

Reciclaje de baterías de plomo-ácido usadas: consideraciones sanitarias



Organización
Mundial de la Salud

Reciclaje de baterías de plomo-ácido usadas: consideraciones sanitarias



**Organización
Mundial de la Salud**

Reciclaje de baterías de plomo-ácido usadas: consideraciones sanitarias [Recycling used lead-acid batteries: health considerations]

ISBN 978-92-4-351285-3

© Organización Mundial de la Salud 2017

Algunos derechos reservados. Esta obra está disponible en virtud de la licencia 3.0 OIG Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual de Creative Commons (CC BY-NC-SA 3.0 IGO; <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/igo>).

Con arreglo a las condiciones de la licencia, se permite copiar, redistribuir y adaptar la obra para fines no comerciales, siempre que se cite correctamente, como se indica a continuación. En ningún uso que se haga de esta obra debe darse a entender que la OMS refrenda una organización, productos o servicios específicos. No está permitido utilizar el logotipo de la OMS. En caso de adaptación, debe concederse a la obra resultante la misma licencia o una licencia equivalente de Creative Commons. Si la obra se traduce, debe añadirse la siguiente nota de descargo junto con la forma de cita propuesta: «La presente traducción no es obra de la Organización Mundial de la Salud (OMS). La OMS no se hace responsable del contenido ni de la exactitud de la traducción. La edición original en inglés será el texto auténtico y vinculante».

Toda mediación relativa a las controversias que se deriven con respecto a la licencia se llevará a cabo de conformidad con las Reglas de Mediación de la Organización Mundial de la Propiedad Intelectual.

Forma de cita propuesta. Reciclaje de baterías de plomo-ácido usadas: consideraciones sanitarias [Recycling used lead-acid batteries: health considerations]. Ginebra: Organización Mundial de la Salud; 2017. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

Catalogación (CIP): Puede consultarse en <http://apps.who.int/iris>.

Ventas, derechos y licencias. Para comprar publicaciones de la OMS, véase <http://apps.who.int/bookorders>.

Para presentar solicitudes de uso comercial y consultas sobre derechos y licencias, véase <http://www.who.int/about/licensing>.

Materiales de terceros. Si se desea reutilizar material contenido en esta obra que sea propiedad de terceros, por ejemplo cuadros, figuras o imágenes, corresponde al usuario determinar si se necesita autorización para tal reutilización y obtener la autorización del titular del derecho de autor. Recae exclusivamente sobre el usuario el riesgo de que se deriven reclamaciones de la infracción de los derechos de uso de un elemento que sea propiedad de terceros.

Notas de descargo generales. Las denominaciones empleadas en esta publicación y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, por parte de la OMS, juicio alguno sobre la condición jurídica de países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto del trazado de sus fronteras o límites. Las líneas discontinuas en los mapas representan de manera aproximada fronteras respecto de las cuales puede que no haya pleno acuerdo.

La mención de determinadas sociedades mercantiles o de nombres comerciales de ciertos productos no implica que la OMS los apruebe o recomiende con preferencia a otros análogos. Salvo error u omisión, las denominaciones de productos patentados llevan letra inicial mayúscula.

La OMS ha adoptado todas las precauciones razonables para verificar la información que figura en la presente publicación, no obstante lo cual, el material publicado se distribuye sin garantía de ningún tipo, ni explícita ni implícita. El lector es responsable de la interpretación y el uso que haga de ese material, y en ningún caso la OMS podrá ser considerada responsable de daño alguno causado por su utilización.

Printed in Switzerland

Índice

| | |
|---|-----------|
| Reconocimientos | 1 |
| 1. Introducción | 2 |
| 1.1. Objetivo y alcance del documento | 3 |
| 2. Cómo se produce la exposición al plomo durante el reciclaje y la eliminación | 4 |
| 2.1. Componentes de una batería de plomo-ácido | 4 |
| 2.2. Pasos del proceso de reciclaje | 5 |
| 2.3. Liberación de plomo y exposición durante el reciclaje | 7 |
| 2.3.1. Reciclaje de plomo informal | 9 |
| 2.4. Otros productos químicos liberados durante el reciclaje | 10 |
| 2.5. Estudios de la exposición al plomo resultante del reciclaje de baterías de plomo-ácido | 10 |
| 2.5.1. Senegal | 11 |
| 2.5.2. República Dominicana | 13 |
| 2.5.3. Vietnam | 13 |
| 3. Principales vías de exposición al plomo y efectos sobre la salud | 15 |
| 3.1. Vías de exposición al plomo | 15 |
| 3.2. Efectos tóxicos del plomo | 16 |
| 3.2.1. Efectos gastrointestinales | 17 |
| 3.2.2. Efectos neurológicos | 17 |
| 3.2.3. Efectos cardiovasculares | 19 |
| 3.2.4. Efectos renales | 19 |
| 3.2.5. Efectos endocrinos | 19 |
| 3.2.6. Efectos en el aparato reproductor y durante el embarazo | 19 |
| 3.2.7. Efectos hematológicos | 20 |
| 3.3. Efectos tóxicos relacionados con concentraciones de plomo en sangre | 20 |
| 4. Impacto de la exposición al plomo en la salud pública | 22 |
| 5. Impacto económico de la exposición al plomo en los países | 24 |
| 6. Evaluación de la exposición al plomo | 25 |
| 6.1. Medición del plomo en sangre | 25 |
| 6.2. Consideraciones sobre el historial de exposición | 28 |
| 6.3. Evaluación ambiental | 28 |
| 6.3.1. Suelo y polvo | 28 |
| 6.3.2. Aire | 29 |
| 6.3.3. Alimentos y agua | 31 |

| | |
|--|-----------|
| 7. Medidas de control | 32 |
| 7.1. Recogida, almacenamiento y transporte de baterías | 32 |
| 7.2. Reciclaje de baterías | 33 |
| 7.2.1. Equipo de protección personal | 34 |
| 7.3. Reciclaje informal | 34 |
| 7.4. El problema de la contaminación heredada | 36 |
| 7.5. Medidas de política | 36 |
| 8. Conclusiones y camino a seguir | 37 |
| 9. Referencias | 38 |

Reconocimientos

Este documento ha sido escrito por Bernice Schaddelee-Scholten (consultora) y Joanna Tempowski del Departamento de Salud Pública, Medio Ambiente y Determinantes Sociales de la Salud de la Organización Mundial de la Salud (OMS), Ginebra, Suiza. El primer borrador se elaboró para un seminario organizado por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente sobre el manejo seguro de baterías de plomo-ácido usadas celebrado en Osaka, Japón, del 26 al 27 de octubre de 2015. Agradecemos a los participantes de la reunión sus comentarios sobre el borrador.

Comentarios adicionales fueron formulados por: Jack Caravanos, New York University, Nueva York, Estados Unidos; Edith Clarke, Occupational & Environmental Health Unit, Ghana Health Service, Accra, Ghana; Bret Ericson, Pure Earth, Nueva York, Estados Unidos; Perry Gottesfeld, Occupational Knowledge International, Estados Unidos; Amalia Laborde, Centro de Información y Asesoramiento Toxicológico, Montevideo, Uruguay; Philip Landrigan, Icahn School of Medicine at Mount Sinai, Nueva York, Estados Unidos; Byung-Kook Lee, Institute of Environmental & Occupational Medicine, Soonchunhyang University, República de Corea; Angela Mathee, Environment and Health Research Unit, Medical Research Council, Johannesburgo, Sudáfrica; and Lynn Panganiban, Department of Pharmacology & Toxicology of the College of Medicine, Manila, Filipinas.

En cuanto a la OMS, formularon comentarios las siguientes personas: Hamed Bakir, Mohamed Elmi, Soren Madsen, Mazen Malkawi y Raki Zghondi, Eastern Mediterranean Regional Centre for Environmental Health Activities, Ammán, Jordania; y Dorota Jarosińska, Centro Europeo de Medio Ambiente y Salud de la OMS, Bonn, Alemania.

Agradecemos el apoyo financiero proporcionado por la Comisión Europea para la traducción al español.

Traducción al español : Locordia SA — Rue Tasson-Snel 22–24 1060 Bruxelles – Belgique

Crédito de las fotografías : Larry C Price/ The Pulitzer Center on Crisis Reporting (reciclaje de baterías en Indonesia: portada y página 9, 26 y 29); Perry Gottesfeld/ Occupational Knowledge International (reciclaje de baterías en Viet Nam: página 12 y 20).

Editado por Philip Jenkins.

Diseño y composición de Paprika (Annecy, France)

1. Introducción

Aproximadamente, un 85% del consumo total mundial de plomo va destinado a la producción de baterías de plomo-ácido (ILA, 2017).

Aproximadamente, un 85% del consumo total mundial de plomo va destinado a la producción de baterías de plomo-ácido (ILA, 2017). Representa un mercado de crecimiento rápido, especialmente en Asia (Future Market Insights, 2014). Estas baterías se usan principalmente en vehículos motorizados, para el almacenamiento de energía generada por células fotovoltaicas y turbinas eólicas, y para suministrar energía eléctrica de reserva (tanto para el mercado del consumidor como para sistemas críticos tales como las telecomunicaciones y los hospitales). En los países en desarrollo en los que el suministro de energía es deficiente, se usan a nivel nacional baterías de plomo-ácido para la iluminación y otros aparatos eléctricos (PNUMA, 2004). El crecimiento en el uso de fuentes de energía renovable y la concomitante necesidad de baterías de almacenamiento, así como la creciente demanda de vehículos motorizados al tiempo que los países atraviesan un desarrollo económico, indican que la demanda de baterías de plomo-ácido seguirá aumentando. Esto queda reflejado en la creciente demanda mundial de plomo refinado, que se estimó en 10,83 millones de toneladas en 2016 (International Metals Study Groups, 2016). La demanda se satisface con incrementos tanto en la producción primaria de plomo en minas como en el reciclaje. De hecho, actualmente, más de la mitad de la producción mundial de plomo procede del reciclaje de plomo (ILA, 2015).

La fabricación y reciclaje de baterías de plomo-ácido se lleva a cabo en todo el mundo tanto en industrias reguladas como en establecimientos informales y no regulados (PNUMA, 2003). El reciclaje de plomo es una fuente de contaminación ambiental y de exposición humana importante en numerosos países (PNUMA, 2010; van der Kuijp et al., 2013). Esto se debe a que normalmente se suele realizar sin los procesos ni tecnologías necesarios para controlar las emisiones de plomo y, en muchos países en desarrollo, se trata de una industria poco regulada (PNUMA, 2010; Manhart et al., 2016). El reciclaje sin regular e informal de baterías de plomo-ácido usadas presenta unos problemas particulares, ya que se suele llevar a cabo por empresas familiares pequeñas, a menudo en los patios traseros de las casas y a veces en secreto (PNUMA, 2004; Belay et al., 2015; AGENDA, 2016). Sin embargo, incluso las plantas de reciclaje a

escala industrial establecidas pueden provocar una contaminación ambiental y una exposición humana al plomo significativas en países sin los estándares adecuados o cuando los controles normativos se ejecutan de manera inadecuada (California Environmental Protection Agency, 2015).

El reciclaje de baterías de plomo-ácido usadas es una cuestión de salud pública debido a que esta industria está asociada a un alto nivel de exposición laboral y de emisiones al medio ambiente. Asimismo, no existen niveles seguros conocidos de exposición al plomo y el impacto sanitario de la exposición al plomo es significativo. Según datos de 2015, se estima que la exposición al plomo fue la causa de 495 550 muertes y la pérdida de 9,3 millones de años de vida ajustados en función de la discapacidad (AVAD) debido a los efectos sobre la salud a largo plazo, con la mayor carga en países de ingresos bajos y medios (IHME, 2016). Los niños de corta edad y las mujeres en edad de procrear son particularmente vulnerables a la exposición y a los efectos tóxicos del plomo.

1.1. Objetivo y alcance del documento

Este documento trata de informar al sector sanitario sobre este asunto para que sea capaz de reconocer el reciclaje de baterías de plomo-ácido como una fuente de exposición al plomo y de promover que esta práctica sea más controlada y regulada. También trata de informar a los responsables políticos de la carga de morbilidad asociada a la exposición al plomo para estimular la introducción y ejecución de medidas de control.

El documento presenta el proceso de reciclaje de baterías de plomo-ácido usadas y describe cómo puede producirse la exposición al plomo. Tres estudios de caso ilustran el impacto que puede tener el reciclaje de baterías incontrolado sobre una comunidad. Posteriormente, el documento analiza los efectos negativos sobre la salud derivados de la exposición al plomo. Se muestra una visión general acerca de los métodos de evaluación de la exposición al plomo a través de la medición de la concentración de plomo en la sangre y de muestras ambientales. Este documento no trata de proporcionar información técnica sobre métodos de muestreo ambiental, pero remite al lector a otras fuentes. Por último, se ofrece una breve información sobre medidas de control para prevenir la liberación de plomo durante el reciclaje.

2. Cómo se produce la exposición al plomo durante el reciclaje y la eliminación

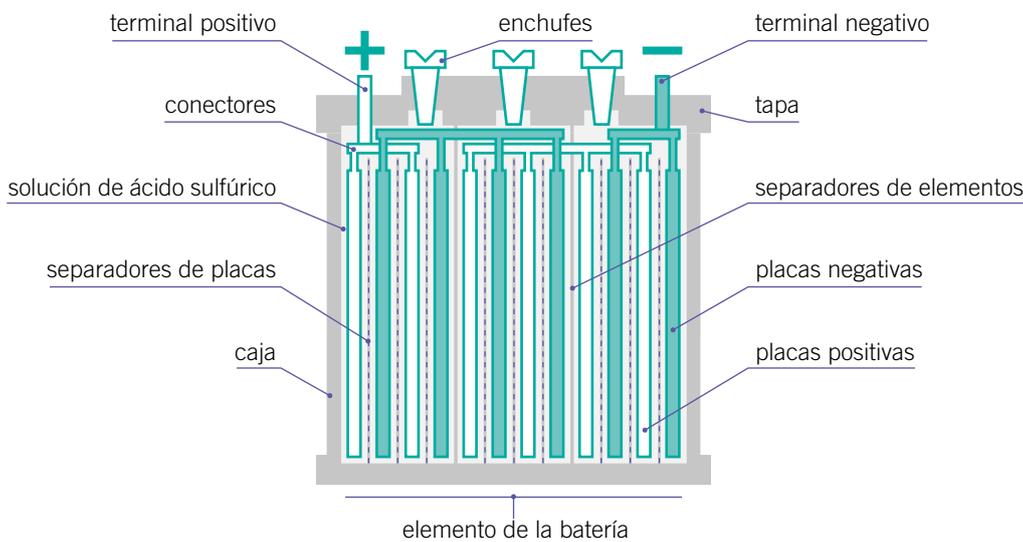
Las principales vías de exposición al plomo procedente del reciclaje de baterías de plomo-ácido usadas se derivan de las emisiones al medio ambiente. Estas se producen en varias etapas del proceso de reciclaje, tal y como se describe a continuación. Las partículas y los vapores de plomo emitidos en el aire pueden ser inhalados y se depositan a su vez en el suelo, masas de agua y otras superficies, incluidos jardines y hogares. Los materiales de desecho procedentes del procesamiento de plomo, si no se tratan y se eliminan correctamente, pueden contaminar masas de tierra y agua. El ácido usado con altas concentraciones de plomo se vierte a menudo sobre el terreno o se libera en vías fluviales. El plomo puede entrar en la cadena alimentaria a través de cultivos que crecen en tierras contaminadas, por una deposición directa en los cultivos, a través de animales destinados a la alimentación que buscan alimento en áreas contaminadas y consumen partículas de plomo y a través de peces y mariscos que se encuentran en aguas contaminadas por plomo (PNUMA, 2003; PNUMA, 2010).

2.1. Componentes de una batería de plomo-ácido

Una batería de plomo-ácido está hecha de los siguientes componentes, cubierta por una caja o carcasa de plástico o ebonita (véase la Figura 1) (PNUMA, 2003). Hay terminales positivos y negativos hechos de plomo que constituyen los puntos de conexión a dispositivos externos. Hay conjuntos de placas positivas y negativas separadas por un separador de placas (láminas porosas de PVC o plástico polietileno, microfibra de vidrio o resinas fenólicas que permiten el libre movimiento de los iones en la solución electrolítica). Las placas positivas son rejillas hechas de plomo, o de una aleación de plomo, recubiertas por una pasta de plomo metálico porosa y las placas negativas son

rejillas de plomo recubiertas por una pasta de dióxido de plomo. Una serie de placas negativas y positivas, así como los separadores, constituye un elemento de la batería y estos están separados por placas del mismo material que el de la caja de la batería. Los elementos se bañan en una solución electrolítica de ácido sulfúrico, que puede recargarse a través de los enchufes. En las baterías selladas, el electrolito puede ser tanto un gel como estar absorbido en separadores de microfibra de vidrio.

Figura 1. Componentes y estructura de una batería de plomo-ácido (PNUMA, 2003) [se debe volver a dibujar]



La cantidad media de plomo presente en baterías de automóviles puede oscilar entre 2 y 13 kg, en función del tamaño del vehículo (CCA, 2016).

2.2. Pasos del proceso de reciclaje

Casi todas las piezas de las baterías de plomo-ácido pueden reciclarse. Estos son los pasos principales del proceso de reciclaje:

- recogida y transporte de las baterías a una planta de reciclaje
- separación de las piezas que componen las baterías
- fundición y refinado de los componentes de plomo
- lavado y posterior rallado o fundido de los componentes de plástico
- purificación y tratamiento del electrolito de ácido sulfúrico
- tratamiento y eliminación de desechos

Las baterías se descomponen de manera mecánica o manual para separar el ácido y los componentes. Los componentes de plomo se transportan a los hornos para su fundición. Tras la fundición, se retira la escoria y el plomo fundido sin

Casi todas las piezas de las baterías de plomo-ácido pueden reciclarse.

refinar puede verterse en moldes y enfriarse, o bien irá directamente a una caldera (olla de fundición) para que se mantenga fundido antes del refinado. El objetivo del proceso de refinado es producir plomo de alta pureza o aleaciones (que requieren la adición de elementos traza específicos a la caldera de refinado) que puedan utilizarse en la creación de una nueva batería de plomo. El plomo fundido se vierte entonces en moldes y se deja enfriar (OSHA, 2002).

Los componentes de plástico reciclables son lavados y posteriormente rallados o molidos y fundidos. El plástico fundido se extrae formando gránulos que pueden utilizarse en la fabricación de otros productos de plástico, incluidas nuevas carcasas de baterías (ILA, 2015). En muchas plantas de reciclaje más pequeñas en países de ingresos bajos y medios, las carcasas de plástico de las baterías no suelen reciclarse y se desechan o se queman.

El electrolito puede recuperarse para su reutilización o neutralizarse con alcalinidad y tratarse para eliminar el plomo u otros contaminantes antes de que se liberen en el sistema de alcantarillado. Por otra parte, puede purificarse la solución y extraerse el sulfato de sodio para su uso en la fabricación de detergentes u otros productos (PNUMA, 2003; ILA, 2015).

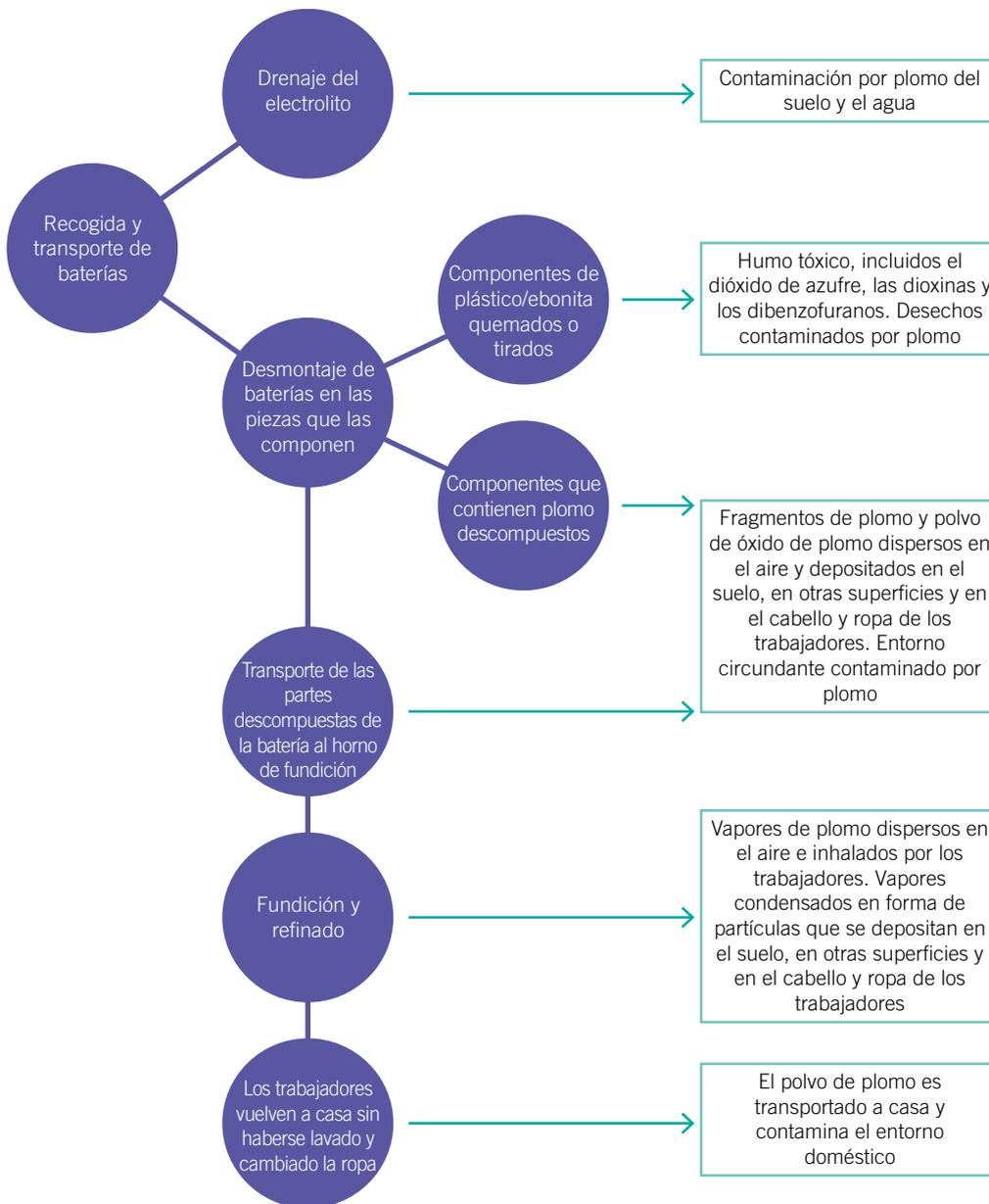
En cada uno de estos pasos, se libera polvo y vapores de plomo en el aire (véase el apartado 2.3) que contaminan tanto el lugar de trabajo como el medio ambiente en general. La aplicación de procesos cerrados y automatizados con dispositivos de control de la contaminación puede reducir estas emisiones.

En un proceso cerrado y automatizado habitual, las baterías de plomo se descomponen en un molino de martillo o una trituradora y las piezas se introducen en tanques llenos de agua. Ahí interviene la gravedad para separar los componentes: el plomo y los materiales pesados se sumergen hasta el fondo y los plásticos emergen a la superficie. Se retiran los materiales de plástico y se extrae el líquido, incluido el electrolito de ácido sulfúrico. Los componentes metálicos se transportan a hornos cerrados para su fundición y refinado y posteriormente se vierten en moldes de fundición (OSHA, 2002; PNUMA, 2003). Los desechos procedentes del reciclaje se recogen, tratan y eliminan en el vertedero de residuos designado (PNUMA, 2003).

En un proceso manual, se drenan las baterías y se rompen después con machetes, hachas o sierras eléctricas. Se separan los componentes de forma manual en montones. Los componentes de plomo se transportan al horno o se llevan a una cinta transportadora abierta. El horno puede consistir, en el peor de los casos, en una simple olla a fuego (PNUMA, 2003; PNUMA, 2004; Manhart & Schleicher, 2015). El plomo fundido se vierte entonces en moldes de fundición.

Para reducir las emisiones de plomo son necesarios procesos automatizados y cerrados con dispositivos de control de la contaminación.

Figura 2. Puntos esquemáticos ilustrativos en los que se libera plomo durante el reciclaje de baterías



2.3. Liberación de plomo y exposición durante el reciclaje

En la etapa de recogida y transporte, la solución electrolítica de ácido sulfúrico se drena en ocasiones para reducir el peso de las baterías o debido a que se ofrece un precio más alto por las baterías drenadas (Manhart & Schleicher, 2015). Si no se realiza en esta etapa, el electrolito puede drenarse en la planta de reciclaje (en algunos procesos cerrados, las baterías no se drenan antes del triturado). Además, el electrolito puede escaparse de baterías dañadas durante el almacenamiento y transporte (PNUMA, 2003). Si no se toman las precauciones adecuadas para evitar el contacto con la piel, el ácido provocará lesiones corrosivas. El electrolito contiene plomo disuelto y, si se producen

Los métodos manuales de reciclaje liberan grandes cantidades de plomo en el medio ambiente.

fugas o se vierte en el terreno en vez de en los tanques de recogida, el plomo se incorpora a las partículas del suelo convirtiéndose, posteriormente, en una fuente de polvo de plomo (PNUMA, 2003). El vertido del electrolito en estanques y cursos de agua contamina aguas que probablemente se usen para beber, pescar o cocinar.

Dividir las baterías de manera manual libera partículas de plomo y polvo de óxido de plomo, que representan una fuente de exposición al plomo para los trabajadores (Suplido & Ong, 2000; PNUMA, 2003). El polvo y las partículas se depositan también en el suelo de alrededor y pueden llegar a áreas más alejadas, contaminando el medio ambiente en general y convirtiéndose en una fuente de exposición para la comunidad (PNUMA, 2003; Haeffliger et al., 2009). Los molinos de martillo y las trituradoras pueden liberar neblina de plomo, el cual puede secarse y liberar polvo de plomo si se remueve. El polvo asentado en el equipo de vibración puede suspenderse de nuevo en el aire y ser inhalado (OSHA, 2002).

Durante el proceso de separación, el agua usada en los sistemas automatizados para separar el plomo del resto de componentes se contamina significativamente con compuestos de plomo. Si se producen fugas o no se trata antes de la eliminación, contaminará el terreno o suelo. Cuando esta agua se evapora deja un polvo fino de plomo residual que el viento puede dispersar (PNUMA, 2003).

Cuando los componentes de plomo se trasladan en la planta de reciclaje, por ejemplo, en cintas transportadoras abiertas o en carretillas, y cuando se van amontonando dentro del horno, se liberan fragmentos y polvo de plomo.

Las temperaturas utilizadas para refinar el plomo pueden llegar a alcanzar los 1000 °C, lo que genera grandes cantidades de vapor de plomo. Si el horno no se encuentra a una presión negativa o si la planta tiene una ventilación y/o controles de emisiones inadecuados, los trabajadores inhalarán los vapores (PNUMA, 2003). Los vapores de plomo son particularmente peligrosos debido al pequeño tamaño de las partículas que permite que el plomo sea inhalado en el tracto respiratorio inferior y sea absorbido (ATSDR, 2007). Los vapores acabarán depositándose como partículas de plomo en las superficies circundantes y en el suelo, dando lugar a la creación de polvo de plomo, que también puede ser inhalado. Las emisiones fugitivas de plomo procedentes de estas fuentes pueden ser considerables y son más difíciles de controlar. A veces, las cenizas del proceso de fundición se tamizan manualmente para retirar las partículas de metal, dispersando polvo contaminado por plomo en el aire (Paddock, 2016).

El lavado y el cambio de ropa antes de volver a casa protegen a los familiares de la exposición al plomo.

El vapor, las partículas de plomo y el polvo liberados en varias etapas del proceso de reciclaje se depositarán también en la piel, el pelo y la ropa de los trabajadores. Si los trabajadores no se lavan ni se cambian de ropa antes de regresar a sus hogares, todo ese plomo se convertirá en una fuente de exposición

trasladada al hogar para los miembros de sus familias e incluso, posiblemente, para una comunidad más amplia (Daniell et al., 2015). La intoxicación por plomo en las mujeres e hijos del personal que trabaja con plomo provocada por el traslado del plomo del trabajo al hogar se ha documentado repetidas veces (Baker et al., 1977; Chisolm, 1978).

2.3.1. Reciclaje de plomo informal

Las prácticas de reciclaje informal y sin regular (“de patio trasero” o “rurales”) se llevan a cabo en muchos países y han dado lugar a exposiciones e intoxicaciones por plomo, estando especialmente en riesgo los niños de corta edad (Matte, 1991; Suplido & Ong, 2000; Haefliger et al., 2009; van der Kuijp et al., 2013; Daniell et al., 2015). Esta práctica en ocasiones se lleva a cabo en áreas urbanas con una alta densidad de población, lo que significa que una operación de reciclaje tiene el potencial de afectar a un gran número de personas (Haefliger et al., 2009). Existen pocos (si los hubiere) controles de contaminación. Los desechos que contienen plomo, tales como la solución electrolítica y la escoria resultante del proceso de fundición, simplemente suelen desecharse, aunque puede que se venda la escoria para fundiciones posteriores. Puede que el trabajo sea llevado a cabo por pequeños grupos familiares en sus hogares. Los niños ayudan a menudo a desmontar las baterías y a lavar los componentes (van der Kuijp et al., 2013). Debido a que se tiene un conocimiento escaso sobre la toxicidad del plomo en el proceso de reciclaje, y a que tal proceso se ejecuta en unas condiciones deficientes de controles de seguridad, salud y medio ambiente, es especialmente probable que el reciclaje informal provoque contaminación ambiental y exposición humana (PNUMA, 2004; van der Kuijp et al., 2013; Daniell et al., 2015).



El suelo contaminado con compuestos de plomo puede extenderse por toda la comunidad y entrar en los hogares. Si las actividades de reciclaje tienen lugar cerca del hogar, el plomo transportado por el aire puede penetrar en los hogares y acumularse en el suelo, sobre las camas o cualquier otro mueble (Haefliger et al., 2009). El polvo depositado puede volver a suspenderse en el aire y ser inhalado mientras las personas caminan por ahí o limpian el polvo. Para los niños de corta edad que pasan largos periodos de tiempo en el suelo y que frecuentemente se llevan las manos y otros objetos a la boca, la exposición al plomo en estos entornos supone un riesgo especialmente alto.

El reciclaje informal tiene grandes probabilidades de producir contaminación medioambiental y exposición humana al plomo.

Si los componentes de plástico no se lavan correctamente antes de ser reutilizados para otros productos, estos productos estarán contaminados con plomo (Manhart & Schleicher 2015). Si las carcasas de las baterías se utilizan en los hogares como material de construcción o como contenedores, se está introduciendo de nuevo la posibilidad de contaminación por plomo (Daniell et al., 2015).

Se han presentado informes en Camerún y otros países sobre chatarra de plomo procedente de actividades de reciclaje informal que ha sido mezclada con chatarra de aluminio para hacer ollas de cocina (CREPD, 2015). El plomo puede filtrarse en la comida que se prepara o almacena en estas ollas (Weidenhamer et al., 2014; Weidenhamer et al., 2017).

2.4. Otros productos químicos liberados durante el reciclaje

A pesar de que este documento se centra en la liberación de plomo, existen otros productos químicos peligrosos que pueden ser liberados durante el reciclaje. Además de los terminales y las placas de plomo, las baterías contienen varios elementos de plástico y caucho duro (ebonita) y la solución electrolítica de ácido sulfúrico. Los componentes de plomo pueden contener otros elementos tales como arsénico, antimonio, bario y cadmio (PNUMA, 2003). Estas sustancias pueden formar parte de los desechos y emisiones generados en varias etapas del proceso de reciclaje. Puede que, en vez de reciclarse, se quemen los componentes de caucho y plástico, lo que produciría gases tóxicos, incluidos el dióxido de azufre, el cloro, las dioxinas y los dibenzofuranos (PNUMA, 2003).

2.5. Estudios de la exposición al plomo resultante del reciclaje de baterías de plomo-ácido

El reciclaje de baterías de plomo-ácido puede provocar una exposición laboral al plomo considerable. Were et al. (2012) investigaron una planta de reciclaje de baterías de plomo-ácido en Kenia y descubrieron concentraciones elevadas de plomo tanto en el aire como en la sangre de los trabajadores. El estudio identificó una serie de insuficiencias en las prácticas laborales y en las medidas de control que resultaron en una exposición al plomo excesiva. Algunos ejemplos incluyen controles de ingeniería inadecuados (incluidos los sistemas de ventilación deficientes) y medidas de higiene personal inadecuadas (incluidas la falta de protección respiratoria y de utilización de las instalaciones de lavado). Entre los trabajadores implicados en el proceso de reciclaje de baterías de plomo-ácido no suele haber una sensibilización general suficiente sobre los peligros del plomo (CREPD, 2015).

Una revisión de la bibliografía publicada sobre la exposición en plantas de fabricación y reciclaje de baterías de plomo-ácido del sector formal en los países en desarrollo detectó que concentraciones de plomo gravemente altas en sangre y en el aire eran habituales (Gottesfeld & Pokhrel, 2011). La media aritmética

de la concentración sanguínea de plomo de los trabajadores involucrados en el reciclaje de baterías era de 64 $\mu\text{g}/\text{dL}$, con un rango de 37,7 a 112,5 $\mu\text{g}/\text{dL}$. Esto contrastaba con los datos obtenidos de países desarrollados donde eran pocos los trabajadores con concentraciones de plomo en sangre superiores a 50 $\mu\text{g}/\text{dL}$ y la mayoría tenían menos de 25 $\mu\text{g}/\text{dL}$ (aunque es probable que incluso estas concentraciones provoquen efectos adversos en la salud; véase el apartado 3.2). La revisión también detectó que en las plantas de reciclaje se habían registrado altas concentraciones de plomo en el aire, con un valor medio de 367 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Este valor es 7 veces mayor al límite de exposición admisible de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ como un promedio ponderado en el tiempo (TWA, por sus siglas en inglés) de 8 horas adoptado en Estados Unidos (OSHA, 1978).

Las comunidades que viven cerca de plantas de reciclaje se encuentran en riesgo de exposición al plomo y se ha registrado una gran contaminación del suelo que hay alrededor de numerosas plantas de reciclaje del sector formal (Levallois et al., 1991; Wang et al., 1992; Zhang et al., 2016). En su revisión, Gottesfeld & Pokhrel (2011) recopilaron 11 estudios en siete países con exposición al plomo de niños residentes en entornos cercanos a plantas de fabricación y reciclaje de baterías de plomo y registraron una concentración sanguínea media de plomo de 29 $\mu\text{g}/\text{dL}$, con valores de hasta 71 $\mu\text{g}/\text{dL}$. Recientemente, se ha cerrado una gran planta de reciclaje en Estados Unidos tras su incumplimiento de los controles de emisiones y estándares de gestión de desechos. Se detectó que la planta había contaminado el área circundante con plomo en un radio de unos 2,7 kilómetros (California Environmental Protection Agency, 2015).

Los estudios de caso que se muestran a continuación ilustran cómo la contaminación ambiental provocada por el reciclaje de baterías de plomo-ácido puede ocasionar graves intoxicaciones por plomo en una comunidad y pueden continuar incluso después de haber detenido las operaciones de reciclaje. El primer caso describe la exposición al plomo a través de la recuperación de plomo y de componentes de plomo procedentes de baterías desechables, así como sus consecuencias para la salud. Los otros dos estudios de caso muestran que el hecho de cerrar o trasladar las operaciones de reciclaje de baterías no son medidas suficientes en sí mismas para prevenir la exposición humana al plomo.

2.5.1. Senegal

Entre noviembre de 2007 y marzo de 2008, 18 niños murieron por una agresiva enfermedad del sistema nervioso central de origen desconocido en un barrio de Dakar, en Senegal (Haefliger et al., 2009). Una de las posibilidades que se barajaron fue la intoxicación por plomo, ya que las madres de algunos de esos niños participaban en tareas de reciclaje de baterías de plomo-ácido usadas. El reciclaje de plomo informal en la región se practica desde 1995 y desde entonces se han ido acumulando varios compuestos de plomo en el suelo

arenoso. En torno a octubre de 2007, algunos residentes locales se dieron cuenta de que el plomo acumulado en el suelo podía ser cribado y vendido. Por tanto, comenzaron a recoger el suelo rico en plomo llenando sacos que llevaban hasta las comunidades, a veces incluso hasta el interior sus hogares.

Se envió una misión de investigación para trabajar con las autoridades sanitarias locales en la investigación de las muertes. Debido a motivos culturales, no fue posible realizar autopsias ni pruebas *post mortem* a los niños que habían muerto, por lo que el equipo de la misión centró su investigación en los hermanos y las madres de los niños. Otro grupo de niños y adultos, que vivía en la misma comunidad pero que, aparentemente, no tenían relación con los niños fallecidos, fue también investigado para evaluar el alcance de la intoxicación por plomo en el área. Un total de 81 individuos fueron examinados y sometidos a pruebas y en todos ellos se detectó una intoxicación por plomo, en algunos casos grave. Se detectaron concentraciones altas de plomo en sangre en los niños, con unos niveles que oscilaban entre 39,8 y 613,9 $\mu\text{g}/\text{dL}$ (los niveles superiores a 45 $\mu\text{g}/\text{dL}$ indican una intoxicación potencialmente grave).

Investigaciones ambientales descubrieron que los hogares y el suelo estaban altamente contaminados con plomo. Las concentraciones de plomo en el suelo exterior alcanzaban los 302 000 mg/kg y las concentraciones en interior llegaban a 14 000 mg/kg . A modo de comparación, el valor estándar según la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA, por sus siglas en inglés) para un área de juegos infantiles es de 400 mg/kg y para otras áreas residenciales es de 1200 mg/kg (US EPA, 2001). La vía de exposición

más probable era la inhalación y/o ingesta del suelo contaminado y el polvo en suspensión mientras que los niños jugaban en el terreno contaminado. Esto indicaba que otros habitantes

del área afectada (alrededor de 940 personas, de las cuales 460 eran niños y adolescentes) también podrían estar intoxicados por plomo. Si bien las causas de las muertes de los 18 niños no pudieron confirmarse, las pruebas circunstanciales, incluidas la gran contaminación ambiental y las altas concentraciones de plomo en sangre en hermanos, sugerían que la mayoría de los niños, si no todos, murieron debido a una encefalopatía provocada por una grave intoxicación por plomo. Con el fin de prevenir futuras exposiciones, se limpiaron los hogares y se eliminó el suelo contaminado, el cual se reemplazó por uno más limpio. Se llevó a cabo una campaña de sensibilización pública para promover un cambio en las prácticas de reciclaje.



2.5.2. República Dominicana

En Haina, en República Dominicana, se realizó un estudio sobre la detección de plomo en 116 niños que vivían cerca de un horno de fundición de reciclaje de baterías de plomo-ácido (Kaul & Mukerjee, 1999). Se detectaron concentraciones muy altas de plomo en sangre con un valor medio de 71 µg/dL. Poco después, el gobierno cerró la planta de reciclaje.

Seis meses después, se realizó un estudio de seguimiento en 146 niños intoxicados por plomo en la misma comunidad (Kaul et al., 1999). Se detectó que, a pesar de que las concentraciones de plomo en sangre se habían reducido de manera significativa, con una media de 32 µg/dL (un rango de 6 a 130 µg/dL), estas todavía eran altas. Solo el 9% de los niños tenía concentraciones de plomo en sangre por debajo de 10 µg/dL y el 28% de los niños las tenían por encima de 40 µg/dL. A modo de comparación, también se realizó un estudio en 63 niños de una comunidad cercana, que tenían características demográficas similares pero sin la presencia de un horno de fundición. En este caso, la concentración sanguínea media de plomo era de 14 µg/dL (un rango de 20 a 99 µg/dL) y el 42% de los niños presentaban niveles de <10 µg/dL.

Una evaluación ambiental detectó que, a pesar de que el horno de fundición había sido cerrado, todavía había chatarra metálica y suelo y materiales sólidos residuales mezclados dispersados en los alrededores. Habían empezado a realizarse algunas actividades de limpieza en el momento de la visita; sin embargo, una variedad de materiales de desecho aún permanecían en el sitio y seguían siendo un peligro para el barrio. Los autores llegaron a la conclusión de que, aunque el cierre de la planta de reciclaje de baterías disminuyó considerablemente la concentración sanguínea de plomo en los niños, estos todavía estaban expuestos al plomo a través del entorno (Kaul et al., 1999).

En 2008 y 2009 se pusieron en práctica algunas actividades de descontaminación para eliminar el suelo contaminado y se realizaron sesiones educativas dirigidas a los niños locales para ayudar a minimizar su exposición al polvo y los materiales de plomo (Blacksmith Institute, 2009).

2.5.3. Vietnam

El pueblo de Dong Mai, situado al norte de Vietnam, ha sido un centro de reciclaje de baterías de plomo-ácido usadas desde la década de 1980. Un estudio realizado entre 2006 y 2007 detectó una alta exposición al plomo y, posteriormente, se trató de trasladar las operaciones de reciclaje de un entorno familiar a una zona industrial a 1 km del pueblo. La zonificación se formalizó en 2010, aunque algunas actividades de reciclaje continuaron llevándose a cabo en algunos hogares. Posteriormente, se realizó un estudio en un periodo de más de un año desde diciembre de 2011 para evaluar la exposición al

plomo de niños y los niveles ambientales de plomo (Daniell et al., 2015). A los 109 niños sometidos a pruebas se les detectaron concentraciones altas de plomo en sangre, que oscilaban de 12 a >65 $\mu\text{g}/\text{dL}$, contando un 28% de ellos con concentraciones superiores a 45 $\mu\text{g}/\text{dL}$. Las muestras de sangre se analizaron siguiendo el analizador de plomo en sangre LeadCare, y una muestra de los resultados más altos se comprobó de nuevo mediante análisis de laboratorio de muestras venosas. Generalmente, con este método se obtenían valores más bajos, pero de las 24 muestras que se volvieron a analizar, todavía el 80% superaba los 45 $\mu\text{g}/\text{dL}$. Las concentraciones más altas de plomo se asociaron a actividades de reciclaje realizadas en los hogares o a padres actualmente trabajando en tareas de reciclaje en la zona industrial.

Investigaciones ambientales mostraron una contaminación heredada en el suelo de áreas en las que se habían realizado anteriormente actividades de reciclaje, con una concentración media de plomo de 2500 mg/kg. En otras áreas, los niveles eran más bajos aunque seguían siendo altos, con una media de 1000 mg/kg. Por el contrario, las concentraciones de plomo en el suelo de los colegios eran muy bajas, con una media de 34 mg/kg.

La contaminación de plomo superficial se analizó en 11 hogares y se obtuvo un valor medio de 95 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, considerablemente más alto que el estándar la US EPA para el polvo en el suelo de los hogares fijado en 0,043 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ (US EPA, 2001). Se detectaron concentraciones más altas en hogares en los que se llevaban a cabo actividades de reciclaje en comparación con aquellos en los que estas actividades ya no se realizaban. En estos últimos hogares, las concentraciones más altas se encontraron en las zonas de lavado y en algunas cocinas y salas de estar. Esto indicaba una contaminación por plomo trasladada al hogar, en la que el lavado se realizaba en casa en lugar de en el trabajo. Si bien la contaminación superficial por plomo era más baja en el colegio, aunque seguía siendo alta con un valor de 41 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, se detectaron cuatro colchonetas contaminadas por plomo con un valor medio de 221 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$. Esto indicaba que los niños habían trasladado el plomo al colegio a través de sus zapatos o ropa.

3. Principales vías de exposición al plomo y efectos sobre la salud

El impacto sanitario de la exposición al plomo, incluida la exposición a niveles bajos, ha sido revisado y recopilado aquí (ATSDR, 2007; JECFA, 2011; NTP, 2012; Health Canada, 2013). Los niños de corta edad, las mujeres embarazadas y las mujeres en edad de procrear son particularmente vulnerables a los efectos tóxicos del plomo.

3.1. Vías de exposición al plomo

Las principales vías de exposición y absorción de plomo son la inhalación, ingesta y, en mucha menor medida, el contacto dérmico (ATSDR, 2007). La inhalación de vapores y polvo es una de las principales vías de exposición en el caso de personas que trabajan con plomo. Los niños de corta edad suelen estar particularmente expuestos a través del suelo contaminado y el polvo en suspensión presentes en los hogares debido a que pasan mucho tiempo en un mismo lugar, tienden a jugar en el suelo y a menudo se llevan las manos a la boca (OMS, 2010a). Los niños con pica, un trastorno que induce a comer sustancias no nutritivas, pueden estar comiendo suelo contaminado por plomo continuamente (Mielke & Reagan, 1998). La exposición al plomo también se puede producir debido al consumo de alimentos o agua contaminados.

La absorción de plomo en el tracto gastrointestinal se ve afectada por factores dietéticos, la edad y el estado nutricional (JECFA, 2011). Los lactantes y los niños de corta edad absorben proporcionalmente más plomo que los adultos, ya que normalmente absorben alrededor del 50% del plomo ingerido en comparación con el 10% que suelen ingerir los adultos (OMS, 2010a). La absorción de plomo también es mayor en el caso de personas con deficiencias dietéticas de hierro o calcio, que puede ser común en comunidades económicamente desfavorecidas. Una vez absorbido, el plomo se distribuye por la mayoría de órganos del cuerpo, incluidos el sistema nervioso central, el hígado y los

La inhalación y la ingestión son las principales vías de exposición al plomo.

riñones, pero la mayor parte (hasta un 90% en adultos) se queda almacenada en los huesos (Barry, 1975).

El plomo se acumula en los huesos a lo largo de la vida hasta una edad comprendida entre los 50 y 60 años, cuando empieza a disminuir debido a cambios en la dieta, en las concentraciones hormonales y en el metabolismo relacionados con la edad (Mushak, 1993). Hay un equilibrio entre la cantidad de plomo presente en la sangre y en los huesos, y parte del plomo se libera gradualmente de vuelta a la sangre con el tiempo (Rabinowitz, 1991). El plomo presente en los huesos no tiene efectos tóxicos, pero sí que puede resultar una posible fuente de toxicidad cuando los cambios en el metabolismo provocan unas liberaciones más rápidas. Esto puede producirse durante el embarazo, la lactancia y la menopausia y tras una fractura ósea (Silbergeld et al., 1988; Markowitz & Weinberger, 1990; Mushak, 1993; Gulson, 2003). Si se reduce la cantidad de plomo en sangre, por ejemplo, mediante una terapia de quelación, parte del plomo se liberará del hueso para restaurar el equilibrio.

El plomo atraviesa fácilmente la placenta y expone al feto. Las concentraciones de plomo en sangre materna y fetal son similares (Graziano, 1990; OMS, 1995).

El plomo está presente en la leche materna de fuentes externas de exposición o de una removilización de las reservas del esqueleto, aunque las concentraciones de plomo en leche materna son bajas (Ettinger et al., 2004; Ettinger et al., 2014).

3.2. Efectos tóxicos del plomo

El plomo no tiene ninguna función fisiológica evidente. Tiene una afinidad con los grupos sulfhidrilos y otros ligandos orgánicos de las proteínas y puede imitar a otros metales biológicamente esenciales como el cinc, el hierro y, en especial, el calcio (Health Canada, 2013). Esto permite que el plomo altere sistemas enzimáticos que dependen de estos iones y que sea, por tanto, responsable de muchos de sus efectos tóxicos (Lidsky & Schneider, 2003; Garza et al., 2006).

Los efectos tóxicos del plomo son de amplio alcance y afectan a todos los sistemas del organismo.

Los efectos tóxicos del plomo son de amplio alcance y afectan a todos los sistemas del organismo. La intoxicación aguda por plomo provocada por una única exposición es relativamente rara y es más común la intoxicación crónica; no obstante, las características clínicas de la intoxicación son similares en ambos casos. Los signos y síntomas presentados son muy variables tanto en adultos como en niños y pueden incluir efectos gastrointestinales, hematológicos y neurológicos. Los niños de corta edad son particularmente vulnerables a la toxicidad neurológica del plomo y este es el principal motivo por el que el plomo es un problema de salud pública. El plomo también tiene efectos tóxicos en los aparatos reproductor, endocrino y cardiovascular. Los efectos tóxicos importantes se resumen a continuación organizados por sistema del organismo.

La duración de la enfermedad en los casos de intoxicación por plomo puede ser larga y periódica, por lo que en estos casos se requerirá un control de las concentraciones de plomo en sangre y cursos repetidos de terapia de quelación paliativa.

3.2.1. Efectos gastrointestinales

Los efectos gastrointestinales son comunes en los casos de intoxicación por plomo y puede que sean el primer motivo por el que una persona expuesta busca atención médica. Los efectos incluyen pérdida de apetito con pérdida de peso, estreñimiento, dolor o malestar abdominal, náuseas, vómitos y un sabor metálico en la boca. Ocasionalmente se puede presentar diarrea (Winship, 1989). El cólico de plomo (espasmos abdominales intensos, dolorosos e intermitentes) se asocia a un estreñimiento y vómitos graves y puede confundirse con otras afecciones como apendicitis, úlcera péptica, pancreatitis u obstrucción del tracto intestinal (Janin et al., 1985). De forma ocasional, se han registrado hemorragias gastrointestinales (McNutt et al., 2001; Frith et al., 2005).

Los pacientes con una higiene bucal deficiente pueden presentar una 'línea de plomo' (línea de Burton o línea azul) a lo largo de las encías (ten Bruggenkate et al., 1975). Esta línea está compuesta por gránulos oscuros de sulfuro de plomo provocados por la acción del sulfuro de hidrógeno (producido por la degradación bacteriana de la materia orgánica) sobre el plomo. También pueden aparecer manchas grises en la mucosa bucal y en la lengua (ten Bruggenkate et al., 1975).

3.2.2. Efectos neurológicos

El plomo provoca efectos tóxicos en todas las partes del sistema nervioso. La intoxicación por plomo puede causar encefalopatías (alteración de la función cerebral) que pueden resultar mortales, particularmente en niños de corta edad. Las encefalopatías son menos habituales en adultos (ATSDR, 2007). Los signos iniciales incluyen vómitos esporádicos, pérdida de apetito, cambios de comportamiento con agresiones, irritabilidad y agitación, cefaleas, torpeza y apatía intermitente. Estos signos pueden evolucionar a vómitos persistentes, ataxia, convulsiones, edema cerebral grave, aumento de la presión intracraneal, coma y muerte.

La encefalopatía provocada por plomo es una afección que puede resultar mortal y los niños pueden salir de ella con retraso mental, trastornos convulsivos, ceguera y hemiparesia (disminución del movimiento en toda la parte izquierda o derecha del cuerpo) (Perlstein & Attala, 1966; Chisolm & Barltrop, 1979; Al Khayat et al., 1997). Actualmente, estos graves efectos son relativamente poco habituales en países desarrollados, pero todavía pueden darse en lugares donde hay niveles altos de exposición y un acceso limitado o inexistente a diagnósticos y tratamientos (Haefliger et al., 2009; Greig et al., 2014). Los análisis de una

gran serie de casos de intoxicación por plomo de niños en Nigeria detectaron que una infección simultánea con malaria aumentaba la susceptibilidad de los efectos neurotóxicos del plomo (Greig et al., 2014).

La toxicidad crónica por plomo también puede provocar cambios más sutiles en la función neurológica de niños y adultos. Existe una extensa bibliografía sobre la toxicidad del plomo en el desarrollo neurológico de niños (Lidsky & Schneider, 2003; Bellinger, 2004a; Koller et al., 2004; Needleman, 2004; NTP, 2012). Los efectos incluyen una reducción en los estándares cognitivos y de comportamiento, cambios de la atención (incluido el trastorno por déficit de atención con hiperactividad), un deterioro en las capacidades visual y motora, y un comportamiento social y capacidad de lectura deficientes. Se ha observado que algunos de estos efectos persisten en la infancia posterior y en la edad adulta (Needleman et al., 1990; Fergusson & Horwood, 1993; White et al., 1993; Tong et al., 1996; Fergusson et al., 1997; Tong, 1998; Tong et al., 1998; Stokes et al., 1998). También se han asociado comportamientos delictivos a la exposición al plomo (Needleman et al., 1990; Needleman et al., 1996; Dietrich et al., 2001; Wright et al., 2008). Se han registrado estándares deficientes en el funcionamiento social/emocional de niños en edad preescolar (Mendelsohn et al., 1998).

Los estudios indican que es posible que no haya un umbral de seguridad de la exposición al plomo.

Incluso niveles bajos de exposición y concentraciones de plomo en sangre inferiores a 5 µg/dL pueden asociarse a daños neurológicos en niños (NTP, 2012). De hecho, los estudios realizados hasta la fecha sugieren que quizá no exista una concentración sanguínea umbral de plomo que provoque efectos neurotóxicos en niños y que la asociación entre la concentración sanguínea de plomo y el cociente intelectual puede que no sea lineal (JECFA, 2011). Un análisis conjunto realizado por Lanphear et al. (2005) detectó una disminución más brusca en el cociente intelectual de niños con concentraciones máximas de plomo en sangre inferiores a 7,5 µg/dL, en comparación con los que tenían unas máximas por encima de los 7,5 µg/dL.

En cuanto a los adultos, informes de caso y pequeños estudios muestran una mayor incidencia de malestar, pérdidas de memoria, cefaleas, fatigas, apatía, irritabilidad, mareos y debilidad en adultos laboralmente expuestos (ATSDR, 2007). La exposición al plomo también se asocia a un mayor riesgo de problemas neuropsiquiátricos y neurocomportamentales (Valciukas et al., 1978; Williamson & Teo, 1986; Stollery et al., 1991; Chia et al., 1997; Bleecker et al., 2005; Chen et al., 2005; Schwartz et al., 2005).

El plomo puede causar neuropatía tanto motora como sensorial. En individuos que presentan una toxicidad crónica por plomo grave, pueden observarse manos o pies pendulares (incapacidad para estirar la muñeca o el pie). Estos efectos son más habituales en adultos con toxicidad por plomo que en niños (ATSDR, 2007). La debilidad motora suele desaparecer una vez el individuo

se retira de la exposición, pero puede no ser el caso de quienes padecen neuropatías sensoriales (Rubens et al., 2001).

Se han registrado casos de estabilidad postural deficiente en niños con concentraciones de plomo en sangre ligeramente elevadas (Bhattacharya et al., 1990) y en trabajadores expuestos al plomo (Chia et al., 1996; Ratzon et al., 2000; Iwata et al., 2005).

El plomo también puede provocar deficiencias visuales y reducciones en la capacidad auditiva (Cavalleri et al., 1982; Otto & Fox, 1993; Rothenberg et al., 2002). Las deficiencias auditivas en niños pueden producirse incluso con concentraciones de plomo en sangre inferiores a 10 µg/dL (NTP, 2012).

3.2.3. Efectos cardiovasculares

La exposición al plomo se asocia a un mayor riesgo de hipertensión en adultos y en mujeres embarazadas, incluso a niveles de exposición inferiores a 10 µg/dL (NTP, 2012). Se han descubierto asociaciones significativas, aunque moderadas, entre las concentraciones de plomo en sangre y hueso y la presión arterial (Cheng, 2001; Nawrot et al., 2002; ATSDR, 2007). La asociación es mayor con el plomo presente en huesos, lo que sugiere que el aumento en la presión arterial está relacionado con los efectos a largo plazo de una exposición al plomo anterior (Cheng, 2001; Gerr et al., 2002).

3.2.4. Efectos renales

El plomo puede causar daños en los conductos renales con insuficiencia renal; sin embargo, los daños renales agudos suelen ser reversibles (Green et al., 1976; Chisolm & Barltrop, 1979); Wedeen, 1988; Loghman-Adham, 1997). La exposición crónica al plomo puede provocar neuropatías progresivas (Loghman-Adham, 1997). La aparición de insuficiencia renal causada por plomo es imperceptible y los pacientes pueden permanecer asintomáticos hasta que ya existe una disfunción renal grave (Loghman-Adham, 1997). Incluso niveles bajos de exposición al plomo pueden asociarse a anomalías en la función renal (NTP, 2012).

3.2.5. Efectos endocrinos

La exposición ambiental al plomo se ha asociado a retrasos en la madurez sexual de las niñas (Selevan et al., 2003; Wu et al., 2003; NTP, 2012). La exposición al plomo también se ha asociado a retrasos en el crecimiento y a un menor crecimiento (por ejemplo, menor estatura o menor perímetro cefálico) en niños (NTP, 2012).

3.2.6. Efectos en el aparato reproductor y durante el embarazo

Ocasionalmente, se han registrado casos de impotencia y disminución de la libido en pacientes intoxicados por plomo (Cullen et al., 1983). Se han

detectado reducciones de la fertilidad en parejas durante periodos en los que la concentración sanguínea de plomo en el hombre es elevada (JECFA, 2011). Las causas posibles incluyen una reducción en la motilidad del espermatozoide, una merma en el recuento de espermatozoides y una disminución del volumen de semen (NTP, 2012).

Hace mucho tiempo que se sabe que el plomo es dañino para el embarazo y se ha utilizado como abortivo (Bastrup-Madsen, 1950). La exposición materna al plomo, incluso en niveles bajos, puede asociarse a disminuciones del crecimiento fetal, pesos más bajos al nacer, nacimientos prematuros o abortos espontáneos (NTP, 2012; Health Canada, 2013). La exposición al plomo es un factor de riesgo para la hipertensión en el embarazo (hipertensión gestacional) y unos niveles altos de exposición pueden ser un factor de riesgo para la preeclampsia, que puede resultar mortal tanto para la madre como para el bebé (Troesken, 2006; CDC, 2010).

3.2.7. Efectos hematológicos

Unos niveles altos de exposición al plomo reducen la síntesis de hemo, el cual es necesario para la producción de glóbulos rojos, lo que provocaría anemias (ATSDR, 2007). Pueden observarse granulaciones basófilas gruesas en los glóbulos rojos, aunque no se encuentran en todos los pacientes con intoxicación por plomo. La intromisión con la síntesis de hemo tiene también otros efectos negativos; por ejemplo, el hemo es necesario para la formación del citocromo c, que es esencial para la respiración celular, lo que podría contribuir a la neurotoxicidad del plomo (ATSDR, 2007).

3.3. Efectos tóxicos relacionados con concentraciones de plomo en sangre

El método más utilizado para evaluar la exposición al plomo es la medición del plomo en la sangre entera (véase el apartado 6.1). No obstante, existe una variación considerable de la concentración sanguínea de plomo entre diferentes individuos para la cual se manifiestan signos específicos de intoxicación. Algunos individuos pueden estar aparentemente bien desde un punto de vista clínico con concentraciones de plomo en sangre que se asocian a encefalopatías en otras personas (Bellinger, 2004a). Esto también se aplica a efectos subclínicos tales como efectos en el cociente intelectual, lo que quiere decir que niños con la misma concentración sanguínea de plomo no tienen por qué correr el mismo riesgo de deficiencias en el desarrollo neurológico (Bellinger, 2004a). La tabla 1 resume la información sobre los efectos tóxicos que han sido registrados en concentraciones específicas de plomo en sangre e ilustra parte de la variabilidad de respuesta.



Tabla 1. asociación entre los efectos clínicos y subclínicos y la concentración sanguínea de plomo

| Concentración sanguínea de plomo | Efecto en la salud | Referencia |
|--|--|---------------------------------|
| < 5 µg/dL | <p>Niños:</p> <ul style="list-style-type: none"> Disminución del cociente intelectual, de la capacidad cognitiva y del rendimiento académico Aumento de la incidencia de problemas comportamentales y diagnóstico de trastorno por déficit de atención con hiperactividad Reducción del crecimiento fetal (basado en la concentración de plomo en sangre materna) <p>Todas las edades:</p> <ul style="list-style-type: none"> Insuficiencia renal Reducción de la síntesis del ácido delta-aminolevulínico deshidratasa (ALAD), que contribuye a la aparición de anemia | NTP, 2012 |
| < 10 µg/dL | <p>Niños:</p> <ul style="list-style-type: none"> Pubertad tardía <p>Adultos:</p> <ul style="list-style-type: none"> Hipertensión Aumento de la mortalidad relacionada con deficiencias cardiovasculares (<i>basado en pruebas limitadas</i>) Aborto espontáneo (basado en la concentración de plomo en sangre materna) (<i>basado en pruebas limitadas</i>) Nacimiento prematuro (basado en la concentración de plomo en sangre materna) (<i>basado en pruebas limitadas</i>) | |
| > 20 µg/dL | <p>Niños:</p> <ul style="list-style-type: none"> Anemia | Schwartz et al., 1990 |
| > 30 µg/dL | <p>Niños:</p> <ul style="list-style-type: none"> Reducción de la velocidad de conducción nerviosa | |
| > 40 µg/dL | <p>Niños:</p> <ul style="list-style-type: none"> Disminución de la síntesis de hemoglobina <p>Adultos:</p> <ul style="list-style-type: none"> Neuropatía periférica Efectos neurocomportamentales Cólico abdominal | ATSDR, 2007 |
| > 50 µg | <p>Adultos:</p> <ul style="list-style-type: none"> Disminución de la síntesis de hemoglobina | |
| > 50 µg/dL (= concentración más baja en niños con malaria) | <p>Niños:</p> <ul style="list-style-type: none"> Signos neurológicos graves | Greig et al., 2014 |
| > 60 µg | <p>Niños:</p> <ul style="list-style-type: none"> Cólico abdominal | |
| > 60 µg (= concentración más baja; con una media de 178 µg/dL) | <p>Niños:</p> <ul style="list-style-type: none"> Signos de intoxicación aguda sin encefalopatía | NAS, 1972 citado en ATSDR, 2007 |
| > 90 µg (= concentración más baja; con una media de 330 µg/dL) | <p>Niños:</p> <ul style="list-style-type: none"> Encefalopatía | |
| > 105 µg (= concentración más baja en niños sin malaria) | <p>Niños:</p> <ul style="list-style-type: none"> Signos neurológicos graves | Greig et al., 2014 |
| ≥ 150 µg/dL | <p>Niños:</p> <ul style="list-style-type: none"> Muerte | NAS, 1972 citado en ATSDR, 2007 |
| > 216 µg/dL (= concentración más baja, oscila entre 216 y 460 µg/dL) | | Thurtle et al., 2014 |

4. Impacto de la exposición al plomo en la salud pública

A nivel demográfico, el principal impacto de la exposición al plomo deriva de sus efectos en el desarrollo neurocognitivo en niños y en enfermedades cardiovasculares en adultos.

En niños, el mayor riesgo de reducción de la capacidad cognitiva, el cociente intelectual, la atención y de las capacidades visual, motora y de razonamiento, así como los efectos en el comportamiento social, contribuyen a aumentar la carga económica y de la salud pública. A pesar de que la disminución estimada del cociente intelectual en niños provocada por intoxicación por plomo es pequeña (6,9 puntos superior a las concentraciones en sangre que oscilan de 2,4 a 30 $\mu\text{g}/\text{dL}$), el impacto a nivel demográfico puede ser importante (Bellinger, 2004b; Lanphear et al., 2005). Se estimó que una reducción media del cociente intelectual de 3 puntos, de 100 a 97, incrementaría el número de personas con un cociente intelectual por debajo de 100 en un 8% y habría un aumento del 57% de personas con un cociente intelectual por debajo de 70 (considerado normalmente el límite para identificar personas con discapacidad intelectual). También habría una reducción del 40% en personas potencialmente de alto rendimiento con un cociente intelectual por encima de 130 (Bellinger, 2004b; JECFA, 2011).

Con respecto a la presión arterial, un estudio realizado por Healey et al. (2010) estimó que, para la población canadiense, un cambio en las concentraciones de plomo en sangre en adultos de 1 µg/dL a 4 µg/dL podría asociarse a un aumento estimado de la presión arterial sistólica media de 0,8 mmHg (0,11 kPa) en los varones caucásicos y de 1,4 mmHg (0,19 kPa) en subpoblaciones susceptibles. Si bien el impacto a nivel individual es pequeño, los aumentos de la presión arterial se asocian a tasas de mortalidad más altas específicas para cada edad, tanto para cardiopatías isquémicas como para apoplejías (Lewington et al., 2002; Fewtrell et al., 2003).

Según datos de 2015, se estima que la exposición al plomo es la responsable del 12,4% de la carga mundial de discapacidad intelectual idiopática, del 2,5% de la carga mundial de cardiopatías isquémicas y del 2,4% de la carga mundial de apoplejías (IHME, 2016).

5. Impacto económico de la exposición al plomo en los países

Se calcula que los costos económicos atribuibles a los efectos del plomo en el desarrollo intelectual de los niños representan un 1,2% del PIB mundial (Attina & Trasande, 2013).

El impacto económico de la exposición al plomo está compuesto por costes directos e indirectos. Entre los costes directos se incluyen los asociados a revisiones y atención médica de intoxicaciones crónicas y agudas por plomo, así como la prestación de educación especial y la gestión de la delincuencia juvenil y de otros comportamientos delictivos. Los costes indirectos reflejan la carga económica sobre la sociedad a partir de una serie de factores que incluyen la disminución en la inteligencia y la consecuente reducción en la productividad económica e ingresos tributarios.

Trasande & Liu (2011) estimaron que el coste anual total de la intoxicación por plomo en Estados Unidos debido a una pérdida de la productividad económica ascendía a 50 900 millones de dólares estadounidenses en 2008. Se estimaron unos 5,9 millones de dólares estadounidenses en costes de atención médica. En Francia, Pichery et al. (2011) estimaron que la pérdida en las ganancias vitícolas derivada de la exposición al plomo en niños alcanzaba los 53 900 millones de euros (69 800 millones de dólares estadounidenses según los valores de 2008). En Europa, Bartlett & Trasande (2014) estimaron que el coste económico debido a la exposición al plomo era de 57 000 millones de dólares estadounidenses, basado en pérdidas de cociente intelectual estimadas y su impacto sobre la productividad económica.

Los costes económicos estimados atribuibles al impacto en el desarrollo neurológico de la exposición infantil al plomo alcanzaron el 1,2% del producto interior bruto (PIB) mundial en 2011 (Attina & Trasande, 2013). El coste estimado en África, expresado en términos de pérdida del PIB regional, fue del 4,03%; en Latinoamérica y el Caribe, del 2,04%; y en Asia, del 1,88% (Attina & Trasande, 2013).

6. Evaluación de la exposición al plomo

La evaluación de la exposición es uno de los componentes del proceso de evaluación de riesgos que culmina con la caracterización de los riesgos sanitarios que los productos químicos presentan a la población (OMS, 2010b). Una investigación sobre la exposición al plomo que radica en el reciclaje debería contar con la identificación o confirmación de la(s) fuente(s) de exposición, la determinación de las vías y el medio por los que esta se produce y la evaluación de la gravedad y el impacto sanitario asociado de la exposición. La confirmación de la exposición y la determinación de la gravedad y la necesidad de tratamiento conllevan una medición de la concentración sanguínea de plomo, junto con un reconocimiento médico en busca de signos y síntomas de intoxicación por plomo. La(s) fuente(s) de exposición pueden identificarse consultando el historial de exposición y realizando investigaciones ambientales.

6.1. Medición del plomo en sangre

El plomo puede medirse en varios tejidos y fluidos humanos, incluidos el cabello, los dientes, los huesos, la sangre y la orina; sin embargo, medir la concentración de plomo en sangre entera es el método más aceptado para fines de revisión, diagnóstico y gestión (OMS, 2011a). Esto se debe a que hay abundante información que relaciona la concentración sanguínea de plomo con los efectos clínicos y los resultados de los tratamientos. Asimismo, existen métodos analíticos validados y controles de calidad de la sangre fiables, así como materiales de referencia disponibles (Barbosa et al., 2005; CLSI, 2013).

Las técnicas analíticas incluyen dispositivos en el lugar de atención y métodos en laboratorio, y puede encontrarse información sobre estos métodos en la publicación *Guía breve de métodos analíticos para determinar las concentraciones del plomo en la sangre* de la OMS (OMS, 2011a). La elección de un método depende de los recursos disponibles y de las necesidades específicas del estudio en cuanto a límite de detección, el número de muestras a analizar y el tiempo de respuesta.

La concentración de plomo en la sangre es el instrumento más aceptado para el cribado, diagnóstico y tratamiento de la exposición al plomo.



Los análisis del plomo en el lugar de atención implican el uso de dispositivos analíticos portátiles que puedan trasladarse y utilizarse cerca del lugar de exposición o de atención del paciente. Estos dispositivos pueden analizar muestras muy pequeñas obtenidas de un capilar mediante una punción en el dedo o de una vena. Tienen un alcance operativo limitado y son más adecuados para fines de detección: una concentración sanguínea de plomo alta debería ser confirmada a través de un método de laboratorio (OMS, 2011a).

Las ventajas de los dispositivos en el lugar de atención son las siguientes: 1) no requieren personal de laboratorio capacitado para su funcionamiento; 2) pueden utilizarse en lugares en los que el transporte de las muestras de sangre a un laboratorio de referencia adecuado sea complicado; y 3) ofrecen el resultado en pocos minutos. Es sumamente importante que se sigan los pasos para evitar la contaminación por plomo. Si se va a utilizar el dispositivo en el terreno, este debe contar con un espacio limpio y deben tomarse las precauciones adecuadas para prevenir la entrada de polvo.

Los métodos en laboratorio para medir las concentraciones sanguíneas de plomo cuentan con una mayor precisión y con un límite de detección menor, que potencialmente no supera el 1 - 2 $\mu\text{g}/\text{dL}$ con algunos métodos. Algunos ejemplos incluyen los métodos de espectrometría de absorción atómica (AAS, por sus siglas en inglés) tales como la espectrometría de absorción atómica por horno de grafito (GFAAS, por sus siglas en inglés) y la espectrometría de masa con fuente de plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS, por sus siglas en inglés) (OMS, 2011a). Una ventaja de la GFAAS e ICP-MS es que pueden medir muestras muy pequeñas, en el rango de 10 a 50 μl , lo cual resulta muy útil en el caso de análisis en niños de corta edad. Cuanto más avanzados sean los métodos en laboratorio, más costoso será comprar, gestionar y obtener experiencia específica de laboratorio.

Se deben tener en cuenta algunos principios básicos en todos los métodos analíticos. Los análisis de sangre deben ser realizados por un profesional sanitario cualificado (OMS, 2010c). Deben tomarse precauciones de bioseguridad

universales para evitar la transmisión de la infección. Tanto con las muestras venosas como con las capilares existe riesgo de contaminación cutánea por plomo. La recogida de las muestras debe llevarse a cabo en un entorno limpio y sin plomo, y el lugar en que se realizará la punción debe limpiarse cuidadosamente con anterioridad (CDD, 2013). La sangre venosa debe recogerse en tubos que contengan anticoagulante, preferiblemente ácido etilendiaminotetracético (AEDT) (CLSI, 2013). Todo el equipo de muestreo debe ser de buena calidad y contar con una certificación que asegure que no tiene trazas de contaminación por metales. Si las muestras de sangre deben ser transportadas, estas deberán mantenerse frescas, ya sea mediante elementos fríos en un contenedor aislado o mediante refrigeración hasta el momento del análisis (CLSI, 2013). En cuanto a los analizadores en el lugar de atención, deben tenerse en cuenta los requisitos de temperatura específicos para el almacenamiento de las muestras. Se debe tener cuidado para evitar la contaminación por plomo de las muestras durante el almacenamiento, transporte y análisis.

A la hora de elegir un laboratorio, es importante asegurarse de que cuente con un adecuado sistema de gestión de calidad en marcha. El laboratorio debe estar acreditado por un organismo reconocido y debe participar en un plan de pruebas de aptitud para el análisis del plomo en sangre. Un ejemplo de este tipo de planes es el *Lead and Multi-element Proficiency Program (LAMP)*¹, que se ofrece en los Centros para el Control y Prevención de Enfermedades de Estados Unidos de manera gratuita para los laboratorios de todo el mundo. La participación en el programa LAMP no proporciona una acreditación, pero es un medio para controlar el rendimiento del laboratorio.

No se han identificado niveles seguros de exposición al plomo; por lo tanto, para determinar la concentración sanguínea de plomo que indique una exposición excesiva puede compararse el valor con un valor de referencia para la toda la población en su conjunto. Normalmente, es la media aritmética de la concentración sanguínea de plomo encontrada en el 2,5% o 5% más alto de la población, es decir, el percentil 97,5.º o 95.º, respectivamente. En Estados Unidos, por ejemplo, el valor de referencia para niños menores de seis años actualmente es de 5 µg/dL, que es el percentil 97,5.º de la concentración sanguínea de plomo (CDC, 2012). Esa misma concentración es el valor de percentil 98.º para niños menores de siete años en Francia (Haut Conseil de la santé publique, 2014). Alemania ha adoptado valores de referencia de 3,5 µg/dL para niños con edades comprendidas entre los 3 y los 14 años, de 7 µg/dL para mujeres y de 9 µg/dL para hombres (Wilhelm, 2010).

1 <https://www.cdc.gov/labstandards/lamp.html>

6.2. Consideraciones sobre el historial de exposición

Se debe consultar de manera detallada el historial ambiental y laboral como parte de la investigación sobre la exposición al plomo de un individuo. Debe incluir cuestiones sobre las posibles fuentes de exposición siguientes:

- ocupación y prácticas laborales del individuo y del resto de cohabitantes;
- participación en o proximidad a actividades de reciclaje de plomo o fabricación con plomo reciclado (por ejemplo, pesos de pesca);
- aficiones que puedan conllevar una exposición al plomo;
- uso de medicina tradicional;
- dietas o posible consumo de alimentos cultivados en tierras contaminadas o recogidos de masas de agua contaminadas; y
- fuente del agua potable, por ejemplo, abastecimiento de agua corriente, pozos, ríos, etc.
- La Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades de Estados Unidos (ATSDR, 2015) y la OMS (OMS, 2010a) ofrecen algunos ejemplos de enfoques que consideran el historial.

6.3. Evaluación ambiental

El reciclaje de baterías de plomo se asocia a una contaminación ambiental considerable y, por tanto, las investigaciones de contaminación externa están justificadas en los alrededores de estas instalaciones. Las posibles vías ambientales de exposición incluyen el suelo y el polvo, el aire, el agua y los alimentos, por lo que todos estos medios pueden ser analizados en busca de plomo. En la mayoría de los casos existen valores guía o de referencia o estándares reguladores con los que comparar los resultados analíticos, lo que proporcionará información sobre la importancia de cada vía de exposición.

6.3.1. Suelo y polvo

Pueden recogerse muestras de suelo y de polvo y enviarse al laboratorio para su análisis, o pueden medirse concentraciones *in situ* mediante dispositivos de fluorescencia de rayos X (XRF) que registran los resultados de manera casi inmediata. Debe elaborarse una estrategia que garantice la recogida de un conjunto representativo de muestras. Debe tenerse en cuenta una posible dispersión del suelo contaminado por plomo desde una planta de reciclaje hacia un área mayor debido a la acción del viento o de inundaciones. Una publicación reciente de los Centros para el Control y Prevención de Enfermedades de Estados Unidos proporciona una guía para la planificación y ejecución de estudios ambientales sobre la contaminación por plomo (Hodge et al., 2015). Demetriades & Birke (2015) también ofrecen una guía sobre el muestreo del suelo. Contar con un sistema de posicionamiento geográfico (GPS) que detecte la ubicación de cada muestra resulta de gran ayuda en el trazado de áreas con contaminación alta y baja.

Existen estándares sobre el plomo presente en el suelo en varios países y, al menos uno, Estados Unidos, cuenta también con estándares sobre la presencia de plomo en el polvo de los hogares. Un estudio global de los estándares relativos al plomo en el suelo residencial detectó valores comprendidos entre 50 y 400 mg/kg (Jennings, 2013). El estándar para suelos no residenciales podría ser mayor. En Estados Unidos, por ejemplo, el estándar federal para suelos residenciales de áreas de juegos infantiles es de 400 mg/kg (US EPA, 2001). El estándar estadounidense para el plomo presente en el polvo del suelo de los hogares es de 0,043 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ (US EPA, 2001).

6.3.2. Aire

Tal como se ha descrito anteriormente, varias etapas del proceso de reciclaje pueden dar lugar a la liberación de vapores y partículas de plomo en el aire. Existen estudios que han demostrado que hay una alta exposición al plomo presente en el aire en las plantas de reciclaje de baterías de plomo-ácido (Gottesfeld & Pokhrel, 2011; Were et al., 2012). Se ha demostrado que las concentraciones de plomo en el aire están relacionadas con las concentraciones sanguíneas de plomo de los trabajadores (Were et al., 2012). El plomo presente en el aire se deposita con el tiempo y contamina las superficies de alrededor.

En un entorno laboral hay dos maneras de medir los niveles de plomo en el aire: muestreo del aire o muestreo personal. El muestreo del aire consiste en colocar una bomba en el lugar de trabajo que se esté analizando. La bomba funciona durante un periodo de tiempo específico (habitualmente corresponde a un día de trabajo normal) y con una tasa de flujo específica. Las muestras del aire pueden proporcionar una visión general de la calidad del aire y ayuda a determinar si se necesitan más muestras (personales) (US EPA, 1993).

Para evaluar la exposición al plomo de un individuo, este debe llevar una bomba de muestreo del aire durante un periodo de tiempo, por ejemplo, un día de trabajo (US EPA, 1993). Este método controla las concentraciones del aire en la zona de respiración del trabajador para medir las exposiciones representativas de los empleados. El equipo está compuesto por una bomba que funciona con una batería y un medio de muestra que el individuo puede



llevar, por ejemplo, colgado en el cinturón. Se fija un tubo por un extremo a la bomba y por el otro extremo se sujeta en la zona del cuello, próximo a la zona de respiración del trabajador. Después se llevan las muestras al laboratorio para analizar el plomo total.

A continuación se muestran ejemplos de límites de exposición en el lugar de trabajo al plomo presente en el aire:

- Australia: 0,15 mg/m³ como media ponderada en el tiempo de 8 horas (Safe Work Australia, 2013)
- Unión Europea: 0,15 mg/m³ como media ponderada en el tiempo de 8 horas (CE, 1998)
- México: 0,05 mg/m³ como media ponderada en el tiempo de 8 horas, 40 horas a la semana (CCA, 2016)
- Estados Unidos: 0,05 mg/m³ como media ponderada en el tiempo de 8 horas (OSHA, 1978).

Varios países cuentan con estándares de calidad del aire ambiental para las concentraciones de plomo en el ambiente exterior. El valor guía establecido por la OMS para la concentración media anual es de 0,5 µg/m³ (OMS, 2000), pero debe tenerse en cuenta que no se trata de un estándar basado en criterios sanitarios. Se puede encontrar un análisis detallado sobre métodos para el seguimiento de contaminantes, incluido el plomo, en el aire ambiental en la publicación *Monitoring ambient air quality for health impact assessment* de la OMS (EURO, 1999). A continuación se muestran ejemplos de estándares nacionales:

- Australia: estándar de calidad del aire ambiental: 0,5 µg/m³ de media anual (NEPC, 2016)
- China: estándar de calidad del aire ambiental: 0,5 µg/m³ de media anual, con un límite estacional de 1 µg/m³ (MoEP, 2012)
- Valor límite de la UE: 0,5 µg/m³ de media anual (CE, 2008)
- Estándar nacional de calidad del aire ambiental estadounidense: 0,15 µg/m³, concentración media de 3 meses (US EPA, 2016).

6.3.3. Alimentos y agua

Los alimentos que pueden ser contaminados por plomo incluyen las frutas y verduras (especialmente las verduras de hoja) que crecen en terrenos cercanos a lugares en los que se realizan actividades de reciclaje, animales que buscan alimento como cabras, ovejas, cerdos y aves de corral, y peces y mariscos capturados en aguas contaminadas con desechos de reciclaje.

Una fuente común de la contaminación del agua en el abastecimiento de agua corriente es el uso de materiales de plomo en el sistema de distribución de agua; sin embargo, este tema está fuera del alcance de este documento. El reciclaje de baterías de plomo-ácido puede contaminar aguas superficiales que se usan para beber, cocinar y bañarse. El plomo disuelto puede filtrarse a través del suelo hacia aguas subterráneas (PNUMA, 2004).

Si el historial de exposición sugiere que el consumo de alimentos y/o agua contaminada es una fuente de exposición, estos deben ser analizados. El Codex Alimentarius ofrece una lista con los niveles máximos admisibles de plomo en determinados alimentos (FAO, 2016). La mayoría de países tienen unos estándares de agua potable respecto al plomo y el valor guía establecido por la OMS es de 10 µg/L (OMS, 2011b).

7. Medidas de control

En cada etapa del proceso de reciclaje existen medidas que deben tomarse para prevenir o reducir la liberación de plomo. La descripción detallada de medidas de control está fuera del alcance de este documento, pero se ofrecerá una breve información. Se puede encontrar más información en las directrices técnicas y en el manual de formación publicado por la Secretaría del Convenio de Basilea, así como en las directrices técnicas publicadas por la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA). Estos proporcionan un asesoramiento y una guía prácticos a las autoridades nacionales sobre la gestión ambientalmente racional de las baterías de plomo-ácido usadas (PNUMA, 2003; PNUMA, 2004; CCA, 2016). La Administración de Seguridad y Salud Ocupacional estadounidense ofrece información sobre controles de ingeniería y de otra índole en su herramienta de aprendizaje electrónica sobre la refundición del plomo (OSHA, 2002).

7.1. Recogida, almacenamiento y transporte de baterías

Las medidas que se deben tomar en los centros de recogida y almacenamiento de baterías incluyen las siguientes (CCA, 2016; PNUMA, 2003). Las baterías no deben drenarse en los puntos de recogida. Deben almacenarse en un lugar seguro y protegidas de las inclemencias meteorológicas. El lugar de almacenamiento debe estar bien ventilado y el suelo debe estar cubierto de hormigón resistente a los ácidos u otro material resistente. Las baterías que presenten fugas deben colocarse en contenedores resistentes a los ácidos. Debe controlarse el número de baterías almacenadas. Debe haber señales destacadas de advertencia de peligro. Los recolectores de baterías no deben vender las baterías a hornos de fundición sin licencia.

El reciclaje de baterías de plomo se debe llevar a cabo únicamente en instalaciones adecuadamente equipadas y reguladas.

Las baterías de plomo-ácido usadas deben transportarse como desechos peligrosos. Las baterías deben mantenerse en posición vertical y separadas por cartón o cualquier otro material aislante y después deben colocarse en contenedores sellados o de cualquier otra forma que garantice su seguridad como, por ejemplo, en palés cubiertos por un envasado retráctil para evitar que se muevan.

7.2. Reciclaje de baterías

Para minimizar la exposición al plomo y la contaminación ambiental, el reciclaje de baterías de plomo se debe llevar a cabo únicamente en instalaciones adecuadamente equipadas y reguladas que cuenten con los controles de ingeniería requeridos, personal cualificado, dotación de equipo de protección y un seguimiento ambiental y laboral.

Las medidas de control más importantes y efectivas son las relativas a los controles de ingeniería y de emisiones. No obstante, los controles de prácticas laborales también son necesarios para proteger la salud de los trabajadores y para reducir las emisiones al exterior (OSHA, 2002). Los controles de ingeniería incluyen el uso de operaciones totalmente automatizadas y cerradas para el desmontaje y la separación de las baterías de plomo-ácido y para la fundición y el refinado del plomo. Las emisiones fugitivas derivadas de las diferentes etapas del proceso de reciclaje pueden reducirse mediante el uso de recintos de presión negativa, es decir, un área sellada con la ventilación adecuada para crear una presión negativa que se extrae a través de un dispositivo de control de emisiones y/o un filtro para aire en partículas de alta eficiencia (HEPA) para atrapar las partículas y el polvo. El uso de campanas y de ventilación por extracción en áreas abiertas de operación, por ejemplo, sierras y trituradoras eléctricas, cintas transportadoras y puntos de carga de los hornos, atraparán el polvo y los vapores. Mantener el plomo fundido a temperaturas bajas reducirá la cantidad de vapores. Las emisiones de polvo y partículas deben quedar atrapadas en una cámara de filtros mediante el uso de un precipitador electrostático húmedo o cualquier otro dispositivo similar (CCA, 2016). Estos filtros deben limpiarse de manera periódica y los restos deben introducirse en el horno para recuperar el plomo. Debe haber una estación para el tratamiento de las aguas residuales que trate toda el agua utilizada en el proceso de reciclaje y que la limpie (CCA, 2016). El agua de lluvia que cae de los tejados y otras superficies, la cual probablemente esté contaminada con plomo, también debe recogerse y tratarse (PNUMA, 2003).

Otras técnicas para reducir la dispersión del polvo incluyen mantener húmedas todas las operaciones abiertas, garantizando que las baterías y la escoria estén almacenadas de forma segura, a cubierto y alejadas del agua, y que toda el área de operación se mantenga limpia usando métodos húmedos y una aspiradora HEPA. Debe realizarse un seguimiento ambiental para garantizar que las medidas de control sean efectivas.

Además de mediante una ventilación adecuada, la exposición de los trabajadores también puede reducirse con las siguientes medidas (OSHA, 2002; PNUMA, 2003; Kosnett et al., 2007; CCA, 2016):

- formación sobre los peligros del plomo y sobre las medidas de prevención de la exposición;
- prestación y utilización del equipo de protección personal (véase a continuación);
- prohibición de fumar, comer y beber en el lugar de trabajo;
- prestación de un área de comedor separada y alejada de las operaciones de reciclaje;
- prestación de un espacio de aire limpio que se mantenga con una presión positiva y con aire filtrado, para la eliminación de respiradores;
- prestación y utilización de instalaciones para trabajadores en las que puedan cambiarse para utilizar ropa limpia antes de empezar a trabajar y para lavar y cambiar la ropa al final del día;
- implementación de una política de análisis de sangre regulares en busca de plomo, con un nivel de baja médica especificado para evitar que trabajadores que estén sobreexpuestos al plomo sigan trabajando en esas condiciones, junto con unas disposiciones que establezcan un empleo o compensación alternativos.

Los niveles de baja médica pueden variar de un país a otro y suelen ser menores para mujeres que para hombres. Hay también una iniciativa voluntaria en el sector entre las empresas de baterías en varios países para mantener las concentraciones sanguíneas de plomo de los trabajadores por debajo de 30 µg/dL (EUROBAT, 2013).

Garantizar que los trabajadores se laven y se cambien antes de abandonar las instalaciones es importante para la protección de la exposición al plomo trasladado al hogar del resto de miembros de sus hogares.

7.2.1. Equipo de protección personal

El equipo de protección personal requerido variará en función de las diferentes tareas que se lleven a cabo y de los consiguientes riesgos de exposición al plomo y a otros peligros. El equipo puede incluir: monos de cuerpo entero, delantales, guantes, cascos de seguridad, calzado o fundas de calzado, respiraderos, viseras faciales y gafas con ventilación (OSHA, 2002; CCA, 2016). Es importante que este equipo se limpie regularmente y se mantenga en buen estado. Debe tenerse en cuenta que la protección respiratoria no sustituye a una ventilación adecuada ni a los controles de contaminación en el lugar de trabajo, pero puede utilizarse junto con estas medidas.

7.3. Reciclaje informal

La descripción anterior sobre las medidas de control pone en evidencia que el reciclaje informal no puede llevarse a cabo de un modo laboral y ambientalmente racional. La prevención del reciclaje informal presenta una serie de retos y es importante adoptar un enfoque integral. El reciclaje se realiza a menudo de manera encubierta, por ejemplo, por la noche o en ubicaciones que cambian constantemente. Por lo tanto, identificar operaciones con el fin de cerrarlas

puede resultar difícil. Además, para las personas con oportunidades laborales limitadas, el reciclaje puede suponer una fuente importante de ingresos familiares con sus consiguientes repercusiones si se cesa y no se ofrecen alternativas.

La Secretaría del Convenio de Basilea dedica un capítulo de su manual de formación al problema sobre el control del reciclaje informal y sugiere varios enfoques (PNUMA, 2004). Entre ellos se incluyen la determinación de la posible escala de las operaciones a través de un análisis de mercado de las importaciones y ventas de baterías y la identificación de puntos de interacción entre sectores informales y formales, así como la obtención de información sobre prácticas de reciclaje para determinar dónde pueden destinarse las intervenciones.

La ciclo de vida de una batería de plomo-ácido implica la participación de fabricantes, minoristas, chatarreros, hornos de refundición y consumidores. Cada uno de ellos puede contribuir en la prevención del suministro de baterías de plomo-ácido usadas en el sector de reciclaje informal. Algunos enfoques sugeridos incluyen:

- promover la recogida de baterías usadas por minoristas con licencia cuando se compren las baterías de repuesto, por ejemplo, pidiendo un depósito retornable o un plan de devolución que fije el precio de las baterías de plomo a un nivel más próximo al valor intrínseco real del plomo y por encima de lo que el sector informal estaría dispuesto a pagar;
- exigir a los fabricantes que devuelvan las baterías de plomo-ácido usadas con el fin de venderlas a recicladores con licencia (responsabilidad ampliada del productor);
- informar a los consumidores sobre el valor de las baterías de plomo-ácido usadas y los peligros de deshecharlas o suministrarlas a hornos de fundición sin licencia;
- informar al público en general sobre los peligros para la salud y el medio ambiente del plomo;
- fomentar el desarrollo tecnológico de baterías de plomo-ácido para que duren más tiempo;
- prohibir la venta de baterías de plomo-ácido usadas a hornos de fundición sin licencia;
- crear un papel para el sector informal, por ejemplo, mediante el desarrollo de la infraestructura necesaria que anime a las personas que rebuscan en basureros a llevar las baterías a hornos de fundición con licencia; y
- compartir experiencias entre países sobre los enfoques adoptados para controlar el reciclaje informal (PNUMA, 2004).

Tanto los fabricantes como los minoristas, chatarreros, fundidores secundarios y consumidores pueden contribuir a reducir el reciclaje informal de las baterías de plomo y ácido.

7.4. El problema de la contaminación heredada

El plomo es persistente y muy difícil de retirar del medio ambiente y las concentraciones superficiales de plomo raramente migran a suelos subterráneos, incluso después de periodos prolongados (Kabala & Singh, 2001). Los lugares en los que han tenido lugar actividades de reciclaje continuarán, por tanto, suponiendo un riesgo de exposición para las poblaciones locales. Por eso, se deben ofrecer unas consideraciones sobre métodos para mitigar la exposición, por ejemplo, a través de la restauración del medio ambiente.

7.5. Medidas de política

La ejecución de las medidas de control descritas anteriormente requiere la aplicación de una política nacional para la gestión racional de las baterías de plomo-ácido usadas que abarque los estándares de recogida, reciclaje, emisiones y seguridad laboral (PNUMA, 2003; PNUMA, 2004). Las medidas reglamentarias relevantes incluyen leyes de planificación del uso de las tierras relativas a la ubicación de hornos de refundición (por ejemplo, distancia de las áreas residenciales), estándares ambientales que regulen las emisiones y las descargas, y estándares laborales para la supervisión del lugar de trabajo y de los trabajadores (PNUMA, 2004; van der Kuijp et al., 2013).

Para que estas medidas tengan éxito, se necesitan también unas capacidades técnicas adecuadas, tales como inspectores cualificados e instalaciones de laboratorio para la medición del plomo en muestras biológicas y ambientales, así como unas medidas de ejecución apropiadas. También es importante que el sector sanitario, concretamente a nivel de atención primaria, sea capaz de reconocer posibles intoxicaciones por plomo y de iniciar los diagnósticos necesarios y las intervenciones de tratamientos.

8. Conclusiones y camino a seguir

Debido a que las baterías de plomo-ácido son el segmento de más rápido crecimiento en el uso del plomo, seguirá habiendo demanda de plomo. La economía dicta que las baterías de plomo se reciclarán para aumentar las reservas procedentes de fuentes mineras (PNUMA, 2013). El plomo puede reciclarse de manera indefinida, aunque se producen pérdidas en cada etapa dependiendo de la eficiencia del proceso de reciclaje. El reciclaje informal es particularmente deficiente en lo que se refiere a pérdidas de plomo; además, la pureza del producto final es mediocre. La minería del plomo utiliza grandes cantidades de energía y recursos ambientales, sobre todo agua. Provoca una degradación ambiental y pérdidas de hábitats considerables, así como la generación de grandes cantidades de restos de residuos contaminados. El impacto ambiental del reciclaje es potencialmente mucho menor; por ejemplo, el reciclaje de plomo permite ahorrar aproximadamente entre el 55% y el 65% de la energía usada en la minería y el procesamiento (PNUMA, 2013). Siempre que se realice utilizando las tecnologías adecuadas y unos estándares ambientales correctos, el reciclaje puede tener un impacto en el medio ambiente y en la salud humana menor que la minería.

Tal como indica este documento, el reciclaje de baterías de plomo-ácido debe llevarse a cabo con cuidado para minimizar la contaminación ambiental y para proteger la salud de trabajadores y comunidades. Si bien gran parte de la responsabilidad de garantizar una gestión racional de las baterías de plomo-ácido usadas recae sobre el sector del medio ambiente, el sector sanitario también debe ejercer su papel. Esto incluye asegurar que los profesionales sanitarios reciban la formación y los recursos necesarios para el diagnóstico y la gestión de intoxicaciones por plomo, educar a las comunidades locales sobre los peligros para la salud del plomo y emprender acciones para informar a las autoridades responsables cuando se detecten intoxicaciones por plomo asociadas al reciclaje. Asimismo, los ministerios de salud deben aspirar a garantizar la disponibilidad de capacidad de los laboratorios para realizar análisis de sangre en busca de plomo y deben trabajar con el sector para reducir la exposición de los empleados.

9. Referencias

AGENDA (2016) *Used lead acid battery (ULAB) recycling in Tanzania: survey report*. Dar es-Salam: AGENDA for Environment and Responsible Development; 2016 (<http://www.econet.international/index.php?id=3>, consultado el 3 de enero de 2017).

Al Khayat A, Menon NS, Alidina MR (1997) “Acute lead encephalopathy in early infancy – clinical presentation and outcome”. *Annals Tropical Paediatrics*. 1997; 17(1):39-44.

ATSDR (2007) *Toxicological profile for lead*. Atlanta (GA): Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades; 2007 (<https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp13.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

ATSDR (2015) *Case studies in environmental medicine: Taking an exposure history*. Atlanta (GA): Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades; 2015 (<https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp13.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Attina TM, Trasande L (2013). “Economic costs of childhood lead exposure in low- and middle-income countries”. *Environmental Health Perspectives*. 2013; 121:1097–1102 (<http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1206424>, consultado el 3 de enero de 2017).

Baker EL, Folland DS, Taylor TA, Frank M, Peterson W, Lovejoy G, Cox D, Housworth J, Landrigan PJ (1977). “Lead poisoning in children of lead workers: home contamination with industrial dust”. *New England Journal of Medicine*. 1977; 296(5):260–261 (<http://www.nejm.org/doi/pdf/10.1056/NEJM197702032960507>, consultado el 3 de enero de 2017).

Barbosa F, Tanus-Santos JE, Gerlach RF, Parsons PJ (2005). “A critical review of biomarkers used for monitoring human exposure to lead: advantages, limitations, and future needs”. *Environmental Health Perspectives*. 2005; 113(12):1669–1674 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1314903/>, consultado el 3 de enero de 2017).

Barry PSI (1975). “Comparison of concentrations of lead in human tissues”. *British Journal of Industrial Medicine*. 1975; 32:119–139 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1008038/pdf/brjindmed00086-0027.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Bartlett ES, Trasande L (2014). "Economic impacts of environmentally attributable childhood health outcomes in the European Union". *European Journal of Public Health*. 2014; 24(1):21-26 (<http://eurpub.oxfordjournals.org/content/24/1/21>. long, consultado el 3 de enero de 2017).

Bastrup-Madsen P (1950). "Dimercaprol in acute lead poisoning". *Lancet*. 1950; 2(5):171-172 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0140673650911494>, consultado el 3 de enero de 2017).

Belay M, Belay A, Genet Z (2015). *Safety practices and awareness of lead acid battery recyclers in Addis Ababa, Ethiopia*. Adís Abeba: Pesticide Action Nexus Association; 2015 (<http://www.econet.international/index.php?id=3>, consultado el 3 de enero de 2017).

Bellinger DC (2004a). "Lead". *Pediatrics*. 2004; 113(4, Supplement 3):1016-1022 (http://pediatrics.aappublications.org/content/113/Supplement_3/1016, consultado el 3 de enero de 2017).

Bellinger DC (2004b). "What is an adverse effect? A possible resolution of clinical and epidemiological perspectives on neurobehavioral toxicity". *Environmental Research*. 2004; 95:394-405.

Bhattacharya A, Shukla R, Bornschein RL, Dietrich KN & Keith R (1990). "Lead effects on postural balance of children". *Environmental Health Perspectives*. 1990; 89:35-42 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1567808/pdf/envhper00422-0036.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Blacksmith Institute (2009). "The problem". En: *Pollutant: Lead* [página web]. Nueva York: Blacksmith Institute; 2009 (<http://www.blacksmithinstitute.org/haina.html>, consultado el 3 de enero de 2017).

Bleecker ML, Ford DP, Lindgren KN, Hoese VM, Walsh KS, Vaughan CG (2005). "Differential effects of lead exposure on components of verbal memory". *Occupational & Environmental Medicine*. 2005; 62(3):181-187 (<http://oem.bmj.com/content/62/3/181.long>, consultado el 3 de enero de 2017).

California Environmental Protection Agency (2015). "DTSC announces order to close Exide facility and steps to protect community with enhanced clean-up". *Department of Toxic Substances Control News Release*, 12 de marzo de 2015. Disponible en (<https://www.dtsc.ca.gov/HazardousWaste/Projects/upload/News-Release-T-06-15.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Cavalleri A, Trimarchi F, Gelmi C, Baruffini A, Minoia C, Biscaldi G, Gallo G (1982). "Effects of lead on the visual system of occupationally exposed subjects". *Scandinavian Journal of Work Environment & Health*. 1982; 8(Suppl 1):148-151.

CDC (2010). *Guidelines for the identification and management of lead exposure in pregnant and lactating women*. Atlanta (GA): US Centers for Disease Control and Prevention; 2010 (<http://www.cdc.gov/nceh/lead/publications/leadandpregnancy2010.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

CDC (2012). *Low level lead exposure harms children: A renewed call for primary prevention*. Atlanta (GA): US Centers for Disease Control and Prevention; 2012 (http://www.cdc.gov/nceh/lead/acclpp/final_document_030712.pdf, consultado el 3 de enero de 2017).

CDC (2013). *Guidelines for measuring lead in blood using point of care instruments*. Atlanta (GA): US Centers for Disease Control and Prevention; 2013 (http://www.cdc.gov/nceh/lead/ACCLPP/20131024_POCguidelines_final.pdf, consultado el 3 de enero de 2017).

CCA (2016) *Manejo ambientalmente adecuado de baterías de plomo-ácido usadas en América del Norte: Directrices técnicas*. Montreal: Comisión para la Cooperación Ambiental; 2016 (en inglés, francés y español) (<http://www3.cec.org/islandora/en/item/11665-environmentally-sound-management-spent-lead-acid-batteries-in-north-america>, consultado el 25 de enero de 2017)

CE (1998). Directiva 98/24/CE del Consejo de 7 de abril de 1998 relativa a la protección de la salud y la seguridad de los trabajadores contra los riesgos relacionados con los agentes químicos durante el trabajo (decimocuarta Directiva específica con arreglo al apartado 1 del artículo 16 de la Directiva 89/391/CEE). *Diario Oficial*, 5 de mayo de 1998; L 131, 41:11-23 (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31998L0024&from=EN>, consultado el 3 de enero de 2017).

CE (2008). Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 21 de mayo de 2008 relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa. *Diario Oficial*, 11 de junio de 2008, L 152, 51:1-44 (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:152:0001:0044:en:PDF>, consultado el 3 de enero de 2017).

Chen SS, Chen TJ, Lin CH, Tseng YT, Lai SL (2005). "Neurobehavioral changes in Taiwanese lead-exposed workers". *Journal of Occupational & Environmental Medicine*. 2005; 47:902-908.

Cheng Y, Schwartz J, Sparrow D, Aro A, Weiss ST, Hu H (2001). "Bone lead and blood lead levels in relation to baseline blood pressure and the prospective development of hypertension: the Normative Aging Study". *American Journal of Epidemiology*. 2001; 153(2):164-171 (<http://aje.oxfordjournals.org/content/153/2/164.full.pdf+html>, consultado el 3 de enero de 2017).

Chia SE, Chia HP, Ong CN, Jeyaratnam J (1996). "Cumulative concentrations of blood lead and postural stability". *Occupational & Environmental Medicine*. 1996; 53:264-268 (<http://oem.bmj.com/content/53/4/264.full.pdf+html>, consultado el 3 de enero de 2017).

Chia SE, Chia HP, Ong CN, Jeyaratnam J (1997). "Cumulative blood lead levels and neurobehavioral test performance". *Neurotoxicology*. 1997; 18(3):793-803.

Chisolm JJ Jr, Barltrop D (1979). "Recognition and management of children with increased lead absorption". *Archives of Diseases of Childhood*. 1979; 54(4):249-262 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1545299/pdf/archdisch00794-0005.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Chisolm JJ Jr (1978). "Fouling one's own nest". *Pediatrics*. 1978; 62:614–617.

CLSI (2013). *Measurement procedures for the determination of lead concentrations in blood and urine; approved guidelines - 2nd edition*. CLSI document C40-A2. Wayne (PA): Clinical and Laboratory Standards Institute; 2013.

CREPD (2015). *Baseline study about facts in waste lead-acid battery recycling in Cameroon*. Yaundé: Centre de Recherche et d'Éducation pour le Développement; 2015 (<http://www.econet.international/index.php?id=3>, consultado el 3 de enero de 2017).

Cullen MR, Robins JM, Eskenazi B (1983). "Adult inorganic lead intoxication: Presentation of 31 new cases and a review of recent advances in the literature". *Medicine*. 1983; 62:221-247.

Daniell WE, Tung LV, Wallace RM, Havens DJ, Karr CJ, Diep NB, Croteau GA, Beaudet NJ, Bao ND (2015). "Childhood lead exposure from battery recycling in Vietnam". *BioMed Research International*. 2015; Article ID 193715 (<http://dx.doi.org/10.1155/2015/193715>, consultado el 3 de junio de 2017).

Demetriades A, Birke M (2015). *Urban geochemical mapping manual: Sampling, Sample preparation, Laboratory analysis, Quality control check, Statistical processing and map plotting*. Bruselas: EuroGeoSurveys; 2015 (http://www.eurogeosurveys.org/wp-content/uploads/2015/10/Urban_Geochemical_Mapping_Manual.pdf, consultado el 3 de enero de 2017).

Dietrich KN, Ris MD, Succop PA, Berger OG, Bornschein RL (2001). "Early exposure to lead and juvenile delinquency". *Neurotoxicology & Teratology*. 2001; 23(6):511-518 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0892036201001842>, consultado el 3 de enero de 2017).

Ettinger AS, Roy A, Amarasiriwardena CJ, Smith D, Lupoli N, Mercado-García A, Lamadrid-Figueroa H, Tellez-Rojo MM, Hu H, HernándezAvila M (2014). "Maternal blood, plasma, and breast milk lead: lactational transfer and contribution to infant exposure". *Environmental Health Perspectives*. 2014; 122:87–92 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3888576/>, consultado el 3 de enero de 2017).

Ettinger AS, Tellez-Rojo MM, Amarasiriwardena C, Gonzalez-Cossio T, Peterson KE, Aro A, Hu H & Hernandez-Avila M (2004). "Levels of lead in breast milk and their relation to maternal blood and bone lead levels at one month postpartum". *Environmental Health Perspectives*. 2004; 112:926-931 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1242024/>, consultado el 3 de enero de 2017).

EURO (1999). *Monitoring ambient air quality for health impact assessment*. Copenhagen: Oficina Regional para Europa de la OMS; 1999 (http://www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0010/119674/E67902.pdf, consultado el de 3 enero de 2017).

EUROBAT (2013). “Battery Associations from North America and Europe, the Middle East and Africa join forces to strengthen workers’ protection”. Comunicado de prensa 19 de junio de 2013 (<https://eurobat.org/battery-associations-north-america-and-europe-middle-east-and-africa-join-forces-strengthen-workers%E2%80%99>, consultado el 26 de enero de 2017).

FAO (2016). *Norma general para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos (Codex Stan 193-1995)*. Roma: Organización para la Alimentación y la Agricultura; 2016 (http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252Fstandards%252FCODEX%2B193-1995%252FCXS_193e.pdf, consultado el 3 de enero de 2017).

Fergusson DM, Horwood LJ (1993). “The effects of lead levels on the growth of word recognition in middle childhood”. *International Journal of Epidemiology*. 1993; 22:891-897.

Fergusson DM, Horwood LJ, Lynskey MT (1997). “Outcomes at 18 years”. *Journal of Child Psychology & Psychiatry*. 1997; 38:471-478.

Fewtrell L, Kaufmann R, Prüss-Ustün A (2003). *Lead – Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. Environmental Burden of Disease Series, No.2*. Ginebra: Organización Mundial de la Salud; 2003 (http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/en/, consultado el 3 de enero de 2017).

Frith D, Yeung K, Thrush S, Hunt BJ, Hubbard JG (2005). “Lead poisoning – a differential diagnosis for abdominal pain”. *Lancet*. 2005; 366:2146 ([http://www.thelancet.com/pdfs/journals/lancet/PIIS0140-6736\(05\)67893-2.pdf](http://www.thelancet.com/pdfs/journals/lancet/PIIS0140-6736(05)67893-2.pdf), consultado el 3 de enero de 2017).

Future Market Insights (2014). “Lead Acid Battery Market: Global Industry Analysis and Opportunity Assessment 2014 – 2020” [página web] (<http://www.futuremarketinsights.com/reports/global-lead-acid-battery-market>, consultado el 3 de enero de 2017).

Garza A, Vega R, Soto E (2006). “Cellular mechanisms of lead neurotoxicity”. *Medical Science Monitor*. 2006; 12:RA57-65 (<http://www.medscimonit.com/download/index/idArt/447121>, consultado el 3 de enero de 2017).

Gerr F, Letz R, Stokes L, Chettle D, McNeill F, Kaye W (2002). “Association between bone lead concentration and blood pressure among young adults”. *American Journal of Industrial Medicine*. 2002; 42(2):98-106.

Gottesfeld P & Pokhrel, AK (2011). “Review: lead exposure in battery manufacturing and recycling in developing countries and among children in nearby communities”. *Journal of Occupational & Environmental Hygiene*. 2011; 8(9):520-532.

Graziano JH, Popovac D, Factor-Litvak P, Shrout P, Kline J, Murphy MJ, Zhao YH, Mehmeti A, Ahmedi X, Rajovic B, Zvicer A, Nenezic DU, Lolacono NJ, Stein Z (1990). “Determinants of elevated blood lead during pregnancy in a population surrounding a lead smelter in Kosovo, Yugoslavia”. *Environmental Health Perspectives*. 1990; 89:95-100 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1567790/pdf/envhper00422-0095.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Green VA, Wise GW, Callenbach J (1976). “Lead poisoning”. *Clinical Toxicology*. 1976; 9:33-51.

Greig J, Thurtle N, Cooney L et al. (2014). “Association of blood lead level with neurological features in 972 children affected by an acute severe lead poisoning outbreak in Zamfara State, Northern Nigeria”. *PLoS ONE* 9(4): e93716. (<http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0093716>, consultado el 3 de enero de 2017).

Gulson BL, Mizon KJ, Korsch MJ, Palmer JM, Donnelly JB (2003). “Mobilization of lead from human bone tissue during pregnancy and lactation — a summary of long-term research”. *Science of the Total Environment*. 2003; 303:79-104.

Haefliger P, Mathieu-Nolf M, Locicero S, Ndiaye C, Coly M, Diouf A, Faye AL, Sow A, Tempowski J, Pronczuk J, Filipe Junior AP, Bertollini R, Neira M (2009). “Mass lead intoxication from informal used lead-acid battery recycling in Dakar, Senegal”. *Environmental Health Perspectives*. 2009; 117(10):1535-1540 (<https://ehp.niehs.nih.gov/0900696/>, consultado el 3 de enero de 2017).

Haut Conseil de la santé publique (2014). *Détermination de nouveaux objectifs de gestion des expositions au plomb. Synthèse et recommandations*. Paris: Haut Conseil de la santé publique; 2014 (<http://www.hcsp.fr/explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=444>, consultado el 3 de enero de 2017).

Healey N, Jones-Otazo H, Walker M, Knafla A (2010). “Toxicological review and recommended toxicological reference values for environmental lead exposure in Canada”. Informe preparado por Health Canada (http://www.paho.org/hq/index.php?option=com_docman&task=doc_details&gid=21069&Itemid=270&lang=en, consultado el 3 de enero de 2017).

Health Canada (2013). *Final human health state of the science report on lead*. Ottawa: Health Canada; 2013 (<http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/dhhsr-l-rpecscepsh/index-eng.php>, consultado el 3 de enero de 2017).

Hodge J, Nielsen J, Dignam T, Brown MJ (2015). *Small area surveillance to estimate prevalence of childhood blood and environmental lead levels*. Atlanta (GA): US Centers for Disease Control and Prevention; 2015 (http://www.cdc.gov/nceh/lead/BLL_PrevalenceStudy_TrainingManual_Final_508.pdf, consultado el 3 de enero de 2017).

IHME (2016). “Global lead exposure”. En: *GBD Compare* [página web]. Seattle (WA): Institute for Health Metrics and Evaluation, University of Washington; 2016 (<http://vizhub.healthdata.org/gbd-compare>, consultado el 3 de enero de 2017).

ILA (2015). *Lead recycling fact sheet*. Londres: International Lead Association; 2015 (http://www.ila-lead.org/UserFiles/File/ILA9927%20FS_Recycling_V08.pdf, consultado el 3 de enero de 2017).

ILA (2017) "Lead use statistics". En: *Lead facts* [página web] (<http://www.ila-lead.org/lead-facts/lead-uses--statistics>, consultado el 8 de junio de 2017).

International Metals Study Groups (2016). "Metals Despatch". 2016; Edición N° 21 (http://www.ilzsg.org/generic/pages/list.aspx?table=document&ff_aa_document_type=N&from=1, consultado el 3 de enero de 2017).

Iwata T, Yano E, Karita K, Dakeishi M, Murata K (2005). "Critical dose of lead affecting postural balance in workers". *American Journal of Industrial Medicine*. 2005; 48(5):319-325.

Janin Y, Couinaud C, Stone A, Wise L (1985). "The 'lead-induced colic'syndrome in lead intoxication". *Surgery Annual*. 1985; 17:287-307.

JECFA (2011). *Safety evaluation of certain food additives and contaminants. WHO Food Additive Series: 64. 73rd Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives*, páginas 381-497. Ginebra: Organización Mundial de la Salud; 2011 (http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44515/1/WHO_TRS_960_eng.pdf, consultado el 3 de enero de 2017).

Jennings AA (2013). "Analysis of worldwide regulatory guidance values for the most commonly regulated elemental surface soil contamination". *Journal of Environmental Management*. 2013; 118: 72–95

Kabala C, Singh BR (2001). "Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter". *Journal of Environmental Quality*. 2001; 30(2):485-492 (<http://karnet.up.wroc.pl/~kabala/jeq-30-2-485.pdf>, consultado el 26 de enero de 2017).

Kaul B, Mukerjee H (1999). "Elevated blood lead and erythrocyte protoporphyrin levels of children near a battery-recycling plant in Haina, Dominican Republic". *International Journal of Occupational & Environmental Health*. 1999; 5(4):307-312.

Kaul B, Sandhu RS, Depratt C, Reyes F (1999). "Follow-up screening of lead-poisoned children near an auto battery recycling plant, Haina, Dominican Republic". *Environmental Health Perspectives*. 1999; 107(11):917–920 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1566703/>, consultado el 3 de enero de 2017).

Koller K, Brown T, Spurgeon A, Levy L (2004). "Recent developments in low-level lead exposure and intellectual impairment in children". *Environmental Health Perspectives*. 2004; 112(9):987-994 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1247191/pdf/ehp0112-000987.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Kosnett MJ, Wedeen RP, Rothenburg SJ, Hipkins KL, Materna BL, Schwartz BS, Hu H, Woolf A (2007). "Recommendations for medical management of adult lead exposure". *Environmental Health Perspectives*. 2007; 115(3):463-471 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1849937/pdf/ehp0115-000463.pdf>, consultado el 26 de enero de 2017).

Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, Yolton K, Baghurst P, Bellinger DC, Canfield RL, Dietrich KN, Bornschein R, Greene T, Rothenberg SJ, Needleman HL, Schnaas L, Wasserman G, Graziano J, Roberts R. (2005). "Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis". *Environmental Health Perspectives*. 2005; 113(7):894-899. (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1257652/pdf/ehp0113-000894.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Levallois P, Lavoie M, Goulet L, Nanel AJ, Gingras S (1991). "Blood lead levels in children and pregnant women living near a lead-reclamation plant". *Canadian Medical Association Journal*. 1991; 144(7): 877-885.

Lewington S, Clarke R, Qizilbash N, Peto R, Collins R; Prospective Studies Collaboration (2002). "Age-specific relevance of usual blood pressure to vascular mortality: a meta-analysis of individual data for one million adults in 61 prospective studies". *Lancet* 2002; 360(9349):1903-1913 ([http://www.thelancet.com/pdfs/journals/lancet/PIIS0140-6736\(02\)11911-8.pdf](http://www.thelancet.com/pdfs/journals/lancet/PIIS0140-6736(02)11911-8.pdf); Erratum in: *Lancet*. 2003; 361(9362):1060 [http://www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736\(03\)12816-4/fulltext](http://www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736(03)12816-4/fulltext), consultado el 3 de enero de 2017).

Lidsky TI, Schneider JS (2003). "Lead neurotoxicity in children: basic mechanisms and clinical correlates". *Brain*. 2003; 126:5-19 (<http://brain.oxfordjournals.org/content/126/1/5.long>, consultado el 3 de enero de 2017).

Loghman-Adham M (1997). "Renal effects of environmental and occupational lead exposure". *Environmental Health Perspectives*. 1997; 105:928-939 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1470371/pdf/envhper00322-0042.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Manhart A, Schleicher T (2015). *The recycling chain for used lead-acid batteries in Ghana*. Friburgo: Oeko-Institut; 2015 (<http://www.econet.international/index.php?id=3>, consultado el 3 de enero de 2017).

Manhart A, Smera T, Kuepouo G, Mathai D, Mng'anya S, Schleicher T (2016). *The deadly business – findings from the lead recycling Africa project*. Friburgo: Oeko-Institut; 2016 (<https://www.oeko.de/oekodoc/2549/2016-076-de.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Markowitz ME, Weinberger HL (1990). "Immobilization-related lead toxicity in previously lead-poisoned children". *Pediatrics* 1990; 86:455-457 (<http://pediatrics.aappublications.org/content/pediatrics/86/3/455.full.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Matte TD, Figueroa JP, Ostrowski S, Burr G, Jackson-Hunt L, Baker EL (1991). "Lead exposure from conventional and cottage lead smelting in Jamaica". *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*. 1991; 21:65-71.

McNutt TK, Chambers-Emerson J, Dethlefsen M, Shah R (2001). "Bite the bullet: lead poisoning after ingestion of 206 lead bullets". *Veterinary & Human Toxicology*. 2001; 43:288-289.

Mendelsohn AL, Dreyer BP, Fierman AH, Rosen CM, Legano LA, Kruger HA, Lim SW, Courtlandt CD (1998). "Low-level lead exposure and behavior in early childhood". *Pediatrics*. 1998; 101:E10 (<http://pediatrics.aappublications.org/content/pediatrics/101/3/e10.full.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Mielke HW, Reagan PL (1998). "Soil is an important pathway of human lead exposure". *Environmental Health Perspectives*. 1998; 106(Suppl 1):217-229 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1533263/pdf/envhper00536-0227.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

MoEP (2012). *Ambient air quality standards GB 3095-2012*. Pekín: Ministry of Environmental Protection; 2012 (<http://kjs.mep.gov.cn/hjbhzbz/bzwb/dqhjbh/dqhjlzbz/201203/W020120410330232398521.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Mushak P (1993). "New directions in the toxicokinetics of human lead exposure". *Neurotoxicology*. 1993; 14:29-42.

NAS (1972). *Lead: airborne lead in perspective. Committee on Biologic Effects of Atmospheric Pollutants, Division of Medical Sciences*. Washington (D. C.): National Academy of Sciences; 1972.

Nawrot TS, Thijs L, Den Hond EM, Roels HA, Staessen JA (2002). "An epidemiological re-appraisal of the association between blood pressure and blood lead: a meta-analysis". *Journal of Human Hypertension*. 2002; 16:123-131 (<http://www.nature.com/jhh/journal/v16/n2/pdf/1001300a.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Needleman H (2004). "Lead poisoning". *Annual Review of Medicine*. 2004; 55:209-222. 2004 55 209 -222; Fax:

Needleman HL, Riess JA, Tobin MJ, Biesecker G, Greenhouse JB (1996). "Bone lead levels and delinquent behavior". *JAMA*. 1996; 275:363-369.

Needleman HL, Schell A, Bellinger D, Leviton A, Allred EN (1990). "The long-term effects of exposure to low doses of lead in childhood. An 11-year follow-up report". *New England Journal of Medicine*. 1990; 322:83-88 (<http://www.nejm.org/doi/full/10.1056/NEJM199001113220203#t=article>, consultado el 3 de enero de 2017).

NEPC (2016). *National Environment Protection (Ambient Air Quality) Measure*. Canberra: National Environment Protection Council; 2016 (<https://www.legislation.gov.au/Details/F2016C00215>, consultado el 3 de enero de 2017).

NTP (2012). *Health effects of low-level lead. National Toxicology Program Monograph*. Bethesda (MD): National Institutes of Health; 2012 (<http://ntp.niehs.nih.gov/pubhealth/hat/noms/lead/index.html>, consultado el 3 de enero de 2017).

OMS (1995). *Lead. Environmental Health Criteria 165*. Ginebra: Organización Mundial de la Salud; 1995 (<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc165.htm>, consultado el 3 de enero de 2017).

OMS (2000). *Air quality guidelines for Europe, 2nd edition*. Copenhague: Oficina Regional para Europa de la OMS; 2000 (http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf?ua=1, consultado el 3 de enero de 2017).

OMS (2010a) *Childhood lead poisoning*. Ginebra: Organización Mundial de la Salud; 2010 (<http://www.who.int/ceh/publications/leadguidance.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

OMS (2010b). *Herramienta de evaluación de riesgos para la salud humana de la OMS*. Ginebra: Organización Mundial de la Salud; 2010 (http://www.who.int/ipcs/methods/harmonization/areas/ra_toolkit/en/, consultado el 3 de enero de 2017).

OMS (2010c). *WHO Guidelines on drawing blood: best practices in phlebotomy*. Ginebra: Organización Mundial de la Salud; 2010 (http://www.who.int/injection_safety/sign/drawing_blood_best/en/, consultado el 3 de enero de 2017).

OMS (2011a). *Guía breve de métodos analíticos para determinar las concentraciones del plomo en la sangre*. Ginebra: Organización Mundial de la Salud; 2011 (http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/lead_blood.pdf, consultado el 3 de enero de 2017).

OMS (2011b). *Guidelines for Drinking-water Quality, 4th edition*. Ginebra: Organización Mundial de la Salud; 2011 (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/dwq-guidelines-4/en/, consultado el 3 de enero de 2017).

OSHA (1978). *Lead Standard 29 CFR 1910.1025*. Washington (D. C.): Occupational Safety and Health Administration, US Department of Labor; 1978. (https://www.osha.gov/pls/oshaweb/owadisp.show_document?p_table=STANDARDS&p_id=10030 consultado el 3 de enero de 2017).

OSHA (2002) "Lead – secondary lead smelter". En: *eTools* [página web]. Washington (D. C.): Occupational Safety and Health Administration; 2002 (<https://www.osha.gov/SLTC/etools/leadsmelter/index.html>, consultado el 3 de enero de 2017).

Otto DA, Fox DA (1993). "Auditory and visual dysfunction following lead exposure". *Neurotoxicology*. 1993; 14(2-3):191-207.

Paddock RC (2016). "The toxic toll of Indonesia's battery recyclers". *National Geographic*. 31 de mayo de 2016 (<http://news.nationalgeographic.com/2016/05/indonesia-s-toxic-toll/>, consultado el 3 de enero de 2017).

Perlstein MA, Attala R (1966). "Neurologic sequelae of plumbism in children". *Clinical Pediatrics*. 1966; 5:292-298.

Pichery C, Bellanger M, Zmirou-Navier D, Glorennec P, Hartemann P, Grandjean P (2011). "Childhood lead exposure in France: benefit estimation and partial cost-benefit analysis of lead hazard control". *Environmental Health*. 2011; 10:44 (<https://ehjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/1476-069X-10-44>, consultado el 3 de enero de 2017).

PNUMA (2003). *Directrices técnicas para el manejo ambientalmente racional de los acumuladores de plomo de desecho*. Secretaría del Convenio de Basilea. Serie del Convenio de Basilea/SBC N° 2003/9 Ginebra: Secretaría del Convenio de Basilea; 2003 (<http://www.basel.int/Portals/4/Basel%20Convention/docs/pub/techguid/tech-wasteacid.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

PNUMA (2004). *Planes de manejo nacional de baterías de plomo ácidas. Manual de capacitación para la preparación de planes de manejo ambientalmente racionales de baterías plomo ácidas usadas en el marco de la implementación del Convenio de Basilea*. Serie del Convenio de Basilea/SBC N° 2004/5. Ginebra: Secretaría del Convenio de Basilea; 2004 (<http://www.basel.int/Portals/4/Basel%20Convention/docs/pub/techguid/tech-wasteacid.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

PNUMA (2010). *Final review of scientific information on lead*. Nairobi: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente; 2010 (http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/Lead_Cadmium/docs/Interim_reviews/UNEP_GC26_INF_11_Add_1_Final_UNEP_Lead_review_and_appendix_Dec_2010.pdf, consultado el 3 de enero de 2017).

PNUMA (2013). *Environmental risks and challenges of anthropogenic metals flows and cycles*. París: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente; 2013 (<http://www.unep.org/resourcepanel/publications/environmentalchallengesmetals/tabid/106142/default.aspx>, consultado el 3 de enero de 2017).

Rabinowitz MB (1991). "Toxicokinetics of bone lead". *Environmental Health Perspectives*. 1992; 91:33-37 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1519353/pdf/envhper00387-0038.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Ratzon N, Fromm P, Leikin E, Kristal-Boneh E, Ribak J (2000). "Effect of exposure to lead on postural control in workers". *Occupational & Environmental Medicine*. 2000; 57:201-203 (<http://oem.bmj.com/content/57/3/201.full>, consultado el 3 de enero de 2017).

Rothenberg SJ, Schnaas L, Salgado-Valladares M, Casanueva E, Geller AM, Hudnell HK, Fox DA (2002). "Increased ERG a- and b-wave amplitudes in 7- to 10-year-old children resulting from prenatal lead exposure". *Investigative Ophthalmology & Visual Science*. 2002; 43:2036-2044 (<http://iovs.arvojournals.org/article.aspx?articleid=2123755>, consultado el 3 de enero de 2017).

Rubens O, Logina I, Kravale I, Eglite M, Donaghy M (2001). "Peripheral neuropathy in chronic occupational inorganic lead exposure: a clinical and electrophysiological study". *Journal of Neurology, Neurosurgery & Psychiatry*. 2001; 71:200-204 (<http://jnnp.bmj.com/content/71/2/200.longm> consultado el 3 de enero de 2017).

Safe Work Australia (2013). *Workplace exposure standards for airborne contaminants*. Canberra: Safe Work Australia; 2013 (<http://www.safeworkaustralia.gov.au/sites/SWA/about/Publications/Documents/772/Workplace-exposure-standards-airborne-contaminants.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Schwartz BS, Lee BK, Bandeen-Roche K, Stewart W, Bolla K, Links J, Weaver V, Todd A (2005). "Occupational lead exposure and longitudinal decline in neurobehavioral test scores". *Epidemiology*. 2005; 16:106-113.

Schwartz J, Landrigan PJ, Baker Jnr EL, Orenstein WA, von Lindern IH (1990). "Lead-induced anemia: dose-response relationships and evidence for a threshold". *American Journal of Public Health*. 1990; 80:165-168 (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1404621/pdf/amjph00215-0029.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Selevan SG, Rice DC, Hogan KA, Euling SY, Pfahles-Hutchens A, Bethel J (2003). "Blood lead concentration and delayed puberty in girls". *New England Journal of Medicine*. 2003; 348:1527-3156. (<http://www.nejm.org/doi/full/10.1056/NEJMoa020880#t=article>, consultado el 3 de enero de 2017).

Silbergeld EK, Schwartz J, Mahaffey K (1988). "Lead and osteoporosis: mobilization of lead from bone in postmenopausal women". *Environmental Research*. 1988; 47:79-94.

Stokes L, Letz R, Gerr F, Kolczak M, McNeill FE, Chettle DR, Kaye WE (1998). "Neurotoxicity in young adults 20 years after childhood exposure to lead: the Bunker Hill experience". *Occupational & Environmental Medicine*. 1998; 55:507-516 (<http://oem.bmj.com/content/55/8/507.full.pdf+html>, consultado el 3 de enero de 2017).

Stollery BT, Broadbent DE, Banks HA, Lee WR (1991). "Short term prospective study of cognitive functioning in lead workers". *British Journal of Industrial Medicine*. 1991; 48:739-749 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1035449/pdf/brjindmed00035-0019.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Suplido ML, Ong CN (2000). "Lead exposure among small-scale battery recyclers, automobile radiator mechanics, and their children in Manila, the Philippines". *Environmental Research Section A*. 2000; 82:231-238.

ten Bruggenkate CM, Lopes Cardozo E, Maaskant P, van der Waal I (1975). "Lead poisoning with pigmentation of the oral mucosa. Review of the literature and report of a case". *Oral Surgery, Oral Medicine & Oral Pathology*. 1975; 39(5):747-753.

Thurtle N, Grieg J, Cooney L, Amitai Y, Ariti C, Brown MJ, Kosnett MJ, Moussally K, Sani-Gwarzo N, Akpan H, Shanks L, Dargan PI (2014). "Description of 3180 courses of chelation with dimercaptosuccinic acid in children ≤ 5 years with severe lead poisoning in Zamfara, northern Nigeria: a retrospective analysis of programme data". *PLOS Medicine*. 2014; 11(10):1-18 (<http://www.plosmedicine.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pmed.1001739>, consultado el 3 de enero de 2017).

Tong S (1998). "Lead exposure and cognitive development: persistence and a dynamic pattern". *Journal of Paediatrics & Child Health*. 1998; 34:114-118.

Tong S, Baghurst P, McMichael A, Sawyer M, Mudge J (1996). "Lifetime exposure to environmental lead and children's intelligence at 11-13 years: the Port Pirie cohort study". *British Medical Journal*. 1996; 312:1569-1575 (<http://www.bmj.com/content/312/7046/1569>; consultado el 3 de enero de 2017).

Tong S, Baghurst PA, Sawyer MG, Burns J, McMichael AJ (1998). "Declining blood lead levels and changes in cognitive function during childhood: the Port Pirie Cohort Study". *JAMA*. 1998; 280:1915-1919 (<http://jamanetwork.com/journals/jama/fullarticle/188249>, consultado el 3 de enero de 2017).

Trasande L, Liu Y (2011). "Reducing the staggering costs of environmental disease in children, estimated at \$76.6 billion in 2008". *Health Affairs (Millwood)*. 2011; 30(5):863-870 (<http://content.healthaffairs.org/content/30/5/863.long>, consultado el 3 de enero de 2017).

Troesken W (2006). "Lead exposure and eclampsia in Britain, 1883-1934". *Environmental Research*. 2006; 101(3):395-400.

US EPA (1993). *Personal Air Sampling and Air Monitoring Requirements under 29 CFR 1910.120. Publication 9360.B-17FS*. Washington (D. C.): United States Environmental Protection Agency; 1993.

US EPA (2001). "Lead; identification of dangerous levels of lead; Final Rule". *Federal Register*. 2001; 66(4):1205-1240 (<https://www.gpo.gov/fdsys/pkg/FR-2001-01-05/pdf/01-84.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

US EPA (2016). *Fact sheet: Decision - National Ambient Air Quality Standards for lead*. Washington (D. C.): United States Environmental Protection Agency; 2016 (https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-09/documents/pb_naaqs_nfr_fact_sheet.pdf, consultado el 3 de enero de 2017).

Valciukas JA, Lilis R, Eisinger J, Blumberg WE, Fischbein A, Selikoff IJ (1978). "Behavioral indicators of lead neurotoxicity: results of a clinical field survey". *International Archives of Occupational & Environmental Health*. 1978; 41(4):217-236.

van der Kuijp TJ, Huang L, Cherry CR (2013). "Health hazards of China's lead-acid battery industry: a review of its market drivers, production processes, and health impacts". *Environmental Health*. 2013; 12:61 (<http://ehjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/1476-069X-12-61>, consultado el 3 de enero de 2017).

Wang J-D, Jang C-S, Hwang Y-H, Chen Z-S (1992). "Lead contamination around a kindergarten near a battery recycling plant". *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*. 1992; 49:23-30 (https://www.researchgate.net/publication/21764004_Lead_contamination_around_a_kindergarten_near_a_battery_recycling_plant, consultado el 25 de enero de 2017).

Wedeen RP (1988). "Bone lead, hypertension, and lead nephropathy". *Environmental Health Perspectives*. 1988; 78:57-60 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1474623/pdf/envhper00429-0059.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Weidenhamer JD, Kobunski PA, Kuepouo G, Corbin RW, Gottesfeld P (2014). "Lead exposure from aluminum cookware in Cameroon". *Science of the Total Environment*. 2014; 496:339-47.

Weidenhamer JD, Fitzpatrick MP, Biro AM, Kobunski PA, Hudson MR, Corbin RW, Gottesfeld P (2017). "Metal exposures from aluminum cookware: an unrecognized public health risk in developing countries". *Science of the Total Environment*. 2017; 579: 805-813.).

Were FH, Kamau GN, Shiundu PM, Wafula GA, Moturi CM (2012). "Air and blood lead levels in lead acid battery recycling and manufacturing plants in Kenya". *Journal of Occupational & Environmental Hygiene*. 2012; 9(5):340-344.

White RF, Diamond R, Proctor S, Morey C, Hu H (1993). "Residual cognitive deficits 50 years after lead poisoning during childhood". *British Journal of Industrial Medicine*. 1993; 50(7):613-622 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1035497/pdf/brjindmed00007-0037.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Wilhelm M, Beinzow B, Angerer J, Schulz C (2010). "Reassessment of critical lead effects by the German Human Biomonitoring Commission results in suspension of the human biomonitoring values (HBM I and HBM II) for lead in blood of children and adults". *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 2010; 213:265-269 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S143846391000043X>, consultado el 3 de enero de 2017).

Williamson AM, Teo RKC (1986). "Neurobehavioural effects of occupational exposure to lead". *British Journal of Industrial Medicine*. 1986; 43(6):374-380 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1007666/pdf/brjindmed00170-0014.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Winship KA (1989). "Toxicity of lead: a review". *Adverse Drug Reactions & Acute Poisoning Reviews*. 1989; 8(3): 117-152.

Wright JP, Dietrich KN, Ris MD, Hornung RW, Wessel SD, Lanphear BP, Ho M, Rae MN (2008). "Association of prenatal and childhood blood lead concentrations with criminal arrests in early adulthood". *PLoS Medicine*. 2008;5(5):e101 (<http://journals.plos.org/plosmedicine/article/file?id=10.1371/journal.pmed.0050101&type=printable>, consultado el 3 de enero de 2017).

Wu T, Buck GM, Mendola P (2003). "Blood lead levels and sexual maturation in U.S. girls: the Third National Health and Nutrition Examination Survey, 1988-1994". *Environmental Health Perspectives*. 2003; 111(5):737-741 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1241484/pdf/ehp0111-000737.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).

Zhang F, Liu Y, Zhang H, Ban Y, Wang J, Liu J, Zhong L, Chen X, Zhu B (2016). "Investigation and evaluation of children's blood lead levels around a lead battery factory and influencing factors". *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2016; 13:541. (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4923998/pdf/ijerph-13-00541.pdf>, consultado el 3 de enero de 2017).



**Departamento de Salud Pública, Medio Ambiente y
Determinantes Sociales de la Salud (PHE)**

Organización Mundial de la Salud (OMS)
Avenue Appia 20, CH-1211 Ginebra 27, Suiza

www.who.int/phe/es/

www.who.int/ipcs/es/

Email: ipcsmail@who.int

ISBN 978-92-4-351285-3



9 789243 512853