

## EXPOSICIÓN A ARSENICO AMBIENTAL EN NIÑOS DE ANTOFAGASTA, II REGIÓN, CHILE.

Sandra Cortes A., Paulina Pino Z, Eduardo Atalah, Claudio Silva, Marcelo Jara.

Escuela de Salud Pública, Fac. de Medicina, U. de Chile.

Fac. de Ciencias de Salud, U. de Antofagasta

Av. Independencia 939

[scortes@med.uchile.cl](mailto:scortes@med.uchile.cl)

### RESUMEN

La ciudad de Antofagasta se caracteriza por su exposición histórica a altos niveles de Arsénico (As) principalmente por la ingestión de agua potable. Valiosos esfuerzos han sido realizados por la autoridad y la empresa de agua potable para cumplir con la norma fijada en 50 µg/L. Para caracterizar la exposición ambiental a este contaminante se estudió en el año 2000 una muestra representativa de la población de Antofagasta. Se muestran los resultados obtenidos en los niños, considerado como grupo de alta vulnerabilidad, por su exposición acumulada desde el período prenatal y que puede ser crónica si las condiciones de exposición no varían.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la exposición a As ambiental en escolares residentes de la ciudad de Antofagasta. Para ello, en el año 2000 se realizó un muestreo de escolares de 8° año básico en la ciudad de Antofagasta. Se realizó un estudio transversal (n=72 niños), aplicándose una encuesta de características generales y de exposición potencial a fuentes ambientales de As, una encuesta alimentaria "Recordatorio de 24 horas" y toma de una muestra de orina al día siguiente de realizadas las encuestas. Se determinaron las concentraciones de As total, inorgánico y As<sup>+3</sup> en orina con Espectrofotometría de absorción atómica con generación de hidruros. Las medianas calculadas fueron: para As total = 50,5 µg/g de creatinina (percentil 25 -75: 30 – 88); As inorgánico 42,8 µg/g de creatinina (percentil 25 -75: 21,3 – 71,6); As<sup>+3</sup> = 6 µg/g de creatinina (percentil 25 -75: 3,7 – 10,3). El As inorgánico representó un 77,4% del As total en orina, mientras que la especie más tóxica, el As<sup>+3</sup>, representó un 13,2% del As total.

La dosis de As incorporada al organismo, por la ingestión de agua y por dieta fue de 1,001 ± 0,4 µg/Kg/día, valor que sobrepasa en 3,3 veces la Dosis de Referencia (RDf) propuesta por la EPA (0,3 µg/Kg/día) para los efectos no carcinogénicos. Sólo el aporte de los alimentos, alcanza un 80% la RDf.

Un modelo de regresión logística - incluyendo sexo, ingesta de As por agua, consumo de carnes, verduras, frutas y pescados - mostró que el consumo de carne es factor de protección de niveles elevados de As inorgánico (> a 61,8 µg/g). Las demás variables no mostraron asociaciones significativas con tener altos niveles de As inorgánico en orina. Las dosis estimadas de exposición en escolares determinan que sea un grupo de alto riesgo, por el tiempo de exposición y el potencial de aparición de efectos no carcinogénicos. Como la principal vía de exposición ambiental a As es la ingestión de agua, los resultados obtenidos señalan la necesidad de mantener los niveles de As en agua potable según las recomendaciones de la OMS (10 µg/L).

## INTRODUCCION

La ciudad de Antofagasta (II Región de Chile) se caracteriza por su exposición histórica a altos niveles de Arsénico (As) principalmente por la ingestión de agua potable. Esta ciudad, que está ubicada en una zona de alta contaminación natural y antropogénica a As y ha tenido un importante desarrollo económico y un crecimiento acelerado de su población (cerca al 4 %, desde 1993 a 1997) <sup>1</sup> y presenta alto nivel de tabaquismo, potenciador del efecto carcinogénico del As <sup>2-3</sup>. Valiosos esfuerzos han sido realizados por la autoridad y la empresa de agua potable para cumplir con la norma fijada en 50 µg/L <sup>4</sup>. Estudios previos indican valores entre 34 a 41 µg/L, con meses críticos en los que se sobrepasa la Norma nacional <sup>5</sup>. Las plantas de potabilización disponen de filtros que abaten el As del agua cruda y que tienen una eficiencia de reducción de 93 % <sup>6</sup>. Los niveles de As en aire para la ciudad de Antofagasta fluctúan entre 0.096 – 0.011 µg/Nm<sup>3</sup> <sup>(7)</sup>. En el año 2001 la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) financió el proyecto 21–0022–002 que da base a este estudio, realizado por la Escuela de Salud Pública de la Facultad de Medicina, Universidad de Chile <sup>8</sup>.

El As es uno de los primeros agentes químicos con evidencia de su capacidad carcinogénica en humanos. La Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer <sup>(9,10,11)</sup>, lo clasificó en el Grupo I, agente cancerígeno comprobado. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos <sup>(12)</sup> lo clasificó en el GRUPO A, carcinógenos humanos. Este organismo determinó una dosis de referencia (RfD) de 0,3 µg/kg/día de As inorgánico (AsIn), asumiendo que el consumo de dosis iguales o menores a esa cantidad durante toda la vida, es poco probable que cause un riesgo significativo para la salud en humanas para los efectos no carcinogénicos <sup>12</sup>. Se considera que las sustancias con capacidad carcinogénica (como el As) no presentan un nivel umbral de efecto, por lo que basta una molécula del agente químico para gatillar el proceso cancerígeno a nivel individual <sup>11,12,13</sup>. **La concentración de As total (AsTot) en orina constituye un biomarcador que refleja la exposición reciente, dado que ésta es la principal ruta de excreción de las distintas especies del As <sup>9,10,14</sup>. Los niveles de AsTot medidos en orina varían por diversos factores, por lo que se usa como aproximación de niveles críticos de exposición. La norma internacional para individuos no expuestos es de 50 µg/L como nivel máximo en orina <sup>10,14</sup>. Chile no dispone de una norma específica para exposición ambiental y se ha establecido un Límite de Tolerancia Biológico de 220 µg/g de creatinina en trabajadores expuestos en forma ocupacional<sup>15</sup>. La ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists), que estableció un Índice de Exposición Biológico para los metabolitos de AsIn en orina de 50 µg/g de creatinina y un equivalente de 30 µg/L de AsIn y sus metabolitos metilados, en orina <sup>14</sup>.**

La concentración de AsTot no da información respecto a la forma de As incorporado al organismo, una mejor medición es la medición de los niveles de AsIn y sus metabolitos ácido monometilarsénico (MMA) y ácido dimetilarsénico (DMA) <sup>9,10,14</sup>.

En Chile se ha estudiado la asociación entre la exposición a As ambiental y la presencia de efectos en salud. Desde los años 70 diversos estudios pioneros dieron cuenta de la problemática asociada a la exposición a este metal por el agua de bebida en población de Antofagasta <sup>15-18</sup>. Los estudios más recientes se refieren al rol del As en cáncer de pulmón, vejiga, órganos internos, piel y efectos reproductivos <sup>19-21,22-30</sup>.

En Chile existen pocos estudios referidos a la evaluación de la exposición a contaminantes ambientales y menos a la exposición a metales. La importancia de estudiar este metal en este grupo etario está dada por los conocidos efectos crónicos asociados a la exposición acumulada desde el período prenatal a bajas concentraciones, tal como las que se producen a los niveles presentes en el agua potable; esta exposición puede ser relevante como problema de salud pública si las condiciones de exposición no varían. El objetivo de este trabajo fue evaluar la exposición a As ambiental en escolares residentes de la ciudad de Antofagasta, determinando los niveles de AsTot, AsIn y As<sup>+3</sup> en orina en escolares para estimar la dosis de exposición asociada a la ingesta de As por la dieta y agua potable.

## **MATERIAL Y METODOS**

Corresponde al método establecido en el proyecto “Análisis de exposición humana a As en grandes ciudades” financiado por CONAMA y realizado por la Escuela de Salud Pública de la Facultad de Medicina, Universidad de Chile <sup>(8)</sup>. Se trata de un estudio transversal, en una muestra de 72 escolares de 8° año básico en la ciudad de Antofagasta. Para el cálculo del tamaño muestral se consideraron antecedentes del Proyecto Fondef 2-24 <sup>(7)</sup>, asumiéndose un nivel de exposición promedio en orina de 70 µg/L (Desviación Estándar 40 µg/L y coeficiente de variación 57 %). Con una precisión de 10 µg/L el tamaño muestral fue de 64 personas; asciende a 71 personas con una pérdida de 10%.

- Se identificaron escolares de colegios municipalizados y particular-subsuccionados desde el catastro de colegios del Ministerio de Educación. En cada colegio seleccionado se eligieron en los cursos de 8° año aquellos escolares que cumplían determinados criterios de inclusión (tener de 13 a 15 años, residir más de un año en el mismo domicilio, no realiza

ningún tipo de trabajo que implicara exposición a As, tener autorización de sus padres o apoderados y que consientan participar, sin disfunción renal o cardíaca, sin dificultad para la obtención de una muestra de orina.

Se contactó a cada persona seleccionada en la muestra y se solicitó su participación en el estudio. Se pidió el Consentimiento de los padres mediante comunicación por escrito, informándoles sobre los alcances de este estudio y consentimiento de los mismos niños. Se diseñó una encuesta de características generales y de exposición potencial a fuentes ambientales de As, una encuesta alimentaria y la toma de una muestra de orina. Previo a su aplicación, se efectuó una prueba piloto en 10 personas para pesquisar problemas de interpretación, los que luego fueron corregidos para su aplicación final.

La encuesta general y ambiental recolectó información sobre características sociodemográficas, exposición potencial a fuentes industriales y otras fuentes emisoras de As, registro tabaquismo activo y pasivo. La encuesta alimentaria o "Recordatorio de 24 horas" se aplicó para registrar la alimentación del día anterior, desde la que se estimó la ingesta potencial de As alimentario<sup>30,31</sup>. La toma de muestras de orina se realizó para medir la concentración de As urinario como biomarcador de exposición. Se solicitó muestras autoobtenidas de la primera micción de la mañana del día siguiente a la encuesta, en recipientes herméticos previamente tratados con ácido clorhídrico y enjuagados con agua desionizada para evitar contaminación con metales. Las muestras fueron transportadas inmediatamente al laboratorio, a temperatura de refrigeración (5°C). Luego, éstas fueron separadas en tres fracciones: dos de ellas (50 cc c/u) se colocaron en tubos criorresistentes, para el análisis de As Tot y AsIn (una acidificada y homogeneizada); la tercera submuestra fue almacenada y congelada a - 20°C en su envase original como contramuestra para fines de validación; a partir de ésta se hizo la la determinación de creatinina.

Se determinaron las concentraciones de AsTot, AsIn y As<sup>+3</sup> en orina con Espectrofotometría de absorción atómica con generación de hidruros (marca Perkin – Elmer 4000, con generador de hidruro MHS – 20) en el laboratorio de Análisis Químico de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Antofagasta. No se detectaron compuestos orgánicos (arsenobetaina y arsenocolina) · El límite de detección es de 10 µg/L.

Para expresar los resultados ajustados por cratinina se realizó su medición desde las contramuestras almacenadas en un laboratorio clínico privado mediante el equipo de

Química seca Vitros-Johnson 250 QS. Se repitieron las muestras con creatinina inferiores a 0.3 g/L o superiores a 3 g/L <sup>31</sup>. Dada la capacidad analítica del laboratorio, no se pudo especiar el MMA y DMA.

Para comparar la exposición a As por alimentos se utilizó la misma metodología del estudio Fondef 2 – 24 <sup>(49)</sup> donde se consideró que el 37% del As medido en la dieta canadiense corresponde a las formas inorgánicas. En el proyecto CONAMA se realizó un estudio ecológico, con mediciones del ambiente general para realizar la estimación del nivel de exposición a AsTot y AsIn a través de los alimentos y agua. En alimentos se analizó la concentración de As en cerca de 40 alimentos, incluyendo a los que tiene alto contenido de As (pescados y mariscos) y aquellos con mayor importancia relativa en la dieta nacional. Se analizaron 8 alimentos del rubro de los cereales, papas y leguminosas; 8 en el grupo de verduras y hortalizas; 9 en frutas; 6 en lácteos; 14 en pescados, carnes, huevos y leguminosas secas; 2 en aceites y grasas y 2 en azúcares. Se consideraron además 12 alimentos industrializados (fideos, arroz, galletas saladas y dulces, lácteos, aceites, grasas, azúcar, jurel enlatado) para los que se asume no existen variaciones en su nivel de As. Para cada alimento adquirido se registró el lugar de adquisición y su origen. El mismo día de su adquisición las muestras de alimentos fueron trasladadas al laboratorio de análisis. De cada muestra de alimento se tomaron dos alícuotas; una para determinar humedad y otra para determinar el contenido de AsTot.

Para caracterizar la exposición a AsTot en agua potable se obtuvieron muestras en 9 puntos de muestreo, sorteados aleatoriamente entre el conjunto de escuelas. En estas mediciones, el supuesto base es que la variación de la concentración de As en este medio es mínimo, por lo que podrían representar la exposición de áreas vecinas. Una vez obtenidos estos valores, éstos fueron asignados a cada individuo, dando una estimación aproximada de su exposición a As a través de este medio. En cada punto de muestreo se obtuvo una muestra de 250 cc, en un recipiente de plástico previamente tratado con solución ácida, en el que fue transportado inmediatamente al laboratorio para su procesamiento, siguiendo el protocolo de muestras de orina.

Los resultados de las mediciones en agua y alimentos están en el informe final de CONAMA. Para la asignación individual de valores de exposición a través del agua y alimentos se integró el resultado de la concentración de As en las muestras de agua o

alimentos, con la información del consumo de agua y del consumo de cada alimento, respectivamente.

Según esto, la exposición individual se determinó mediante la fórmula:

$$\text{Exp}(\text{agua} + \text{alimentos})_i = \{ \text{consumo agua}_i * \text{As agua} \} + \{ \text{consumo alimentos}_i * \text{As alimentos} \}$$

## RESULTADOS

En la Tabla 1 se muestran las características generales de los niños estudiados, verificándose que es un grupo homogéneo en cuanto a edad y sexo. Se destaca que el 11,3% declara fumar, que el 46,5% está expuesto a humo de tabaco ambiental y que el registro de agua consumida es parcial, ya que se establece que en promedio un adulto consume 2 litros de agua/día y que los niños pueden tener un consumo mayor.

**Tabla 1: Características socio-demográficas y de exposición de muestra de niños escolares de ciudad de Antofagasta, año 2000.**

Característica	Medición
Tamaño muestra (n)	72
Edad (años) (media ± D.E)	13,6 ± 0,82
Sexo Masculino (%)	50,7
Índice Masa Corporal (Kg/m <sup>2</sup> ) (Rango)	21,1 (19 – 23,8)
Residencia en zona probable de exposición a As (%)	35,2
Tabaquismo Activo (%)	11,3%
Vive con al menos 2 familiares fumadores (%)	46,5
Consumo de agua potable (ml/día) (media ± D.E)	1095,7 ± 451

Los valores medianos de exposición a As orina para Astot fueron de 50,5 µg/g de creatinina (percentil 25 -75: 30 – 88); para AsIn de 42,8 µg/g de creatinina (percentil 25 -75: 21,3 – 71,6) y para As<sup>+3</sup> = 6 µg/g de creatinina (percentil 25 -75: 3,7 – 10,3). El As inorgánico representó un 77,4% del As total en orina, mientras que la especie más tóxica, el As<sup>+3</sup>, representó un 13,2% del As total (Tabla 2).

**Tabla 2: Concentración urinaria de As total, As inorgánico y As<sup>+3</sup> en niños de la ciudad de Antofagasta, año 2000 (percentil 25 – 50 – 75).**

Variable resultante	Medición
Concentración de As total ( µg/L)	34,4 – <b>55,2</b> – 74,2
Concentración de As inorgánico ( µg/L)	22,6 - <b>42,3</b> - 61
Concentración de As <sup>+3</sup> ( µg/L)	4 - 5,7 – 7,4

---

**Concentraciones expresadas según creatinina**

Concentración de As total ( $\mu\text{g/g}$ )	30 – <b>50,5</b> – 88
Concentración de As inorgánico ( $\mu\text{g/g}$ )	21,3 – <b>42,8</b> – 71,6
Concentración de As <sup>+3</sup> ( $\mu\text{g/g}$ )	3,7 – <b>6</b> – 10,3
AsIn/AsTot (%)	77,4
As+3/AsTot (%)	13,2

---

La dosis de As incorporada al organismo sobrepasa en 3,3 veces la Dosis de Referencia (RDf) propuesta por la EPA ( $0,3 \mu\text{g/Kg/día}$ ) para los efectos no carcinogénicos. Sólo el aporte de los alimentos, alcanza un 80% la RDf (Tabla 3).

**Tabla 3: Dosis estimada de exposición por la ingesta de agua potable y alimentos ( $\mu\text{g/día/Kg}$ ) en niños de la ciudad de Antofagasta, año 2000 (media  $\pm$  D.E.)**

---

Variable de exposición	
Dosis estimada sólo ingesta de agua potable	$0,77 \pm 0,4$
Dosis estimada sólo ingesta de alimentos	$0,24 \pm 0,11$
Dosis estimada ingesta de agua potable + alimentos	$1,001 \pm 0,4$
Dosis de Referencia propuesta por EPA*	0,3

---

\* EPA Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental, Estados Unidos)

Un modelo de regresión logística - incluyendo sexo, ingesta de As por agua, consumo de carnes, verduras, frutas y pescados - mostró que el consumo de carne actuaría como factor protector de niveles elevados de As inorgánico ( $>$  a  $61,8 \mu\text{g/g}$ ). Las demás variables no mostraron asociaciones significativas con tener altos niveles de As inorgánico en orina (Tabla 4).

**Tabla 4: Razón de Disparidad (OR) ajustada de As inorgánico > 61,8 µg / g creatinina y de As<sup>+3</sup> > 10,6 µg / g creatinina en orina de niños de Antofagasta, año 2000.**

Variables	OR de > 61,8 µg As In / g		OR de >10,6 µg As <sup>+3</sup> / g	
	OR	I.C. 95%	OR	I.C. 95%
Edad	0.8	0.4 – 1.6	0.83	0.33 – 2.1
As dado por Agua	1.005	0.97 – 1.040	1.020	0.97 – 1.065
Consumo de Carnes	<b>0.985</b>	<b>0.97 – 0.996</b>	0.99	0.98 – 1.006
Consumo de Verduras	1.001	0.99 – 1.009	1.006	0.997 – 1.014
Consumo de Frutas	0.998	0.99 – 1.006	1.0	0.989 – 1.010
Sexo Masculino	1.6	0.48 – 5.2	0,33	0,07 – 1,5
Consumo de pescados	1.5	0.06 – 36.8	0,23	0,07 – 7,2

## DISCUSION

En la ciudad de Antofagasta en el año 2000 se estimó una concentración promedio de As total en orina de 55,2 µg/l en niños residentes no expuestos ocupacionalmente al As, valor informativo que no da cuenta del potencial tóxico de este compuesto y que sólo permite la comparación con otros antecedentes bibliográficos. En el año 1977 las concentraciones de orina en escolares fluctuaban entre 71 µg/L a 152 µg/L en la II Región (Borgoño *et al*, 1980)<sup>15-17</sup>, mayores que los reportados en este trabajo para escolares. Mediciones de As total en distintas regiones de Chile en el año 1987 muestran que la población general de Antofagasta tenía concentraciones promedio de 41 µg/L (n = 57; edad 18 a 21 años), versus el promedio nacional de 14 µg/L<sup>55</sup>. Sancha y Marchetti (1997)<sup>7</sup> determinaron los niveles basales de As total en orina de escolares de 4º y 8º año básico en diferentes ciudades del país, con valores promedio de 99 µg/L de AsTot y de 81 µg/L para el AsIn. En la ciudad de Santiago, este valor fue de 20 µg/L y de 13 µg/L, respectivamente. En el estudio de Sancha *et al* sólo se midió As total y As In en orina de escolares, sin ajustar los resultados según los niveles de creatinina. Nuestro estudio avanzó en la determinación de las concentraciones de As según creatinina y en la especiación del As<sup>+3</sup>, más tóxico. Existe consenso en que la mejor manera de expresar las concentraciones de xenobióticos es



expresada en  $\mu\text{g/g}$  de creatinina; se observó que el valor promedio medido de As inorgánico es de  $42,8 \mu\text{g/g}$ , próximo a  $50 \mu\text{g/g}$ , valor establecido como Límite de Exposición Biológico en trabajadores expuestos en USA <sup>12,14</sup>.

La cantidad de As medido en orina muestra que la población de Antofagasta continúa expuesta a altos niveles de As ambientales, aun cuando se han realizado grandes esfuerzos para mantener los niveles de calidad de agua dentro de los niveles aceptados por la normativa chilena. El porcentaje del AsIn medido en la orina no cambiado mayormente entre el año 1994 y el año 1999. En esta investigación no se analizó el aporte del aire como vía de exposición.

Conocida es la alta exposición histórica de la población de Antofagasta al As mediante el consumo de agua. En este estudio hubo subregistro del consumo de agua envasada y el uso del agua utilizada en la preparación de los alimentos (1 l de agua promedio estimada) explica parte importante de los resultados obtenidos. Para la estimación de exposición por alimentos es necesaria la validación de instrumentos de medición que aseguren la calidad del dato obtenido. En 1994 – 1995, Sancha y Marchetti <sup>(7)</sup> midieron una concentración promedio de AsTot de  $32 \mu\text{g/L}$  en agua potable. En el proyecto que ampara este trabajo se midieron valores promedio de As total en agua de  $36,7\mu\text{g/L}$ ; al no disponer de las desviaciones estándar es difícil comparar y aseverar que no sean valores similares. Es probable que existan variaciones del As medido entre años, dentro del año y entre los distintos puntos de la ciudad, como así también en los niveles de As en las agua embotelladas (aguas minerales, purificadas o ultra purificadas).

Para la estimación de la exposición por alimentos, el instrumento usado fue la Encuesta de Recordatorio de 24 horas, cuya debilidad es su dependencia de la memoria a corto plazo de los sujetos entrevistados para la identificación de los alimentos ingeridos y la cuantificación del tamaño de las porciones, necesitando de encuestadores altamente capacitados. En la encuesta de 24 horas se asume que el único día de la entrevista es representativo de la ingesta usual de los alimentos del sujeto, aun cuando la ingesta es altamente variable día a día. Sin embargo, si el tamaño muestral es suficientemente grande, un único día en varias personas entrevistadas es representativo de la ingesta poblacional diaria <sup>(32)</sup>. En esta investigación se entrevistó una muestra representativa de la población expuesta, representando un aporte al estudio de la exposición a As mediante la dieta en el país. Una

limitación de los resultados de exposición por alimentos es su análisis químico, ya que la metodología disponible al realizar este trabajo en el laboratorio de la Universidad de Antofagasta no permitió especiar el As en alimentos, determinando sólo el As total. Se requiere la implementación de técnicas más avanzadas, como la cromatografía de alta resolución (HPLC) y disponer de laboratorios altamente calificados, con eficientes sistemas de control de calidad, de manera de garantizar los resultados obtenidos.

En los análisis de laboratorio en agua y alimentos se realizaron mediciones con soluciones patrones para validar los resultados obtenidos, pero se deben implementar técnicas analíticas que permitan la detección de otros compuestos arsenicales, insuficientemente estudiados en nuestro país (MMA y DMA).

Considerando sólo el aporte de As por medio del agua potable y de los alimentos, se realizó una estimación de las dosis de exposición. En la muestra analizada se estimó una dosis de exposición de 1,001  $\mu\text{g}/\text{día}/\text{Kg}$ , valor que sobrepasa en 3,3 veces la DRf establecida por la EPA, por lo que se pueden esperar efectos crónicos no carcinogénicos en este grupo si las condiciones de exposición se mantuvieran <sup>12,14</sup>.

Para analizar las diferencias observadas en los niveles de As en orina se realizaron modelos de regresión, los que mostraron que para el As inorgánico la única variable con un rol protector de pertenecer al tercil con los niveles mayores a 61,8  $\mu\text{g}/\text{g}$  es el consumo de carnes. Las proteínas contenidas en los diversos tipos de carnes son ricas en grupos metilos, favoreciendo su excreción urinaria. Aun cuando las chances estimadas son bajas, al menos permiten proponer que el consumo de carnes en personas altamente expuestas a As puede mejorar la capacidad metiladora y mejorar la excreción de los compuestos tóxicos, sin embargo se debe profundizar en esta hipótesis si se quieren realizar recomendaciones a nivel poblacional. En los modelos elaborados para  $\text{As}^{+3}$  no se encontraron variables con significación estadística.

Dada la condición particular de disponer de esta población expuesta en forma ambiental a As, es necesario explorar nuevas líneas de investigación para proteger a la población de sus efectos tóxicos. Dadas las dificultades analíticas para la medición de los compuestos tóxicos en alimentos, y en especial del As, se debe considerar como prioridad el establecer laboratorios regionales de referencia que cumplan la labor de monitorear la calidad de los alimentos consumidos en regiones con alta exposición ambiental.

Los avances en el abatimiento de As por la empresa sanitaria permiten estimar que en futuro próximo los niveles de As en el agua potable serán cercanos a la recomendación de la OMS de 10 µg/L <sup>(9)</sup>, por lo que podrían tomar relevancia las demás vías de exposición. Es un desafío ampliar nuestro conocimiento en cuanto a la exposición mediante la dieta, mejorar los instrumentos de medición, las técnicas de medición analíticas y el análisis de los datos obtenidos.

Se requiere sensibilizar a la comunidad expuesta sobre estilos de vida saludables. No se demostró el efecto del tabaquismo y sus efectos en comunidades expuestas a As, pero otros estudios muestran un efecto multiplicativo entre la exposición a As y tabaco y riesgo de cáncer pulmonar, situación reproducible con Antofagasta. Se necesita evaluar la situación de tabaquismo en niños. Este grupo de alto riesgo presenta las mayores dosis de exposición, dado por su menor peso corporal para los efectos no carcinogénicos. Sin embargo, se deben diseñar estrategias para prevenir la aparición de los efectos carcinogénicos a largo plazo.

## REFERENCIAS

1. INE. Instituto Nacional de Estadísticas. Anuario de Demografía 1997. Servicio de Registro Civil e Identificación – Ministerio de Salud. P. 40.
2. Medina E, Bahamondes P, Espinoza A, Fernández P, Jeria C. Tabaquismo en 12 ciudades chilenas. Cuad Méd Soc 1987, XXVIII (2): 76-82.
3. Comisión Nacional de Control de Estupefacientes. CONACE. 2000. Cuarto Estudio Nacional de Consumo de Drogas en Chile. Disponible en: <http://www.conace.cl>.
4. Instituto Nacional de Normalización (INN). Norma chilena de agua potable NCh409/1 cR1999 (Requisitos) NCh409/2 cR2004 (Muestreo) cR2004.
5. Arenas VC, Jara ML, Pastenes J, Escobar H y Salgado M. Monitoreo de Arsénico en agua potable de la ciudad de Antofagasta. Proceeding X Congreso Chileno de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. AIDIS. 1993. p 265 – 276.
6. Pastenes Julio. Arsenicismo, una realidad en la Segunda Región. Proceeding Simposium Contaminación Ambiental y Salud. Facultad de Ciencias de la Salud. Universidad de Antofagasta. 1995. p 40 –52.
7. Sancha AM y Marchetti N. Determinación de niveles de exposición a Arsénico de la población chilena. Proyecto FONDEFF 2-24. Santiago. 1997

8. OMS. Guidelines for drinking water-quality. 2<sup>nd</sup> ed. Vol 1. Recommendations. 1993. P 41-42. [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/GDWQ/Chemicals/arsenicsum.htm](http://www.who.int/water_sanitation_health/GDWQ/Chemicals/arsenicsum.htm).
9. Organización Mundial de la Salud (OMS). 2001. International Programme on Chemical Safety Compounds (IPCS). Environmental Health Criteria N° 224. Arsenic. Ginebra, Suiza.
10. Organización Mundial de la Salud (OMS). 1987. International Agency on Research in Cancer (IARC). Overall evaluations of carcinogenicity. An Updating of IARC monographs. Suppl. 7 p. 100. Ginebra, Suiza.
11. IARC (International Agency for Research on Cancer). 1980. In IARC Monograph on the evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans 50, Pharmaceutical Drugs, pag 47 – 63, IARC, Lyon.
12. EPA. U.S. Environmental Protection Agency. Integrated Risk Information System (IRIS) on Arsenic. Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, Cincinnati, OH, 1993. <http://www.epa.gov/ttn/uatw/hlthef/arsenic.html>.
13. E.P.A. U.S. Taller “Evaluación de Riesgo Ambiental”. 15 al 19 de diciembre de 1997. Organizado por División de Salud Ambiental (Ministerio de Salud) y Facultad de Medicina (U. De Chile). Santiago, 1997.
14. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). UPDATE. Toxicological profile for ARSENIC 1993.
15. República de Chile. Ministerio de Salud. Reglamento N° 594 sobre condiciones sanitarias y ambientales básicas en los lugares de trabajo. 2000. Diario Oficial. Título IV, Párrafo I. Artículo 56; Título V, Artículo 113. Modificaciones Dto. N° 201/01, Minsal D.OF. 05.07.01.
16. Borgoño JM, Venturino H and Vicent P. Estudio clínico epidemiológico de hidroarsenicismo en la II Región (1977). Rev Méd Chile (1980). 108: 1039-1048.
17. Borgoño JM, Vicent P, Venturino H, and Infante A. Arsenic in the drinking water of the city of Antofagasta: Epidemiological and clinical study before and after the installation of a treatment plant. Environ Health Perspective 1977, 19:103.
18. Borgoño, J. M. and R. Greiber (1971). Epidemiologic study of arsenic poisoning in the city of Antofagasta. 1971. Rev Med Chil 99(9): 702-7.

19. Venturino H. Determinación de concentración de Arsénico urinario en diferentes regiones de Chile. 1987. Cuad. Med. Soc XXVIII (1): 38-40.
20. Hopenhayn-Rich C, Biggs ML, Smith AH, Kalman DA and Moore LE. Methylation study of a population environmentally exposed to arsenic in drinking water. 1996. Environ Health Perspective 104 6: 620 – 628.
21. Hopenhayn-Rich C, Biggs ML, Kalman DA, Moore LE and Smith A. Arsenic methylation patterns before and after changing from high to lower concentrations of arsenic in drinking water. 1996. Environ Health Perspective 104 11: 1200 - 1207.
22. Chung J, Kalman D, Moore L, Kosnett M, Arroyo A, Beeris M, Guha Mazumder D, Hernandez A and Smith A. Family correlations of arsenic methylation patterns in children and parents exposed to high concentrations of arsenic in drinking water. 2002. Environ Health Perspective 110 7: 729– 733.
23. Bates MN, Smith AH and Hopenhayn-Rich C. Arsenic ingestion and internal cancers: A Review. 1992. Am J Epidemiol 135 5: 462-476.
24. Arroyo A. Cáncer de eventuales orígenes ambientales y su impacto en Salud Humana. En: “Simposium Contaminación Ambiental y Salud”. N. Herrera, J. Bravo, M. Cikutovic Editores. Facultad Ciencias de la Salud. Universidad de Antofagasta. Noviembre 1995. Antofagasta, Chile.
25. Ferreccio C, González C, Solari J, Noder C. Cáncer broncopulmonar entre trabajadores expuestos a arsénico: un estudio de casos y controles. Rev Méd Chile 1995, 124: 119-23.
26. Ferreccio C, González PC, Milosavjevic V, Marshall G, Sancha AM. Lung cancer and arsenic exposure in drinking water: a case-control study in northern Chile. 1998 Cad. Saude Publica 14: 193-198.
27. Ferreccio C, Gonzalez C, Milosavlevic V, Marshall G, Sancha AM, Smith A. 2000. Lung cancer and arsenic concentrations in drinking water in Chile. Epidemiology: 11(6): 673-679.
28. Rivara Zúñiga M y Corey G. Tendencia del riesgo de morir por cánceres asociados a la exposición crónica al arsénico II Región de Antofagasta, 1950-1993. Cuad Méd Soc 1995, XXXVI (4): 39-51.

29. Smith A, Goycolea M, Haque R and Biggs M. Marked increase in bladder and lung cancer mortality in a region of northern Chile due to arsenic in drinking water. 1998. *Am J Epidemiol* 147 7: 660-9.
30. Chapbell WR, Beck BD, Brown KG, Chaney R, Cothorn CR, Irgolic KJ, North DW, Thornton I and Tsongas TA. Inorganic arsenic: A need and an opportunity to improve Risk Assessment. 1997. *Environ Health Perspective* 105 10:1060– 1067.
31. Bates M, Smith A and Cantor K. Case-control study of bladder cancer and arsenic in drinking water. *Am J Epidemiol* 1995, 141 6: 523-530.
32. República de Chile. Ministerio de Salud. Instituto de Salud Pública de Chile. Manual Básico sobre mediciones y toma de muestras ambientales y biológicas en Salud Ocupacional. Ministerio de Salud, Santiago de Chile. Pág:173-174.
33. Willet W. *Nutritional Epidemiology* 1998. Oxford University Press, New York.