la perturbación del metabolismo de la vitamina D (ATSDR 1999a).

La USEPA ha determinado una dosis de referencia oral para el cadmio en base a la concentración de cadmio en la corteza renal humana (200 μg cadmio/gramo de corteza renal humana húmeda) que no está asociada con proteinuria significativa (USEPA 2005a). La USEPA aplicó un modelo toxicocinético para determinar elingreso diario de cadmio en los alimentos o el agua a lo largo de un período de 50 años que daría como resultado este nivel. Para la ingesta de cadmio en los alimentos y en el agua, la USEPA determinó un NOAEL de 0.005 y 0.01 mg/kg-día, respectivamente. La absorción asumida de cadmio de los alimentos y del agua fue de 2.5% y 5%,

respectivamente. Aplicando un margen de error para tomar en cuenta la variabilidad entre individuos, la USEPA calculó una dosis de referencia oral para el cadmio en los alimentos de 0.0005 mg/kg-día y en el agua de 0.001.

5.5.2.1 Inhalación

Además de los efectos en la salud renal, la función pulmonar se ve afectada por la exposición a cadmio respirable. En base a estudios, tanto en animales como en seres humanos, utilizando exposiciones agudas al cadmio, se ha reportado la destrucción de células epiteliales pulmonares con el consiguiente desencadenamiento de edema pulmonar, traqueobronquitis y neumonitis a concentraciones por encima de 5 mg/m^3 (ATSDR 1999a). Exposiciones más prolongadas a concentraciones menores han estado asociadas a decrecimiento en la función pulmonar, enfisema y daño a la función olfativa. En base a la información suministrada por algunos estudios en animales y seres humanos, puede desarrollarse una tolerancia a la irritación pulmonar inducida por cadmio y la función respiratoria puede recuperarse una vez que cesa la exposición (ATSDR 1999a).

En un estudio realizado por Cortona et al. (1992, citado en ATSDR 1999a) en el que se controló a trabajadores de una planta, fumadores, expuestos por un período de varios años a humos de cadmio a concentraciones de 0.008-l.53 mg/m^3 no se encontraron diferencias significativas en el Volumen Espiratorio Forzado (FEV), la Capacidad Vital Forzada (FVC), el Factor de Transferencia mediante el método de monóxido de carbono (TLCO) y el Coeficiente de Transferencia (KCO) respecto a mediciones en personas no expuestas.

La ATSDR (1999a) señala que el cese de la exposición al cadmio no necesariamente reduce la proteinuria, tal como se observa en trabajadores que experimentaron un daño renal continuo luego de una exposición a cadmio por inhalación. La ATSDR (1999a) reporta que Roels et al. (1997) examinaron la reversibilidad de daño renal en una población de trabajadores con diferentes cargas corporales de cadmio. En el caso de trabajadores con proteinuria leve, el daño renal (por ejemplo, disfunción tubular) mostró signos de reversibilidad. Sin embargo, los trabajadores con mayores carga corporales y casos más severos de proteinuria mostraron que la disfunción tubular continuaba luego de terminada la exposición al cadmio.

5.5.2.2 Ingestión

Se ha demostrado mediante estudios tanto en animales como en seres humanos que la exposición oral a altos niveles de cadmio irrita el epitelio gastrointestinal. Existen reportes de náusea, vómito, salivación, diarrea, calambre y dolor abdominal en niños expuestos mediante la ingestión de cadmio en bebidas y comidas a dosis de aproximadamente 70 μg/kg (ATSDR 1999a).

La exposición crónica a cadmio por vía oral en personas con baja ingesta de hierro puede contribuir a desarrollar anemia, una conclusión apoyada por estudios en animales (ATSDR 1999a).

Se piensa que la interferencia inducida por el cadmio en el metabolismo de la vitamina D en el riñón da como resultado desequilibrios en la absorción y excreción de calcio. Este incremento en la excreción de calcio, secundario a daños renales inducidos por el cadmio, se sugiere como un factor de riesgo para la osteoporosis, particularmente en mujeres posmenopáusicas. Algunos exámenes de exposición subcrónica y crónica en animales respaldan los efectos óseos relacionados con la exposición al cadmio. Específicamente, estudios en ratas reportan una reducción en el calcio en los huesos y un incremento en la excreción de calcio por la orina en el caso de exposiciones en el rango de 2-8 mg cadmio/kg-día (ATSDR 1999a). Dichos hallazgos respaldan la asociación entre la exposición al cadmio y desórdenes óseos dolorosos (por ejemplo, osteomalacia) así como fracturas espontáneas de los huesos (por ejemplo, la enfermedad denominada "Itai-Itai") que ha sido reportada para poblaciones en áreas contaminadas con cadmio en Japón (ATSDR 1999a). Sin embargo, dichas asociaciones deben considerarse a la luz de factores de riesgo contribuyentes a cambios óseos, como las deficiencias nutricionales de cadmio, la edad en la época de la exposición (tasas de renovación de huesos) y las múltiples rondas de gestación y lactancia.

El cese de las exposiciones orales al cadmio no provoca un decrecimiento en la proteinuria. Lo que es más, se ha reportado un agravamiento de los efectos en la disfunción tubular renal y la reducción de la filtración glomerular después de que las exposiciones ambientales han cesado (ATSDR 1999a).

Existe poca información disponible sobre los efectos reproductivos, evolutivos y genotóxicos del cadmio inhalado e ingerido por ser seres humanos. Sin embargo, en base a estudios en animales, el indicador más sensible de la toxicidad evolutiva parece estar constituido por los efectos en el comportamiento neurológico. Por ejemplo, en un estudio en crías de ratas hembras oralmente expuestas a cadmio a una dosis de 0.04 mg/kg-día antes y durante la gestación, se reportó una reducción en la actividad locomotora (ATSDR 1999a).

La toxicidad del cadmio se ve influenciada por la situación nutricional de la persona expuesta. Como se mencionó anteriormente, bajos niveles de hierro, zinc, calcio, vitamina D y proteínas en la dieta dan como resultado una mayor absorción de cadmio. La mayor absorción de cadmio puede a su vez contribuir a reducir la absorción o el metabolismo de calcio y vitamina D, ampliando los efectos de la exposición al cadmio en el sistema óseo. La implicancia de esto se ve magnificada cuando se consideran otras exposiciones ambientales que contribuyen a la osteoporosis, como el alcohol y el plomo.

Numerosos estudios han demostrado una relación antagonista entre la ingesta de cadmio y zinc. La ingesta de cantidades suficientes de zinc protege contra efectos en la salud, como la proteinuria, causados por la exposición al cadmio. Un mecanismo potencial para este efecto es la capacidad que tiene el zinc para inducir metalotioneina, que a su vez se enlaza al cadmio. Las interacciones entre cadmio y zinc son particularmente importantes de considerar en áreas de fundiciones, pues el zinc generalmente se emite en altos niveles de las fundiciones de plomo y zinc, las que también emiten cadmio. Se reporta que el magnesio también induce la síntesis de metalotioneina, que a su vez contribuye al descenso de la toxicidad del cadmio (ATSDR 1999a).

5.5.3 Carcinogenicidad del Cadmio

Los estudios en seres humanos y animales no indican que la exposición oral al cadmio esté asociada con mayores índices de cáncer (ATSDR 1999; USEPA 2005b).

Se ha reportado el incremento de cáncer al pulmón en poblaciones ocupacionalmente expuestas al cadmio mediante inhalación, incluyendo trabajadores de diferentes plantas de fabricación y procesamiento con presencia de cadmio en Inglaterra, Suecia y Estados Unidos. Sin embargo, las conclusiones reportadas en estos estudios son confusas por diferentes factores como la presencia de otros metales en los medios de exposición y el comportamiento respecto al hábito de fumar dentro de la población de estudio. La ATSDR (1999) reporta que estos estudios no respaldan una asociación entre exposición al cadmio por inhalación y cáncer al pulmón.

Por el contrario, en base a la cohorte estudiada en los Estados Unidos, la USEPA (2005b) concluyó que los investigadores controlaron adecuadamente los factores de confusión (coexposición a otros metales, hábito de fumar cigarrillos) en los estudios de trabajadores expuestos a polvos de cadmio. En base a las conclusiones de este estudio, así como en base a los hallazgos limitados sobre carcinogenicidad del cadmio en seres humanos reportados en otros estudios similares y en estudios de respaldo con animales, la USEPA clasificó al cadmio como un probable cancerígeno para los seres humanos en el caso de exposiciones por inhalación. La información sobre la cohorte estudiada brindó la base para que la USEPA determine un riesgo unitario por inhalación de 1.8E-03 $m^3/\mu g$ para una exposición al cadmio durante toda la vida (USEPA 2005b). Este riesgo unitario del cadmio en el aire corresponde a un factor de gradiente de cáncer por inhalación de 6.3 por mg/kg-día.

La evaluación de la USEPA sobre la carcinogenicidad del cadmio tiene el respaldo de estudios de laboratorio sobre la exposición crónica de ratas al cadmio por inhalación de polvos y humos. Se observó un incremento en los nódulos y tumores en el pulmón al incrementarse la dosis en ratas expuestas durante 18 meses en dos estudios independientes. Sin embargo, no se observó una incidencia de tumores en estudios controlados realizados con ratones y hámsters (ATSDR 1999). Más recientemente, se ha demostrado que la exposición al cadmio en ratas causa tumores en la glándula pituitaria (DHHS 2005).

El Programa Nacional de Toxicología de los Estados Unidos (DHHS 2005) también ha concluido que el cadmio y los compuestos del cadmio son cancerígenos en su reciente *Informe sobre Cancerígenos*, citando estudios epidemiológicos de seguimiento que demuestran una relación positiva entre la exposición al cadmio y el cáncer al pulmón. Además, el Instituto Nacional de Seguridad e Higiene Industrial de los Estados Unidos (NIOSH) ha clasificado al cadmio como un cancerígeno para los seres humanos en la ruta de exposición mediante inhalación debido al incremento en el riesgo de cáncer a los pulmones y a la próstata (NIOSH 2000).

5.6 ANTIMONIO

El Antimonio es un metal que se encuentra de manera natural en la corteza terrestre en pequeñas cantidades. Existe naturalmente como metal sin combinar, como óxidos o en combinación con azufre, plomo, cobre y plata (Elinder y Friberg 1986). El antimonio ingresa al ambiente durante la extracción y el procesamiento de sus menas, así como durante la producción de antimonio metálico, aleaciones, óxido de antimonio y compuestos de antimonio con otras sustancias. La presencia del antimonio en el ambiente puede darse en el aire, el agua, el polvo, las plantas y los animales.

La mayor parte de antimonio en el ambiente se acumulará en el suelo o sedimentos, donde se une fuertemente a partículas que contienen hierro, manganeso o aluminio (ATSDR 1992a). El antimonio metálico no existe en cantidades significativas como material particulado transportado por el aire en el ambiente, pues se transforma rápidamente en óxidos de antimonio si es llevado por el aire (Newton et al. 1994). En el agua, el antimonio disuelto aparece mayormente como hidróxidos en estados trivalente y pentavalente (Mok and Wai 1990).

5.6.1 Toxicocinética del Antimonio

La absorción de antimonio en el cuerpo depende de la ruta de exposición, la especie química y el tipo de medio de exposición (por ejemplo, suelo, polvo, aire). El tamaño de las partículas, la solubilidad y la edad y dieta de la persona expuesta también afectan la absorción de antimonio. Una limitada información cuantitativa sobre la absorción de antimonio sugiere que menos de 10% del antimonio ingerido es absorbido. Exposiciones de fondo a antimonio ocurren a través de la ingestión de alimentos y agua potable y la inhalación de aire. La absorción de antimonio se produce principalmente a través de los tractos gastrointestinal y respiratorio. La distribución se produce mayormente hacia el hígado, los pulmones, los intestinos y el bazo. El antimonio se excreta mayormente en la orina y las heces (ATSDR 1992a).

Un estudio de la distribución de antimonio en ratonas embarazadas luego de una exposición oral demuestra que si bien el embarazo genera una mayor carga corporal de antimonio, el transporte a través de la placenta parece ser limitado. La exposición de ratonas a antimonio durante la lactancia produce altos niveles de antimonio en los recién nacidos, lo que sugiere que en las madres que están dando de mamar el antimonio también puede excretarse a través de la leche materna (ATSDR 1992a).

5.6.2 Efectos del Antimonio en la Salud

Como sucede con otros metales, los efectos tóxicos del antimonio tienen relación con su forma química. Por ejemplo, la aguda toxicidad de los compuestos de antimonio pentavalentes es mucho menor que la de los compuestos trivalentes. El mecanismo de toxicidad de los compuestos de antimonio no es entendido a cabalidad. Se piensa que está relacionado con la alta

afinidad del metal con los grupos sulfhidrilo, lo que podría afectar la estructura y función de las proteínas (de Wolff 1995).

Las características químicas y tóxicas del antimonio son semejantes a las del arsénico. Los dos elementos se encuentran con frecuencia juntos como contaminantes ambientales, lo que provoca que las poblaciones se vean expuestas a ambos elementos al mismo tiempo. En un estudio in vitro se ha demostrado que el antimonio trivalente altera la genotoxicidad del arsénico trivalente (DeBoeck et al. 2003), lo que sugiere un impacto de la coexposición al antimonio en la genotoxicidad del arsénico y en su carcinogenicidad en seres humanos. Se han reportado estudios que demuestran que los compuestos de antimonio inhalados causan tumores en el pulmón de roedores y trabajadores de fundiciones. Sin embargo, tanto en los sistemas experimentales como en los estudios con trabajadores, no se puede descartar la exposición simultánea a otros compuestos cancerígenos, como el arsénico.

Los principales efectos vistos en un estudio de toxicidad con antimonio a bajo nivel durante toda una vida en ratas incluyeron una reducción en el tiempo de vida, una reducción en la glucosa en sangre y niveles alterados de colesterol en el suero. Estos efectos fueron observados por Schroeder et al. (1970), quien expuso a las ratas a 5 ppm (es decir, 5 mg/l) de tartrato de antimonio y potasio, un compuesto trivalente del antimonio, en agua, a un nivel equivalente a 0.35 mg/kg-día. En 1991, la USEPA seleccionó esta dosis como su dosis de referencia oral, aplicando un margen de riesgo de 1,000 para tomar en cuenta las diferencias entre especies, la exposición de subpoblaciones sensibles y la conversión del LOAEL a NOAEL. La confianza en la dosis de referencia resultante de.0004 mg/kg-día es baja debido a las limitaciones en el estudio de respaldo y en la base de datos sobre toxicidad (USEPA 2005a). Además, el tartrato de antimonio y potasio es soluble en agua, lo que hace al antimonio relativamente más biodisponible y más tóxico que los compuestos de antimonio no disueltos en los medios de exposición ambientales como el suelo y el polvo.

En un estudio de toxicidad subcrónica (duración de la dosis: 13 semanas) en ratas a las que se les dio 0.5-500 ppm de tartrato de antimonio y potasio en agua potable (equivalente a aproximadamente 0.06-46 mg/kg-día), Poon et al. (1998) observaron un descenso en la glucosa en la sangre de ratas hembras, efectos hematológicos, incremento en la actividad de enzimas del hígado y ligeros cambios histológicos adaptativos en varios tejidos. En un estudio provisional realizado en 1999, el Centro Nacional para Estudios Ambientales (NCEA) de la USEPA seleccionó esta dosis como la base para su dosis de referencia oral y publicó una dosis de referencia subcrónica reajustada de 0.0002 mg/kg-día (USEPA 2002a).

Los principales efectos observados en un estudio subcrónico (duración de la dosis: 13 semanas, 0-23.46 mg/m^3) de inhalación de trióxido de antimonio en ratas incluyeron irregularidades en la córnea, cataratas y cambios microscópicos en los pulmones consistentes en inflamación intersticial, inflamación granulomatosa/granulomas y fibrosis (Newton et al. 1994). Los efectos principales de la porción crónica del estudio (12 meses, 0-4.5 mg/m^3 trióxido de antimonio) eran cataratas y cambios microscópios en los pulmones, con concordancia con inflamación intersticio, granulomas y fibrosis. No se observó ninguna evidencia de carcinogenicidad del trióxido de

antimonio. En base a este estudio, el NCEA (1999; USEPA 2002a) estableció una dosis de referencia provisional para inhalación subcrónica de antimonio de 0.0004 mg/m^3.

Se han observado efectos tóxicos de los compuestos del antimonio en seres humanos por encima de la dosis de referencia o de la concentración de referencia en dos poblaciones principalmente: pacientes tratados con agentes antileishmaniasis en base a antimonio y trabajadores ocupacionalmente expuestos a polvos y humos con contenido de antimonio. El envenenamiento por antinomino afecta varios sistemas de órganos y los síntomas incluyen miocarditis, necrosis del hígado, nefritis, trombocitopenia y pancreatitis. Los efectos secundarios reportados del uso de estiboglutonato para tratar la leishmaniasis incluyen acidosis tubular renal, trombocitopenia y pancreatitis (deWolff 1995).

Estudios en trabajadores expuestos al trióxido de antimonio mediante inhalación reportan una variedad de dolencias respiratorias. Los investigadores concluyen que los efectos en la salud se debieron mayormente a la respuesta fisiológica de los pulmones a la acumulación de polvo, inflamación e irritación. Los efectos respiratorios de la exposición incluyeron broncoespasmo, obstrucción de las vías respiratorias, bronquitis crónica, enfisema crónico y adhesión pleural (ATSDR 1992a). Los trabajadores con neumoconiosis (inflamación e irritación de los pulmones) exhibieron síntomas como tos y dificultad para respirar (ATSDR 1992a).

Efectos respiratorios similares a los reportados en trabajadores expuestos a trióxido de antimonio transportado por el aire se han observado también en estudios con animales. Como en el caso de los humanos, la proliferación de macrófagos es una respuesta inflamatoria típica a la acumulación de polvo en los pulmones de animales de laboratorio. Ante una exposición continua, se piensa que la proliferación de macrófagos contribuirá al desarrollo de fibrosis del pulmón. En algunos casos, la respuesta inflamatoria continúa luego de cesar la exposición (ATSDR 1992a). Por ejemplo, ratas expuestas a 70 µg/m^3 de trióxido de antimonio durante un año continuaron mostrando una producción de macrófagos un año después de detenerse las exposiciones (ATSDR 1992a). Se ha reportado fibrosis interstitical y neumonía lipoide en ratas después de un año de la exposición a concentraciones de 1.6 a 83.6 mg/m^3 de trisulfuro de antimonio o trióxido de antimonio (ATSDR 1992a).

Los trabajadores exhibieron un incremento en la presión sanguínea luego de la inhalación de antimonio pero estos efectos no se vieron luego de exposición oral. En un estudio, la exposición a 2.15 mg/m^3 de trisulfuro de antimonio durante períodos menores de dos años provocó tanto el incremento en la presión sanguínea como una alteración en las lecturas de electrocardiogramas (ATSDR 1992a). Las inyecciones intravenosas de antimonio trivalente en seres humanos para tratar enfermedades provocadas por parásitos tuvieron como efecto lecturas alteradas en los electrocardiogramas que volvieron a la normalidad seis semanas después de la exposición. Efectos similares se vieron en ratas, conejos y perros expuestos a trióxido de antimonio mediante inhalación.

No se ha confirmado que los reportes de enfermedades gastrointestinales en los trabajadores sea resultado directo de la exposición al antimonio por inhalación. Sin embargo, el envenenamiento

accidental por la ingestión de limonada con contenido de antimonio (aproximadamente 530 μg por 70-kg de varón) causó vómitos en los trabajadores (ATSDR 1992a).

En un estudio pionero entre mujeres obreras, se reportó un incremento en la incidencia de abortos espontáneos y ciclos menstruales alterados luego de la inhalación de trióxido de antimonio, pentasulfuro de antimonio y antimonio metálico (ATSDR 1992a). Sin embargo, los márgenes de error asociados con el estudio disminuyen la confianza en la relevancia de estos efectos.

Se encontró que el trióxido de antimonio transportado por el aire causaba dermatitis al mezclarse con el sudor y penetrar en la piel a través de la glándulas sudoríparas de adultos que trabajaban en ambientes de alta temperatura. La irritación y las erupciones en la piel de los trabajadores expuestos cesaron 3 a 14 días después de la exposición (ATSDR 1992a).

5.6.3 Carcinogenicidad del Antimonio

Se ha reportado al trióxido de antimonio como un cancerígeno animal (Watt 1983; Groth et al. 1986) y en base a la investigación disponible se le ha clasificado como cancerígeno en animales de laboratorio (IARC 1989). Existe limitada evidencia de la carcinogenicidad del trisulfuro de antimonio en animales de laboratorio (IARC 1989). La USEPA concluyó que los compuestos de antimonio no son clasificables en cuanto efectos cancerígenos en seres humanos (ATSDR 1992a). La Agencia Internacional para la Investigación sobre cáncer (IARC) clasifica al trióxido de antimonio como un posible cancerígenos para los seres humanos y al trisulfuro de antimonio como no clasificable sobre su carcinogenicidad en seres humanos. Los estudios existentes sobre la carcinogenicidad de los compuestos de antimonio en seres humanos, como los estudios epidemiológicos en trabajadores de la industria del vidrio artístico expuestos a antimonio en polvo y un estudio sobre la mortalidad de los trabajadores en una planta de fundición de antimonio, son difíciles de evaluar dada la frecuencia de la coexposición a arsénico y la existencia de otras coexposiciones y elementos que generan confusión (DeBoeck et al. 2003).

5.7 TALIO

El talio puro es un metal blando, blanco azulino, ampliamente distribuido en cantidades pequeñas (trazas) en la corteza terrestre. Existe naturalmente en forma pura o mezclado con otros metales en la forma de aleaciones. También se le puede encontrar en forma de sales de bromo, cloro, flúor y yodo. El talio es muy estable en el ambiente y no se transforma ni biodegrada (ATSDR 1992b).

El talio existe en dos estados: monovalente y trivalente. El estado monovalente es más estable y, por lo tanto, más común y con mayor probabilidad de estar presente en el ambiente. El talio está presente en el aire, el agua y el suelo (ATSDR 1992b). Una manera como se introduce en el ambiente es a través de su descarga al aire por parte de fundiciones. Luego se liga al suelo y los sedimentos, lo que puede dar como resultado la exposición de seres humanos cuando el el polvo del suelo es inhalado, ingerido o tocado por las personas. El consumo de productos agrícolas cultivados en suelo contaminado con talio puede constituir una ruta de exposición significativa,

pues el talio puede ser asimilado por las plantas a través de sus raíces. Existe muy poca información sobre en qué medida está presente el talio en alimentos específicos cultivados o consumidos. Los compuestos de talio generalmente son solubles en agua. (ATSDR 1992b).

Una fuente primaria de exposición de seres humanos al talio, que no tiene relación con procesos industriales, puede ser el fumar cigarrillos. Se ha demostrado que las personas que fuman cigarrillos excretan en la orina aproximadamente el doble de talio que las personas que no fuman (ATSDR 1992b).

5.7.1 Toxicocinética del Talio

La absorción de compuestos de talio en el cuerpo depende de la ruta de exposición, la especie química y el tipo de medio de exposición (por ejemplo, suelo, polvo, aire). El tamaño de las partículas, la solubilidad y la edad y dieta de la persona expuesta también afectan la absorción de antimonio.

Se piensa que en los seres humanos y los animales casi 100% del talio ingerido se absorbe y distribuye en todo el cuerpo. No se cuenta con información cuantitativa sobre la absorción y distribución del talio luego de exposiciones por inhalación. Una vez ingerido, el talio se distribuye rápidamente hasta varias partes del cuerpo, concentrándose en los riñones y el hígado. Sale del cuerpo lentamente, mayormente en la orina y en una pequeña cantidad en las heces (ATSDR 1992b).

En un estudio con ratones, se demostró que el talio inyectado como sulfato de talio cruzaba la placenta y llegaba al feto. La concentración de talio en el feto fue sustantivamente menor que en los tejidos maternos (ATSDR 1992b).

5.7.2 Efectos del Talio en la Salud

Se ha reportado que el talio genera efectos adversos en la salud en caso de exposiciones orales y por inhalación (USEPA 2005b). Los efectos tóxicos del talio están relacionados con su forma química. No está claro el mecanismo mediante el cual el talio ejerce sus efectos tóxicos. Estudios en animales sugieren que la toxicidad puede ser atribuible en parte al agotamiento o la inhibición de sistemas críticos de enzimas (ATSDR 1992b).

La ATSDR (1992b) sugiere que los efectos neurológicos pueden ser los principales luego de una exposición a talio. Sin embargo, no se cuenta con información sobre dosis-respuesta para dicho efecto. La USEPA (1986b) usó como la base para sus dosis de referencia oral un estudio subcrónico de 90 días en el cual se procedió a exponer a las ratas a diferentes concentraciones de sulfato de talio. Si bien el estudio encontró aparentes incrementos relacionados a la dosis en la pérdida de pelos, lagrimeo y protuberancia de los glóbulos oculares, así como cambios moderados relacionados con la dosis en varios parámetros químicos de la sangre, éstos no se consideran efectos adversos. Por lo tanto, la mayor dosis del estudio, 0.25 mg/kg-día, fue considerada un nivel NOAEL. Se aplicó un margen de error de 3,000 al NOAEL para tomar en cuenta la duración del estudio subcrónico, las diferencias entre especies, las subpoblaciones

sensibles y la falta de información crónica y reproductiva, lo que dio como resultado una dosis de referencia de 0.00008 mg/kg-día. La confianza de la USEPA en la dosis es baja debido a la poca confianza en la base de datos sobre toxicidad y en el estudio que respalda la toxicidad (USEPA 2005b).

Después de realizar una revisión bibliográfica clasificatoria en el 2002 en búsqueda de estudios relevantes, la EPA determinó que no había necesidad de actualizar la dosis de referencia para el sulfato de talio.

Se han observado efectos tóxicos de los compuestos de talio en seres humanos por encima de la dosis de referencia en dos poblaciones principalmente: trabajadores en empresas que producen o usan materiales que contienen talio y trabajadores en fundiciones metálicas (ATSDR 1992b). Se ha reportado que la exposición oral a altas dosis de talio en seres humanos (54 a 100 mg/kg) genera respuestas adversas en los sistemas respiratorio, gastrointestinal y cardiovascular, así como en los riñones y el hígado, aunque la información sobre estos efectos es muy limitada (ATSDR 1992b). También se ha reportado que las exposiciones orales a dosis altas o intermedias de talio generan efectos neurológicos, incluyendo neuropatía craneal y periférica (ATSDR 1992b). El examen de los nervios periféricos en casos de envenenamientos fatales en seres humanos reveló degeneración axonal. También se reportaron enfermedades gastrointestinales en una población en China donde los pobladores consumieron col contaminada durante un período de 17 años (ATSDR 1992b). Los efectos en la salud de la población expuesta incluyeron gastroenteritis, diarrea o estreñimiento, vómitos y dolor abdominal.

Se reporto la pérdida de cabello en seres humanos luego de la ingestión de talio (ATSDR 1992b). La pérdida de cabello incluyó vello corporal, cabellera y vello facial, pero la pérdida fue temporal. La exposición de ratas a 1.8 mg/kg-día de talio generó pérdida de pelo debido a la atrofia de los folículos capilares y la reducción de las glándulas sebáceas (ATSDR 1992b).

Los trabajadores en procesos de producción de cementos que estuvieron expuestos a talio transportado por el aire durante hasta 44 años, exhibieron daño neurológico, incluyendo parestesia, adormecimiento de los dedos y calambres musculares (ATSDR 1992b). Las limitaciones del estudio, como las enfermedades preexistentes y la falta de una población de control contribuyen a la incertidumbre sobre la relevancia de estos descubrimientos. No se han encontrado otros informes sobre efectos en la salud luego de las exposiciones por inhalación.

5.7.3 Carcinogenicidad del Talio

La USEPA ha determinado que el talio no es clasificable como un cancerígeno para seres humanos debido a la falta de información sobre carcinogenicidad en animales y seres humanos (USEPA 2005b). No se ha encontrado ningún estudio sobre si el talio puede causar cáncer en seres humanos y animales.

5.8 EFECTOS DE LAS MEZCLAS EN LA SALUD

La evaluación de la toxicidad generalmente presenta los efectos tóxicos de la exposición a agentes químicos individuales. Sin embargo, los pobladores de la mayoría de áreas tienen exposiciones a mezclas de agentes químicos. Esto definitivamente es así en La Oroya, donde las personas están expuestas a mezclas de metales. La naturaleza de las interacciones que pueden ocurrir debido a las exposiciones a mezclas puede dar como resultado un incremento o una reducción de los riesgos para la salud. La posibilidad de interacciones entre agentes químicos es mayor cuando los agentes químicos en la mezcla tienen el mismo tipo de efectos en la salud. Por ejemplo, tanto el plomo como el cadmio pueden afectar la densidad ósea. Otros ejemplos relevantes para La Oroya incluyen el hecho de que el plomo, el cadmio y el arsénico pueden causar anemia y que tanto el plomo como el arsénico pueden contribuir a incrementar el riesgo de hipertensión.

Algunas veces, los efectos de múltiples agentes químicos son simplemente aditivos, es decir que el riesgo total para la salud puede estimarse sumando el riesgo pronosticado para los dos agentes químicos. En otros casos, los riesgos reales para la salud pueden ser mayores que la suma de los efectos esperados de los dos agentes químicos. Algunas veces, los riesgos para la salud se reducen si un agente químico interfiere en los efectos de otro agente químico. Una reciente revisión realizada por Borgert et al. (2004) brinda una buena descripción de los mecanismos mediante los cuales podrían ocurrir dichas interacciones y concluye en que la ocurrencia de las interacciones depende del nivel de las exposiciones. Borgert et al. (2004) también describen los problemas críticos para evaluar los efectos que tienen las mezclas en la salud y resumen las guías vigentes en los Estados Unidos para los estudios de riesgo en el caso de mezclas (ATSDR 2001a y 2001b; USEPA 1988, 1989, 1999, 2000a, 2000b, 2001).

6 CARACTERIZACIÓN DE RIESGOS

Los riesgos para la salud se pueden caracterizar de diferentes maneras. En el presente estudio de riesgo, se evaluó la exposición al dióxido de azufre y al material particulado comparando las concentraciones en los puntos de exposición con las normas y guías de calidad basadas en criterios de protección de la salud. En el caso del plomo, los niveles pronosticados de plomo en sangre en niños y adultos se compararon con los niveles aceptables de plomo en sangre establecidos por autoridades sanitarias y reguladoras. En el caso de otros metales aparte del plomo, se combinaron estimados cuantitativos de exposición y toxicidad para obtener estimados numéricos del riesgo potencial para la salud. En las siguientes secciones se presenta una discusión de los métodos usados para caracterizar los riesgos de cada uno de los agentes químicos incluidos en el presente estudio de riesgo. También se presentan los resultados del proceso de caracterización de riesgos, así como una evaluación cualitativa de los márgenes de error asociados con los estimados y la interpretación de los riesgos.

6.1 RIESGOS DEL DIÓXIDO DE AZUFRE Y EL MATERIAL PARTICULADO PARA LA SALUD

La caracterización de riesgos del dióxido de azufre evaluó los riesgos para la salud de las exposiciones por inhalación, considerando tanto las concentraciones actuales como las concentraciones pronosticadas luego de la implementación de los proyectos de control de emisiones. La caracterización de riesgos del material particulado evaluó solamente los riesgos actuales para la salud pues no se contaba con información sobre reducciones futuras en las concentraciones de material particulado en el aire. La base para las exposiciones actuales fue la información sobre monitoreo del aire ambiental recolectada durante el año 2004.

Para la caracterización de riesgos, se usaron las normas peruanas de calidad del aire ambiental. Estas normas se expresan en $\mu g/m^3$ bajo condiciones normales de presión y temperatura (es decir, 1 atmósfera y 25° C). La información de monitoreo de Doe Run Perú fue entregada a Integral en $\mu g/m^3$ bajo condiciones estándar de presión y temperatura (es decir, 1 atmósfera y 0^oC). Para la caracterización de riesgos, toda la información de monitoreo de Doe Run Perú se multiplicó por un factor de 0.92 para su conversión a temperatura y presión normales antes de compararla con las normas peruanas. Además, todas las otras concentraciones en el aire y los criterios sanitarios de calidad del aire que se discuten en esta sección se expresan en términos de temperatura y presión normales. La Sección 3.1.1 brinda más detalles sobre la razón para este procedimiento de conversión.

Como se discutió en la Sección 4.2, para el análisis de las condiciones actuales, se usaron tres monitores de aire operados por Doe Run Perú. La Figura 4-1 muestra la ubicación de las comunidades evaluadas en el presente estudio de riesgo y los monitores de Doe Run Perú más cercanos a las mismas. Los monitores seleccionados para representar las condiciones actuales en

cada población evaluada fueron los más cercanos a cada comunidad. Así, el monitor en Sindicato fue usado para representar las exposiciones en la población de La Oroya Antigua. El monitor en Hotel Inca fue usado para representar las exposiciones en la población de La Oroya Nueva. El monitor en Cushurupampa fue usado para evaluar las exposiciones en la poblacióng de Marcavalle. Ningún monitor estaba ubicado lo suficientemente cerca para determinar las exposiciones actuales en la población de Chucchis, que está ubicada al sur de Marcavalle, a lo largo del río Yauli. En la Sección 4.2.1 se brinda una discusión sobre cómo las condiciones en los lugares de monitoreo seleccionados se relacionan con las condiciones esperadas en las poblaciones.

6.1.1 Caracterización de Riesgos del Dióxido de Azufre

Como se discutió en la Sección 5.2, los riesgos potenciales de la inhalación de dióxido de azufre se evaluaron mediante la comparación de las concentraciones actuales y pronosticadas en el aire ambiental con las normas de calidad del aire establecidas por el gobierno peruano tanto para el promedio anual como para 24 horas. Como se muestra en la Tabla 6-1, la norma peruana para el promedio anual es 80 $\mu g/m^3$ y para 24 horas es 365 $\mu g/m^3$. Estas normas son equivalentes a las normas de calidad del aire ambiental establecidas por la USEPA para el dióxido de azufre.

Los impactos potenciales de las exposiciones breves a concentraciones pico de dióxido de azufre en el aire ambiental también se evaluaron mediante la comparación con los niveles guía para exposiciones agudas (AEGL) elaborados por la Academia Nacional de Ciencias de los Estados Unidos (NAS). Estos valores representan los límites de exposición diseñados para proteger al público en general contra períodos de exposición por emergencia dentro de un rango de 10 minutos a 8 horas.

La siguiente discusión presenta detalles de la caracterización de riesgos para períodos de exposición promedio anual y de 24 horas, así como la evaluación de exposiciones agudas con menos de 24 horas de duración.

6.1.1.1 Actuales Concentraciones Promedio Anuales de Dióxido de Azufre

Se calcularon las concentraciones promedio anuales de dióxido de azufre en base a la información de monitoreo del año 2004 obtenida de tres estaciones de monitoreo y se las comparó con la norma sanitaria peruana para evaluar los riesgos a largo plazo para la salud provocados por las exposiciones a dióxido de azufre mediante inhalación en las condiciones actuales. Las concentraciones promedio anuales en los tres monitores excedieron la norma de calidad del aire ambiental para el promedio anual establecida por el gobierno del Perú para el dióxido de azufre. El monitor en Hotel Inca tuvo la concentración promedio anual más alta para dióxido de azufre con 492 $\mu g/m^3$. Este valor es seis veces mayor que la norma peruana correspondiente. El monitor en Sindicato tuvo la siguiente concentración promedio anual más alta para dióxido de azufre con 423 $\mu g/m^3$. Este valor es aproximadamente cinco veces mayor que la norma peruana. Finalmente, el monitor en Cushurupampa tuvo la menor concentración promedio anual de dióxido de azufre con 384 $\mu g/m^3$. Este valor es casi cinco veces mayor que la norma peruana.

Como se discutió en la Sección 5.2, existe poca evidencia cuantitativa que pueda usarse para evaluar la relación concentración-respuesta a largo plazo para el dióxido de azufre. Por lo tanto, es difícil determinar las consecuencias que tienen para la salud las exposiciones crónicas a concentraciones elevadas de dióxido de azufre en La Oroya. Todos los valores de monitoreo del promedio anual para el 2004 estuvieron por debajo de 500 $\mu g/m^3$, un valor identificado por la USEPA (1982) como el límite para un incremento en la mortalidad y en la bronquitis. Sin embargo, este límite se señaló para exposiciones en el orden de las 24 horas. Las concentraciones elevadas de dióxido de azufre combinadas con las emisiones de partículas del Complejo tienen probabilidades de generar un impacto adverso en la función pulmonar de los pobladores de las poblaciones vecinas. Este impacto probablemente será mayor en personas con enfermedades respiratorias existentes como el asma.

6.1.1.2 Actuales Concentraciones de 24 Horas de Dióxido de Azufre

Se recopiló la información sobre la concentración diaria de dióxido de azufre en cada monitor. Los valores para cada día del año se compararon con la norma de 24 horas establecida por el gobierno del Perú en base a criterios de salud. Esta comparación permitió un mejor entendimiento de la magnitud y frecuencia con la que las normas fueron excedidas en cada monitor en el 2004. La evaluación se usó para determinar el potencial de efectos adversos en la salud dentro de cada comunidad estudiada.

La Figura 6-1 muestra el número de veces en cada mes que la concentración de 24 horas de los tres monitores excedió la norma peruana de 24 horas equivalente a 365 $\mu g/m^3$ para el dióxido de azufre. Como se muestra en esta figura, la norma se excedió en cada monitor durante cierta parte de cada mes en el 2004. En la estación Sindicato, la norma se excedió en 201 días durante el año. En Hotel Inca, la norma se excedió en 196 días durante el año y en Cushurupampa, la norma se excedió en 167 días.

En el monitor en Sindicato, la mayor concentración en 24 horas de dióxido de azufre en el 2004 fue de 1,371 $\mu g/m^3$. Este valor es casi cuatro veces mayor que la norma peruana de 24 horas para dióxido de azufre (365 $\mu g/m^3$). El mes con el menor número de días en los que se excedió la norma fue agosto del 2004. Generalmente, este mes está entre los peores del año en cuanto a condiciones de dispersión, lo que debería dar como resultado algunas de las concentraciones más altas de dióxido de azufre durante el año. Como se discutió en la Sección 4.2.2, el Complejo ha iniciado la estrategia de control intermitente que reduce las operaciones generadoras de emisiones de dióxido de azufre durante las primeras horas de la mañana. Esta estrategia se usa en los días en las que la dispersión será mínima debido a las condiciones meteorológicas. El uso de este programa puede explicar por qué agosto de 2004 tuvo tan pocos casos en los que se excedió la norma de 24 horas para el dióxido de azufre.

En la Figura 6-2 se brinda una visión más detallada de las concentraciones de 24 horas de dióxido de azufre en el monitor en Sindicato. Esta figura muestra las concentraciones diarias de dióxido de azufre en el monitor de la estación Sindicato durante cada día del año en el 2004. Una línea intermitente en la figura indica la concentración de 24 horas señalada por la norma peruana. La norma es excedida constantemente durante todo el año. Queda claro en esta figura que la norma

es excedida con menor frecuencia durante los meses de invierno, junio, julio y agosto. Sin embargo, esta parte del año tiene algunas de las concentraciones diarias más altas.

Como se muestra en la Figura 6-1, en la estación Hotel Inca, los meses de invierno, junio, julio y agosto, tienen el menor número de días en los que se excede la norma de 24 horas. Esta tendencia es similar a la que se observa en el monitor en Sindicato. Nuevamente, esto puede deberse a la estrategia de control intermitente usada por el Complejo durante los meses de invierno. La Figura 6-3 presenta una visión más detallada de las concentraciones de 24 horas de dióxido de azufre en el monitor de la estación Hotel Inca. Esta figura muestra las concentraciones promedio diarias de dióxido de azufre en el monitor durante el 2004. La mayor concentración diaria se produce durante los meses de invierno, aún a pesar de que la frecuencia con la que se excede la norma de 24 horas decrece. Los meses de octubre, noviembre y diciembre tuvieron el mayor número de veces en los que se excedió la norma y algunas de las concentraciones diarias más altas.

Los monitores en Hotel Inca y Sindicato tuvieron un número similar de días en los que se excedió la norma peruana de 24 horas; sin embargo, el monitor en Hotel Inca tuvo los valores en exceso más altos. El monitor en Sindicato nunca tuvo una concentración promedio diaria por encima de 1,500 $\mu g/m^3$ mientras que el monitor en Hotel Inca detectó 8 días por encima de 1,500 $\mu g/m^3$. Los impactos significativamente mayores en Hotel Inca respecto al monitor en Sindicato son inesperados, pues el monitor en Sindicato está ubicado mucho más cerca del Complejo. Como se discutió en la Sección 4.2.2, las concentraciones de dióxido de azufre observadas en el monitor en Hotel Inca parecen haber sido inusualmente altas en el 2004. El monitor en Sindicato experimentó mayores concentraciones de 24 horas de dióxido de azufre que el monitor en Hotel Inca durante los años 2002 y 2003. En base a la información de monitoreo actualmente disponible, no es posible determinar si ésta es una anomalía o una nueva tendencia.

Como se muestra en la Figura 6-1, el análisis de los resultados del monitor en Cushurupampa indica, nuevamente, que el menor número de días en los que se excedió la norma se produjo en los meses de invierno. La Figura 6-4 muestra las concentraciones promedio diarias en el monitor de Cushurupampa durante el 2004, con una línea discontinua para marcar la norma peruana de 24 horas. Los meses de invierno tienen el menor número de días en los que se excede la norma, pero todavía muestran algunas de las concentraciones promedio de 24 horas más altas vistas durante el año, como sucedió con los otros dos monitores. Una vez más, esto puede indicar que la estrategia de control intermitente está reduciendo el número de días en los que se excede la norma durante los meses de invierno, cuando la dispersión está en su nivel mínimo en la región. Claramente, el monitor en Cushurupampa es el que muestra el menor impacto de entre los tres monitores en base a la frecuencia y la magnitud con que se excede la norma de 24 horas (Figuras 6-1 y 6-4).

El significativo número de días en los que se excede la norma peruana de 24 horas en los tres monitores indica el potencial para un incremento en los problemas respiratorios en La Oroya debido a las concentraciones de dióxido de azufre en el aire. Todos los monitores detectaron concentraciones de dióxido de azufre por encima de 500 $\mu g/m^3$, el límite identificado por la

USEPA para un incremento en la mortalidad y la morbilidad. Sin embargo, la naturaleza exacta de los impactos adversos en la salud es difícil de determinar. La evaluación se complica más porque las exposiciones por inhalación de concentraciones elevadas de dióxido de azufre generalmente son parte de una mezcla con partículas y otros agentes químicos también en niveles que podrían causar efectos adversos en la salud. Éste es el caso con las exposiciones a dióxido de azufre en La Oroya.

Los estudios de exposiciones a dióxido de azufre han identificado asociaciones entre exposiciones y efectos en la morbilidad (aparte de la irritación pulmonar) y la mortalidad, pero no vínculos causales. En base a la naturaleza irritante del dióxido de azufre, se puede esperar que se produzca constricción respiratoria con la exposición, especialmente en personas sensibles, como los asmáticos. La conversión del dióxido de azufre a sulfatos, especialmente a ácido sulfúrico, exacerbará los efectos irritativos que las personas podrían experimentar. Se ha observado que la irritación del sistema respiratorio asociada con las exposiciones a dióxido de azufre y ácido sulfúrico es temporal y cesa una vez que las concentraciones en el aire caen a niveles por debajo de los que producen dichos efectos. Debido a la falta de vínculos causales y de información sobre dosis-respuesta, no se pudo determinar el potencial para una mortalidad excesiva asociada con las exposiciones actuales a dióxido de azufre en La Oroya.

6.1.1.3 Actuales Concentraciones Horarias de Dióxido de Azufre

Se realizó un análisis de las concentraciones horarias en los monitores con el fin de comprender mejor la potencial severidad de los impactos en la salud humana provocados por las exposiciones a dióxido de azufre. No existen normas peruanas de calidad del aire ambiental para el dióxido de azufre en tiempos promedio menores de 24 horas. Como se discutió en la Sección 5.2, los niveles guía para exposiciones agudas (AEGL) desarrollados por la NAS representan límites de exposición para tres niveles de severidad de los efectos en la salud.

Los valores AEGL-1 y AEGL-2 son los mismos para todos los tiempos de exposición evaluados (que van de 10 minutos a 8 horas). El valor AEGL-1 de 524 $\mu g/m^3$ se basa en el límite en el que asmáticos que realizan ejercicios desarrollan efectos respiratorios temporales y leves. El valor AEGL-2 es el límite en el que asmáticos que realizan ejercicios experimentan efectos respiratorios temporales moderados a severos. Se espera que los asmáticos que realizan ejercicios tengan reacciones más severas a las exposiciones a dióxido de azufre y ácido sulfúrico que otras personas. No se espera que estos niveles tengan efectos en las personas saludables. Los valores AEGL-3 varían según el tiempo de exposición (desde 10 minutos hasta 8 horas) y buscan proteger contra efectos que pongan en peligro la vida.

Comparación con el AEGL-1:
La información de los monitores en Sindicato, Hotel Inca, y Cushurupampa para el 2004 contiene un número significativo de horas en las que se superan los valores AEGL-1. La Figura 6-5 muestra el número de horas cada día del año en las que las concentraciones horarias excedieron el valor AEGL-1 en el monitor en Sindicato. Las Figuras 6-6 y 6-7 muestran la misma información para los monitores en Hotel Inca y Cushurupampa, respectivamente. Durante el 2004, el monitor en Hotel Inca tuvo el mayor número de horas en los que se excedió en nivel AEGL-1 (1,765 horas),

seguido por el monitor en Sindicato, con un total de 1,533 horas en las que se excedió en nivel AEGL-1. Los resultados del monitoreo en Cushurupampa mostró impactos ligeramente menores con un total de 1,340 horas por encima del nivel AEGL-1. Nuevamente, Hotel Inca tuvo el mayor impacto. La comparación de estas cifras revela que el monitor en Hotel Inca registra el máximo número de horas en un día determinado por encima del nivel AEGL-1 y la mayor frecuencia de días con más de 12 horas por encima del nivel AEGL-1.

El valor AEGL-1 fue excedido durante todas las estaciones del año en los tres lugares de monitoreo. Los meses de invierno muestran nuevamente un descenso en el número de días en los que se excedió este valor. Esto es consistente con la tendencia vista en la comparación de las concentraciones promedio diarias con la norma peruana de 24 horas. Los meses de invierno tienen algunos de los días con mayor impacto en términos del número de horas por encima de la concentración AEGL-1. Durante los meses de octubre, noviembre y diciembre, los monitores en Hotel Inca y Sindicato experimentaron mayor frecuencia y períodos más prolongados por encima del valor AEGL-1 que en cualquier otra época del año (Figuras 6-5 y 6-6).

Como se discutió anteriormente en la Sección 4.2.2, las concentraciones de dióxido de azufre en el aire ambiental tienden a acumularse durante la mañana, llegando a su punto más alto a mitad de la mañana o a finales de ésta, para luego descender sustancialmente durante la tarde y la noche. Este patrón se observa claramente en las Figuras 6-8 (Sindicato), 6-9 (Hotel Inca), y 6-10 (Cushurupampa), que muestran el momento del día en el que las concentraciones horarias monitoreadas superan el valor AEGL-1 durante el 2004. En los tres monitores, se supera el límite en todas las horas del día, pero con mayor frecuencia entre las 9 a.m. y la 1 p.m. (que se representan como las horas 9 y 13 en las figuras).

Comparación con el AEGL-2:
La comparación de los resultados horarios de dióxido de azufre en el 2004 con el valor AEGL-2 mostró resultados similares a los observados para el AEGL-1. La Figura 6-11 muestra el número de horas por día en las que las concentraciones horarias de los monitores estuvieron por encima de las concentraciones AEGL-2. Las Figuras 6-12 y 6-13 muestran la misma información para los monitores en Hotel Inca y Cushurupampa, respectivamente. Los resultados muestran que el monitor en Hotel Inca experimentó los mayores impactos durante el año. El monitor en Sindicato nunca tuvo un día con más de seis horas por encima del valor AEGL-2 y sólo se registraron dos días así en Cushurupampa, mientras que en Hotel Inca se registraron 15 días. En total, el monitor en Hotel Inca registró 714 horas por encima del nivel AEGL-2, el monitor en Sindicato registró 614 horas y el monitor en Cushurupampa 400 horas. El nivel AEGL-2 fue excedido durante todo el año; sin embargo, los meses de invierno mostraron los menores impactos en términos del número de días en los que se superó dicho nivel y el número de horas por día en los que se excedió en límite AEGL-2.

El patrón diario de excesos que se observó en la comparación con el nivel AEGL-1, tal como se describe líneas arriba, fue incluso más evidente en la comparación con el nivel AEGL-2 tal como se muestra en las Figuras 6-14 (Sindicato), 6-15 (Hotel Inca), y 6-16 (Cushurupampa). En los tres

lugares de monitoreo, los excesos pico se produjeron durante el período de 9 a.m. a 1 p.m. (horas 9 a 13).

Los excesos por encima ce los valores AEGL-1 y AEGL-2 indican un potencial de efectos en la salud respiratoria a corto plazo. Los valores AEGL-2 y AEGL-2 han sido diseñados para proteger a las personas más sensibles (es decir, asmáticos que realizan ejercicios) contra efectos adversos en la salud. Por lo tanto, es probable que los valores AEGL-1 y AEGL-2 protejan a la mayoría de la población de La Oroya. Sin embargo, la frecuencia y magnitud de los excesos por encima de los valores AEGL-1 y AEGL-2 indican que probablemente todas las personas podrían experimentar irritación temporal en las vías respiratorias. El patrón diario de las concentraciones de dióxido de azufre indica que estos efectos ocurrirían durante la media mañana y las primeras horas de la tarde.

Ninguno de los tres monitores usados para establecer las condiciones actuales es capaz de detectar concentraciones a niveles por encima de 6,000 $\mu g/m^3$. La presencia de este límite indica que parte de las elevadas concentraciones promedio horarias de estos monitores pueden estar subestimadas. Doe Run Perú opera un monitor de dióxido de azufre, identificado como Sindicato 2, que no tiene este límite superior. Se contó con un conjunto limitado de información de este monitor. La información sobre dióxido de azufre del monitor Sindicato 2 para tiempos promedio de 15 minutos brinda una buena indicación de la variabilidad de las concentraciones promedio de 1 hora de los monitores estándar. La mayor concentración de 15 minutos en el aire ambiental fue de 33,501 $\mu g/m^3$ ocurrida a las 10:15 a.m., hora local, el 12 de marzo de 2005. La Figura 6-17 muestra que las concentraciones de dióxido de azufre ese día siguieron el patrón típico de concentraciones que se acumulan rápidamente hasta alcanzar su pico a media mañana y luego descienden significativamente.

El 12 de marzo se produjeron 20 observaciones o aproximadamente 5 horas en las que la concentración de dióxido de azufre superó el valor AEGL-2. Estos picos breves indican un potencial para problemas respiratorios moderados a severos en personas sensibles. Las personas sin enfermedades respiratorias preexsistentes, como el asma, también podrían experimentar una irritación leve a moderada en las vías respiratorias en base al límite de 13,000 $\mu g/m^3$ para la población general que se discutió en la Sección 5.2. Las actividades extenuantes, como el ejercicio, incrementarían la probabilidad de irritación en las vías respiratorias en todas las personas. Todas las observaciones de este día estuvieron por encima del valor AEGL-1, lo que indica un potencial para impactos respiratorios leves en las personas más sensibles. En todos los casos, se espera que los efectos en la salud sean temporales y que terminen poco después de que los niveles de dióxido de azufre desciendan por debajo del valor guía.

Comparación con el AEGL-3:
Los valores de dióxido de azufre del monitor Sindicato 2 para el día de máximo impacto, 12 de marzo, también se compararon con los valores AEGL-3 diseñados como un límite para proteger a la población en general contra efectos letales o que pongan en peligro la vida. Se han establecido valores AEGL-3 para tiempos promedio de 10 minutos y 30 minutos, pero no para el tiempo promedio de 15 minutos que se usa en los resultados del monitor Sindicato 2. La comparación

con el promedio para 10 minutos es más relevante pues se acerca más al tiempo promedio de 15 minutos del monitor Sindicato 2. La Figura 6-18 muestra una comparación de las concentraciones promedio de 15 minutos en Sindicato 2 durante el 12 de marzo de 2005 con los valores AEGL-3 de 10 minutos, 109,000 μg/m^3,y de 30 minutos, 86,000 μg/m^3. La mayor concentración promedio de 15 minutos de dióxido de azufre en el monitor Sindicato 2 fue de 33,501 μg/m^3, aproximadamente 31% del valor AEGL-3 de 10 minutos.

Se calculó una concentración promedio máxima de 30 minutos para el monitor Sindicato 2 usando los promedios de 15 minutos para las 10:00 a.m. (25,133 μg/m^3 en NTP) y para las 10:15 a.m. (33,501 μg/m^3 en NTP), que representan el segundo mayor y el mayor nivel del día, respectivamente. El promedio de 30 minutos calculado fue de 29,317 μg/m^3, que es aproximadamente la tercera parte del valor AEGL-3 de 30 minutos.

La comparación con los valores AEGL-3 muestra que no son probables los efectos letales o que pongan en peligro la vida en base a las exposiciones agudas a dióxido de azufre liberado por el Complejo. Se espera que la información de los monitores en Sindicato represente parte de los impactos mayores en el área de La Oroya. Los resultados del 2004 muestran que en algunos casos se han visto impactos mayores en el monitor en Hotel Inca. Sin embargo, es muy improbable que las concentraciones a corto plazo superen los valores AEGL-3 en alguna área.

En resumen, en el año 2004, las concentraciones de dióxido de azufre en el aire ambiental superaron en los tres monitores los valores basados en criterios de salud durante todo el año. Como se discutió en la Sección 5.2, no queda claro cuáles son las implicancias que tendrán a largo plazo en la salud humana las exposiciones a elevadas concentraciones de dióxido de azufre. Las exposiciones breves a concentraciones por encima de los valores guía para exposiciones agudas darían como resultado efectos respiratorios temporales como dificultad para respirar, presión en el pecho y tos. Los resultados del monitor de dióxido de azufre sin límites indican que las concentraciones serían suficientes para inducir efectos respiratorios pero están muy por debajo de los niveles a los que podrían producirse efectos letales o que pongan en peligro la vida.

6.1.1.4 Riesgos Futuros del Dióxido de Azufre para la Salud

La caracterización de riesgos para exposiciones futuras se basó en las reducciones en las emisiones programadas para los años 2007 y 2011 (ver Sección 3.3 y Apéndice D). Como se describió en la Sección 3.3, se usó el modelo de dispersión del aire CALPUFF para pronosticar las reducciones porcentuales en las concentraciones de dióxido de azufre en el aire de las comunidades debido a las reducciones en las emisiones del Complejo. La chimenea principal del Complejo es la fuente principal de emisiones de dióxido de azufre. El resto de emisiones de dióxido de azufre son liberadas como emisiones fugitivas que provienen de tubos de ventilación, edificaciones abiertas y otras fuentes no controladas.

Para el año 2007, se ha proyectado una reducción de 25% en las emisiones de dióxido de azufre en comparación con las condiciones de línea de base. Para el año 2011, se ha proyectado que las emisiones de la chimenea deben descender aproximadamente 84% respecto a las condiciones de la línea de base. Los niveles de emisiones fugitivas de dióxido de azufre del Complejo se

mantienen sin cambios según los programas propuestos hasta el año 2011. En el año 2011, el nivel de emisiones fugitivas de dióxido de azufre del Complejo debe descender en casi 68%. Entendemos que Doe Run Perú esta desarrollando planes para construir parte del equipo de reducción de dióxido de azufre hacia el 2008, pero dichos planes no se consideran en el presente estudio de riesgo. Doe Run Perú estima que a fines del 2008 el equipo instalado en el circuito de plomo reducirá el dióxido de azufre en 30% respecto a los niveles del 2007.

Los niveles reducidos de emisión de dióxido de azufre se usaron en el modelo de dispersión del aire CALPUFF para pronosticar la reducción porcentual en las concentraciones de dióxido de azufre en el aire en los años 2007 y 2011 respecto a las condiciones actuales. Luego, las reducciones porcentuales se usaron para reajustar las condiciones actuales, indicadas por los resultados de monitoreo del 2004, con el fin de evaluar los impactos en la salud de las emisiones reducidas de dióxido de azufre en los años 2007 y 2011.

Los resultados del modelo se pueden usar de manera confiable para indicar el cambio en las concentraciones en el aire como resultado de las reducciones en las emisiones y el impacto relativo de las fuentes puntuales respecto a las fuentes fugitivas. El modelo reproduce el patrón de concentraciones elevadas durante la mañana y las primeras horas de la tarde que se observó en la información de monitoreo del año 2004. Una comparación de las predicciones del modelo con la información de monitoreo del 2002 mostró que si bien el modelo guardaba buena concordancia en general, existían áreas de sobreestimación y subestimación de las condiciones reales. Por lo tanto, no es posible usar los resultados del modelo para pronosticar las concentraciones en el aire en un lugar específico a una hora del día con un alto grado de exactitud.

Debido a la incertidumbre en los estimados de las emisiones y en las condiciones meteorológicas, los resultados pronosticados para 1 hora tienen un alto margen de error. La información con la que se cuenta actualmente sobre condiciones meteorológicas y emisiones en un área no es adecuada para apoyar un modelamiento más exacto para períodos de tiempo menores a 24 horas. Por lo tanto, los resultados del modelo no se usarán para evaluar riesgos de inhalación para período de menos de 24 horas y los riesgos futuros potenciales se discutirán cualitativamente.

En base a las reducciones estimadas en las emisiones de dióxido de azufre en los años 2007 y 2011, se usó el modelo de dispersión del aire CALPUFF para pronosticar las reducciones en las concentraciones en el aire en cada una de las cuatro comunidades evaluadas en el presente estudio de riesgo. El modelo CALPUFF no incluyó los efectos de la deposición húmeda, que removería de la atmósfera el dióxido de azufre altamente soluble durante eventos de lluvia. La no inclusión de la deposición húmeda en el modelo tenderá a sobreestimar las concentraciones de dióxido de azufre en el aire.

En base a las comparaciones con la información de monitoreo de Cushurupampa, los resultados del modelo CALPUFF para La Oroya Nueva, Marcavalle y Chucchis están sobreestimados en el caso de las concentraciones de dióxido de azufre para dichas poblaciones. La razón para esta sobreestimación se debe probablemente en parte a la incapacidad para caracterizar con exactitud

las condiciones de inversión en el área usando la información meteorológica disponible. Se considera que los resultados para el área de La Oroya Antigua son realistas.

El modelo de dispersión pronosticó resultados en muchos lugares dentro de cada una de las comunidades. Se promediaron los valores más altos y más bajos dentro de una comunidad para obtener un estimado de las concentraciones típicas de dióxido de azufre en cada comunidad. Las concentraciones promedio para el 2007 y el 2011 se compararon con el modelo de la línea de base para brindar un estimado de la reducción porcentual. Luego, las reducciones porcentuales pronosticadas por el modelo fueron usadas para reajustar los resultados de monitoreo del 2004 discutidos anteriormente con el fin de brindar una indicación de los impactos futuros. Los resultados promedio anual y de 24 horas se usaron para este análisis. Se usó el segundo promedio más alto de 24 horas pronosticado por el modelo, con el fin de adecuarse a la norma peruana de 24 horas para dióxido de azufre que permite que se sobrepase el límite fijado una vez al año.

La Tabla 6-1 brinda un resumen de las reducciones porcentuales de dióxido de azufre a nivel anual y de 24 horas en concordancia con las reducciones de las emisiones en el 2007 y el 2011. La tabla también incluye las normas promedio anual y de 24 horas establecidas en base a criterios de salud por el gobierno del Perú. Todas las concentraciones se han convertido a condiciones normales de presión y temperatura (es decir, NTP). En cada una de las cuatro poblaciones, se pronostica que los impactos de dióxido de azufre descenderán con el tiempo. La reducción en el 2007 respecto a las condiciones actuales está en el rango de 7% a 22%. En el 2011, las reducciones están en el rango de 70% a 82% aproximadamente.

Las reducciones en las emisiones de dióxido de azufre parecen tener el mayor impacto en Chucchis y Marcavalle. Sin embargo, éstas también son las áreas donde se espera que la exactitud del modelo sea menor, tal como se discutió anteriormente. En el 2007, una reducción de 25% en las emisiones de dióxido de azufre de la chimenea produce una reducción de aproximadamente 20% en la concentración en el aire. Esta reducción se observa tanto en las concentraciones promedio anuales como en las concentraciones de 24 horas. En las comunidades de La Oroya Nueva y La Oroya Antigua, las reducciones del año 2007 en las emisiones de dióxido de azufre tienen un impacto menor en las concentraciones en el aire. Estas comunidades están más cerca del Complejo, donde las emisiones fugitivas tienen una contribución mucho mayor a las concentraciones en el aire pronosticadas por el modelo CALPUFF. A pesar de estas reducciones, se pronostica que en el 2007 las concentraciones de dióxido de azufre se mantendrán por encima de las normas promedio anual y de 24 horas de calidad de aire ambiental.

Las reducciones pronosticadas en las concentraciones de dióxido de azufre en el 2007 están en el rango de 20% en las concentraciones promedio anual y de 24 horas en Marcavalle y Chucchis. Como resultado de ello, es probable que el número de días en los que se supere la norma de 24 horas y el número de horas en las que se excedan los valores guías para exposiciones agudas desciendan en ambas comunidades. Sin embargo, se mantendrá todavía un número sustancial de excesos a lo largo del año en todas las poblaciones. Se espera que los impactos estén asociados con concentraciones elevadas de dióxido de azufre en el aire, de corta duración, que generalmente

ocurren a media mañana y a inicios de la tarde. Los impactos más obvios en la salud serán efectos respiratorios temporales con un mayor potencial de impacto en las personas sensibles, como los asmáticos y los niños. El incremento en los niveles de actividad debido a ejercicios o trabajos extenuantes incrementa el potencial de efectos adversos provocados por la exposición a concentraciones elevadas de dióxido de azufre en el aire.

Las reducciones en las emisiones fugitivas estimadas para el 2011 tienen un impacto significativo en las cuatro comunidades. Las reducciones porcentuales pronosticadas en las concentraciones de dióxido de azufre varían de 70% en La Oroya Antigua a 82% en Chucchis. En el 2011, las concentraciones en el aire en Marcavalle probablemente lleguen al nivel o por debajo del nivel de las normas sanitarias peruanas para el dióxido de azufre. Esto también ocurrirá en Chucchis. En el 2011 se esperan pocos casos, o ninguno, en los que se supere la norma de 24 horas. Sin mejores predicciones del modelo de las concentraciones horarias de dióxido de azufre en el aire ambiental, no es posible decir con certeza si se producirán casos de superación de los valores AEGL-1 y AEGL-2. Sí es posible decir que la frecuencia y la magnitud de los excesos serán menores. En consecuencia, las personas experimentarán muchos menos episodios de molestias respiratorias.

Se pronostica que las concentraciones de dióxido de azufre en La Oroya Nueva y La Oroya Antigua se reducirán marcadamente, pero todavía excederán las normas promedio anual y de 24 horas en el 2011. Las reducciones significativas pronosticadas por el modelo CALPUFF en estas dos áreas darían como resultado muchos menos días en los que se exceda la norma de 24 horas y los valores AEGL-1 y 2. Se espera que los impactos estén asociados con concentraciones elevadas de dióxido de azufre en el aire, de corta duración, que generalmente ocurren a media mañana y a inicios de la tarde. Los impactos más obvios en la salud serán efectos respiratorios temporales con un mayor potencial de impacto en las personas sensibles, como los asmáticos y los niños. El incremento en los niveles de actividad debido a ejercicios o trabajos extenuantes aumenta el potencial de efectos adversos provocados por la exposición a concentraciones elevadas de dióxido de azufre en el aire.

6.1.2 Caracterización de Riesgos del Material Particulado

Doe Run Perú entregó concentraciones de material particulado de cinco estaciones de monitoreo en el área del Complejo. Los monitores están diseñados para recolectar material particulado con un diámetro menor o igual a 10 micras, al que se le conoce como PM_{10}. Las partículas de este rango de tamaño y más pequeñas han sido asociadas con efectos adversos en la salud humana. Es probable que el Complejo sea una fuente significativa de partículas transportadas por el aire y detectadas por estos monitores. Otras fuentes significativas en el área incluirían los gases de escape de los vehículos y el polvo introducido al aire por el tráfico. Como se discutió en la Sección 5.2, las emisiones del Complejo incluyen otra serie de agentes tóxicos en el aire asociados con efectos adversos a la salud, además del material particulado. La toxicidad del material particulado variará dependiendo de la naturaleza de la mezcla, incluyendo los tamaños de partículas encontradas en la mezcla.

Se usó la información de PM_{10} de las estaciones de monitoreo Sindicato, Hotel Inca y Cushurupampa. Se usaron estas estaciones de monitoreo para representar a las poblaciones de La Oroya Antigua (Sindicato), La Oroya Nueva (Hotel Inca) y Marcavalle (Cushurupampa). Los resultados horarios de estos monitores fueron entregados por Doe Run Perú en la forma de concentraciones horarias en $\mu g/m^3$ a condiciones estándar de presión y temperatura. El impacto potencial de la inhalación de PM_{10} se determinó a partir de una comparación con las normas de calidad del aire ambiental establecidas por el gobierno del Perú en base a criterios de salud. Se cuenta con dos normas para PM_{10}: una norma de 24 horas con un límite de 150 $\mu g/m^3$ que no se debe exceder más de tres veces al año y un promedio anual de 50 $\mu g/m^3$. Como en el caso del dióxido de azufre, los resultados de monitoreo de PM_{10} fueron convertido a condiciones normales de presión y temperatura para su comparación con las normas peruanas.

Como se esperaba, las concentraciones promedio anual y de 24 horas más altas se detectaron en el monitor en Sindicato y las concentraciones más bajas se dieron en el monitor en Cushurupampa. En el caso del monitor en Sindicato, la concentración promedio anual de 93 $\mu g/m^3$ fue aproximadamente dos veces la norma de calidad del aire. Existieron 5 concentraciones promedio de 24 horas en el monitor en Sindicato que superaron la norma de 24 horas, lo que equivale a 2 casos de exceso por encima de los que permite la norma. La más alta concentración de 24 horas de PM_{10} en el aire en Sindicato fue de 214 $\mu g/m^3$, aproximadamente 43% mayor que la norma. Los restantes casos de exceso estuvieron entre 3% y 15% más altos que la norma de 24 horas, que es de 150 $\mu g/m^3$.

En el caso del monitor en Hotel Inca, la concentración promedio anual de PM_{10} fue aproximadamente de 70 $\mu g/m^3$. Este valor es 40% mayor que la norma para el promedio anual. Existieron 4 días en el año en los que se excedió la norma de 24 horas en la estación de monitoreo Hotel Inca, lo que equivale a 1 caso de exceso por encima de lo que permite la norma de 24 horas. La magnitud de los excesos de la norma de 24 horas estuvo en el rango de 2% a 13% en el año 2004.

En el caso del monitor en Cushurupampa, la concentración promedio anual de PM_{10} fue de 60 $\mu g/m^3$. Este valor es aproximadamente 20% mayor que la norma. Sólo en una oportunidad la concentración de 24 horas de PM_{10} superó la norma peruana. Esto indica un cumplimiento de la norma, pues ella permite hasta tres casos de exceso.

Las concentraciones de PM_{10} observadas en el año 2004 indican el potencial de efectos adversos para la salud en La Oroya. La naturaleza y la magnitud de los impactos en la salud son difíciles de determinar. La USEPA (1997b) ha identificado estudios epidemiológicos que indican un incremento en la mortalidad y morbilidad asociado con las exposiciones a material particulado a concentraciones en el ambiente por debajo de la norma para PM_{10}. Esta observación ha sido la motivación detrás del establecimiento por parte de la USEPA de una norma para $PM_{2.5}$, pues se cree que es un mejor indicador del potencial para el incremento observado en los efectos en la salud.

El modelamiento de dispersión realizado para el presente estudio de riesgo no consideró los cambios en las concentraciones de PM_{10} en el futuro. Los controles de las emisiones de metales y dióxido de azufre reducirán las concentraciones de partículas en el aire ambiental, pero no fue posible cuantificar la reducción esperada en las concentraciones en el aire ambiental. El Complejo es una fuente significativa de material particulado. Las operaciones de fundición y las emisiones de dióxido de azufre están asociadas con la generación de partículas finas en el rango de $PM_{2.5}$ y menor tamaño. Las reducciones propuestas en las emisiones darán como resultado reducciones en las concentraciones de partículas finas y en los correspondientes efectos en la salud.

6.2 RIESGOS DEL PLOMO PARA LA SALUD

Como se describe en la Sección 3.1.5, una serie de estudios de plomo en sangre
han demostrado que los niños y adultos de La Oroya tienen una elevada exposición al plomo que los pone en riesgo de sufrir una variedad de efectos adversos en la salud. El presente estudio de riesgo tiene dos objetivos principales. El primero es evaluar los riesgos actuales para la salud humana que plantea el Complejo y caracterizar las maneras en las que la población está expuesta actualmente a los agentes químicos liberados por el Complejo. El segundo objetivos es usar los cambios pronosticados en las emisiones de la fundición en el futuro para predecir los riesgos para la salud luego de la implementación de diferentes cambios en las operaciones de la fundición.

En concordancia con estos objetivos, la presente sección describe los riesgos para la salud de niños y adultos provocados por las actuales exposiciones a plomo, la contribución relativa que realiza a las exposiciones cada una de las rutas de exposición evaluadas y los cambios pronosticados en las exposiciones en los años 2007 y 2011.

Los efectos del plomo en la salud se describen en la Sección 5.3. Como es el caso con todos los agentes químicos, la ocurrencia de efectos en la salud y la severidad de dichos efectos dependen de la dosis o de los niveles de exposición. Generalmente, el riesgo de efectos adversos en la salud provocados por el plomo se presenta en términos de los niveles de plomo en sangre. El nivel de plomo en sangre es, principalmente, un indicador de exposiciones recientes, pero también es influenciado por exposiciones anteriores si el plomo almacenado en los huesos está siendo liberado a la sangre.

6.2.1 Influencia de la Altitud y la Anemia en los Niveles de Plomo en Sangre

El plomo en la sangre se ubica principalmente en los glóbulos rojos, por lo que las concentraciones de plomo en sangre pueden ser modificadas también por factores que afectan los niveles de hematocrito o hemoglobina. La interpretación de los niveles de plomo en sangre en La Oroya es complicada por la ocurrencia de dos factores que pueden alterar los niveles de hematocrito y hemoglobina. Como se describió en la Sección 5.3, las poblaciones ubicadas a elevada altitud, como es el caso de La Oroya, pueden tener niveles de hematocrito aproximadamente 20% mayores que los de las personas que viven cerca al nivel del mar. Por otro lado, muchas personas en La Oroya tienen bajos niveles de ingesta de hierro y pueden tener niveles reducidos de hematocrito debido a una anemia por deficiencia de hierro.

Estos dos factores complican la predicción de los efectos adversos en la salud de esta población. El modelamiento toxicocinético ha confirmado que la carga corporal de plomo no se incrementa al incrementarse el plomo en sangre con la altitud (DEHUC 1997). Así, los pobladores de La Oroya que no son anémicos pueden no experimentar efectos adversos en la salud hasta que sus niveles de plomo en sangre sean aproximadamente 20% mayores que los niveles de plomo en sangre a los cuales experimentan efectos las personas que viven a nivel del mar. Los pobladores de La Oroya que son anémicos pueden experimentar efectos adversos en la salud a niveles de plomo en sangre similares a los niveles que inducen efectos en pobladores a nivel del mar que no son anémicos. También es posible que el tratamiento de la anemia pueda causar incrementos en los niveles de plomo en sangre a medida que se incrementen los niveles de hematocrito.

6.2.2 Riesgos del Plomo para la Salud de los Niños

Debido a los factores descritos anteriormente, resulta complicada la predicción de los efectos en la salud a los niveles de plomo en sangre observados en La Oroya. Sin embargo, indudablemente se debe esperar que las exposiciones al plomo en La Oroya produzcan efectos significativos en la salud.

6.2.2.1 Riesgos Actuales para los Niños

En la Tabla 6-2 se resumen los niveles de plomo en sangre pronosticados para niños de diferentes comunidades. La Tabla 6-2 también presenta los resultados de riesgos para la salud pronosticados para los niños de diferentes comunidades. Estos riesgos se expresan en términos de la probabilidad de que un niño escogido aleatoriamente tenga un valor de plomo en sangre por encima de los 10 μg/dl (al que se le denomina "P10" en la tabla). El riesgo objetivo para los niños es tener no más de 5% de probabilidad de exceder un nivel de plomo en sangre de 10 μg/dl dentro de un grupo de niños expuestos a niveles similares. Como puede verse de la tabla, se pronostica que todos los niños excederán el nivel de 10 μg/dl, para el cual el Centro para el Control y la Prevención de Enfermedades de los Estados Unidos (CDC) recomienda mayor evaluación en la forma de un monitoreo adicional de plomo en sangre y educación sobre la manera de reducir las exposiciones al plomo. La mayoría de los niños que viven en La Oroya Antigua caen en el rango de niveles de plomo en sangre (20 μg/dl a 44 μg/d) para el cual el CDC recomienda una evaluación de peligros ambientales y un monitoreo médico más activo.

Como se describió en la Sección 5.3, el número de diferentes efectos en la salud provocados por las exposiciones al plomo se incrementa con la dosis, al igual que la severidad de dichos efectos. La mayoría de los niños de La Oroya se encuentran en riesgo de sufrir efectos en el comportamiento neurológico o en la biosíntesis del heme. Los efectos en la biosíntesis del heme pueden causar o empeorar la anemia. Los niños con los niveles más altos de plomo en sangre también pueden estar en riesgo de sufrir efectos en el corazón, los riñones, los huesos y el metabolismo de la vitamina D. Muchos de estos efectos son sutiles y no pueden ser atribuidos fácilmente a las exposiciones a plomo cuando se examina a un solo niño.

Las evaluaciones de salud realizadas hasta la fecha han sido de naturaleza observacional y no respaldan el análisis estadístico. Por ejemplo, en el estudio realizado en el 2000 por Doe Run Perú, se procedió a reclutar niños con niveles de plomo en sangre por encima de 45 μg/dl para una evaluación evolutiva adicional. Se evaluó la altura, el peso y la edad de 60 niños reclutados para la evaluación física. En base a las mediciones de crecimiento, los clínicos determinaron que aproximadamente 53% de los niños tenían cierto grado de desnutrición y 47% tenían un crecimiento normal.

Luego de las pruebas psicomotoras a 45 niños, los clínicos determinaron que 73% de los niños tenían un desarrollo psicomotor normal. Esto concuerda con un estudio realizado por DIGESA (1999), que concluyó que no existían síntomas de envenenamiento crónico por plomo entre los niños sometidos a pruebas en La Oroya. Sin embargo, los clínicos notaron 12 casos de retrasos ligeros a marcados en el desarrollo psicomotor.

Además, se evaluó el progreso educativo de los niños con niveles de plomo en sangre por encima de 45 μg/dl revisando las notas que les pusieron los profesores a dichos niños. Se encontró que 77% de los niños recibieron notas altas, 19% recibieron notas promedio y sólo 4% recibieron notas bajas. Los clínicos concluyeron que los niveles de plomo en sangre encontrados en estos niños no habían afectado su éxito educativo.

Como se señaló anteriormente, muchos de los efectos del plomo son demasiado sutiles para ser detectados en un solo niño. Además, muchos de los mismos efectos causados por el plomo también pueden ser causados por otros factores, como la anemia inducida por deficiencia de hierro o efectos en el comportamiento neurológico. Debido a estos factores y al incremento en la hemoglobina en poblaciones ubicadas en altitudes elevadas, lo que causa mayores niveles de plomo en sangre respecto a la carga corporal, es importante que los estudios futuros sobre la ocurrencia de efectos adversos específicos en los niños de La Oroya incluyan en su diseño poblaciones de control que guarden una correspondencia adecuada en términos de altitud, situación socioeconómica y urbanización. Si no se puede identificar una comunidad de control adecuada, puede ser posible diseñar un estudio que compare a los niños que viven en comunidades de La Oroya ubicadas a diferentes distancias de Complejo. Sin controles adecuados, los resultados de dichos estudios podrían ser engañosos.

6.2.2.2 Futuras Reducciones en las Exposiciones de los Niños al Plomo

En la Tabla 6-2 también se muestran los niveles de plomo en sangre en niños pronosticados para los años 2007 y 2011. Se pronostica que todos los niveles de plomo en sangre descenderán significativamente tanto en el 2007 como en el 2011; sin embargo, no se pronostica que alguna de las comunidades evaluadas vaya a cumplir el objetivo de riesgo de no más de un 5% de probabilidad de exceder un nivel de plomo en sangre de 10 μg/dl. No obstante, se espera que las reducciones pronosticadas para el plomo en sangre reduzcan sustancialmente los impactos del plomo en la salud de los niños de La Oroya.

6.2.2.3 Contribuciones de las Rutas de Exposición a las Exposiciones al Plomo en Niños

Para entender mejor las contribuciones relativas a las exposiciones por parte del polvo en exteriores, el polvo en interiores, el suelo, la dieta, el aire y el agua potable, se compararon las medias de las dosis absorbidas a través de cada una de estas rutas. Los resultados para el 2004 se resumen en la Tabla 6-3a. La ruta de exposición dominante en todas las comunidades fue la ingestión de polvo en exteriores. La mayor contribución de la ingestión de polvo en exteriores a la concentración de plomo en sangre se dio en La Oroya Antigua, donde representó un 69% del total, seguida por Chucchis (50%), Marcavalle (46%) y La Oroya Nueva (43%).

El polvo en interiores fue el segundo mayor contribuyente a las exposiciones en La Oroya Antigua, mientras que en otras comunidades la dieta fue la segunda mayor contribuyente. Es probable que la contribución de la dieta haya sido sobreestimada en estas otras comunidades ya que sólo se contaba con información sobre plomo en la dieta en el caso de La Oroya Antigua y esta información se usó también para las otras comunidades. Vale la pena señalar que la inhalación de plomo en el aire es una ruta de exposición relativamente menor.

También se evaluaron las fuentes de exposición para el 2007 y el 2011 (ver las Tablas 6-3b y 6-3c). A medida que se reducen las emisiones de la fundición, decrece la contribución porcentual del polvo en exteriores respecto a la exposición total, mientras que las contribuciones porcentuales del suelo y la dieta se incrementan. Esta predicción sugiere que, eventualmente, podría ser necesario tomar acciones adicionales para reducir la exposición al plomo en el suelo.

6.2.3 Riesgos del Plomo para Adultos

Como se describió en la Sección 5.3, niveles de plomo en sangre en madres por debajo de 15 μg/dl han sido asociados con menores pesos al nacer y reducción del tiempo de gestación en algunos estudios epidemiológicos. Otros efectos adversos en la salud de adultos están asociados generalmente con niveles más altos de plomo en sangre, por lo que se ha diseñado el modelo de plomo en adultos con el fin de pronosticar riesgos de efectos adversos en el feto en mujeres embarazadas. Como se describió en la Sección 4.3.2, los niveles de plomo en sangre fetal son menores que las concentraciones de plomo en la sangres de mujeres embarazadas, por lo que ambos valores se pronostican mediante el modelo. El objetivo en términos de protección de la salud es tener no más de 5% de probabilidad de que los niveles de plomo en sangre fetal excedan los 10 μg/dl.

6.2.3.1 Riesgos Actuales para Adultos

Como se muestra en la Tabla 4-4, los niveles de plomo en sangre en mujeres en edad fértil en La Oroya son mucho menores que los niveles de plomo en sangre en los niños. Los niveles pronosticados de plomo en sangre en fetos y en adultos se resumen en la Tabla 6-4. Los resultados se expresan como la media geométrica de las concentraciones de plomo en sangre en mujeres adultas, así como la media geométrica y el percentil 95 de las concentraciones de plomo

en sangre entre los fetos. En La Oroya Antigua, existe un 86% de probabilidad de que los niveles de plomo en sangre fetal excedan los 10 μg/dl. En las otras poblaciones evaluadas, la probabilidad es menor que en La Oroya Antigua, pero sigue siendo mayor de 50%.

6.2.3.2 Futuras Reducciones en la Exposiciones al Plomo en Adultos

Los niveles de plomo en sangre en adultos pronosticados para los años 2007 y 2011 se muestran en la Tabla 6-4. Se pronostica que las futuras reducciones en las emisiones de plomo reducirán los niveles de plomo en sangre en los adultos hasta alcanzar los niveles de riesgo objetivo hacia el 2011 en La Oroya Nueva y Marcavalle y hasta reducir los niveles de plomo en sangre cerca de los niveles de riesgo objetivo en La Oroya Antigua y Chucchis. Debido a las limitaciones en el diseño del modelo de plomo para adultos, las predicciones de los niveles futuros de plomo en sangre en adultos están asociadas con un mayor grado de incertidumbre que las predicciones para los niños.

6.3 RIESGOS PARA OTROS METALES APARTE DEL PLOMO

Además del plomo, otros metales incluidos en el estudio de riesgo son el arsénico, el cadmio, el antimonio y el talio. Como se describió en las evaluaciones toxicológicas de estos metales (Sección 5), se ha reportado una gama de potenciales efectos en la salud en asociación con exposiciones elevadas a estos metales. Estos efectos en la salud pueden incluir efectos cancerígenos u otros efectos aparte del cáncer, dependiendo del metal específico y la ruta de exposición del cuerpo. Como se discutió en la Sección 5.1, los riesgos potenciales de cáncer se caracterizan de manera diferente que los riesgos potenciales de otros efectos en la salud diferentes del cáncer.

Específicamente, los estimados de riesgos de cáncer representan la probabilidad incremental de que una persona desarrolle cáncer durante el transcurso de su vida debido a la exposición a agentes químicos relacionados con un lugar. "Probabilidad incremental" hace referencia a la probabilidad adicional o en exceso de desarrollar cáncer, la cual está por encima de una probabilidad de fondo o de línea base que se esperaría ante la ausencia de exposiciones relacionadas con un lugar. La USEPA considera que un rango de riesgo en exceso máximo durante el transcurso de la vida que va de 1 en 10,000(1×10^{-4}) a 1 en 1 millón (1×10^{-6}) es un rango de riesgo de cáncer aceptable.

Este riesgo incremental debe ser considerado a la luz de las altas tasas de fondo para el cáncer que se ubican en un rango de 1 en 3 a 1 en 4 en muchas poblaciones. Por ejemplo, un riesgo de cáncer de 1 en 4 es equivalente a un 0.25 de probabilidad de enfermarse de cáncer en el transcurso de la vida. Un riesgo incremental de 1 en 10,000 significa que el riesgo de fondo de cáncer se incrementaría de 0.2500 a 0.2501.

Para otros efectos en la salud aparte del cáncer, la exposición relacionada con el lugar se representa como una dosis estimada y se la compara con un valor de toxicidad que representa la

dosis de un agente químico que no causará afectos adversos en la salud en ningún miembro de una población. Esta dosis es denominada "dosis de referencia".

En ambos casos, la caracterización de riesgos involucra combinar estimados cuantitativos de la exposición (descritos en la Sección 4.4) y la toxicidad (Tablas 5-1 y 5-2) para obtener estimados numéricos del riesgo potencial para la salud. A continuación se describen os métodos usados para caracterizar los riesgos debido a exposiciones a otros metales relacionados con el lugar aparte del plomo. También se presentan los estimados cuantitativos de riesgos de cáncer y riesgos de otros efectos en la salud aparte del cáncer.

6.3.1 Caracterización de los Riesgos de Cáncer por Exposiciones a Arsénico y Cadmio

Se estimaron los riesgos de cáncer para otros metales aparte del plomo considerados en el presente estudio de riesgo, incluyendo la ingestión de arsénico en el suelo, el polvo y el agua de consumo humano y la inhalación de arsénico y cadmio en el aire de La Oroya. La ingestión de cadmio, antimonio y talio no presenta riesgo de cáncer. Se calcularon los riesgos tanto para las exposiciones actuales como para las exposiciones pronosticadas para el año 2011, luego de la implementación de las estrategias de reducción de emisiones.

6.3.1.1 Cálculo de los Riesgos de Cáncer

Se calculó el exceso (incremento) en el riesgo de cáncer a lo largo de la vida para las rutas de exposición oral y de inhalación usando estimados de ingesta específicos para cada ruta y los correspondientes factores de gradiente de cáncer de acuerdo con una de dos ecuaciones, dependiendo de la magnitud relativa del riesgo pronosticado (USEPA 1989). La primera ecuación es válida sólo cuando la ingesta es relativamente baja (es decir, que corresponde a un nivel de riesgo menor a 0.01 o 1 x 10^{-2}). Se basa en la porción lineal de la curva dosis-respuesta del modelo multietapas (USEPA 1989):

$$RiesgodeCáncer = Ingesta\left(\frac{mg}{kg \cdot day}\right) \times FactordeGradientedeCáncer\left(\frac{mg}{kg \cdot day}\right)^{-1}$$

La segunda ecuación, denominada, "ecuación de un solo golpe" se usa cuando la ingesta es alta, correspondiendo a un nivel de riesgo mayor a 0.01 o 1 x 10-2 (USEPA 1989):

$$RiesgodeCáncer = 1 - EXP\left[Ingesta\left(\frac{mg}{kg \cdot day}\right) \times FactordeGradientedeCáncer\left(\frac{mg}{kg \cdot day}\right)^{-1}\right]$$

Cuando el producto de la ingesta x factor de gradiente de cáncer es pequeño, las dos ecuaciones son matemáticamente equivalentes. En el presente estudio de riesgo, se usó la primera ecuación

para calcular los riesgos de cáncer de la exposición oral al arsénico y la exposición por inhalación al arsénico y al cadmio. Debido a las altas concentraciones de arsénico en el aire, se usó la segunda ecuación para estimar los riesgos de cáncer debido a la exposición al arsénico por inhalación cuando los riesgos de cáncer eran mayores a 0.01.

En los estudio de riesgo, generalmente se asume que los riesgos de cáncer son aditivos (USEPA 1989). En base a este supuesto, se sumaron los riesgos de cáncer por arsénico y cadmio en el aire estimados para cada comunidad, obteniendo un riesgo total estimado para la ruta de exposición por inhalación en condiciones de exposición típicas y elevadas. De manera similar, en el caso de la ingestión de arsénico, el riesgo total de cáncer para exposiciones típicas y elevadas en cada comunidad incluye las contribuciones de la ingestión de polvo en interiores, polvo en exteriores y suelo superficial.

Los estimados del riesgo de cáncer se calcularon usando información sobre concentraciones de exposición considerando la operación del Complejo en las condiciones actuales y las condiciones pronosticadas para el año 2011 con la implementación del plan de reducción de emisiones de Doe Run Perú. Se espera que muchas de estas reducciones estén ya implementadas a fines del 2007; sin embargo, no se ejecutó ningún modelo de dispersión para pronosticar las concentraciones ni las tasas de deposición de arsénico y cadmio en el 2007. A continuación se brindan los estimados de estos riesgos.

6.3.1.2 Estimados de Riesgos de Cáncer para las Exposiciones Actuales

En la Sección 4.4 se describieron los métodos y supuestos usados para estimar las ingestas por exposición mediante la ingestión de arsénico en el polvo y el suelo y la inhalación de arsénico en el aire. En la Tabla 6-5a se presentan los estimados de los riesgos de cáncer por ingestión de arsénico en el polvo en interiores, el polvo en exteriores y el suelo superficial por parte de los pobladores de cada comunidad bajo las condiciones actuales. En la Tabla 6-5b se presentan los estimados de riesgo de cáncer por inhalación de arsénico y cadmio en el aire bajo las condiciones actuales.

Resumen de los Riesgos de Cáncer Actuales Debido a la Ingestión de Otros Metales Aparte del Plomo

En la Tabla 6-5a se resumen los riesgos combinados de cáncer para la ingestión accidental de arsénico en el polvo en exteriores y en interiores y en el suelo. El mayor riesgo estimado, dos en mil (2×10^{-3}), se dio en la población de La Oroya Antigua. En las poblacioness de La Oroya Nueva, Marcavalle, y Chucchis, los riesgos estimado para exposiciones típica fueron menores, estando en el rango de seis en diez mil (6×10^{-4}) a ocho en diez mil (8×10^{-4}). En el caso de las exposiciones elevadas, el mayor riesgo estimado, seis en mil (6×10^{-3}), se obtuvo para la poblaciónde La Oroya Antigua. Los riesgos estimados para las otras tres poblaciones estuvieron ligeramente por debajo de dos en mil (2×10^{-3}).

Estos riesgos estimados están por encima del rango de riesgo en exceso de límite superior a lo largo de la vida de uno en diez mil (1×10^{-4}) a uno en un millón (1×10^{-6}) que es considerado por la

USEPA como un riesgo de cáncer aceptable. En todas las poblaciones, la mayor contribución al riesgo de cáncer total para la exposición oral provino de la ingestión accidental de arsénico contenido en el polvo en exteriores. La contribución del polvo en interiores al riesgo total de cáncer para esta ruta fue menor que la del polvo en exteriores, pero mayor que la contribución del suelo superficial en todas las poblaciones. Como se muestra en la Tabla 6-5a, los riesgo estimados de cáncer debido a la ingestión accidental de polvo en exteriores generalmente fueron unas diez veces mayores que los estimados correspondientes para el suelo superficial.

Resumen de los Riesgos de Cáncer Actuales Debido a Inhalación de Otros Metales Aparte del Plomo

En la Tabla 6-5b se resumen los riesgos de cáncer combinados para la inhalación de arsénico y cadmio en el aire. Para las exposiciones típicas, el mayor riesgo estimado, cinco en mil (5 x 10-3), se obtuvo para La Oroya Antigua. En las otras comunidades, los riesgos estimados para exposiciones típicas fueron ligeramente menores, tres en mil (3 x 10-3). Para las exposiciones elevadas, el mayor riesgo estimado, dos en mil (2 x 10-2), se obtuvo en la comunidad de La Oroya Antigua. Los riesgos estimados para las otras poblaciones fueron ligeramente menores, pero todavía por encima del rango de riesgo aceptable de la USEPA.

Tanto las exposiciones típicas como las exposiciones elevadas exceden el rango de riesgo aceptable de la USEPA en todas las comunidades debido a la inhalación combinada de cadmio y arsénico en el aire. Los riesgos contribuidos por la inhalación de arsénico por lo general son cien veces mayores que los contribuidos por la inhalación de cadmio (Tabla 6-5b). De hecho, en el caso de las exposiciones típicas, los riesgos generados por la inhalación de cadmio solamente se ubican dentro del rango de riesgos aceptables de la USEPA en todas las comunidades evaluadas.

6.3.1.3 Estimados de Riesgos de Cáncer para Exposiciones Futuras

Como se señaló anteriormente, los riesgos de cáncer para exposiciones futuras se estimaron usando información sobre concentraciones de exposición generadas por la operación de Complejo en las condicione actuales y en las condiciones pronosticadas para el 2011 en base a la implementación del plan de reducción de emisiones de Doe Run Perú. Se espera que muchas de estas reducciones estén ya implementadas a fines del 2007; sin embargo, no se ejecutó ningún modelo de dispersión para pronosticar las concentraciones ni las tasas de deposición de arsénico y cadmio en el 2007.

Resumen de los Riesgos Futuros de Cáncer Debido a la Ingestión de Otros Metales Aparte del Plomo

En la Tabla 6-6a se muestran los riesgos de cáncer combinados para la ingestión accidental de arsénico en el polvo en interiores y en exteriores y en el suelo. El mayor riesgo estimado, seis en diez mil (6 x 10-4), fue para La Oroya Antigua. En las otras poblaciones, los estimados de riesgo en exposiciones típicas fueron ligeramente menores, dos en diez mil (2 x 10-4). En el caso de exposiciones elevadas, el mayor riesgo estimado, dos en mil (2 x 10-3), fue para la La Oroya Antigua. En las comunidades de La Oroya Nueva, Marcavalle, y Chucchis, los riesgos estimados para las exposiciones elevadas fueron menores, variando de cuatro en diez mil (4 x 10-4) a seis en

diez mil (6 x 10-4). Estos riesgos estimados están por encima del rango de riesgo aceptable de la USEPA. Estos resultados indican que se espera que para el año 2011 los riesgos de cáncer estimados para la ingesta de arsénico mediante la ingestión accidental de polvo y suelo decrezcan aproximadamente 67% a 80% en comparación con los estimados para las condiciones actuales.

Tanto en las exposiciones típicas como en las exposiciones elevadas, la contribución pronosticada del polvo en exteriores y en interiores al riesgo total permanece en el 2011 más alta que la del suelo. Sin embargo, los resultados de la Tabla 6-6a indican que la magnitud de la diferencia entre estos medios de exposición (es decir, polvo vs. suelo) no es tan grande como en las condiciones actuales (Tabla 6-5a). Este hallazgo es consistente con el efecto anticipado de la implementación de estrategias de control por parte de Doe Run Perú, las que se espera reduzcan significativamente las emisiones de arsénico al aire. Se espera que la reducción en las emisiones al aire tenga efectos más significativos e inmediatos en las concentraciones de metales en el polvo en comparación con las concentraciones en el suelo, lo que refleja el patrón histórico de deposición de los metales del Complejo.

Resumen de Riesgos Futuros de Cáncer Debido a la Inhalación de Otros Metales Aparte del Plomo

En la Tabla 6-6b se resumen los riesgos futuros de cáncer combinados para la inhalación de arsénico y cadmio en el aire. El mayor riesgo estimado, uno en mil (1 x 10-3), se obtuvo en La Oroya Antigua. En las otras poblaciones, los riesgos estimados para exposiciones típicas fueron ligeramente menores, variando desde seis en diez mil (6 x 10-4) hasta siete en diez mil (7 x 10-4). En el caso de exposiciones elevadas, el mayor riesgo estimado, cuatro en mil (4 x 10-3), se dio en la La Oroya Antigua. En las otras poblaciones el riesgo total estimado para inhalación fue de dos en mil (2 x 10-3). Los riesgos estimados para todas las comunidades están por encima del rango de riesgo de cáncer aceptable de la USEPA. Sin embargo, en comparación con las condiciones actuales, estos resultados indican para el año 2011 una reducción de aproximadamente 75% a 80% en el riesgo total de cáncer debido a inhalación de arsénico y cadmio en el aire. Como en el caso de la evaluación de las condiciones actuales, el arsénico sigue siendo el principal contribuyente al riesgo total de cáncer por inhalación en el 2011.

6.3.2 Caracterización de los Riesgos No Cancerígenos para las Exposiciones a Arsénico, Cadmio, Antimonio y Talio

Los riesgos no cancerígenos de otros metales aparte del plomo incluidos en el presente estudio de riesgo se estimaron considerando la ingestión de arsénico, cadmio, antimonio y talio en el polvo en exteriores y en interiores y el suelo superficial en aquellas comunidades donde dichos metales superan los niveles de clasificación, tal como se describe en la Sección 3.4. Específicamente, la evaluación de riesgos no cancerígenos incluyó lo siguiente:

Para la ingestión accidental de suelo superficial --

- arsénico y cadmio en La Oroya Antigua
- arsénico en La Oroya Nueva, Marcavalle, y Chucchis

Para la ingestión accidental de polvo en exteriores --

- antimonio, arsénico, cadmio, y talio en La Oroya Antigua
- antimonio y arsénico en La Oroya Nueva
- antimonio, arsénico, y talio in Marcavalle y Chucchis

Para la ingestión accidental de polvo en interiores --

- antimonio, arsénico, y cadmio en La Oroya Antigua
- antimonio y arsénico en La Oroya Nueva y Marcavalle
- arsénico y cadmio en Chucchis.

También se estimaron los riesgos no cancerígenos para la inhalación de cadmio en el aire en La Oroya.

Se estimaron los riesgos no cancerígenos para la salud para todas las rutas y para las exposiciones tanto actuales como las pronosticadas para el año 2011 luego de la implementación de las estrategia programadas de reducción de emisiones.

6.3.2.1 Cálculo de los Riesgos No Cancerígenos

Los riesgos no cancerígenos para la salud se caracterizan como el incremento en la probabilidad de que una persona sufra efectos adversos en la salud como resultado de su exposición a agentes químicos. Se espera que una persona expuesta a un agente químico a un nivel menor o igual a un nivel de referencia aceptable (dosis de referencia) no experimente efectos adversos en su salud relacionados con dicha exposición. Las exposiciones por encima de la dosis de referencia no implican que se producirán efectos adversos en la salud humana sino más bien que se requiere una mayor evaluación (USEPA 1989).

Para evaluar los riesgos no cancerígenos, se calcula el ratio entre la ingesta promedio diaria y la dosis de referencia. A este ratio se le conoce como cociente de riesgo. Si el valor calculado del cociente de riesgo es menor a 1.0, no se espera ningún efecto adverso en la salud. Si el valor calculado del cociente de riesgo es mayor a 1.0, se necesita una mayor evaluación del riesgo.

Para las rutas de ingestión e inhalación, el cociente de riesgo se calcula usando la siguiente ecuación:

$$HQ = \frac{Ingesta}{RfD}$$

Donde,

HQ = Cociente de riesgo asociado con la exposición al agente químico mediante la vía de exposición especificada (adimensional)

Ingreso=Ingreso diario promedio estimada del agente químico mediante la vía de exposición especificada (mg/kg-día)

RfD =Dosis de referencia o valor de toxicidad sustituto apropiado identificado para el agente químico en cuestión (mg/kg-día)

Para evaluar el efecto de la exposición a múltiples agentes químicos que actúan en el cuerpo de manera similar, los cocientes de riesgo para cada vía de exposición de cada agente químico se suman para determinar un índice de riesgo no cancerígeno usando la siguiente fórmula:

$$\acute{I}ndicedeRiesgo = \frac{I_1}{RfD_1} + \frac{I_2}{RfD_2} + ... + \frac{I_i}{RfD_i}$$

Donde

Ii = Ingreso del agente químico i (mg/kg-día)
RfDi = Dosis de referencia o concentración para el i-ésimo agente químico (mg/kg-día)

Los índices de riesgo para múltiples agentes químicos generalmente no se suman si las dosis de referencia se basan en efectos en diferentes órganos objetivos. Esto se debe a que los riesgos no cancerígenos para la salud asociados con agentes químicos que afectan a diferentes órganos objetivo es improbable que sean aditivos. Como se resume en la Tabla 5-1, las dosis de referencia para antimonio, arsénico, cadmio y talio se basan en efectos en diferentes órganos o sistemas dentro del cuerpo (por ejemplo, en el caso del cadmio, se basa en los efectos en los riñones y, en el caso del arsénico, en los efectos en la piel). Sobre la base de estas diferencias, los cocientes de riesgo para diferentes agentes químicos no se sumaron en el presente estudio de riesgo. Sin embargo, dados los niveles de exposición a estos metales en La Oroya, es posible que las interacciones entre los agentes químicos den como resultado un incremento en los efectos sobre algunos órganos o sistemas del cuerpo. En la Sección 6.4 se discuten las interacciones que se espera sean las más significativas.

6.3.2.2 Estimados de Riesgos No Cancerígenos para Exposiciones Actuales

En la Sección 4.4 se describieron los métodos y supuestos usados para estimar ingesta por exposiciones actuales para las rutas y los metales incluidos en la evaluación de riesgos no cancerígenos. En la Tabla 6-7a se muestran los estimados de riesgos no cancerígenos para la ingestión de metales en el polvo en exteriores, el polvo en interiores y el suelo superficial por un poblador que reside en cada comunidad en las condiciones actuales. En la Tabla 6-7b se muestran

los estimados de riesgos no cancerígenos para la inhalación de cadmio en el aire por personas en las condiciones actuales.

Resumen de los Riesgos No Cancerígenos Actuales Debido a la Ingestión de Otros Metales Aparte del Plomo

Los riesgos no cancerígenos estimados alcanzaron su mayor nivel en La Oroya Antigua. En esta población, los riesgos no cancerígenos estimados para exposiciones típicas (HQ = 10) y elevadas (HQ = 30) al arsénico mediante la ingestión accidental combinada de polvo en interiores, polvo en exteriores y suelo superficial exceden largamente la dosis de referencia para exposición oral crónica al arsénico. Los riesgos estimados para las otras comunidades también fueron altos en el caso del arsénico (HQ de 3 a 4 para exposiciones típicas y de 9 a 10 para exposiciones elevadas).

Además del arsénico, los estimados de riesgos no cancerígenos para exposiciones elevada al antimonio también fueron elevados en La Oroya Antigua (HQ = 3) y en La Oroya Nueva (HQ = 2). Los riesgos estimados del antimonio para condiciones de exposición típicas en estas poblaciones no indican causa de preocupación en cuanto a riesgos no cancerígenos para la salud.

Dada la magnitud de los riesgos del arsénico asociados con exposiciones crónicas dentro de estas comunidades, los riesgos asociados con exposiciones a menor plazo (es decir, subcrónicas) también pueden ser elevados. El potencial de riesgos elevados debido a períodos de exposición más cortos es particularmente relevante para los niños, que pueden ser más sensibles que los adultos a los efectos de una exposición durante el período de la infancia temprana, desde el nacimiento hasta la edad de 6 años. Para estimar la magnitud del riesgo potencial para esta subpoblación sensible, se compararon las exposiciones de niños de 0 a 6 años por ingestión accidental de polvo en exteriores, polvo en interiores y suelo superficial con una dosis de referencia subcrónica para el arsénico de 5 x 10-3 mg/kg-día. En base a esta comparación, se espera que la exposición elevada de un niño poblador de La Oroya Antigua sea aproximadamente 5 veces mayor que la dosis de referencia subcrónica para el arsénico (HQ = 5). Se espera que la exposición de niños al arsénico en La Oroya Nueva sea aproximadamente 2 veces mayor que la dosis de referencia subcrónica (HQ = 2), indicando una posible preocupación también en esa comunidad. En Marcavalle y Chucchis, se espera que dichas exposiciones no excedan la dosis de referencia subcrónica (HQ = 1), lo que indica que en dichas comunidades los riesgos no cancerígenos debido al arsénico no son preocupantes.

Resumen de Riesgos No Cancerígenos Actuales Debido a la Inhalación de Otros Metales Aparte del Plomo

En la Tabla 6-7b se resumen los riesgos no cancerígenos estimados para la inhalación de cadmio en el aire. El riesgo no cancerígeno estimado debido a la inhalación de cadmio tuvo su mayor nivel en exposiciones elevadas en La Oroya Antigua y La Oroya Nueva (HQs = 20), pero también fue elevado en el caso de las exposiciones en Marcavalle/Chucchis (HQ = 10). Las condiciones de exposición típicas dieron como resultado estimados de riesgo que también indicaban posibles causas de preocupación, al ser 3 a 6 veces la dosis de referencia para inhalación de cadmio.

6.3.2.3 Estimados de Riesgos No Cancerígenos para Exposiciones Futuras

No se contó con estimados de las concentraciones de antimonio y talio en el polvo y el suelo para el año 2011; por lo tanto, no se calcularon riesgos no cancerígenos para la exposición a sólo a arsénico y cadmio. En la Tabla 6.7a se muestran los riesgos no cancerígenos estimados para la ingestión accidental de polvo en exteriores, polvo en interiores y suelo superficial. La Tabla 6.7b resume los riesgos estimados para la inhalación de cadmio en el 2011.

Resumen de los Riesgos No Cancerígenos Actuales Debido a la Ingestión de Otros Metales Aparte del Plomo

En La Oroya Antigua, los riesgos no cancerígenos pronosticados para la ingestión accidental de arsénico en el suelo superficial, el polvo en interiores y el polvo en exteriores decrecen aproximadamente en 70% tanto para las exposiciones típicas como para las exposiciones elevadas. Sin embargo, los riesgos estimados en esta comunidad continúan siendo elevados, aproximadamente 3 a 8 veces por encima de la dosis de referencia.

También se pronostican reducciones de entre 70% y 80% en los riesgos no cancerígenos debido a arsénico en las otras comunidades evaluadas. Además, en el 2011, se indican posibles causas de preocupación en cuanto a riesgos no cancerígenos para la salud en estas comunidades sólo por las exposiciones elevadas a arsénico (HQs entre 2 y 3). Los riesgos estimados para exposiciones típicas en estas comunidades no superan la dosis de referencia para el arsénico.

En el caso del cadmio, se pronostican reducciones ligeramente menores (75% a 80%) para La Oroya Antigua en el 2011. Los riesgos no cancerígenos estimados para la ingestión accidental de cadmio por estas rutas en todas las comunidades permanecen muy por debajo de la dosis de referencia en el 2011.

Resumen de los Riesgos No Cancerígenos Actuales Debido a Inhalación de Otros Metales Aparte del Plomo

En el caso de la inhalación de cadmio en el aire en el 2011, se pronostican reducciones de riesgo en el rango de 80% a 90%. Los riesgos estimados correspondientes a las exposiciones elevadas a cadmio continúan indicando posibles causas de preocupación para los pobladores de todas las comunidades en el 2011 (HQ de 2 a 3). Sin embargo, las exposiciones típicas pronosticadas para el 2011 no exceden la dosis de referencia para la inhalación de cadmio.

6.4 EVALUACIÓN DE RIESGOS DE EXPOSICIONES A MÚLTIPLES AGENTES QUÍMICOS

Como se describió en la Sección 5.8, las mezclas de agentes químicos que causan tipos similares de efectos en la salud pueden tener interacciones que incrementen o reduzcan los efectos globales en la salud. En el caso de mezclas de agentes químicos cancerígenos, la práctica estándar en el estudio de riesgo es asumir que los riesgos son aditivos (USEPA 1989). La evaluación de mezclas es un área en desarrollo de la toxicología que todavía no se entiende plenamente y la guía de la USEPA

para el estudio de riesgo de mezclas no brinda todavía métodos consistentes para el análisis cuantitativo de efectos diferentes al cáncer (Borgert et al. 2004).

El potencial de interacciones significativas entre agentes químicos en La Oroya es grande debido a los altos niveles de exposición y el potencial para que más de un agente químico cause el mismo tipo de efectos. Si bien no podemos cuantificar las interacciones que podrían ocurrir entre los agentes químicos en La Oroya, es muy importante que los múltiples factores que pueden contribuir a los principales efectos en la salud en La Oroya sean entendidos y explicados en futuros estudios de salud que se realicen. En las siguientes secciones, revisamos los principales efectos esperados en la salud y los factores que pueden contribuir a estos efectos en la salud de la población.

6.4.1 Efectos en los Pulmones

El aire de La Oroya contiene una mezcla de material particulado y dióxido de azufre. La naturaleza de esta mezcla tiene un impacto en la naturaleza y la magnitud de los efectos pulmonares resultantes. El aire contiene material particulado y dióxido de azufre por encima de las normas establecidas para proteger la salud; cada uno por sí solo indicaría un potencial para efectos adversos en los pulmones. Como se discutió anteriormente, los óxidos de metal en las partículas ultra finas liberadas por el Complejo convierten el dióxido de azufre en ácido sulfúrico, que es más potente. Las exposiciones a ácido sulfúrico por inhalación pueden alterar la capacidad del cuerpo para limpiar las partículas de los pulmones, lo que comprometería a un importante mecanismo de defensa del cuerpo (Klaassen 1996). Las exposiciones prolongadas a concentraciones elevadas de ácido sulfúrico pueden producir bronquitis crónica. Esto puede llevar a incrementar la deposición de partículas en el sistema respiratorio. La bronquitis crónica da como resultado un engrosamiento de la capa mucosa, lo que incrementa el potencial para el impacto de las partículas.

La mezcla de gases y partículas en el aire de La Oroya puede trabajar en condiciones de sinergia para incrementar la magnitud de los efectos en los pulmones. La magnitud de esta sinergia no puede ser cuantificada directamente en el presente estudio de riesgo; sin embargo, existe un grado de protección porque las normas de calidad del aire también se determinaron a partir de estudios de mezclas que pueden haber incluido a muchos de los agentes químicos presentes en el aire de La Oroya.

6.4.2 Efectos Neurológicos

Como se describió anteriormente, los efectos neurológicos son una preocupación principal en relación con la exposición al plomo. Además de los efectos en el comportamiento neurológico que se han reportado a niveles menores de plomo en sangre en niños, los niveles más altos de plomo en sangre han sido asociados con síntomas neurológicos que incluyen debilidad muscular y adormecimiento y hormigueo en las extremidades (ATSDR 1999b). También se han reportado algunos efectos neurológicos similares (por ejemplo, adormecimiento de manos y pies, sensación de "agujas y alfileres" en las extremidades y debilidad) ante la exposición crónica a arsénico (ATSDR 2000). Además, los efectos en el comportamiento neurológico han sido identificados como el indicador más sensible del desarrollo de toxicidad asociada con la exposición al cadmio, de

acuerdo con algunos estudios en animales (ATSDR 1999a)

En el caso de los efectos neurológicos, se ha sugerido la existencia de potenciales mecanismos de interacción entre el plomo y el arsénico, así como entre el plomo y el cadmio. En algunos estudios en animales, el arsénico y el plomo han demostrado que afectan las concentraciones del otro en el cerebro cuando se administran juntos, pero no sucede lo mismo con el cadmio y el plomo (ATSDR 2004). Existen reportes que indican que los tres agentes químicos afectan al cerebro al nivel de los neurotransmisores. Sin embargo, los mecanismos mediante los cuales dos o más de estos agentes químicos pueden interactuar para afectar los sistemas neurológicos todavía no están claros, debido en parte a la complejidad subyacente a los mecanismos pertinentes con los que cada uno de estos agentes químicos llevan a cabo sus propios efectos (ATSDR 2004).

6.4.3 Anemia

Se ha planteado la existencia de un potencial para efectos interactivos en el sistema hematológico por la exposición simultánea a plomo y arsénico y a plomo y cadmio (ATSDR 2004). Como se señaló en la Sección 5, la exposición a cada uno de estos agentes químicos ha estado asociada con anemia. En el caso del plomo, la alteración de la síntesis del heme puede dar como resultado una reducción en la producción de hemoglobina y la destrucción de glóbulos rojos, lo que provocaría una anemia. La ingestión de niveles crónicamente altos de arsénico puede producir también una reducción en la producción de glóbulos rojos. En personas con baja ingesta de hierro, el cadmio reduce la absorción de hierro en el tracto gastrointestinal, inhibiendo indirectamente la síntesis de heme, lo que puede contribuir a agravar la anemia.

La deficiencia de hierro en la dieta también puede contribuir a incrementar la absorción de plomo. Como se señaló anteriormente, la comparación entre las concentraciones de plomo en sangre en niños con deficiencia de hierro y las concentraciones en niños con niveles adecuados de hierro sugieren que dicha deficiencia puede generar una mayor absorción de plomo o que la suficiencia de hierro puede alterara la biocinética del plomo de manera que contribuya a menores niveles de plomo en sangre en los niños con niveles adecuados de hierro (ATSDR 1999). Contrarrestando este efecto, algunos estudios en animales indican que el impacto del cadmio en el tracto gastrointestinal puede dar como resultado una reducción en la absorción de plomo, produciendo menores niveles de plomo en sangre en personas expuestas al plomo junto con el cadmio (ATSDR 2004).

6.4.4 Efectos en los Huesos

Pueden producirse efectos en el sistema óseo, como osteoporosis, debido a la combinación de una situación nutricional deficiente e interferencias en las rutas bioquímicas del cuerpo inducidas por exposiciones. Por ejemplo, deficiencias nutricionales en hierro, zinc, calcio, vitamina D y proteína pueden generar un incremento en la absorción de cadmio, lo que a su vez puede reducir aún más la absorción o el metabolismo del calcio y la vitamina D (ATSDR 1999b). También puede producirse deficiencia de vitamina D a altos niveles de plomo en sangre (rango de 33-120 μg/dl). Esto es particularmente evidente en casos de exposiciones a plomo crónicamente altas en niños con deficiencia nutricional de calcio, fósforo y vitamina D (ATSDR 1999b). Otros factores externos, como el uso de alcohol, pueden contribuir adicionalmente a los efectos en el sistema óseo.

6.5 EVALUACIÓN DE LOS MÁRGENES DE ERROR

Como se describió anteriormente, los estudios de riesgo pronostican la probabilidad de efectos en la salud de una población, pero no miden directamente la ocurrencia de dichos efectos. Los riesgos pronosticados se basan en muchos supuestos respecto a las maneras en las que las personas entran en contacto con los agentes químicos en el medio ambiente. Muchos de estos supuestos se basan en estudios científicos generales o en información recolectada en el área de estudio, pero todavía existen ciertos márgenes de error respecto a qué tan bien refleja la información disponible las maneras en las que los pobladores se exponen realmente a los agentes químicos. El grado de confianza en los resultados de un estudio de riesgo depende de qué tan bien están representadas las condiciones reales por la información y los supuestos usados.

El grado de confianza de un estudio de riesgo se describe en una evaluación de los márgenes de error. La evaluación de los márgenes de error incluye una lista de los supuestos y datos críticos, así como una evaluación de la posibilidad de que los supuestos y datos usados en el estudio de riesgo puedan sobreestimar o subestimar el riesgo. En general, la disponibilidad de información específica sobre el área de La Oroya incrementa el nivel de confianza del estudio de riesgo, en comparación con estudios de riesgo realizados en áreas de los Estados Unidos, pues la mayoría de estudios realizados en los Estados Unidos no tienen tanta información específica sobre el área de estudio.

6.5.1 Alcances del Estudio de Riesgo

Es importante que los márgenes de error se evalúen dentro del contexto de los alcances que se pretende dar al estudio de riesgo. El presente estudio de riesgo tenía como objetivos evaluar los riesgos actuales para la salud humana de la población debido a las emisiones del Complejo al aire y pronosticar los cambios en los riesgos para la salud en el futuro como resultado de los cambios en las operaciones de la fundición destinados a reducir las emisiones. Debido a estos objetivos, el estudio de riesgo no consideró riesgos asociados con las descargas en agua ni con los residuos depositados en tierra. No se evaluaron los riegos para los trabajadores del Complejo ni los riesgos ecológicos.

La evaluación de los riesgos actuales para la salud se centró en caracterizar las maneras en las que las personas se ven expuestas a las emisiones del Complejo al aire y la contribución relativa de las diferentes vías de exposición a la exposición total. No se buscó determinar el área terrestre afectada por las emisiones históricas del Complejo, pues ello estaba fuera de los alcances del presente estudio de riesgo.

En el presente estudio de riesgo, se evaluaron sólo las poblaciones entre La Oroya Antigua y Chucchis, pues se espera que ellas sufran los mayores impactos de las emisiones del Complejo. Poblaciones ubicadas más lejos del Complejo recibirán menores deposiciones y concentraciones en el aire que las poblaciones ubicadas en las cercanías del Complejo y tendrán, por lo tanto, menores riesgos para la salud. Los resultados del presente estudio de riesgo serán útiles para entender las posibles vías de exposición en comunidades más distantes.

Estos factores relacionados con los alcances del presente estudio de riesgo no constituyen fuentes de error en los resultados, pero se describen para explicar el énfasis del estudio de riesgo.

6.5.2 Confianza en el Estudio de Riesgo

La predicción de los riesgos actuales por la inhalación de agentes químicos en La Oroya se ve fortalecida en gran medida por la disponibilidad de información sobre monitoreo de dióxido de azufre, material particulado, plomo, arsénico y cadmio en el aire. Se espera que la evaluación de la exposición por inhalación de estos agentes químicos sea más exacta que la de la mayoría de estudios de riesgo. Las tasas de inhalación están bien documentadas y se requieren menos supuestos para estimar las exposiciones por inhalación que para estimar otras vías de exposición. Existen algunos márgenes de error en los estimados de emisiones y en el estudio de modelamiento de dispersión, pero la información disponible es de buena calidad, por lo que la confianza en los pronósticos de los riesgos por inhalación futuros también es alta.

En el caso de las exposiciones al plomo, la confianza en el presente estudio de riesgo se incrementa en gran medida por la disponibilidad de información de alta calidad sobre niveles de plomo en sangre en la población. La información sobre plomo en sangre permitió a los científicos de Integral confirmar que los pronósticos del estudio de riesgo sobre exposiciones y plomo en sangre eran confiables. Existe incertidumbre sobre la contribución relativa de algunas de las fuentes, especialmente con respecto a la contribución relativa de exposiciones al plomo en el polvo en exteriores, el polvo en interiores y el suelo, pero se considera que la suma de estas exposiciones es exacta. La confianza en las predicciones de las exposiciones futuras al plomo depende principalmente de la exactitud de los estimados de deposición del modelo de dispersión para el plomo emitido por el Complejo. Se juzga que los estimados de deposición serán adecuados para apoyar los estimados de riesgos.

En el caso de exposiciones orales a otros metales aparte del plomo, los riesgos pronosticados tienen menor nivel de certidumbre que otros componentes del estudio de riesgo. Esto se debe a que se necesitaron más supuestos en los estimados de exposiciones mediante la ingestión de metales. Sin embargo, la confianza en el estudio de estos metales se vio incrementada por la utilización de algunos de los supuestos desarrollados para estimar las exposiciones al plomo. Por lo tanto, se espera que estos estimados de exposición sean más confiables que los de los estudios de riesgo típicos de los Estados Unidos.

La evaluación de los márgenes de error coloca a los estimados de riesgo dentro del contexto. Para lograr este objetivo, se identificaron factores que pueden tender a sobreestimar o subestimar riesgos y se evaluó la magnitud relativa del margen de error de cada factor, de manera que el nivel de confianza asociado con los estimados de riesgo quede claro. En general, cuando existían márgenes de error, se utilizó un enfoque conservador para seleccionar parámetros, supuestos y metodologías, con el fin de incrementar la probabilidad de no subestimar las exposiciones y los riesgos potenciales. En la Tabla 6-8 se describen las fuentes específicas de error en las diferentes etapas del estudio de riesgo.

7.0 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El presente estudio de riesgo ha confirmado estudios previos que han identificado a las exposiciones de plomo como el principal factor de riesgo para la salud de la población de La Oroya debido a las emisiones del Complejo, estando virtualmente todos los niños que viven en La Oroya Antigua en riesgo de sufrir efectos en su comportamiento neurológico. Muchos adultos residentes de La Oroya Antigua y pobladores de otras comunidades cercanas también están en riesgo. Las descargas de dióxido de azufre y ácido sulfúrico también causan efectos adversos en la mayoría de la población. La irritación pulmonar inducida por estos agentes químicos generalmente es transitoria; sin embargo, existe también el riesgo de incrementos no específicos en la morbilidad y la mortalidad asociados con exposiciones elevadas.

Debido a la urgencia de reducir las exposiciones de plomo en los niños, muchas de nuestras recomendaciones se centrarán en las exposiciones al plomo. Las exposiciones al arsénico y al cadmio inhalados y al arsénico ingerido también son lo suficientemente altas para imponer una carga en la salud de la población de La Oroya, pero a nuestro juicio pueden ser enfrentadas en un período de tiempo más prolongado. Adicionalmente, muchas de las acciones recomendadas para reducir las exposiciones al plomo también tendrán el efecto de reducir las exposiciones al arsénico y al cadmio. También se consideran medidas para reducir las emisiones de dióxido de azufre y sulfato de azufre pues ellas tienen un gran impacto en la calidad de vida y en la salud de la población de La Oroya.

Tanto la comunidad como el Ministerio de Salud y Doe Run Perú han tomado acciones para reducir las exposiciones al plomo y las emisiones de dióxido de azufre. Existen muchas acciones más programadas para el futuro. Los resultados del presente estudio de riesgo indican que la implementación de los cambios tecnológicos programados para reducir las emisiones fugitivas y las emisiones de la chimenea reducirán las concentraciones de dióxido de azufre hasta niveles que no plantean un riesgo importante para la salud. Si bien las emisiones de plomo también de reducirán en gran medida, se predice que los niveles de plomo en sangre todavía superarán las metas sanitarias en el 2011. Esto debido al hecho de que el polvo y el suelo en La Oroya todavía tendrán altas concentraciones residuales de plomo provenientes de emisiones históricas. Por dicha razón, recomendamos continuar y ampliar muchos de los programas comunitarios que ayudan a reducir las exposiciones al plomo y los consiguientes efectos adversos en la salud.

El reciente informe del CDC sobre La Oroya (CDC 2005) recomienda que todos los actores de La Oroya colaboren en un programa coordinado para reducir las emisiones, reducir las exposiciones y finalmente remediar la contaminación histórica. Debido a la diversidad de problemas que enfrenta La Oroya, apoyamos decididamente la recomendación del CDC y además recomendamos que se forme un grupo asesor formado por los actores, que incluya a representantes de los gobiernos locales, organizaciones comunales (incluyendo representantes religiosos locales), el Convenio, el MEM, DIGESA y Doe Run Perú. Un grupo de actores similar

fue muy eficaz para guiar las acciones en Trail, Columbia Británica, Canadá, donde está ubicada una fundición de plomo y zinc en actividad.

Este grupo de actores debe revisar las propuestas de estudios adicionales en La Oroya. Es probable que los estudios independientes no sean tan eficaces como los estudios que utilizan completamente la información y están coordinados con las necesidades identificadas por los actores en la comunidad.

Además de esta recomendación general de formar un grupo de actores, también brindamos recomendaciones de medidas específicas relacionadas con la operación de la planta, la evaluación de exposiciones y el monitoreo ambiental, la implementación de intervenciones en la comunidad y de estudios dietarios e intervenciones en la dieta.

7.1 OPERACIONES EN LA PLANTA

Las emisiones al aire de dióxido de azufre y partículas metálicas por parte del Complejo constituyen el énfasis principal del presente estudio de riesgo. Estas emisiones incluyen emisiones fugitivas de edificios y conductos y emisiones de la chimenea principal y de los lavadores de gases de la planta de aglomeración. Estas emisiones son afectadas por los metales específicos producidos, es decir, cobre, zinc o plomo, y por los volúmenes de producción, así como por las condiciones de operación y los controles de emisiones. Ya se han implementado algunos cambios tecnológicos para reducir las emisiones. Además, se han modificado las operaciones del Complejo para reducir las emisiones de dióxido de azufre cerrando temporalmente la fundición cuando se pronostica una inversión.

Tenemos dos recomendaciones principales en relación con las operaciones del Complejo:

- En base al análisis de McVehil-Monnett que demuestra que la mayoría de impactos de las emisiones de plomo del Complejo (cerca de la planta) tienen la forma de emisiones fugitivas, recomendamos que se otorgue prioridad a la reducción de las fuentes de emisiones fugitivas de plomo. Si bien la reducción de emisiones fugitivas de plomo no fue identificada como un objetivo en el PAMA, creemos que la reducción de emisiones fugitivas debería tener la más alta prioridad en el Complejo.

- Debido al período prolongado antes de que las concentraciones de dióxido de azufre sean reducidas a las concentraciones basadas en criterios de calidad del aire, recomendamos que se continúe la política de reducir o suspender las operaciones cuando se pronostiquen inversiones térmicas. En base a los resultados del modelo de dispersión, el escenario de control complementario produjo una reducción (respecto a una operación normal de 24 horas al día) de 25% a 50% en las concentraciones breves de dióxido de azufre en las mañanas y de aproximadamente 25% en las concentraciones promedio de 24 horas. Por lo tanto, los resultados del modelo confirman que un procedimiento para reducir las emisiones en las horas previas al amanecer tiene un efecto significativo en la reducción de las máximas concentraciones de contaminantes durante el día siguiente.

7.2 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN Y MONITOREO AMBIENTAL

Los programas de monitoreo ambiental en La Oroya son importantes por varias razones. La recolección continua de información sobre concentraciones de agentes químicos en el aire, el polvo y el suelo es necesaria para entender cómo pueden estar cambiando las exposiciones a lo largo del tiempo. Esta información también es necesaria para determinar si las acciones tomadas para reducir las emisiones del Complejo son eficaces en reducir las concentraciones de agentes químicos en los medios ambientales a los que están expuestas las personas. Las siguientes secciones brindan recomendaciones para un monitoreo continuo del aire y un monitoreo regular de las precipitaciones de polvo y del polvo en exteriores y el suelo.

7.2.1 Monitoreo del Aire

La red de monitoreo del aire actualmente operada por Doe Run Perú debe mantenerse. La información de la red de monitoreo del aire se usa directamente para evaluar los riesgos para la salud y también es necesaria para apoyar modelos más exactos y mejores predicciones sobre los impactos que tendrán los cambios en las operaciones del Complejo. Se recomienda continuar el monitoreo de dióxido de azufre, partículas en la forma de PM10, plomo, arsénico y cadmio para evaluar sus impactos en la salud. Es importante garantizar información de monitoreo de alta calidad que pueda ser utilizada para mejorar la aplicación del modelo de calidad del aire en el futuro.

La calibración de los equipos de monitoreo debe realizarse con regularidad y los procedimientos de aseguramiento/control de la calidad (AC/CC) deben mejorarse para garantizar que la información de monitoreo meteorológico y de calidad del aire sea exacta. La implementación de un programa de supervisión de la calidad de la información sería un tópico excelente para ser considerado por un grupo de actores. Por ejemplo, podría ampliarse el programa de monitoreo para incluir la recolección y el análisis de muestras divididas por terceros. Esto brindaría transparencia al programa de monitoreo ambiental, incrementaría la confianza en los resultados analíticos y apoyaría los objetivos del programa de AC/CC.

Puede ser necesario contar con estaciones de monitoreo adicionales para metales, con el fin de realizar un mejor seguimiento de la reducción en las exposiciones y emisiones, incluyendo una estación en Chucchis y posiblemente otra estación dentro de La Oroya Nueva. La ubicación de la estación de monitoreo de Cushurupampa también debería revisarse para determinar si sería más apropiado, en términos técnicos, mover los monitores tanto de metales como de dióxido de azufre a una altura menor, ubicándolos dentro de las áreas residenciales (actualmente, estos monitores están ubicados muy arriba en la ladera del cerro). También podría ser necesario implementar, en el futuro, actividades complementarias con el modelo de dispersión para guiar los esfuerzos de reducción de las emisiones. A continuación se brindan recomendaciones detalladas con relación al monitoreo del aire:

Las estaciones meteorológicas que recolectan información sobre velocidad y dirección del viento deberían ser calibradas rutinariamente. La complejidad del terreno que rodea la Complejo requiere que se use información de alta calidad en el modelo CALPUFF.
Debe continuarse el monitoreo con el radar acústico tipo doppler y mejorarlo para que registre información de altura de alta calidad de manera consistente durante períodos prolongados.
El equipo de monitoreo rutinario de dióxido de azufre debe ser examinado para ver si es posible retirar el límite de concentración o elevarlo. En lo inmediato, podría usarse la estación de monitoreo Sindicato 2 para brindan una evaluación más realista de las concentraciones de aire a corto plazo. Sin embargo, la información del monitor en Sindicato 2 probablemente sea más relevante para las poblaciones cerca del Complejo y no para las poblaciones más distantes, como Chucchis y Marcavalle. Nadie vive en el área de Huanchán.

7.2.2 Modelo de Dispersión

El modelamiento computarizado de los impactos en la contaminación del aire por parte del Complejo fue implementado por McVehil-Monnett con el fin de brindar estimados de la calidad futura del aire después de la implementación de los programas de reducción de emisiones. Se concluyó que el modelo simulaba adecuadamente los procesos básicos de dispersión y los impactos promedio a largo plazo. Los resultados del modelo también implican que la caracterización de las fuentes de emisión y las tasas de emisión promedio que se usaron reflejan la realidad con una exactitud razonable. Sobre la base de estas conclusiones, se juzgó que las proyecciones de los impactos futuros en la calidad del aire, considerando la modificación en las fuentes y la reducción en las emisiones, eran realistas y apropiadas para el estudio de riesgo. Sin embargo, si en el futuro resulta necesario un modelo de dispersión para otros propósitos, las observaciones que se presentan a continuación pueden ser útiles.

El análisis de los resultados del modelo de dispersión para dióxido de azufre hora por hora, día por día y lugar por lugar, comparándolos con la información de monitoreo disponible, sugiere que la falta de información meteorológica específica para el área en alturas por encima del nivel del suelo limita el desempeño del modelo. Se espera que los modelamientos de dispersión futuros, utilizando información del radar acústico para vientos y temperaturas por encima del suelo (actualmente en progreso en el Complejo), la inclusión de las emisiones reajustadas durante los períodos de recorte de operaciones y posiblemente información adicional del monitoreo de emisiones fugitivas puedan demostrar una mejor capacidad del modelo. Un modelo mejorado podría usarse para identificar los impactos de fuentes específicas dentro del Complejo y de procesos específicos que no tuvieron que ser evaluados para el presente estudio de riesgo. Las siguientes medidas podrían ser consideradas para mejorar la aplicación del modelo de calidad del aire en el futuro.

- Continuar recolectando información de altura específica para el área que podría usarse en el modelo CALPUFF. Esto reducirá una importante fuente de incertidumbre en el modelamiento del transporte y la dispersión de las emisiones del Complejo.

- Correr nuevamente el modelo CALPUFF en aproximadamente un año, cuando se haya obtenido suficiente información meteorológica superficial y de altura de alta calidad.

- Si se incrementa la exactitud del modelo CALPUFF a corto plazo, realizar modelamientos para evaluar las exposiciones elevadas a dióxido de azufre y examinar la efectividad de las reducciones propuestas en las fuentes de dióxido de azufre en cuanto a la reducción de las exposiciones agudas. Estas exposiciones están relacionadas con picos breves de minutos a horas que se observan a mediados de la mañana y en las primeras horas de la tarde.

- Como se recomienda en la Sección 7.2.1, considerar un modelamiento de dispersión adicional corriente arriba del río Yauli y/o la reubicación del monitor de Cushurupampa para brindar información representativa para la validación del modelo.

7.2.3 Monitoreo de Metales en las Precipitaciones de Polvo y en el Polvo en Exteriores

El modelo de dispersión pronosticó tasas de deposición del plomo, el arsénico y el cadmio. La deposición es una medida de la velocidad con la que las partículas emitidas por el Complejo caen al suelo y se asientan en las superficies pavimentadas y en el suelo. La deposición de polvo transportado por el aire se puede medir directamente colocando recipientes abiertos sobre las superficies en diferentes puntos. La cantidad de polvo o de metales específicos en un recipiente con un área superficial conocida brinda una medida de la precipitación de polvo (generalmente reportada en mg/m^2). Las mediciones de deposición de polvo se pueden usar para determinar si las tasas de deposición de partículas emitidas por el Complejo se están reduciendo a medida que se reducen las emisiones.

Las tendencias en la tasas de deposición de polvo se pueden comparar con las tendencias en las concentraciones de metal en el polvo en exteriores o con la carga de metales en el polvo para ver si una menor deposición puede dar como resultado exposiciones a metales en el polvo en exteriores. Recomendamos que el grupo de actores establezca un programa para monitorear las tendencias del plomo, el arsénico y el cadmio en la precipitación de polvo u otros indicadores ambientales que se consideren útiles para evaluar la efectividad de las reducciones en las emisiones y para pronosticar exposiciones.

7.3 INTERVENCIONES EN LA COMUNIDAD

Las actividades realizadas actualmente por Doe Run Perú y el Convenio de Cooperación entre el Ministerio de Salud y Doe Run Perú han incluido educación para la higiene a nivel individual y comunal. Estas actividades van desde la limpieza regular de las calles y la disposición de residuos hasta el suministro de duchas y comedores públicos. Durante las visitas a los hogares realizadas como parte de la actividad de muestreo en campo, el personal de Integral descubrió que los programas de educación suministrados por el Convenio de Cooperación son muy apreciados y utilizados en gran medida por la comunidad. Muchos pobladores comentaron que habían recibido información útil sobre prácticas de limpieza de la casa, higiene personal, prácticas para la preparación de alimentos y nutrición.

Se recomienda continuar con los programas de educación comunal en La Oroya Antigua para instruir mejor a los pobladores sobre la manera de reducir las exposiciones dentro de sus hogares. Además, en la medida que el personal del programa que trabaja en La Oroya Antigua tenga tiempo disponible, los programas de extensión educativa deberían ser ampliados a las comunidades de La Oroya Nueva, Marcavalle, y Chucchis. Ejemplos de los programas que se recomienda apoyar incluyen:

- Debido a la importancia de la higiene personal (por ejemplo, lavarse las manos) para la reducción de las exposiciones, particularmente en niños, debe continuarse el programa de capacitación en higiene personal, al igual que el programa para realizar mejoras estructurales en las instalaciones de saneamiento público.
- Se recomienda la limpieza continua de pistas y veredas para eliminar el polvo depositado de las emisiones del Complejo. La limpieza adicional de las áreas de juego pavimentadas, incluyendo patios de colegios, plazas y campos deportivos (de fútbol y basketbol), es particularmente importante. La ampliación de las áreas limpiadas regularmente ayudará a reducir la acumulación de polvo en áreas en las que los niños pueden entrar en contacto con el polvo. Además, puede ser útil incrementar la frecuencia de limpieza de pistas y veredas en las áreas con la mayor actividad recreativa de niños y en aquellas áreas impactadas por otras fuentes de polvo con plomo (es decir, las calles con tráfico intenso).
- Es importante que DIGESA/Convenio de Cooperación continúen realizando estudios anuales de plomo en sangre. A través del monitoreo regular de plomo en sangre, puede evaluarse la eficacia de las reducciones en las emisiones del Complejo y de los programas de intervención. Al continuarse el monitoreo de plomo en sangre en los niños de La Oroya, se podrá identificar a los niños con niveles de plomo en sangre por encima de 45 μg/dl y se podrá enfocar en ellos las intervenciones educativas (como higiene, nutrición) y clínicas (suplementos nutricionales, pruebas médicas) que serán organizadas de acuerdo con el medio ambiente de los hogares de dichos niños y sus medios económicos.

Además de continuar los programas existentes de intervención y educación comunal, se recomienda considerar otras acciones para reducir más las exposiciones ambientales dentro de la población:

- Dada la información disponible, no fue posible correlacionar los niveles de plomo en sangre en los niños con la presencia de caminos pavimentados o no pavimentados fuera de sus casas. Sin embargo, es posible que el pavimentado de caminos de tierra facilite la limpieza y reduzca la generación de polvo transportado por el viento que ingresa a los hogares. Recomendamos continuar el programa para pavimentar caminos y veredas que tengan el suelo expuesto, particularmente en las áreas fuera de las casas.
- También es necesario evaluar los lotes baldíos usados por los niños con fines recreativos para identificar maneras de reducir las exposiciones. El programa para plantar césped en suelos expuestos y para plantar árboles es una importante contribución para reducir el polvo transportado por el viento en La Oroya y debe continuarse. Un método para

reducir la exposición al plomo en el suelo puede ser tratar el suelo con fosfatos que reducen la biodisponibilidad del plomo. Los estudios en lugares con niveles elevados de plomo en suelo han demostrado que el tratamiento de los suelos con fosfato reduce la biodisponibilidad del plomo y también puede estabilizar al cadmio y al zinc en el suelo (Martin y Ruby 2004). Martin y Ruby (2003) reportaron el éxito en la reducción de la biodisponibilidad de plomo y arsénico en el suelo mediante el tratamiento del suelo con una mezcla de fosfatos y productos químicos en base a hierro.

- En la experiencia de otras comunidades en las cuales operan fundiciones, los felpudos hechos de un material que atrapa el polvo han mostrado ser un mecanismo eficaz para reducir la cantidad de polvo y tierra contaminados que ingresan a la casa. Recomendamos que el grupo de actores o el Convenio investiguen la factibilidad de usar dichos felpudos en La Oroya Antigua.
- Según un censo realizado en el 2001 (DRP 2002a), aproximadamente 40% de las casas de La Oroya son de adobe, 6% tienen piso de tierra y un número desconocido de casa tiene techos construidos de calamina o adobe. Las paredes y techos de muchas casas de adobe están cubiertas con yeso, lo que impide el ingreso de tierra a las casas. En las casas cuyas paredes no están cubiertas con yeso ni otros materiales, existe la posibilidad de la presencia de niveles elevados de plomo y otros metales[9]. Además, es posible que las precipitaciones de polvo ingresen a las casas a través de grietas o a través de los techos de calamina. Recomendamos ejecutar un programa de mejoramiento de las casas de adobe con la tierra expuesta y techos de calamina, con el fin de reducir la generación de polvo en interiores, particularmente en aquellas casas ubicadas más cerca del Complejo.
- Las concentraciones más altas detectadas en el polvo en exteriores se encontraron en una escuela primaria en La Oroya Antigua. Es probable que la elevada concentración de plomo se deba a la proximidad de la escuela al Complejo. Debido a la probabilidad de que los niños entren en contacto con el polvo en la escuela, es necesario que los salones y las áreas de juego en exteriores se limpien con mayor frecuencia.
- Los estudios en áreas con niveles elevados de plomo en suelo han demostrado que el tratamiento de los suelos con fosfato ha dado como resultado una reducción en la bioaccesibilidad del plomo y también puede estabilizar el cadmio y el zinc en el suelo oil (Martin y Ruby 2004). Martin y Ruby (2003) reportaron experiencias exitosas en la reducción de la biodisponibilidad tanto del plomo como del arsénico en el suelo a través del tratamiento del suelo con una mezcla de fosfato y productos químicos a base de hierro. En base a éste y otros estudios de campo exitosos en la reducción de la bioaccesibilidad de metales, recomendamos usar fosfato y otros correctivos para reducir la bioaccesibilidad del plomo en el suelo y posiblemente en las calles.
- Se recomienda que la comunidad y DIGESA tomen medidas para garantizar que no se venda gasolina con plomo en la región de La Oroya. Si bien las ventas de gasolina con

[9] Una muestra de tierra tomada de una casa de adobe sin revestimiento (RSOA-8) produjo una concentración de plomo de 712 mg/kg, peso húmedo [El Objetivo de Corrección Preliminar de la USEPA en base a riesgos para la Región 9 es, en el caso del plomo en suelos de viviendas, 400 mg/kg, peso húmedo].

plomo fueron prohibidas a partir de diciembre del 2004, hemos tenido reportes de que todavía se vende alguna gasolina con plomo. Coherentemente con el Decreto Supremo No. 019-98-MTC,[10] debe evitarse la venta y el uso de gasolina con plomo para ayudar a reducir las emisiones de plomo.

7.4 ESTUDIOS DIETARIOS E INTERVENCIONES EN LA DIETA

El estudio dietario piloto realizado en La Oroya Antigua por el IIN examinó las ingestas de varios nutrientes que tienen el potencial de afectar la exposición al plomo y los efectos en la salud. La importancia de los factores nutricionales como moduladores de la exposición al plomo y su toxicidad ha sido revisada por el Centro de Control y Prevención de Enfermedades de los Estados Unidos (CDC)(2002).

El CDC señala que es importante garantizar ingestas adecuadas de hierro, calcio y vitamina C, puntualizando que "Todavía no se ha demostrado que las medidas nutricionales tengan un impacto clínicamente importante en los niveles elevados de plomo en sangre en los niños. Sin embargo, los niños con elevados niveles de plomo en sangre con frecuencia están en riesgo por una nutrición deficiente, por lo que las personas que los cuidan deben recibir asesoría nutricional para ayudar a estos niños a obtener una dieta bien balanceada y apropiada para su edad". La evidencia encontrada por el CDC ha sido insuficiente para indicar la necesidad de otras intervenciones en la dieta. En particular, el CDC no recomienda dietas bajas en grasas ni el uso de suplementos de zinc.

El estudio piloto realizado por el IIN con un número pequeño de participantes de La Oroya Antigua confirmó que la ingesta de hierro por parte de mujeres y niños pequeños en La Oroya es inadecuada. La confianza en este hallazgo se ve confirmada por el hecho conocido de que la ingesta de hierro generalmente es inadecuada en las poblaciones que viven en los Andes peruanos. El estudio dietario piloto también encontró que la ingesta de calcio era muy variable y que muchas madres y algunos niños tenían una ingesta inadecuada de calcio. Si bien no es un objetivo específico de este estudio, el IIN señaló que la revisión de los alimentos consumidos por la población en estudio y las tablas de composición de alimentos indicaban que la ingesta de vitamina C es adecuada en La Oroya.

El estudio del IIN también identificó a los alimentos como una fuente significativa de exposición al plomo. Si bien el estudio no llegó a determinar los mecanismos mediante los cuales el plomo ingresa a los alimentos preparados, es probable que gran parte del plomo se transfiera a los alimentos en la forma de polvo sedimentado mientras están a la venta en los mercados o durante el contacto con polvo sedimentado durante su preparación.

En base a estos hallazgos preliminares, se recomienda la realización de estudios adicionales y de intervenciones en la dieta en La Oroya. Se necesita mayor estudio para confirmar los mecanismos

[10] Decreto Supremo No. 019-98-MTC: Disponen eliminar del Mercado la oferta de Gasolina 95 RON con plomo y reducir el límite máximo de contenido de plomo en la Gasolina 84 RON.

mediante los cuales el plomo se transfiere a los alimentos preparados, así como la implementación de medidas y de un programa educativo para reducir las concentraciones de plomo en los alimentos. El segundo énfasis de los estudios e intervenciones adicionales debe ser el desarrollo de un programa que garantice que los residentes tengan una ingesta adecuada de hierro. La ingesta adecuada de hierro es particularmente importante porque la baja ingesta de hierro y la alta ingesta de plomo causan desórdenes en el comportamiento neurológico y anemia. También debe darse atención a garantizar que la ingesta de calcio sea adecuada.

A continuación se describen recomendaciones específicas del CDC para el despistaje de anemia y para garantizar ingestas adecuadas de hierro y calcio, después de lo cual se presenta un resumen de las recomendaciones específicas para el área planteadas por el IIN.

Despistaje de deficiencia de hierro: El CDC (2002) recomienda someter a prueba a todos aquellos en riesgo de tener anemia (por ejemplo, pobladores de bajos ingresos) a la siguientes edades:

- Inicialmente entre las edades de 9 y 12 meses
- Seis meses después
- Anualmente entre las edades de 2 a 5 años.

Al realizar pruebas de despistaje de anemia en La Oroya, será necesario considerar los valores esperados de hemoglobina y hematocrito para cada grupo etáreo a la altitud de 3,700 metros. Los pobladores de La Oroya pueden estar anémicos incluso si sus niveles de hematocrito y hemoglobina son semejantes a los de poblaciones que viven a nivel del mar.

Ingesta de hierro: El CDC (2002) recomienda incentivar a las personas a cargo de los niños que les brinden una adecuada ingesta de hierro mediante:

- Introducir en su dieta el consumo de cereales fortificados con hierro y carnes molidas según su correspondiente etapa de desarrollo.
- Brindar una porción diaria de carne roja sin grasa a los niños mayores.

El CDC no recomienda darles a los niños suplementos de hierro excepto bajo la supervisión de un médico o nutricionista y sólo cuando se haya documentado una deficiencia de hierro o anemia. También debe recordarse que los niveles de plomo en sangre constituirán un indicador incierto de la carga corporal de plomo en los estudios de hierro, pues 99% del plomo en la sangre está en los glóbulos rojos, por lo que cualquier intervención que cause un incremento significativo de la concentración de hemoglobina también causará que los niveles de plomo en sangre se incrementen (CDC 2002).

Ingesta de calcio: El CDC (2002) recomienda incentivar a los encargados de cuidar a los niños para que vean que los niños con elevados niveles de plomo en sangre reciban una cantidad adecuada de calcio (5000 mg diarios para los niños de 1 a 3 años; 800 mg diarios para los niños de 4 a 8 años), de la siguiente manera:

- Suministrándoles dos porciones diarias de productos lácteos, a menos que tengan deficiencia de lactasa.
- Suministrando a los niños con deficiencia de lactasa suficiente calcio en la dieta proveniente de otras fuentes (como brócoli, verduras, frijoles y jugos fortificados con calcio).

El CDC no recomienda dar suplementos de calcio a los niños a menos que sea bajo la supervisión de un médico o nutricionista. En el caso de niños con niveles elevados de plomo en sangre el CDC tampoco recomienda el uso de suplementos más allá de los niveles adecuados de ingesta de calcio.

Recomendaciones del IIN para estudios dietarios en La Oroya: El IIN recomienda que las intervenciones nutricionales se centren en las mujeres embarazadas y los niños pequeños. Debido al tamaño pequeño del estudio piloto, el IIN recomienda que se diseñe un estudio con una muestra de mayor tamaño y se implemente durante un período más prolongado y en diferentes épocas del año con el fin de obtener resultados que sean representativos de la población y entiendan mejor la variabilidad encontrada en este estudio piloto. Se recomienda que el nuevo estudio tenga los mismos objetivos que el estudio piloto, pero se propone incluir nuevos elementos para responder preguntas que surgieron de los resultados del estudio piloto. Específicamente:

- Se recomienda que muestras representativas de diferentes alimentos sean analizadas con el fin de identificar a los alimentos con mayor contaminación de plomo.
- También se recomienda que se analicen muestras de alimentos de la cadena de abastecimiento de alimentos con el fin de determinar el momento en el que se produce la contaminación con plomo (es decir, antes de que los alimentos ingresen al mercado, en el mercado, durante la manipulación de los alimentos en el hogar, en los alimentos preparados y vendidos por vendedores ambulantes, etc.), así como los lugares donde la contaminación es mayor (tipos de mercados, su ubicación) con el fin de encontrar puntos y estrategias para reducir la contaminación con plomo a través de los alimentos.

Los resultados de estos análisis podrían suministrar la información necesaria para diseñar un programa educativo para ayudar a los poblaciones a reducir su ingesta de plomo a través de la dieta.

8 REFERENCIAS

AGEISS. 1996. Calculating blood lead variability for women of child bearing age. Memo from Susan Walker (AGEISS Environmental, Inc.) to Susan Griffin. U.S. Environmental Protection Agency, Region VIII, Denver, CO.

Aitchison, J., and J.A.C. Brown. 1957. The lognormal distribution - University of Cambridge, Department of Applied Economics Monograph. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Andrew, A.S., M.R. Karagas, and J.W. Hamilton. 2003. Decreased DNA repair gene expression among individual exposed to arsenic in United States drinking water. *Int. J. Cancer* 104:263-8.

ATSDR. 1992a. Toxicological profile for antimony. U.S. Public Health Service, Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA.

ATSDR. 1992b. Toxicological profile for thallium. U.S. Public Health Service, Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA.

ATSDR. 1998. Toxicological profile for sulfur dioxide. U.S. Public Health Service, Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA.

ATSDR. 1999a. Toxicological profile for cadmium. U.S. Public Health Service, Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA.

ATSDR. 1999b. Toxicological profile for lead. U.S. Public Health Service, Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA.

ATSDR. 2000. Toxicological profile for arsenic. PB/99/166704. US Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Public Health Service, Atlanta, GA

ATSDR. 2001a. Guidance manual for the assessment of joint toxic action of chemical mixtures. Final/technical report. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substance and Disease Registry, Atlanta, GA.

ATSDR. 2001b. Guidance for the preparation of an interaction profile. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substance and Disease Registry, Atlanta, GA.

ATSDR. 2004. Interaction profile for: Arsenic, cadmium, chromium, and lead. .S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substance and Disease Registry, Atlanta, GA.

ATSDR. 2005. MRLs. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substance and Disease Registry, Atlanta, GA. http://www.atsdr.cdc.gov/mrls.html

Axelson, O., E. Dahlgren, C-D Jansson, et al. 1978. Arsenic exposure and mortality: A case referent study from a Swedish copper smelter. *Br. J. Ind. Med.* 35:8-15. As cited in USEPA 2005b.

Barchowsky, A., R.R. Roussel, L.R. Klei, P.E. James, N. Ganju, K.R. Smith, and E.J. Dudek. 1999. Low levels of arsenic trioxide stimulate proliferative signals in primary vascular cells without activating stress effector pathways. *Toxicol. Appl. Pharmacol*. 159:65-75.

Beall, C.M., K.P. Strohl, J. Bangero, S. Williams-Blangero, L.A. Almasy, M.J. Decker, C.M. Worthman, M.C. MGoldstein, E. Vargas, M. Villena, R. Soria, A.M. Alarcon, and C. Gonzales. 1997. Ventilation and hypoxic ventilatory response of Tibetan and Aymara high altitude natives. *Am. J. Phys. Anthropol.* 1997; 104:427-447.

Beall, C.M., G.M. Brittenham, K.P. Strohl, J. Blangero, S. Williams-Blangero, M.C. Goldstein, M.J. Decker, E. Vargas, M. Villena, R. Soria, A.M. Alarcon, and C. Gonzales. 1998. Hemoglobin concentration of high-altitude Tibetans and Bolivian aymara. *Am. J. Phys. Anthropol.* 106:385-400.

Belyaeva, A.P. 1967. The effect of antimony on reproduction. *Gig Truda Prof. Zabol.* 11:32.

Bolger, P.M., N.J. Yess, E.L. Gunderson, T.C. Troxell, and C.D. Carrington. 1996. Identification and reduction of sources of dietary lead in the United States. *Food Additives Contam.* 13:53-60.

Borgoño, J.M., and R. Greiber. 1972. Epidemiology study of arsenicism in the city of Antofagasta. *Trace Subst. Environ. Health* 5, 13–24.

Borgert, C.J., T.F. Quill, L.S. McCarty, and A.M. Mason. 2004. Can mode of action predict mixture toxicity for risk assessment? *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1;201(2):85-96.

Bowers, T.S., and J.S. Cohen. 1998. Blood lead slope factor models for adults: comparisons of observations and predictions. *Env Health Persp*. 106(Suppl. 6):1569-1576.

Bowers, T.S., B.D. Beck, and H.S. Karam. 1994. Assessing the relationship between environmental lead concentrations and adult blood lead levels. *Risk Analysis* 14:183-189.

Brown, K.G., and B.D. Beck. 1996. Arsenic and bladder cancer mortality. *Epidemiol.* 7:557.

Brutsaert, T.D., E.J. Parra, M.D. Shriver, A. Gamboa, M. Rivera-Ch, and F. Leon-Velarde. 2005. Ancestry explains the blunted ventilatory response to sustained hypoxia and lower exercise ventilation of Quechua altitude natives. *Am. J. Physiol. Regul. Integr. Comp. Physiol.* 289(1):R225-34.

Calabrese, E.J., E.J. Stanek, C.E. Gilbert, and R.M. Barnes. 1990. Preliminary adult soil ingestion estimates: results of a pilot study. *Regul. Toxicol. Pharmacol*. 1990 Aug; 12(1):88-95.

Canfield, R.L., C.R. Henderson, D.A. Cory-Slechta, C. Cox, T.A. Jusko, and B.P. Lanphear. 2003. Intellectual impairment in children with blood lead concentrations below 10 μg per deciliter. *N. Engl. J. Med.* 348(16): 1517-1526.

Casteel, S.W., L.D. Brown, M.E. Dunsmore, C.P. Weis, G.M. Henningsen, E. Hoffman, W.J. Brattin, and T.L. Hammon. 1997. Relative bioavailability of arsenic in mining wastes. Document Control No. 4500-88-AORH. Prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Region VIII, Denver, CO.

CCME. 2000. Canada-wide standards for petroleum hydrocarbons (PHCs) in soil: scientific rationale. Supporting technical document. Canadian Council of Ministers of the Environment, Ottawa, Ontario, Canada. As cited in ATSDR 1999.

CDC. 1991. Preventing lead poisoning in young children. U.S .Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, GA.

CDC. 1997. Screening young children for lead poisoning: guidance for state and local public health officials. U.S. Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, GA.

CDC. 2002. Managing elevated blood lead levels among young children: Recommendations from the advisory committee on childhood lead poisoning prevention. U.S. Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, GA.

CDC. 2004. Why not change the blood lead level of concern at this time? Recommendations from the advisory committee on childhood lead poisoning prevention. U.S. Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, GA. http://www.cdc.gov/nceh/lead/spotLights/changeBLL.htm

CDC. 2005. Development of an integrated intervention plan to reduce exposure to lead and other contaminants in the mining center of La Oroya, Peru. Prepared for the U.S. Agency for International Development, Peru Mission. U.S. Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention, National Center for Evironmental Health, Agency for Toxic Substances and Disease Registry Division of Emergency and Environmental Health Services, Atlanta, GA.

Chan, T.Y.K. 1994. The prevalence, use and harmful potential of some Chinese herbal medicines in babies and children. *Veter. Hum. Toxicol*. 36(3):238-240. As cited in ATSDR 2000.

Chen C-J, Hsueh Y-M, Lai M-S, et al. 1995. Increased prevalence of hypertension and long-term arsenic exposure. *Hypertension* 25(1):53-60.

Chiba, M., and R. Maseroni. 1992. Toxic and trace elements in tobacco and tobacco smoke. Bull. *World Health Organization* 70(2):269-275. As cited in ATSDR 2000.

Chiodi, H. 1957. Respiratory adaptations to chronic high-altitude hypoxia. *J. Appl. Physiol.* 10:81-87.

Cornejo, A., and P. Gottesfeld. 2004. Interior dust lead levels in La Oroya, Peru. Asocación Civil Labor, Lima, Peru; Occupational Knowledge International, San Francisco, USA; CooperAcción, Lima Peru.

Cortona, G., P. Apostoli, F. Toffoletto, et al. 1992. Occupational exposure to cadmium and lung function. In: G.F. Nordberg, R.F.M. Herber, and L. Alessio, eds. Cadmium in the human environment: Toxicity and carcinogenicity. Lyon International Agency for Research on Cancer (IARC). As cited in ATSDR 1999.

DeBoeck, M., M. Kirsch-Volders, and D. Lison. 2003. Cobalt and antimony: Genotoxicity and carcinogenicity. *Mutation Research* 533, 135-152.

de Meer, K., H.S. Heymans, and W.G. Zijlstra. 1995. Physical adaptation of children to life at high altitude. *Eur. J. Pediatr.* 1995; 154:263-272.

de Peyster, A., and J.A. Silvers. 1995. Arsenic levels in hair of workers in a semiconductor fabrication facility. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 56(4):377-383. As cited in ATSDR 2000.

de Wolff, F.A. 1995. Antimony and health: incriminating stibine in the sudden infant death syndrome is difficult on current evidence. *British Medical Journal* 310, 1216-1217.

DEHUC. 1997. Leadville/Lake County environmental health lead study. Final Report. Conducted by the Department of Environmental Health, University of Cincinnati, Cincinnati, OH.

DHHS. 2005. Report on carcinogens, eleventh edition. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Toxicology Program, Washington, DC. Accessed at: http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/roc/toc11.html

DIGESA. 1999. Estudio de plomo en sangre en una población seleccionada de La Oroya. Ministerio de Salud. Dirección General de Salud Ambiental/Directorate for Environmental Health.

DIGESA. 2005. Analytical results for blood lead samples collected in November – December 2004. Results provided to Integral Consulting, Inc. April 2005 by Dr. Jesus Diaz, General Coordinator for the Convenio de Cooperación, MINSA/DIGESA – Doe Run Peru.

DRP. 2001a. Estudio de niveles de plomo en sangre de la población de La Oroya 2000-2001. Amistad Editores E Impresores S.A.C. Lima, Peru.

DRP. 2001b. Report to our communities in La Oroya, province of Yauli, Junin, Peru. K.R. Buckley, Ed. Doe Run Peru, La Oroya Division, La Oroya, Peru.

DRP. 2002a. Estudio socio-economico 2001, distrito La Oroya. Doe Run Peru. Produced with the Ministry of Health in Junin and National Institute of Statistics and Data Processing in Junin.

DRP. 2002b. Report to our communities in La Oroya, Province of Yanli, Junin-Peru. Doe Run Peru, La Oroya Division. 1998-2002.

EHP. 1999. Activity report. Estudio de plomo en dangre en población seleccionada de Lima y el Callao (Junio 1998–Marzo 1999). Prepared for the USAID mission to Peru under EHP activity. No. 428-CC. U.S. Agency for International Development, Bureau of Global Programs, Office of Health and Nutrition, Environmental Health Project, Washington, DC.

Elinder, C. G., and L. Friberg. 1986. Antimony. In handbook on the toxicology of metals. Edited by L. Friberg, G. F. Nordberg, and V. B. Vouk. Vol. II, pp 26-42. Elsevier, NY.

Enterline, P.E., and G.M. Marsh. 1982. Cancer among workers exposed to arsenic and other substances in a copper smelter. *Am. J. Epidemiol.* 116(6):895-911. As cited in ATSDR 2000.

Freeman, G.B., J.D. Johnson, J.M. Killinger, S.C. Liao, A.O. Davis, M.V. Ruby, R.L. Chaney, S.C. Lovre, and P.D. Bergstrom. 1993. Bioavailability of arsenic in soil impacted by smelter activities following oral administration in rabbits. *Fundam. Appl. Toxicol.* 21: 83-88.

Freeman, G.B., R.A. Schoof, M.V. Ruby, A.O. Davis, J.A. Dill, S.C. Liao, C.A. Lapin, and P.D. Bergstrom. 1995. Bioavailability of arsenic in soil and house dust impacted by smelter activities following oral administration in Cynomolgus monkeys. *Fundam. Appl. Toxicol. 28*: 215-222.

Frisancho, A.R. 1969. Human growth and pulmonary function of a high altitude Peruvian Quechua population. *Hum. Biol.* 1969 Sep; 41(3):365-79.

Gebel, T., P. Birkenkamp, and S. Lutin. 1998. Arsenic(III), but not antimony(III), induces DNA-protein crosslinks. *Anticancer Res.* 18:4253-4258. As cited in ATSDR 2000.

Germolec, D.R., T. Yoshida, K. Gaido, J.L. Wilmer, P.P. Simeonova, F. Kayama, F. Burleson, W. Dong, R.W. Lange, and M.I. Luster. 1996. Arsenic induces overexpression of growth factors in human keratinocytes. *Toxicol. Appl. Pharmacol*. 141:308-318.

Ghio, A.J., and R.B. Delvin. 2001. Inflammatory lung injury after bronchial instillation of air pollution particles. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 164(4):704-708.

Glazener, F.S., J.G. Ellis, and P.K. Johnson. 1968. Electrocardiographic findings with arsenic poisoning. *Calif. Med.* 109(2):158-162. As cited in ATSDR 2000.

Gleik, P. 1996. Basic water requirements for human activities: meeting basic needs. *Water International.* 21:83-92.

Goldsmith, J.R., M. Deane, J. Thom, et al. 1972. Evaluation of health implications of elevated arsenic in well water. *Water Res.* 6:1133-1136. As cited in ATSDR 2000.

Gradient Corporation. 2004. Comparison of human health risks associated with lead, arsenic, cadmium, and SO_2 in La Oroya Antigua, Peru. Prepared for Doe Run Peru.

Graham, J.A., and L. Folinsbee, J.M. Davis, J. Raub, and L.D. Grant. 1999. Critical health issues of criteria air pollutants. *Toxicol. Lung* 3:365-397.

Groen, K., H. Vaessen, J.J.G. Kliest, J.L.M. deBoer, T.V. Ooik, A. Timmerman, and R.F. Vlug. 1994. Bioavailability of inorganic arsenic from bog ore-containing soil in the dog. *Env. Health Persp*. 102(2):182–184.

Groth, D.H., L.E. Stettler, J.R. Burg, W.M. Busey, G.C. Grant, and L. Wong. 1986. Carcinogenic effects of antimony trioxide and antimony ore concentrate in rats. *J. Toxicol. Environ. Health* 18, 607-626.

Gunderson, E.L. 1995. FDA total diet study, July 1986-April 1991, dietary intakes of pesticides, selected elements, and other chemicals. *J. AOAC Internat*. 78:1353-1363.

Harrington, J.M., J.P. Middaugh, D.L. Morse, et al. 1978. A survey of a population exposed to high concentrations of arsenic in well water in Fairbanks, Alaska. *Am. J. Epidemiol*. 108(5):377-385. As cited in ATSDR 2000.

Hilts, S.R. 2003. Effect of smelter emission reductions on children's blood lead levels. *The Science of the Total Environment* 303(2003):51-58. Elsevier Science.

Hopenhayn-Rich, C., M.L. Biggs, A. Fuchs, R. Bertgoglio, E.F. Tello, H. Nicolli, and A.H. Smith. 1996. Bladder cancer mortality associated with arsenic in drinking water in Argentina. *Epidemiol.* 7:117-124.

Hopenhayn-Rich, C., M.L. Biggs, and A.H. Smith. 1998. Lung and kidney cancer mortality associated with arsenic in drinking water in Cordoba, Argentina. *Int. J. of Epid.* 27:561-569.

IARC. 1989. Some organic solvents, resin monomers, and related compounds, pigments and occupational exposures in paint manufacture and painting. International Agency for Research on Cancer. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 47:1-535.

IIN. 2005. Evaluación de consume de plomo, calcio, hierro, y zinc en alimentos por madres y niños en La Oroya Antigua. Informe Final. Instituto de Investigación Nutricional. Completed by Dr. Hilary Creed-Kanashiro, Reyna Liria, Daniel Lopez for Doe Run Peru, Contract No. CDRP-229-05. Provided in Appendix D of this HHRA.

Integral Consulting Inc. 2005a. Human health risk assessment, La Oroya metallurgical complex: quality assurance project plan. Prepared for Doe Run Peru. Versions 1 and 2, prepared in March and May, 2005. Integral Consulting Inc., Mercer Island, WA.

Integral Consulting Inc. 2005b. Human health risk assessment, La Oroya metallurgical complex: sampling and analysis plan. Prepared for Doe Run Peru. Versions 1 and 2, prepared in March and May, 2005. Integral Consulting Inc., Mercer Island, WA.

Kaltreider, R.C., C.A. Pesce, M.A. Ihnat, J.P. Lariviere, and J.W. Hamilton. 1999. Differential effects of arsenic(III) and chromium(VI) on nuclear transcription factor binding. *Molecular Carcinogenesis* 25:219-229.

Kelley, M., S. Brauning, R. Schoof, and M. Ruby. 2002. Assessing oral bioavailability of metals in soil. 136 pp. Battelle Press, Columbus, OH.

Kerr, H.D., and L.A. Saryan. 1986. Arsenic content of homeopathic medicines. *Clin. Toxicol.* 24(5):451-459. As cited in ATSDR 2000.

Kirkpatrick, D.S., J.M. Catania, and A.J. Gandolfi. 2000. Increased ubiquitin-conjugated proteins following low-level arsenite exposure. Fourth International Conference on Arsenic Exposure and Health Effects, Society for Environmental Geochemistry and Health (SEGH), Book of Abstracts. San Diego, CA, June 18-22, 2000. p. 112.

Kitchin, K.T., and S. Ahmad. 2003. Oxidative stress as a possible mode of action for arsenic carcinogenesis. *Toxicol. Lett.* 137:3-13.

Klaassen, C.D. 1996. Casarett & Doull's toxicology, the basic science of poisons. Fifth Ed. McGraw-Hill.

Kraus, T., G. Quidenus, and K.H. Schaller. 2000. Normal values for arsenic and selenium concentrations in human lung tissue. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*. 38:384-389. As cited in ATSDR 2000.

Lanphear, B.P., R. Hornung, J. Khoury, K. Yolton, P. Baghurst, D.C. Bellinger, R.L. Canfield, K.N. Dietrich, R. Bornschein, T. Greene, S.J. Rothenberg, H.L. Needleman, L. Schnaas, G. Wasserman, J. Graziano, and R. Roberts. 2005. Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environ. Health Perspect.* 113(7):894-899.

Lawrence, J.H., R.L. Huff, W. Siri, L.R. Wasserman, and T.G. Hennessy. 1952. A physiological study in the Peruvian Andes. *Acta. Med. Scand.* 142(2):117-31.

Lee, T.C., M. Oshimura, and J.C. Barrett. 1985. Comparison of arsenic-induced cell transformation, cytotoxicity, mutation and cytogenetic effects in Syrian hamster embryo cells in culture. *Carcinogenesis* 6(10):1421-1426.

Lee, T.C., S. Wang-Wu, R.Y. Huang, K.C.C. Lee, and K.Y. 1986. Differential effects of pre- and post- treatment of sodium arsenite on the genotoxicity of methyl methanesulfonate in Chinese hamster ovary cells. *Cancer Res.* 46:1854-1857.

Lee, M.Y., B.I. Jung, S.M. Chung, O.N. Bae, J.Y. Lee, J.D. Park, J.S. Yang, H. Lee, and J.H. Chung. 2003. Arsenic-induced dysfunction in relaxation of blood vessels. *Environ. Health Perspect.* 111(4):513-517.

Lee-Feldstein, A. 1983. Arsenic and respiratory cancer in man: Follow-up of an occupational study. In: W. Lederer, and R. Fensterheim, eds. Arsenic: Industrial, biomedical and environmental perspectives. New York, N.Y.: Van Nostrand Reinhold, pp. 245-265. As cited in USEPA 2005b.

Little, R.E., G.N. Kay, J.B. Cavender, et al. 1990. Torsade de pointes and T-U wave alternans associated with arsenic poisoning. *PACE* 13:164-170. As cited in ATSDR 2000.

Liu, R.Y., P.M. Corry, and Y.J. Lee. 1994. Regulation of chemical stress-induced hsp70 gene expression in murine L929 cells. *J. Cell Science* 107:2209-2214.

Mabuchi, K., A.M. Lilienfeld, and L.M. Snell. 1979. Lung cancer among pesticide workers exposed to inorganic arsenicals. *Arch. Environ. Health.* 34:312-320. As cited in USEPA 2005b.

Martin, T.A., and M.V. Ruby. 2003. *In situ* remediation of arsenic in contaminated soils. *Remediation* Winter 14(1):21-32.

Martin, T.A., and M.V. Ruby. 2004. Review of in-situ remediation technologies for lead, zinc, and cadmium in soil. *Remediation* Summer 14(3):35-53.

Matanoski, G., E. Landau, J. Tonascia, et al. 1981. Cancer mortality in an industrial area of Baltimore. *Environ. Res*. 25: 8-28. As cited in USEPA 2005b.

Menzel, D.B., E. Lee, M. Vargas, and H.H. Hamadeh. 2000. An epigenetic mechanism of arsenic via gene activation. . Fourth International Conference on Arsenic Exposure and Health Effects, Society for Environmental Geochemistry and Health (SEGH), Book of Abstracts. San Diego, CA, June 18-22, 2000. p. 31.

Mok, W.M., and C.M. Wai. 1990. Distribution and mobilization of arsenic and antimony species in the Coeur d'Alene River, Idaho. *Environ. Sci. Technol.* 24, 102-108.

Moore, M.M., K. Harrington-Brock, and C.L. Doeer. 1993. Genotoxicity of arsenic and its methylated metabolites. In:Arsenic: exposure and health (W.R. Chappell, C.O. Abernathy, and C.R. Cothern, eds.), pp. 191-198. Science and Technology Letters, Norwood, England.

Mortola, J.P., R. Rezzonica, J.T. Fisher, N. Villena-Cabrera, E. Vargas, R. Gonzales, and F. Pena. 1990. Compliance of the respiratory system in infants born at high altitude. *Am. Rev. Respir. Dis.* 142:43-48.

Morton, W., G. Starr, D. Pohl, et al. 1976. Skin cancer and water arsenic in Lane County, Oregon. *Cancer* 37:2523-2532. As cited in ATSDR 2000.

Newton, P.E., H.F. Bolte, I.W. Daly, B.D. Pillsbury, J.B. Terrill, R.T. Drew, R. Ben-Dyke, A.W. Sheldon, and L.F. Rubin. 1994. Subchronic and chronic inhalation toxicity of antimony trioxide in the rat. *Fund. Appl. Toxicol.* 22, 561-576.

NIOSH. 2000. NIOSH pocket guide to chemical hazards. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centers for Disease Control and Prevention, National Institute for Occupational Safety and Health. Washington DC. http://www.cdc.gov/niosh/npg/nph.html.

NIOSH. 2005. Documentation for immediately dangerous to life and health concentrations: NIOSH chemical listing and documentation of revised IDLH values. National Institute of Occupational Safety and Health, Washington, DC. Updated May 1995, available online at www.cdc.gov/niosh/idlh.

NRC. 2004. Acute exposure guideline levels for selected airborne chemicals: Volume 4. Subcommittee on Acute Exposure Guideline Levels, Committee on Toxicology, National Research Council, National Academies Press, Washington, DC, 2004.

NTP. 2005. Report on carcinogens, eleventh edition. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Toxicology Program, Washington, DC.

OEHHA. 2005. Toxicity criteria database. California Environmental Protection Agency (CalEPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment, Sacramento, CA. http://www.oehha.ca.gov/risk/chemicalDB/start.asp

O'Flaherty, E.J. 1993. Physiologically based models for bone-seeking elements. IV: Kinetics of lead disposition in humans. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 118:16-29.

Ott, M.G., B.B. Holder, and H. L. Gordon. 1974. Respiratory cancer and occupational exposure to arsenicals. *Arch. Environ. Health* 29:250-255. As cited in USEPA 2005b.

PAHO. 2001. Special program for health analysis, based on: World population prospects, 1998 Revision, Pan-American Health Organization, United Nations 1998, New York, NY. Accessed on the internet at: http://www.paho.org/english/sha/prflper.htm

Pedersen, G.A., G.K. Mortensen, and E.H. Larsen. 1994. Beverages as a source of toxic trace element intake. *Food Addit. Contam.* 11(3):351-363. As cited in ATSDR 2000.

Peruvian National Environmental Council (CONAM). [Government of Peru] 2001. D.S. 074-2001-PCM Reglamento de Estándares Nacionales de Calidad del Aire. June 24. Available at: www.conam.gob.pe/Normas/DS-01074.htm.

Poon, R., I. Chu, P. Lecavalier, V.E. Valli, W. Foster, S. Gupta, and B. Thomas. 1998. Effects of antimony on rats following 90-day exposure via drinking water. *Food and Chemical Toxicology* 36, 21-35.

Pott, W.A., S.A. Benjamin, and R.S.H. Yang. 2000. Arsenic, alone and in chemical mistures antagonizes the development of glutathione s-transferase (GST-P) positive foci in the rat liver. *Toxicologist* 54(1):135.

Rahman, M., M. Tondel, S.A. Ahmad, and O. Axelson. 1998. Diabetes mellitus associated with arsenic exposure in Bangladesh. *Am. J. Epidemiol.* 148(2):198-203.

Rahman, M., M. Tondel, S.A. Ahmad, I.A. Chowdhury, M.H. Faruquee, and O. Axelson. 1999. Hypertension and arsenic exposure in Bangladesh. *Hypertension* 33:74-78.

Ramirez, A.V., J.C. Paucar, and J.M. Medina. 1997. Plomo sanguíneo en los habitants de cuatro localidades peruanas. *Pan Am. J. Public Health* 1(15).

Ramirez-Cardich, M.E., S. Mayuko, R.H. Gilman, L.E. Escate, J.J. Strouse, C. Kabrhel, C. Johnson, R. Galchen, and C.T. Bautista. 2004. Effect of material anemia at high altitude on infant hematocrit and oxygenation. *Am. J. Trop. Med. Hyg.,* 70(4), 2004, pp. 420-424.

Reddy, P.R.K., and S.J. Reddy. 1997. Elemental concentrations in medicinally important leafy materials. *Chemosphere* 34(9-10):2193-2212. As cited in ATSDR 2000.

Rencher, A.C., M.W. Carter, and D.W. McKee. 1977. A retrospective epidemiological study of mortality at a large western copper smelter. *J. Occup. Med*. 19:754-758. As cited in USEPA 2005b.

Rodriguez, R.R., N.T. Basta, S.W. Casteel, and L.W. Pace. 1999. An *in vitro* gastrointestinal method to estimate bioavailable arsenic in contaminated soils and solid media. *Environ. Sci. Technol., 33*(4): 642-649.

Roels, H.A., F.J. Van Assche, M. Oversteyns, M. De Groof, R.R. Lauwerys, and D. Lison. 1997. Reversibility of microproteinuria in cadmium workers with incipient tubular dysfunction after reduction of exposure. *Am. J. Ind. Med*. 31(5):645-52. As cited in ATSDR 1999.

Romach, E.H., C.Q. Zhao, L.M. DelRazo, M.E. Cebrian, and M.P. Waalkes. 2000. Studies on the mechanisms of arsenic-induced self tolerance developed in liver epithelial cells through continuous low-level arsenite exposure. *Toxicol. Sciences* 54:500-508.

Shimizu, M., J.F. Hochadel, B.A. Fulmer, and M.P. Waalkes. 1998. Effect of glutathione depletion and metallothionein gene expression on arsenic-induced cytotoxicity and c-myc expression in vitro. *Toxicol. Sciences* 45:204-211.

Schoof, R.A., and G.B. Freeman. 1995. Oral bioavailability of lead and cadmium in soil from a smelter site. Poster presented at the Seventh International Congress of Toxicology, Seattle, WA. July 3-6, 1995.

Schoof, R.A., M.V. Ruby, S.W. Casteel, T.J. Evans, Y.W. Lowney, and A.M. Cardenas. In preparation. Soil cadmium bioavailability as a function of mineralogy and soil characteristics.

Schroeder, H.A., M. Mitchener, and A.P. Nason. 1970. Zirconium, niobium, antimony, vanadium, and lead in rats: lifetime studies. *J. Nutr.* 100:59-68.

Schroder, J.L., N.T. Basta, J. Si, S.W. Casteel, T. Evans, and M. Payton. 2003. *In vitro* gastrointestinal method to estimate relative bioavailable cadmium in contaminated soil. *Environ. Sci. Technol.* 37:1365-1370.

Smith, A.H., M. Goycolea, R. Haque, and M.L. Biggs. 1998. Marked increase in bladder and lung cancer mortality in a region of northern Chile due to arsenic in drinking water. *Am. J. of Epid.* 147:660-669.

Snow, E.T., Y. Hu, C.C. Yan, and S. Chouchane. 1999. Modulation of DNA repair and glutathione levels in human keratinocytes by micromolar arsenite. In: arsenic exposure and health effects (W.R. Chappell, O. Abernathy, and R.L. Calderon, eds.), Elsevier Science. pp. 249-251.

Snow, E.T., M. Schuliga, S. Chouchane, A. Zlatopolskiy, and Y. Hu. 2000. Sub-toxic arsenite induces a multi-component protective response against oxidative stress in human cells. Fourth International Conference on Arsenic Exposure and Health Effects, Society for Environmental Geochemistry and Health (SEGH), Book of Abstracts. San Diego, CA, June 18-22, 2000. p. 37.

Southwick, J.W., A.E. Western, M.M. Beck, et al. 1981. Community health associated with arsenic in drinking water in Millard County, Utah. Cincinnati, OH: U.S. Environmental Protection Agency, Health Effects Research Laboratory, Washington, DC. EPA-600/1-81-064. NTIS no. PB82-108374. As cited in ATSDR 2000.

SRC. 1999. User's guidance for the integrated stochastic exposure (ISE) model for lead. Syracuse Research Corporation. North Syracuse, NY.

Stanek, E.J., E.J. Calabrese, R. Barnes, and P. Pekow. 1997. Soil ingestion in adults--results of a second pilot study. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* Apr;36(3):249-57.

Tarazona-Santos, E., M. Lavine, S. Pastor, G. Fiori, and D. Pettener. 2000. Hematological and pulmonary responses to high altitude in Quechuas: a multivariate approach. *Am. J. Phys. Anthropol.* 111(2):165-176.

Taylor, L., K. Ashley, R.L. Jones, and J.A. Deddens. 2004. Field evaluation of a portable blood lead analyzer in workers living at a high altitude: a follow-up investigation. *Am. J. Ind. Med.* 46(6): 656-662.

Tokudome, S., and M. Kuratsune. 1976. A cohort study on mortality from cancer and other causes among workers at a metal refinery. *Int. J. Cancer.* 17: 310-317. As cited in USEPA 2005b.

Trouba, K.J., E.M. Wauson, and R.L. Vorce. 2000. Sodium arsenite-induced dysregulation of proteins involved in proliferative signaling. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 164:161-170.

Tseng, W.P., H.M. Cow, S.W. How, J.M. Gong, C.S. Lin, and S.Yeh. 1968. Prevalence of skin cancer in an endemic area of chronic arsenicism in Taiwan. *J. Natl. Cancer Inst.* 40(3):453-463.

Tseng, W.P. 1977. Effects and dose-response relationships of skin cancer and Blackfoot disease with arsenic. *Environ. Health Perspectives* 19:109-119.

Tseng, C.H., T.Y. Tai, C.K. Chong, C.P. Tseng, M.S. Lai, B.J. Lin, H.Y. Chiou, Y.M. Hsueh, K.H Hsu, and C.J Chen. 2000. Long-term arsenic exposure and incidence of non-insulin-dependent diabetes mellitus: a cohort study in arseniasis-hyperendemic villages in Taiwan. *Environ. Health Perspect.* 108(9): 847-851.

UNES. 1999. Evaluación de niveles de plomo y factores de exposición en gestantes y niños menores de 3 años de la ciudad de La Oroya – Perú (Assessment of Lead Levels and Exposure Factors in Childbearing Women and Children under 3 from the City of La Oroya). Consorcio UNES, in collaboration with Instituto Salud y Trabajo.

USEPA. 1982. Review of the National Ambient Air Quality Standards for Sulfur Oxides: Assessment of Scientific and Technical Information. EPA-450/5-82-007. U.S. Environmental Protection Agency, Strategies and Air Standards Division, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC.

USEPA. 1986a. Guidelines for the health risk assessment of chemical mixtures. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

USEPA. 1986b. Subchronic (90-day) toxicity of thallium sulfate in Sprague-Dawley rats. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste, Washington DC. As cited in USEPA 2005b.

USEPA. 1988. Risk assessment forum. Technical support document on risk assessment of chemical mixtures. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

USEPA. 1989. Risk assessment guidance for superfund (RAGS): Volume 1 – human health evaluation manual (part A), interim final. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.

USEPA. 1992. A TRW report: review of the EPA uptake biokinetic model form at the Butte NPL site. U.S Environmental Protection Agency, Technical Review Workgroup for Lead, Washington, DC.

USEPA. 1994. Guidance manual for the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children. EPA/540/R-93/081. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

USEPA. 1995. Subchronic reference dose for arsenic. Memorandum from R. Benson to C. Weis. U.S. Environmental Protection Agency Region VIII, Denver, CO.

USEPA. 1997a. Exposure factors handbook. EPA/600/P-95/002Fa. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, Washington, DC.

USEPA. 1997b. Health effects assessment summary tables (HEAST), FY 1997 update. EPA-540-R-97-036. U.S. Environmental Protection Agency, Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC.

USEPA. 1998. Clarification to the 1994 revised interim soil lead guidance for CERCLA sites and RCRA corrective action facilities. EPA/540/F-98/030. OSWER Directive 9200.4-27P. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC.

USEPA. 1999. Guidance for identifying pesticide chemicals that have a common mechanism of toxicity. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

USEPA. 2000a. Supplementary guidance for conducting health risk assessment of chemical mixtures. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

USEPA. 2000b. Draft dioxin reassessment, part III. Integrated summary and risk characterization for 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

USEPA. 2000c. Guidance for Data Quality Assessment, EPA QA/G-9. U.S. Environmental Protection Agency, Quality Assurance Division, Washington, DC.

USEPA. 2001. Draft final guidelines for carcinogen risk assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC.

USEPA 2002a. Integrated risk information system (IRIS) screening-level literature review for antimony. January 1, 2002. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

USEPA. 2002b. Region 9 preliminary remediation goals. U.S. Environmental Protection Agency, Region IX, San Francisco, CA

USEPA. 2002c. Supplemental guide for developing soil screening levels for Superfund sites. OSWER 9355.4-24. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

USEPA. 2003a. Recommendation of the technical review workgroup for lead for an approach to assessing risks associated with adult exposures to lead in soil. EPA-540-R-03-001. U.S. Environmental Protection Agency, Technical Review Workgroup, Washington, DC.

USEPA. 2003b. Superfund national policy managers, Regions 1-10, regarding human health toxicity values in superfund risk assessments. Internal memorandum, OSWER Directive 9285.7-

53, from M.B. Cook, Director Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, dated December 5, 2003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

USEPA. 2004. Region 9 preliminary remediation goals 2004 table. U.S. Environmental Protection Agency, Region IX, San Francisco, CA. http://www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg/index.html

USEPA. 2005a. Guidelines for carcinogen risk assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

USEPA. 2005b. Integrated risk information system (IRIS). Retrieved from http://www.epa.gov/iris/subst/index.html. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.

USEPA. 2005c. List of drinking water contaminants & MCLs. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. http://www.epa.gov/safewater/mcl.html

USEPA. 2005d. U.S. National ambient air quality standards (NAAQS). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. http://www.epa.gov/air/criteria.html

Wang, Z., G. Hou, and T.G. Rossman. 1994. Induction of arsenite tolerance and thermotolerance by arsenite occur by different mechanisms. *Environ. Health Perspect.* 102(3):97-100.

Wang, S.L., J.M. Chiou, C.J. Chen, C.H. Tseng, W.L. Chou, C.C. Wang, T.N. Wu, and L.W. Chang. 2003. Prevalence of non-insulin-dependent diabetes mellitus and related vascular diseases in Southwestern arseniasis-endemic and non endemic areas in Taiwan.

Watt, W.D. 1983. Chronic inhalation toxicity of antimony trioxide: Validation of the threshold limit value. Doctoral Dissertation, Wayne State University, Detroit, MI.

WHO. 2000. Air quality guidelines for Europe, 2nd Ed. World Health Organization, WHO Regional Publications, European Series, No. 91. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

Zaldívar, R. 1974. Arsenic contamination of drinking water and foodstuffs causing endemic chronic poisoning. *Beitr. Path. Bd.* 151, 384–400.

Zaldívar, R. 1977. Ecological investigations on arsenic dietary intake and endemic chronic poisoning in man: Dose-response curve. *Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig*. B 164, 481–484.

Zaldívar, R., and A. Guillier. 1977. Environmental and clinical investigations on endemic chronic arsenic poisoning in infants and children. *Zbl. Bakt. Hyg., I Abt. Orig* B 165, 226-234. As cited in ATSDR 2000.

Zhao, C.Q., M.R. Young, B.A. Diwan, T.P. Coogan, and M.P. Waalkes. 1997. Association of arsenic-induced malignant transformation with DNA hypomethylation and aberrant gene expression. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 94:10907-12.