

# Sustancias tóxicas en emisiones gaseosas de incineradores hospitalarios

Toxic substances in gaseous emissions from hospital incinerators

René Bárcena<sup>1</sup>, Nadia Gamboa<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Ciencias, Sección Química, Pontificia Universidad Católica del Perú, Lima 32, Perú.

<sup>2</sup> e-mail: ngamboa@pucp.edu.pe

## Resumen

Se estudió las emisiones de material particulado (PM), vapores y gases de chimenea del incinerador del Instituto Nacional de Enfermedades Neoplásicas y se registró la micrometeorología. Los gases de chimenea fueron recolectados con un muestreador isocinético; los sólidos totales suspendidos, por muestreo pasivo. Los análisis muestran elevados niveles de PM<sub>10</sub>, que contiene Pb, Al, Zn y Ca, así como altas concentraciones de benceno y naftaleno en el gas de chimenea. Se observó que la dispersión del PM tiene escala local.

**Palabras clave:** hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), metales pesados, incineradores, PM<sub>10</sub>, contaminación de aire, residuos hospitalarios.

## Abstract

The National Institute for Neoplastic Diseases incinerator was studied: emissions were sampled and analyzed for particulate matter (PM), stack gases and vapors and the micrometeorology was also registered. Gases were collected with an isokinetic sampler, total suspended solids by passive sampling. Results show high levels of PM<sub>10</sub>, which contains Pb, Al, Zn and Ca; high levels of benzene and naphthalene in the gas fireplace. Local dispersion of PM was observed.

**Keywords:** polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), heavy metals, incinerators, PM<sub>10</sub>, air pollution, hospital wastes.

## Introducción

En años recientes, la población ha mostrado su preocupación con respecto al peligro potencial que representa la inapropiada disposición de residuos hospitalarios (RH). Aunque no todos los

RH representan una amenaza para la salud, una disposición inadecuada puede exponer la población a organismos patógenos o infecto-contagiosos. La incineración es uno de los métodos de tratamiento y disposición más empleados debido a la importante reducción del volumen de desperdicios. Sin embargo, así sólo se traslada el problema de contaminación a la atmósfera pues se propicia la generación de partículas sedimentables, gases ácidos y cenizas.

Los RH están definidos como *“cualquier desperdicio sólido generado en la diagnosis, tratamiento, inmunización de seres humanos o animales, investigación, o en la producción o prueba de biológicos”*. Están excluidos de esta definición los residuos peligrosos, residuos de procesos de tratamiento, los cadáveres o restos de partes anatómicas y los restos que serán enterrados o cremados<sup>1-3</sup>.

El Ministerio de Salud del Perú define los RH como *“aquellos desechos generados en los procesos y en las actividades de atención e investigación médica en los establecimientos como hospitales, clínicas, postas, laboratorios y otros”*<sup>4</sup>. La EPA regula las categorías de RH, con algunas diferencias respecto de la clasificación alemana y de la OMS<sup>5</sup>. La adopción de una categoría depende de las características del centro de salud; en el Perú se usa la clasificación adoptada por el Ministerio de Salud, Tabla 1.

El método de tratamiento preferido es la esterilización al vapor previo a la disposición en rellenos sanitarios. Esto se aplica también en clínicas de atención ambulatoria, consultorios médicos y consultorios dentales<sup>6</sup>. En las clínicas veterinarias, los residuos son una combinación de agujas, sangre, vacunas, medicamentos expirados y residuos peligrosos<sup>7</sup>. Las funerarias y crematorios generan residuos de procesos de necropsia o embalsamamiento, tales como agujas, bisturís, excreciones y secreciones, residuos quirúrgicos y patológicos, papeles, guantes y máscaras, que son tratados con procesos de desinfección química e incineración<sup>8</sup>.

Tabla 1 Clasificación de residuos sólidos en centros de atención de salud en el Perú

Clase A: Residuo biocontaminado	
Tipo A.1 Atención al paciente	Secreciones, excreciones y demás líquidos orgánicos provenientes de pacientes y residuos contaminados, inclusive restos de alimentos
Tipo A.2 Material biológico	Cultivos, inóculos, mezcla de microorganismos y medios de cultivo inoculado provenientes de laboratorios clínicos o de investigación; vacuna vencida o inutilizada; filtros de gases aspiradores de áreas contaminadas por agentes infecciosos y cualquier residuo contaminado por estos materiales
Tipo A.3 Sangre humana y productos derivados	Bolsas de sangre o serología vencidas; muestras de sangre para análisis; suero, plasma y otros productos
Tipo A.4 Residuos quirúrgicos y anatómo-patológicos	Tejidos, órganos, piezas anatómicas, sangre y otros líquidos orgánicos resultantes de cirugías, autopsias y residuos contaminados por estos
Tipo A.5 Residuos punzo-cortantes	Elementos punzo-cortantes en contacto con agentes infecciosos, incluye agujas hipodérmicas, pipetas, bisturís, placas de cultivo, cristalería entera o rota
Tipo A.6 Animales contaminados	Cadáveres o partes de animales inoculados o expuestos a microorganismos patógenos; lechos o material utilizados provenientes de laboratorios de investigación médica o veterinaria
Clase B: Residuos especial	
Tipo B.1 Residuos químicos peligrosos	Sustancias o productos químicos con características tóxicas, corrosivas, inflamables, explosivas, reactivas, genotóxicas, mutagénicas, quimioterapéuticas, antineoplásicas, productos químicos no utilizados, plaguicidas no especificados, solventes, ácido sulfocrómico, mercurio de termómetros, soluciones de revelado de radiografías, aceites lubricantes usados, etc.
Tipo B.2 Residuos farmacéuticos	Medicamentos vencidos, contaminados, desactualizados, no utilizados, etc.
Tipo B.3 Residuos radiactivos	Materiales radiactivos o contaminados por radionúclidos con baja actividad provenientes de laboratorios de investigación química y biológica, de laboratorios de análisis clínicos y servicios de medicina nuclear; son materiales generalmente sólidos o líquidos (jeringas, papel absorbente, frascos, líquidos derramados, orina, heces, etc.)
Clase C: Residuo común	
Residuos que no se encuadren en ninguna de las categorías anteriores y que, por su semejanza con los residuos domésticos, pueden ser considerados como tales. Se incluye residuos generados en la administración, de la limpieza de jardines y patios, cocina, entre otros; caracterizado por papeles, cartones, plásticos, restos de preparación de alimentos, etc.	

Ministerio de Salud del Perú, 2004

Las características físicas y químicas de los RH son importantes para determinar el impacto ambiental de la incineración o quema. El contenido calórico puede variar de 555 kcal/kg (desechos anatómicos con alto contenido de humedad) hasta 11 110 kcal/kg (plásticos, e.g. PE)<sup>3</sup>. Metales, tales como Hg, Cd y Ag, que han sido vaporizados en la cámara primaria del incinerador, pueden ser emitidos como óxidos<sup>9, 10</sup>. Las fuentes de metales en estos residuos incluyen material radiológico (Pb), estabilizadores (Cd), pigmentos en plásticos (Cr y Cd) y baterías (Ni y Cd)<sup>11, 12</sup>, por ello es importante la adecuada segregación.

Para identificar y discriminar RH, se opta por el uso de bolsas y contenedores codificados con colores. Los colores rojo o rojo-anaranjado en bolsas opacas son usados para desechos infecciosos. Los materiales de embolsado son, por lo general, PE lineal, cartón corrugado o cilindros de fibra rígidos, resistentes a la punción, y botellas con seguro de rosca, apropiadamente etiquetados recomendándose el símbolo de *desecho biológico peligroso*<sup>3</sup>. El almacenamiento de los RH, antes y después del tratamiento, debe ser por tiempo mínimo: a temperatura ambiente, entre 18 - 25°C por 24 horas; refrigerado, entre 1 y 7°C por 72 horas<sup>12</sup>.

### Tratamiento de residuos médicos

La *incineración* es el proceso de tratamiento de residuos más aplicado en hospitales, donde son quemados en cámaras a condiciones controladas produciendo cenizas y gases de combustión. Las unidades de incineración modernas constan de dos cámaras; la basura se quema en la cámara primaria, a temperaturas de 1 200°C y los contaminantes liberados (orgánicos volátiles) son transportados a la cámara secundaria<sup>13</sup>.

La *desinfección química* elimina organismos infecciosos exponiéndolos a agentes oxidantes fuertes como H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Este método es usado en la limpieza superficial de instrumental médico aunque tiene aplicación a gran escala en la desinfección de ambientes médicos<sup>14</sup>. Se combina, por lo general, con tratamientos de destrucción como la trituración o fragmentación, antes o durante el proceso, para incrementar la eficiencia y obtener residuos irreconocibles.

La *esterilización con vapor o autoclave* es un proceso de exposición de desechos al vapor saturado por un periodo específico con el fin de obtener desechos no infecciosos. Su efectividad puede ser

influenciada por la duración del ciclo, presión, temperatura, características del desecho evaporado y por el diseño del equipo<sup>15</sup>. En la esterilización con gas, el desecho médico se expone a vapores químicos que originan una reacción de oxidación provocando daño de la estructura celular<sup>16</sup>. El reactivo químico más usado es el óxido de metileno, conocida sustancia carcinógena.

La esterilización por irradiación se usa habitualmente para esterilizar accesorios médicos, alimentos y productos de consumo y es también aplicable a desechos médicos. Se utiliza radiación ionizante o UV para eliminar agentes infecciosos inhibiendo la capacidad de reproducción de las células. La forma más común de radiación es la ionizante que utiliza <sup>60</sup>Co y produce radiación gamma.

La esterilización con microondas requiere desfragmentación previa de los residuos para incrementar la eficiencia del tratamiento; el desecho es rociado con agua y tratado con microondas a 94°C.

La inactivación térmica es un proceso parecido a la esterilización con vapor que usa calor seco en lugar de vapor. Puede usarse para tratar desechos sólidos, que son tratados en hornos, y líquidos, en intercambiadores de calor.

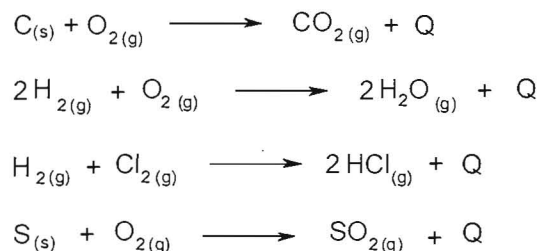
### ***Destrucción física de residuos médicos***

Este tipo de destrucción sirve a dos propósitos. En primer lugar, la basura se hace irreconocible, lo que es favorable por razones estéticas. Por ejemplo, se requiere que cierto tipo de residuos, como tejidos o partes anatómicas, sean destruidos antes de su disposición. Segundo, el efecto de destrucción más evidente es la reducción de volumen, incrementando su importancia económica. En la incineración, un Incinerador de Residuos Hospitalarios (IRH) combina las funciones de tratamiento y destrucción de residuos, donde los organismos infecciosos son destruidos por exposición a elevadas temperaturas y los materiales quemados son reducidos a cenizas finas si cuenta con un buen diseño y unidades operativas. Con este tratamiento se pueden reducir en más del 95% el volumen y peso de los residuos<sup>17</sup>. La trituración o fragmentación es una tecnología más moderna que introduce la utilización de aparatos como molinos de martillo que reducen el volumen (aproximadamente en 80%) transformando su aspecto. El peso y el potencial infeccioso no son afectados, por lo tanto, sus aplicaciones son complementadas con tratamientos de desinfección.

### ***Incineradores hospitalarios***

El proceso de combustión de los RH es una combinación compleja de reacciones de oxidación rápida de las sustancias orgáni-

cas presentes. El objetivo es lograr la combustión completa del material orgánico mientras se minimizan la formación y liberación de contaminantes<sup>18</sup>. Debido a que los RH son una mezcla heterogénea de desperdicios generales, desechos patológicos, plásticos y desechos de laboratorio, la composición química específica es desconocida y varía con el tiempo. El proceso puede ser descrito razonablemente en base a suposiciones que simplifiquen las reacciones químicas importantes. La porción orgánica de los RH consiste básicamente de C, H, O, Cl, S, N y metales presentes en menor concentración<sup>19</sup>. Las reacciones de equilibrio que caracterizan los procesos en IRH son las mostradas a continuación, donde Q es el calor desprendido.



Aunque estas reacciones simplificadas identifican a la mayoría de los productos de combustión, no representan por completo el proceso. Se debe considerar además la formación de CO, NO<sub>x</sub>, CH<sub>4</sub>, Cl<sub>2</sub> y una variedad muy amplia de compuestos orgánicos<sup>20</sup>.

Las reacciones de combustión son reacciones de equilibrio, se completan de acuerdo a la disponibilidad de reactantes, su proporción y el tiempo de reacción. La clave de las reacciones de combustión son las reacciones de oxidación, es por esto que el oxígeno gaseoso debe estar en estrecho contacto con el material sometido a combustión. Para un procedimiento rápido se requiere turbulencia para exponer el material no quemado así como para quemar el material orgánico (volátil y carbón fijo) asegurando el contacto del material combustible con el oxígeno suministrado al ciclo de quemado<sup>21</sup>. La turbulencia en la cámara secundaria asegura que los volátiles y otros materiales completen el proceso de combustión iniciado en la cámara primaria. Por lo general, la cámara primaria de un IRH es operada en condiciones sub-estequiométricas mientras que la cámara secundaria es operada en la región de exceso de aire<sup>19</sup>.

El diseño básico de los IRH comprende dos o tres cámaras, donde los RH son cargados en el sistema de alimentación previo a la cámara primaria, donde estarán expuestos a altas temperaturas y aire<sup>22</sup>. En la mayoría de sistemas de IRH, el aire suministrado es insuficiente para completar las reacciones químicas; en consecuencia, los gases arrastrados a la cámara secundaria están enriquecidos con combustible. En la cámara secundaria, las reacciones de combustión se completan por tres factores: el tiempo, la temperatura y la turbulencia.

Cada fabricante desarrolla recomendaciones para ayudar en el control de emisiones aéreas y la calidad de cenizas. Si bien cada sistema es único y se usa una amplia variedad de prácticas específicas, todos los sistemas comprenden combinaciones de estas. Así, se tiene un control de la proporción de reacciones químicas en la cámara primaria, para regular el grado de liberación de orgánicos volátiles y cenizas no quemadas; un control de la turbulencia del lecho ardiente, para limitar la generación de partículas en el lecho; un control de las condiciones de combustión de la cámara secundaria, para promover la combustión completa del material orgánico. El control de la combustión dentro del IRH se basa en mantener las temperaturas de ambas cámaras dentro de límites especificados, el factor de alimentación de desechos y la operación de los quemadores auxiliares. El control de la combustión de los gases emitidos en la cámara primaria se dirige a reducir CO y orgánicos, y limitar la emisión de metales y PM. Estas medidas tienen un mínimo efecto<sup>3</sup> sobre las emisiones de HCl y CO<sub>2</sub>.

### **Procesos de incineración de residuos hospitalarios**

El proceso puede ser descrito en términos de los siguientes pasos: carga de desechos, combustión en la cámara primaria, sólidos en movimiento a través de la cámara primaria, combustión en la cámara secundaria, manejo del gas de combustión y remoción de cenizas. Además, los factores que ayudan a la caracterización de un sistema IRH y su operación son: el modo de operación, los métodos de alimentación, el método de remoción de cenizas y la distribución del aire hacia las cámaras de combustión<sup>23</sup>.

Los sistemas *continuos*, tienen un ciclo de operación en la que se pueden cargar los residuos sin restricción de tiempo, debido a que las cenizas son automáticamente descargadas. La cámara primaria<sup>19</sup> puede ser fija, rotatoria o de pulso cardiaco.

Los sistemas *intermitentes*, son operados a ciclos menores de 24 horas, y la unidad está diseñada para aceptar cargas de desechos de ocho a dieciséis horas de duración dependiendo del tamaño de la unidad. El proceso de carga intermitente conlleva a subdividir la carga en cargas pequeñas que se introducen cada seis o quince minutos<sup>19,24</sup>. Estas unidades pueden ser verticales en la cámara primaria, seguidas de un diseño horizontal en la cámara secundaria, y son usadas en hospitales, laboratorios de investigación, clínicas veterinarias y hospicios.

En los sistemas *batch*, la basura es introducida por lotes al incinerador, sometida a combustión, luego, el incinerador es enfriado y las cenizas son colectadas. Cuando un lote es cargado, el incinerador es sellado y el ciclo continúa hasta consumirse y enfriarse. Según el tamaño, un IRH batch puede operar uno o

dos ciclos por día. Las cámaras primaria y secundaria son orientadas verticalmente y equipadas con una cubierta.

La configuración de la cámara primaria en sistemas continuos, como el horno rotatorio, es cilíndrica y ligeramente inclinada; algunas son rectangulares con el fin de acomodar sólidos grandes. El sistema de transferencia posee variaciones de diseño en graderías y las cenizas son transferidas por una rampa hacia un punto de descarga provisto de un sistema de agitación para promover la combustión de la fase sólida. Las diferencias en la cámara secundaria son de forma y se varían también los suministros de aire y los sistemas de manejo.

La remoción de cenizas puede ser continua o periódica: el primer caso usa hornos rotatorios y sistemas intermitentes que cuentan con palas automáticas, y las cenizas pueden ser removidas por procesos en seco o húmedo. La remoción manual se hace periódicamente, por lo general a la mañana siguiente del ciclo de incineración. También se aprovecha el calor eliminado para generar agua caliente o vapor recuperando energía mediante intercambiadores de calor<sup>25</sup>.

### **Emisiones de incineradores hospitalarios**

Los contaminantes gaseosos provenientes de la cámara secundaria son liberados a través del ducto de chimenea con dos tipos de PM: los inertes o cenizas y los productos de combustión incompleta. Estos últimos son la porción no quemada de los desechos y representan la materia que no arde bajo determinadas condiciones. Por otra parte, las emisiones que contienen metales dependen de las características del material incinerado (partes de instrumentos o utensilios descartados, en plástico, en papel, en pigmentos y tintes), o como descarga de metales pesados provenientes del laboratorio. Las trazas de metales<sup>9</sup> presentes incluyen Pb, Cd, Hg, Sb, Cr, As, Ba, Be, Na, Ag y Ta. Las condiciones inadecuadas de combustión en la cámara secundaria favorecen el incremento de contaminantes orgánicos originados en la vaporización del material orgánico presente<sup>26</sup>.

La presencia de nitrógeno en el IRH se debe a los combustibles auxiliares, el material residual y N<sub>2</sub> de la atmósfera de combustión. Los NO<sub>x</sub> son los primeros en formarse por la reacción del N<sub>2</sub> en combustión con el O<sub>2</sub> del aire o especies oxigenadas. La principal forma de ácido en los IRH es el HCl; su formación y emisión es proporcional al contenido de cloro en el material incinerado. No obstante, también se producen bajos niveles de cloro gaseoso<sup>18</sup>.

Los efectos del PM en suspensión son diversos y dependen directamente de la composición química, del tamaño y de la



toxicidad. Las partículas mayores a 10  $\mu\text{m}$  son retenidas en la zona extra-torácica del tracto respiratorio, cerca de la epiglotis. Las partículas de tamaño entre 5 y 10  $\mu\text{m}$  son retenidas en los bronquios. Las partículas menores a 2,5  $\mu\text{m}$  llegan hasta los alvéolos pulmonares y su presencia está ligada a incrementos en enfermedades respiratorias y muertes por causa respiratoria, disminución de flujos respiratorios máximos, aumento en la morbilidad respiratoria infantil e incremento en las tasas de consulta de emergencia y hospitalización. Las propiedades químicas y físicas varían con el tiempo, región, meteorología y fuente de emisión, complicando así la medición de efectos en la salud y bienestar de la población.

Los metales pesados no pueden ser destruidos por el proceso de incineración. La misma cantidad de metales presente en los residuos por quemar es liberada al medio ambiente a través de la chimenea, en las cenizas volantes y de fondo o en los efluentes de los dispositivos de control de la contaminación. En algunos casos, los incineradores transforman los metales a óxidos metálicos o complejos organometálicos, o de estado sólido a la forma de vapor o finas partículas. La OMS estableció en 1994 que el valor máximo permisible anual de plomo en el aire debe ser 0,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; en el Perú es de 1,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  mensual<sup>27</sup>.

La EPA ha identificado alrededor de 400 compuestos peligrosos: benceno, tolueno,  $\text{CCl}_4$ ,  $\text{CHCl}_3$ ,  $\text{CH}_2\text{Cl}_2$ , tricloroetileno, tetracloroetileno, clorobenceno, naftaleno y fenol, entre otros. Algunos investigadores reportan emisiones múltiples en incineradores incluyendo PAHs, PCBs, PAHs halogenados, ácidos orgánicos halogenados, ftalatos, aldehídos, cetonas, ácidos orgánicos, alcanos, y alquenos. Entre los ejemplos más notorios están los clorobencenos y clorofenoles, naftaleno, benzo[a]pireno, antraceno, fluoranteno, pireno y fenantreno, así como PCDDs y PCDFs<sup>28</sup>.

En el Perú existe el Reglamento de Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire (Decreto Supremo N° 074-2001-PCM), que considera como estándares de calidad del aire a "aque-llos que consideran los niveles de concentración máxima de contaminantes del aire que en su condición de cuerpo receptor es recomendable no exceder para evitar riesgo a la salud humana [...] como estos estándares protegen la salud, son considerados estándares primarios". Los estándares nacionales de calidad ambiental del aire deben ser monitoreados obligatoriamente. Por tanto, en este estudio se define como hipótesis la probabilidad de que los centros de salud en la ciudad de Lima sean importantes fuentes fijas de la emisión de sustancias tóxicas en concentraciones que pueden considerarse peligrosas. Para responder dicha hipótesis, se plantea determinar los niveles de PM, elementos metálicos tóxicos y compuestos orgánicos volátiles emitidos por las chimeneas de incineradores, en el Instituto Nacional de Enfermedades Neoplásicas (INEN) en la ciudad de Lima.

Se espera determinar las concentraciones ambientales de PM, Pb, Zn, Cr, Cd, compuestos aromáticos condensados (benceno, antraceno, naftaleno y fluoreno) e iones (cloruro, sulfato y nitrato) en el incinerador del INEN.

## Materiales y métodos

### Estaciones de muestreo

La estación principal es el *INEN*, elegido en razón a la complejidad de sus desechos, derivados farmacológicos, tratamientos empleados y capacidad de atención (más de 320 camas<sup>29</sup>) ubicado en un sector urbano residencial. En esta estación (174 msnm) se trabajó en la fuente de emisión, incluyendo sistema de incineración y conductos de salida, siendo necesario acondicionar un área en la azotea del edificio principal de 6 pisos. En una zona adyacente, se instaló una estación meteorológica automática, y se colocaron filtros en mallas de aluminio anodizado para la recolección de partículas totales suspendidas (TSP).

Se consideró, además, la instalación de una segunda estación de muestreo en la Estación Meteorológica Hipólito Unánue (*EMHU*) de la Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP), con fines comparativos. La estación (70 msnm) localizada a 3 km de distancia en dirección NW del *INEN*, 1 km del océano, fue escogida por sus reducidos niveles de TSP, debido a la influencia dinámica de vientos marinos. Se instaló un muestreador de partículas con discriminador de tamaños de PM y captura de TSP con malla de 0,4 a 1 mm de diámetro de poro.

Los muestreos y análisis *in situ* en el *INEN* se desarrollaron entre julio de 2003 y marzo de 2004. Este periodo en el área de estudio es suficiente para completar el proceso de manejo, almacenamiento, tratamiento y disposición final de RH. En la *EMHU* se realizaron muestreos de TSP (setiembre de 2003 a marzo de 2004).

### Monitoreo meteorológico

En el *INEN* se registraron datos de setiembre a octubre de 2003, a través de una estación meteorológica automática GroWeatherLink Standard anclada a 10 m de la chimenea y 1 m debajo del escape de los gases de combustión. Esta estación se configuró para mediciones continuas con sensores electrónicos de temperatura del aire, energía de radiación solar, evapotranspiración, presión barométrica, velocidad y dirección del viento, aceleración del viento, sensación de frío, humedad relativa, punto de rocío, precipitación pluvial y sensación térmica. El monitoreo meteorológico en el *INEN*, comenzó las semanas previas a la semana de muestreo isocinético para establecer la dirección

predominante del viento, lo que definió la ubicación de la batería de filtros para muestreo pasivo de TSP, transversal a la pluma. La información obtenida presentó buena correlación, respecto a la publicada por el SENAMHI para esa misma temporada.

En la EMHU se utilizó información estandarizada generada por los equipos analógicos de la propia estación, colectada diariamente a las 7, 13 y 19 h (setiembre, octubre y noviembre). La estación proporcionó datos de temperatura del aire, horas de sol, visibilidad, evaporación Piche, presión atmosférica, velocidad y dirección del viento, humedad relativa, precipitación pluvial y nubosidad.

### Muestreo de RH y emisiones

Para la caracterización de desechos, se adaptó una metodología en base a técnicas de muestreo ASTM 5658-95, 5679-95A, 5956-96, y se extrajo muestras de lotes correspondientes a bolsas rojas y negras próximas a incinerarse, según ASTM 5177-91. Luego, se preparó muestras compuestas integradas por 6 submuestras, preparadas *in situ* y segregadas escrupulosamente, asegurando la integración entre el fondo y la superficie de los contenedores y se analizaron por triplicado.

El monitoreo de emisiones en el INEN se desarrolló mediante cinco muestreos (20 al 24 octubre), se midió el flujo de gas de chimenea y se tomó las muestras de gases y vapores condensados en carbón activado, agua y sílica gel, y PM en filtros de fibra de vidrio a  $120 \pm 14^\circ\text{C}$ . Para el monitoreo se usó un tren de muestreo isocinético de acuerdo al Método EPA 5, cuyo tubo de prueba se introdujo perpendicularmente en el ducto de chimenea (a través de una bocatoma habilitada en su trayectoria, 35 m arriba del incinerador y 2 m antes de la salida) y se muestreó isocinéticamente el flujo de gas, cruzando la sección transversal de la chimenea, a través de diez puntos (Métodos EPA 1 y 1A). El aerosol pasó por el filtro de fibra de vidrio, atravesó cuatro impingers en serie (carbón activado granulado puro; destilada; vacío; sílica gel con indicador de humedad) para coleccionar condensables y se midió flujo volumétrico, humedad, temperatura, caída de presión en el flujo de gas de chimenea, según los métodos EPA 40CFR correspondientes y ASTM D3685/D3685M-98. El volumen muestreado fue  $1 \text{ m}^3$  de gas en 50 minutos con el incinerador en operación; cada sesión abarcó de 8 a 10 h de incineración. Para el muestreo de PM, los filtros se activaron a temperatura ( $22^\circ\text{C} \pm 3$ ) y humedad constantes ( $40\% \pm 5$ ) durante 24 h y la determinación fue gravimétrica. Con el propósito de analizar la composición química del PM presente en el aire circundante y en la pluma, se instaló una serie de filtros para muestreo pasivo de TSP en simultáneo con el

muestreo isocinético a barlovento de la chimenea y sotavento de la fuente dispuestos en mallas de aluminio anodizado para capturar TSP, según EPA 40CFR.

En la EMHU se realizaron mediciones del PM ambiental con un Partisol –FRM Model 2000 PM2.5, según EPA 40CFR y se recolectó PM fracciones fina y gruesa, obtenidas utilizando un muestreador de flujo constante para PM10 con acoplamiento opcional de un selector Sharp Cut Cyclon para partículas finas de PM2.5 que permite recolectar por separado PM fino y/o grueso sobre membranas y filtros de fibra de vidrio respectivamente. Las muestras fueron tomadas cada 7 días, con un volumen de  $24 \text{ m}^3$  de aire por día en 150 h continuas de muestreo. Para TSP ambiental, se empleó una malla de  $1,45 \text{ m}^2$  de área efectiva de deposición, ubicada transversal al viento predominante a 1,4 m de altura desde el suelo, de agosto hasta marzo.

Se recolectaron muestras de cenizas de fondo después de cada proceso de incineración. Las muestras adquiridas fueron transportadas al laboratorio, divididas en alícuotas y enviadas al análisis correspondiente. Las alícuotas restantes fueron selladas con tapa de rosca, cintas y bolsas, y refrigeradas a  $0^\circ\text{C}$ .

### Análisis químicos

Se definió ocho categorías residuales de RH sólidos: Categoría 1. Residuos anatómicos (infectados o no), sangre y productos derivados; Categoría 2. Plásticos (jeringas, portaobjetos, contenedores, tubos, guantes); Categoría 3. Algodones (gasas, tampones, absorbentes); Categoría 4. Alcohol y desinfectantes; Categoría 5. Vidrio y cristal; Categoría 6. Misceláneos (frutas, comida); Categoría 7. Material celulósico (pañales, pijamas, papel con material fecal); y, Categoría 8. Metales (agujas, accesorios punzantes, aluminio).

La humedad se determinó por secado en estufa a  $110^\circ\text{C}$  por 1 hora. La materia orgánica volátil (MOV) se determinó por calcinación en mufla a  $750^\circ\text{C}$  por 7 minutos. La muestra de MOV se calcinó a  $950^\circ\text{C}$  por 30 minutos para determinar carbón fijo. El porcentaje de cenizas se halló por diferencia.

Para el análisis del poder calorífico, se pesó cada categoría residual, la que multiplicada por el potencial calorífico respectivo<sup>19</sup>, permitió obtener el valor energético aportado al proceso de incineración. La energía total contenida en la muestra se obtuvo de la sumatoria de las 8 categorías.

La medición de los niveles de PM ( $d \leq 10 \mu\text{m}$ ) se realizó gravimétricamente por el Método EPA 5, y se asignó un control de método (ASTM D3268-91). Debido a que el exceso de aire en la alimentación al incinerador ocasiona la dilución de los gases y, en consecuencia, el resultado es menor al real, se corrigió al

11% en exceso de oxígeno. Por otra parte, se adaptaron de los apéndices B y M del Método EPA 5 para efectuar un muestreo pasivo de TSP por periodos mayores a 24 h, usando filtros de fibra de vidrio en el *INEN* y se compararon las concentraciones de TSP ambientales con TSP emitidas por la fuente. En la etapa de análisis, estas muestras fueron controladas con blancos de método y analítico. En la *EMHU* se usó un muestreador de flujo constante. Las muestras de PM en esta estación se evaluaron con blancos de campo y analítico, y todos los análisis se realizaron por duplicado o triplicado.

Los metales en PM provenientes de los gases de combustión fueron estimados de acuerdo con EPA 40 CFR de la EPA. Se empleó los filtros de fibra de vidrio expuestos en el muestreador isocinético; su extracción se efectuó vía digestión ácida, usando  $\text{HNO}_3$  3M caliente. Se agregó agua desionizada a las soluciones enfriadas a temperatura ambiente hasta aforar a 100 mL. Estas soluciones se usaron en la determinación de Al, Bi, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Mo, Pb, V y Zn por AAS mediante aspiración directa según ASTM D4185-96. Para los análisis efectuados, se añadió reactivos para control de interferencias: KCl para Al, Ca y V;  $\text{NH}_4\text{Cl}$  para Ca y Mo;  $\text{CaCl}_2$  para Fe; y Fe para Pb y se corrigió el exceso de aire. Se halló también la razón de emisión, el factor de emisión y la cantidad de contaminante emitida anualmente. Se analizó el contenido metálico de las cenizas aplicando una metodología similar a la descrita en la determinación de elementos metálicos en PM.

El análisis de muestras de carbón activado y sílica gel con VOCs se realizó con dos muestras compuestas: una de carbón activado y otra de sílica gel, secadas a 105°C por más de 12 horas. Las muestras fueron mezcladas con  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  anhidro y extraídas usando  $\text{CH}_2\text{Cl}_2$  en un soxhlet, según Método EPA 3540. Se analizó benceno, naftaleno, fluoreno y antraceno por el Método EPA 8310 por HPLC con detector UV o fluorescente, usando una columna isocrática de acero inoxidable en fase reversa. La calibración se hizo por medio de patrones y los resultados fueron corregidos al 11% en exceso de aire; se halló la razón de emisión, el factor de emisión y la cantidad de contaminante emitida anualmente. Adicionalmente, las muestras sólidas de PM fueron estudiadas por FT-IR.

Se analizaron dos muestras por cromatografía iónica: una muestra compuesta integrada por alícuotas de cuatro muestras de pH 2,5 y otra simple de pH 1. Esta última muestra fue llevada a pH 6 con NaOH para evitar interferencias. En ambas muestras se determinó cloruros, fluoruros, sulfatos, nitritos, nitratos y ortofosfatos mediante cromatografía iónica según el Método ICP – Lab-3.28, Rev. 6, 2004, basado en la Norma EPA 300.0, Rev 2.2. Se corrigió el exceso de aire suministrado al incinerador, luego se halló la razón de emisión, el factor de emisión y la cantidad de contaminante emitida anualmente.

## Disposición final de los residuos

Finalmente, los residuos generados durante este trabajo fueron entregados a una Empresa Prestadora de Servicios de Residuos Sólidos debidamente registrada y que se encargó de la recolección y transporte de los residuos químicos y biológicos de la Sección Química de la PUCP hasta su zona de disposición final autorizada.

## Resultados

Las temperaturas máximas promediaron 19,8°C en el *INEN* y 20,1°C en la *EMHU*, mientras que las mínimas, 15,6°C en el *INEN* y 15,0°C en la *EMHU*; la humedad relativa máxima promedió en 88,7% en el *INEN* y 90% en la *EMHU* y la mínima fue 72% en el *INEN* y 70% en la *EMHU*. La humedad relativa promedio fue 74% durante el día, incrementando al anochecer y extendiéndose hasta primeras horas de la mañana. Las horas de radiación solar en el *INEN* sugieren condiciones de leve transición hacia la estación primaveral (promediando 8,3 Ly). Un parámetro influyente es el nivel de turbulencia IC observado durante el día, para el periodo de muestreo, que fue de A (es decir < 2 m/s) por las mañanas, B (2 – 4 m/s) hacia el medio día y C (4 – 6 m/s) en horas de la tarde, de acuerdo a la clasificación de estabilidad atmosférica de Pasquill Gifford. La clase de estabilidad atmosférica durante la noche para el mismo periodo fue de IC = E, donde la velocidad del viento fue media (4 m/s) y nubosidad alta hacia horas de la tarde y noche.

En ambos muestreos se pudo observar la presencia de residuos radiactivos y desperdicios peligrosos de tipo inflamable, corrosivo y reactivo, y fueron identificados envoltorios usados de medicamentos y citotóxicos (Tabla 2). En el primer muestreo se detectó empaques de dacarbazina, etopósido, elvetium, endoxan, doxolem, blastolem, fluorouracilo, bleoxin, paclitaxel, dactinomicina, neoplaxol y tramal; en el segundo muestreo, dactinomicina, pancreatina, metotrexato, pacitran, valdecoxib, ondansetrón, complejo B fuerte, cloruro de sodio, cloruro de potasio, ranitidina y metamizol sódico.

Se encontró que el incinerador ENGE-APLC modelo IEN-50 utilizado en el *INEN* estaba equipado y construido de acuerdo a recomendaciones de la OMS. La tecnología de incineración corresponde al sistema de dos cámaras en posición horizontal con exceso de oxígeno, el equipo es de fabricación brasileña y sus dispositivos eléctricos no requieren de especiales condiciones de voltaje y frecuencia eléctrica. El equipo cuenta con un tiempo de funcionamiento de 5 años aproximadamente, al momento de este trabajo, y consta de cuatro compartimentos, posee una estructura con perfiles y planchas de acero inoxidable y al carbono, laminados. El revestimiento es de cerámica refractaria y el aislante es de 4½" de espesor. Posee además un quemador tipo ventilador incorporado, con motor, programador electrónico, inicio automáti-

co, regulador de combustible, registrador y sensor de seguridad en caso de ausencia de llama, entre otras piezas de reposición del equipo. De otro lado, en función del procedimiento de operación, mantenimiento del equipo, estado de las instalaciones, calidad de las emisiones y sistema de gestión de desechos y cenizas, se lo puede clasificar en el grupo de los incineradores que funcio-

nan en aceptables condiciones, exclusivamente para la incineración de residuos comunes. Sin embargo, se determinó que las deficiencias de funcionamiento tienen su origen en causas como sobrecarga (exceso de alimentación de desechos en la cámara principal), exceso de aire (enfriamiento de cámaras, tiempo de residencia insuficiente), y falta del quemador secundario.

Tabla 2. Resultados físico-químicos de los muestreos y composición por categorías

Parámetro	Primer muestreo	Segundo muestreo
Volumen total RH en hospital, kg	1 200	1 112
Volumen muestra, kg	250	215
Humedad, %	17,95	13,41
MOV, g/kg	657,8	657,5
C fijo, g/kg	159,9	32,1
Ceniza, %	0,27	17,63
Contribución energética, kcal/kg	825,5	974,7
Composición RH, % peso		
1. Anatómicos	19,5	21,9
2. Plásticos	9,5	32,4
3. Algodones	9,0	3,1
4. Alcohol y desinfectantes	1,0	1,4
5. Vidrio y cristal	8,7	16,3
6. Misceláneo	30,9	8,5
7. Material celulósico	15,7	14,7
8. Metales	5,7	1,7

Primer muestreo: 2 julio 2003; Segundo muestreo: 4 marzo 2004

Los resultados del análisis gravimétrico de las muestras de PM (media diaria) y de los elementos inorgánicos analizados aparecen en la Tabla 3. En la *EMHU*, las especies elementales son emitidas desde diversas fuentes, incluyendo emisiones de automóviles y neumáticos, residuos de aceite quemado, exteriores (incluyendo polvo fugitivo) y emisiones industriales. Las concentraciones de metales en PM más altas en esta estación corresponden a Ca (0,43 – 0,46  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Zn (0,44 – 0,47  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Pb (0,08 – 0,21  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y V (0,51  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Cuatro PAHs fueron identificados y cuantificados por HPLC-UV por el método de adición de estándares, en una muestra integrada de carbón activado y en otra de sílica gel (20 al 24 de octubre 2003) tomadas isocinéticamente en la chimenea en el *INEN*. Los resultados de la muestra capturada en carbón activado fueron: 28,8% d.w. (en peso seco), benceno 9 727, antraceno 14, naftaleno 419 y fluoreno 146  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , concentraciones estandarizadas a 11 %  $\text{O}_2$ ; en la muestra colectada sobre sílica gel, los resultados fueron: 5,6% d.w., benceno 23 351, antraceno 18 y fluoreno 70  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  estandarizados a 11 %  $\text{O}_2$ .

El espectro FT-IR del TSP colectado por muestreo pasivo, a sotavento en el *INEN*, sugiere la presencia de compuestos de

anillos aromáticos sustituidos con heteroátomos S y O ( $\nu = 1146 \text{ cm}^{-1}$  y  $1400 \text{ cm}^{-1}$ ) o halogenuros ( $\nu = 600 \text{ cm}^{-1}$ ) en la pluma, a pocos metros de la chimenea, lo que podría relacionarse con la presencia de contaminantes orgánicos halogenados, producidos cuando la incineración es efectuada a bajas temperaturas. El análisis infrarrojo sugiere también la presencia de compuestos orgánicos de tipo parafinas, ácidos grasos o alcoholes en las muestras de hollín (fracción insoluble del aerosol). El espectro FT-IR del TSP colectado por muestreo pasivo, a barlovento en el *INEN*, sugiere la presencia de compuestos fenólicos ( $\nu = 384 \text{ cm}^{-1}$ ) e hidrocarburos. Finalmente, el espectro infrarrojo de TSP colectado en la *EMHU* sobre malla fina sugiere la presencia de aminas y anillos aromáticos. Es probable que el TSP colectado esté influenciado por el ambiente marino cercano a la *EMHU*.

Una muestra integrada de pH  $\approx 4,5$  y una muestra individual de pH  $\approx 1$ , ambas colectadas en el *INEN*, fueron analizadas para cloruros y sulfatos. Cloruros y sulfatos alcanzan máximos de 63 778 y 149 916  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente, y fluoruros, nitritos y ortofosfatos se encuentran en los límites de detección del instrumento utilizado.

Tabla 3. Material particulado y elementos inorgánicos en estaciones de muestreo

Est	Ubicación	d, µm	PM, µg/m <sup>3</sup>	Metales, µg/m <sup>3</sup>											Obs.*
				Al	Bi	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	Mo	Pb	V	Zn	
INEN	Muestreador isocinético	10	23 895,26	2302	<LOD	792	3	34	6	98	11	1 399	60	3 258	—
	Filtro sotavento	> 10	34,81	2,31	0,0048	0,57	0,0046	0,00	0,0007	0,44	0,027	0,634	0,47	0,344	NNE
			<LOD	0,0012	0,72	0,0046	<LOD	0,0023	0,29	0,086	0,200	0,19	0,171	ENE	
Filtro barlovento	> 10	14,06	<LOD	0,0024	1,55	0,0058	<LOD	0,0001	0,25	0,086	0,062	0,22	0,018	—	
EMHU	Muestreo flujo constante	0,45–2,5	5,47	<LOD	<LOD	0,46	0,0019	<LOD	0,0041	0,066	0,159	0,210	0,00	0,473	—
	Muestreo flujo constante	2,5	4,71	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	Muestreo flujo constante	10	11,49	<LOD	<LOD	0,43	0,0029	<LOD	0,0048	0,997	0,068	0,077	0,51	0,436	—
	TSP en malla fina	> 10	24,16	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

\* dirección predominante del viento

En cuanto a las cenizas, se encontró que los mayores niveles de metales corresponden a Ca (142 733 mg/kg) y Al (44 562 mg/

kg); mientras que entre los metales con menor presencia se encuentran Cd, Bi y V (7, 13 y 96 mg/kg, respectivamente), tal como se muestra en la Tabla 4.

Tabla 4. Elementos metálicos en las cenizas del incinerador de RH

Elemento	Al	Bi	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	Mo	Pb	V	Zn
mg/kg	44 562	13	142 733	7	148	240	2 459	176	5 941	96	3 325

## Discusión

El conocimiento de la composición, cantidad y propiedades físico-químicas de los desechos a incinerar es parte fundamental y necesaria para la correcta aplicación del proceso. Con la caracterización es posible calcular la estequiometría de la combustión, seleccionar tecnología, el tipo y la capacidad del quemador e incluso prever el sistema de depuración de gases. Los promedios de producción diaria de RH (PDR) se normalizaron respecto al número de camas del hospital, y fueron de 0,8 y 0,7 kg/cama para residuos biocontaminados y de 2,9 y 2,8 kg/cama para residuos comunes, en el primer y segundo muestreo respectivamente. Este tratamiento de la información permitió la uniformidad de datos frente a otros estudios, como los de Alvim-Ferraz y Afonso<sup>30, 31</sup> quienes reportan PDR de 1,6 y 0,4 kg/cama.día de RH de riesgo biológico y PDR total de 3,9 para un hospital de 300 camas. El PDR en ambos muestreos es 3,6 kg/cama.día. Alvim-Ferraz<sup>30</sup> reporta una producción en residuos comunes de 1,9 kg/cama.día, lo que en el presente estudio es de 2,4 y 2,2 en sendos muestreos. Este último mismo estudio reporta humedad 90 g/kg, cenizas 76 g/kg, y contenido de carbón 511 g/kg. En el presente trabajo se obtuvo valores de humedad

en un rango de 134 a 179 g/kg, cenizas hasta 176 g/kg, y contenido de carbón en un rango de 32 a 160 g/kg. Las diferencias se correlacionan con la variación de la composición en cada sesión de incineración y más aún, en cada carga alimentada.

Alvim-Ferraz et al.<sup>31</sup> relacionan la composición de RH (820 a 900 kg/día) con el volumen por masa de residuos, promediando 20 m<sup>3</sup>/kg para los tipos III y IV y concentración tóxica equivalente (TEQ) para 2,3,7,8-TCDD de 0,071 y 0,015 µg/m<sup>3</sup> respectivamente. Aunque no se realizó análisis de dioxinas, lo citado conduce a suponer que, en el presente estudio, se podrían haber formado dioxinas, dado que la cantidad de residuos incinerados diariamente promedian los 1 100 kg. Un reporte de la EPA<sup>32</sup> sobre IRH, en el que lamentablemente no se mencionan las características de los desechos, declara 2,73 x 10<sup>-8</sup> kg/ton de 2,3,7,8 TCDD en emisiones sin dispositivos de control de la contaminación.

El desbalance estequiométrico originado por un exceso de residuos cargados en la cámara primaria hizo necesario caracterizar los desechos. En el primer muestreo, la proporción de material misceláneo (con 357 kcal/kg) es superior a 30% y la de



residuos anatómicos (de 770 a 825 kcal/kg) es de 20%, indicando que se dispone de residuos desigualmente combustibles y con una contribución total de energía de 825 kcal/kg. Se advierte además que la MOV representa el 65% dominando la composición un gran contenido de humedad (13 a 17%), por lo que se puede esperar que el contenido de cenizas sea mínimo. En el segundo muestreo, la proporción de material plástico (1787 kcal/kg de poder calorífico), es superior al 30% y la de residuos anatómicos se mantiene en 20%, lo cual indica que se dispone de residuos de más fácil combustión. No obstante, la contribución total de energía no se incrementa demasiado siendo algo más de 970 kcal/kg. La observación de los parámetros que caracterizan este lote de desechos revela que el porcentaje de carbón fijo es dominante, permitiendo una proporción perceptible de cenizas (17%). De otro lado, el porcentaje de MOV permanece en la misma proporción del primer muestreo; esto se refiere a residuos anatómicos, sangre y productos derivados presentes.

Los datos obtenidos indican la ausencia de segregación rigurosa de RH biocontaminados y especiales; al mismo tiempo, revelan una contaminación con residuos comunes, lo que aumenta el problema de gestión. En lo que concierne a la composición de la carga, es inevitable la generación de determinados compuestos (gases ácidos,  $\text{NO}_x$ , PM,  $\text{CO}_2$ , vapor, etc.) los que, en ciertos casos, no son nocivos y, en otros, se eliminan únicamente a través de la instalación o adaptación de sistemas de depuración de gases a la salida del incinerador.

Al evaluar el incinerador se encontró que fue diseñado con doble cámara; sin embargo, dispone sólo de un quemador lo que genera grandes cantidades de humos negros y olores, por no disponer de la etapa de eliminación de componentes no quemados. La capacidad del equipo es muy limitada y es evidente que no fue diseñado en función del tamaño del hospital. Asimismo, se observa corrosión en las estructuras metálicas de los ductos de chimenea. Las temperaturas de incineración observadas (500 – 600°C) no son las adecuadas según la EPA, organismo que recomienda que sean mayores a 1 000°C para la eliminación de RH.

El flujo de gas de chimenea durante el periodo de muestreo no fue uniforme. La razón es que se ve afectado principalmente por la cantidad de residuos que alimentan el incinerador (de 70 a 100 kg/h), la composición de tales residuos y las condiciones del proceso (tiempo transcurrido desde el inicio del quemado, temperaturas de la cámara primaria o secundaria y exceso de aire), los que provocan mayor turbulencia en el ducto de chimenea. El comportamiento del proceso sugiere no promediar los resultados medidos en diferentes intervalos de tiempo en vista que los valores dependen de las condiciones de operación y del tiempo que ha transcurrido desde el inicio de la incineración.

La legislación peruana no contempla límites máximos permisibles para TSP, sin embargo, las concentraciones en el INEN no sobrepasaron el límite sugerido por la EPA ( $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

El proceso de desgasificación de aerosol que da lugar a la generación de mayor cantidad de PM, se realizaría cerca de la base de la pluma donde son nucleados y dispersados, incrementándose la producción de sulfato en gotas grandes. En el presente estudio, los valores de PM grueso fueron de 11,8, 12,3 y  $7,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y los de PM fino 4,7, 5,9 y  $4,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; en las estaciones de primavera, verano y otoño, respectivamente. No se efectuaron mediciones de los eventos de lluvia ácida, sin embargo, se contemplaron mediciones de especies iónicas como cloruros y sulfatos, lo que proporcionó una idea del fenómeno de nucleación ácida. Los niveles de PM10 ambiental, encontrados en la EMHU ( $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) se hallan dentro del estándar nacional que es de  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para 24 horas; de igual modo están los niveles de PM2.5, que promedian  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y donde el estándar es de  $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para 24 horas.

En el INEN, la concentración y distribución de especies químicas en la pluma fue afectada por su dinámica (patrones de deposición y tiempo de vida, dispersión o absorción de luz y microfísica de la pluma), perturbando la distribución del tamaño y el comportamiento higroscópico. Se presume un aumento del diámetro de partícula los días 21, 22 y 23 de octubre en horas de la tarde, debido a las condiciones de elevada humedad relativa (registrada por encima del 80 % en el INEN), que permitieron la nucleación en PM. Lo mismo se espera en la pluma formada, donde las partículas ejercen un gran consumo de humedad intersticial lo que depende de su propia disposición, distribución de tamaño y composición química.

En la fuente de emisión, la presencia más significativa de metales en PM10 corresponde a Zn, cuyas concentraciones están en el rango de 3 163 a  $3 416 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . La presencia de este metal en las emisiones gaseosas se debe a la proporción de residuos plásticos y metálicos sometidos a combustión, que contienen Zn como pigmento o recubrimiento metálico. Los valores hallados en este estudio son menores que los reportados por Somerville et al.<sup>33</sup>, de concentraciones medias de 13 000 a  $21 000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de Zn en PM10, en un área dominada por las emisiones provenientes de un IRH en Carolina del Norte.

De otro lado, las concentraciones promedio de Pb en PM10 de chimenea fueron de  $1 399 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; estas mediciones fueron variables en el rango de 687 a  $2 858 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , siendo menores que las reportadas por Somerville et al.<sup>33</sup> ( $7 000 - 11 000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Pb en PM10). Las partículas enriquecidas con Pb provienen posiblemente del acero quirúrgico presente en residuos metálicos (se halló 6 y 2% en el primer y segundo muestreo realizado, respectivamente) así como de plásticos (con 10 y 32% en

los muestreos efectuados), que contienen concentraciones relativamente altas de metales, como aditivos y rellenos. Respecto a los límites permisibles, la legislación vigente en el Perú señala que los niveles de Pb no deben exceder 1,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  más de cuatro veces al año; los mismos valores rigen la reglamentación de Argentina, Brasil, Bolivia, Colombia, Ecuador, Chile, Estados Unidos y México. Es decir, que las concentraciones de Pb no exceden el estándar nacional de calidad ambiental del aire, pero las muestras de muestreo pasivo a sotavento (0,63  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sí sobrepasan el máximo permitido de 0,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  por la OMS. Las concentraciones ambientales de Pb en TSP colectado en el *INEN* (19 al 25 de octubre), tuvieron un promedio de 0,062  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , siendo 0,093  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  la concentración ambiental de PM10 en *EMHU*, para la misma semana de muestreo (18 al 27 de octubre).

La concentración promedio de Cd hallada en PM10 de gas de chimenea fue baja y de 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; posiblemente, este provenga de residuos metálicos de bajo punto de fusión y/o metales con recubrimiento protector incinerados (envases de medicamentos quimioterapéuticos con cualidades alcalinas). El promedio reportado fue mucho menor en comparación con un estudio de Alvin Ferraz<sup>30,31</sup> reporta de valores de 330  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para Cd en RH incinerados segregados rigurosamente.

Otro metal con niveles elevados en PM10 proveniente de la chimenea es Al, con una concentración media de 2 302  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dicha cantidad podría ser una sumatoria de residuos metálicos, tapas de medicamentos y residuos misceláneos, que contienen este elemento. Estas concentraciones son mucho mayores a las reportadas por Mukerjee et al.<sup>34</sup> (de 0,155 a 0,210  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en partículas finas) en un incinerador de residuos biomédicos. La concentración de Al emitido en TSP (medido por muestreo pasivo a sotavento de la chimenea) fue de 2,31  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . La mayor acumulación del TSP en los filtros ubicados hacia el NNE, estaría directamente relacionada con la dirección del viento predominante durante las horas de muestreo.

Se observa también que las cantidades medidas de Fe en PM10 del *INEN* del muestreo isocinético fue 98  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , y en TSP presente en la pluma 0,29  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en dirección ENE y 0,44  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en dirección NNE. Esta acumulación de Fe en TSP no sólo estaría en función de condiciones meteorológicas como velocidad y dirección del viento, sino también de condiciones termodinámicas, por lo que se monitoreó la radiación solar en horas de muestreo (de 14 a 17 horas). De esta manera, al considerar los valores de 27 a 6,3 Ly correspondientes a la cantidad de radiación solar, se podría esperar que la mayor parte del Fe muestreado corresponda al  $\text{Fe}^{2+}$ , sabiendo que, de día, la reducción de  $\text{Fe}^{3+}$  disuelto por especies como  $\text{HO}_2^{\cdot}/\text{O}_2^{\cdot-}$  o la fotorreducción de complejos de  $\text{Fe}^{3+}$  ocurre cuando más del 50% del Fe disuelto se presenta como  $\text{Fe}^{2+}$ . Esta condición varía hacia las últimas horas

de la tarde, en ausencia de energía solar, donde el  $\text{Fe}^{2+}$  es nuevamente convertido en  $\text{Fe}^{3+}$  por reacción con  $\text{H}_2\text{O}_2$  y  $\text{O}_3$ . La estación meteorológica en el *INEN*, registró valores promedio de 0 Ly a partir de las 16 horas, para la semana de muestreo isocinético.

Los PAHs analizados en este trabajo alcanzaron concentraciones que no sólo se correlacionaron entre los dos adsorbentes utilizados en el muestreo, sino también con los datos reportados por Lee et al.<sup>35</sup> en un estudio efectuado en dos IRH tipo batch, en los que halló concentraciones de 12 y 24  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de antraceno, 453 y 1 090  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de naftaleno y 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de fluoreno. Dicho estudio fue realizado en un hospital con una capacidad de atención de 800 camas y con una PDR de 1049 kg, un PDR similar a la del presente trabajo, es decir, 1100 kg/día.

Los niveles de  $\text{SO}_4^{2-}$  en muestras de gas de chimenea adquiridas en el muestreo isocinético, estuvieron en el orden de 28 963  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  durante los muestreos de los días 20 al 23 de octubre y de 149 916  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  el día 24 de octubre. Las concentraciones medidas se muestran menores que lo reportado en la literatura.

Las concentraciones medidas de  $\text{Cl}^-$  en el gas de chimenea fueron en promedio de 11 990  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  durante los muestreos de los días 20 al 23 de octubre y de 63 778  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  el día 24 de octubre. Estos valores son menores a lo reportado en la literatura. Los niveles de fluoruro y ortofosfato estuvieron en concentraciones por debajo del LOD (< 135 y 240  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente), lo que no significa que sus emisiones no sean de importancia.

Los RH incinerados generaron grandes concentraciones de Zn, Al, Pb y Ca en PM y de Ca, Al, Pb y Zn en cenizas. Las concentraciones altas de Pb en cenizas procedentes del proceso de incineración de RH, fueron de 4 097 a 8 341  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , representan un riesgo ocupacional.

## Conclusión

Se comprueba que el incinerador del *INEN*, que operaba al momento de este trabajo, genera sustancias tóxicas en concentraciones que pueden considerarse peligrosas, originadas por la composición y volumen de sus residuos, en combinación con el inadecuado diseño de su incinerador. Sin embargo, la magnitud de sus emisiones es relativamente pequeña. Las concentraciones de PM emitido por la chimenea del incinerador fueron elevadas (23 895  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), lo que influye en el incremento del nivel de partículas totales suspendidas (35  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en comparación con los niveles ambientales en la zona (14  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Los niveles de PTS no sobrepasaron los límites máximos permisibles establecidos por la EPA (75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Las mayores concentraciones de elementos metálicos emitidos por la chimenea del incinerador del INEN fueron de Zn (3 258  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Al (2 302  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y Pb (1 399  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), lo que incrementó la biodisponibilidad de metales en partículas totales suspendidas (0,344  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de Zn, 2,314  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de Al y 0,634  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de Pb), respecto a los niveles ambientales en el área (0,018  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de Zn y 0,062  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de Pb, con niveles no detectables de Al). Las concentraciones de Pb no sobrepasaron los estándares nacionales de calidad ambiental del aire (1,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), pero sí los valores de referencia establecidos por la OMS (0,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Las bajas temperaturas del proceso de incineración hacen contraproducente esta práctica, trasladando la contaminación hacia la atmósfera y cenizas de fondo, donde los niveles de metales fueron mucho mayores (142 733 mg/kg de Ca, 44 562 mg/kg de Al, 5 941 mg/kg de Pb y 3 325 mg/kg de Zn).

Las concentraciones de los PAHs benceno, antraceno, naftaleno y fluoreno, emitidos por la chimenea del incinerador del INEN, fueron 23 351; 18; 419 y 146  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente.

Las concentraciones de iones cloruro, sulfato y nitrato, indicadores de la producción de gases ácidos, emitidos por la chi-

menea del incinerador del INEN, fueron tan altas como 63 778, 149 916 y 825  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente.

La referencia ambiental presentó condiciones mínimas de contaminación atmosférica debido al patrón local de circulación de aire. Se halló indicios de contaminación por parque automotor (Pb en 0,062  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , Zn en 0,018  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , y V en 0,22  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e influencia marina en la composición del PM (Ca en 1,55  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  y Fe en 0,25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

## Agradecimientos

Los autores agradecen al Instituto de Enfermedades Neoplásicas por facilitar el acceso a sus instalaciones y apoyar el desarrollo del trabajo, al Instituto de Estudios Ambientales IDEA-PUCP por el uso de equipo de muestreo, a la Sección Física del Departamento de Ciencias de la PUCP por el acceso a la Estación Meteorológica Hipólito Unanue, al Dr. Carlos Tavares Corrêa de la Sección Geografía de la PUCP por su apoyo en los muestreos meteorológicos, al Instituto de Corrosión y Protección ICP-PUCP por los análisis de muestras y, especialmente a la Sección Química de la PUCP, pues la colaboración y apoyo de su personal hizo posible este trabajo.

## Referencias bibliográficas

- Norris, F.; Young, B. *Aviat. Space Environ. Med.* 1978, 491, 81-85.
- Mecklem, R.; Neumann, C. *J. Environ. Health* 2003, 66, 17-22.
- EPA. Medical waste incinerators-background information for proposed standards and guidelines: Industry profile report for new and existing facilities. Office of Air and Radiation, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park North Carolina. 1994. p. 2 – 11.
- MINSA. Norma técnica de manejo de residuos sólidos hospitalarios. NT-Ministerio de Salud/DGSP VI. Perú. 2003. 89 pp.
- EPA. Standards for the tracking and management of medical waste. Interim final rule and request for comments. Federal Register 54, 12372-12382. Washington DC. 1989; CEPIS. Guía para el manejo interno de residuos sólidos en centros de atención de salud. 2 Ed. Lima, 1996, p. 15-16; OPS-OMS. Lineamientos metodológicos para la realización de análisis sectoriales de residuos sólidos. Serie Informes Técnicos No. 4. Plan regional de inversiones en ambiente y salud. OPS/OMS. Guatemala. 1984. p. 97-116; Reinhardt, P.; Gordon, J. *Infectious and medical waste management*. 2 ed. Lewis Publishers, Inc. Michigan. 1994, p.25
- Wasserman, D. *Health Estate* 1999, 53, 6 – 12; Tearle, P. *Commun. Dis. Public Health* 2001, 4, 234-236; Kishore, J.; Goel, P.; Sagar, B.; Joshi, T. *Indian J. Den. Res.* 2000, 11, 157-161
- Haskell, S.; Ormond, C.; Occhipinti, L.; Powers, E. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 2003, 223, 51-52; Boxall, A.; Kolpin, D.; Halling-Sorensen, B.; Tolls, J. *Environ. Sci. Technol.* 2003, 37, 286-294
- Basu, R. *J. Acad. Hosp. Adm.* 1996, 7, 79-83
- Alvim-Ferraz, M.; Afonso, S. *Environ. Sci. Technol.* 2003, 7, 3152-3157
- Alvim-Ferraz, M.; Cardoso, J.; Pontes, S. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 2000, 50, 131-136
- Chang, M.; Jen, C.; Wu, H.; Lin, H. *Waste Manag. Res.* 2003, 21, 218-224
- Chang, M.; Huang, C.; Wu, H.; Lin, J.; Chang, S. *J. Hazardous Materials* 2000, 79, 229-239
- Meaney, J.; Cheremisinoff, P. *Pollution Engineering* 1989, 92-106
- Coronel, B.; Duroselle, P.; Behr, H.; Moskovtchenko, J.; Freney, J. *J. Hosp. Infect.* 2002, 50, 207-212
- Castegnaro, M.; Barek, J.; Jacob, J.; Kirso, U.; La Fontaine, M.; Sansone, E.; Telling, G.; Duc, T. Laboratory decontamination and destruction of carcinogens in laboratory wastes; some polycyclic heterocyclic hydrocarbons. *Lijon IARC* 1991, p. 21-50
- Avalos, S.; Yepes, J.; D'Andrea, E.; Sapp, C. Evaluación final de la experiencia de tratamiento de residuos patógenos en el Hospital de Urgencias: Sistema Tecnossan. Córdoba, 1995, p. 11-36
- EEA. Incineration of hospital wastes. European Dioxin Inventory Results. 2002. p. 197-204; Chang, Y. I. *International Solid Waste and Public Cleansing Assoc.* 1995, 13, 241-257
- Brunner, C.; Brown, C. *JAPCA* 1988, 38, 1297-1309
- Brunner, C. *Handbook of incineration systems*. McGraw Hill. New York. 1991. p.35, 320, 467-471.
- Fernández La Puerta, F. *Ingeniería Química* 1994, 26, 67-72
- EPA. Control technology performance report for new and existing facilities. Medical waste incinerators. Background information for proposed standards and guidelines. EPA-453/R-94-044a. 1994. p. 60-83
- Rao, S.; Garg, R. I. *Acad. Hosp. Adm.* 1994, 6, 43-47
- Bruner, C. Biomedical waste incineration. 80<sup>th</sup> Annual Meeting of the Air Pollution Control Association. New York. 1987. 10 pp.
- STAATT. State regulatory oversight of medical waste treatment technologies. Final report. Office of Solid Waste. 1994. p. 12-28
- Malloy, G. *Waste Age* 1995, 26, 65-66
- Kopytynski, W. *Gerencia Ambiental* 1995, 2, 92-95
- OPS-OMS. Desechos peligrosos y salud en América Latina y El Caribe. BVSA 63 pp. Washinton, D.C. USA. 1994; CONAM. Iniciativa de Aire Limpio para América Latina. Plan integral de saneamiento atmosférico de Lima – Callao. 1998. [www.cleanairnet.org/lac/1471/article-40810.html](http://www.cleanairnet.org/lac/1471/article-40810.html). Fecha de consulta, 17/03/2005; DIGESA. Estudio de la calidad del aire de la ciudad de Lima Metropolitana 1996 – 2000. Lima. 1999. p- 1- 25

28. Ibáñez, A.; Viguri, I.; Irabien, J. *J. Hazardous Materials* 2000, 79, 215-227; Wang, J.; Richter, H.; Howard, J.; Levendis, Y.; Carlson, J. *Environ. Sci. Technol.* 2002, 36, 797-808; Iino, F.; Tsuchiya, K.; Imagawa, T.; Gullett, B. *Environ. Sci. Technol.* 2001, 35, 3175-3181; Yasuhara, A.; Katani, T.; Okuda, T.; Ohno, N.; Shibamoto, T. *Environ. Sci. Technol.* 2001, 35, 1373-1378; Gullett, B.; Touati, A.; Lee, C. *Environ. Sci. Technol.* 2000, 34, 2069-2074
29. INEN. *Boletín del Mes de Septiembre*. ISSN 1017-0642, 2003. 25, 12-13
30. Alvim-Ferraz, M. Afonso, S. *Atmospheric Environ.* 2003, 37, 5415-5422
31. Alvim-Ferraz, M., Afonso, S. *Environ. Contam. Toxicol.* 2003, 44, 460-466
32. EPA. Locating and estimating air toxic emissions from medical waste incinerators. Sep. 1991. Rochester. New York. 7 p.
33. Somerville, M., Mukerjee, S., Fox, D., Stevens, R. *Atmospheric Environ.* 1994, 28, 3483-3493.
34. Mukerjee, S., Somerville, M., Willis, R., Fox, D., Stevens, R., Kellogg, R., Stile, D., Lumpkin, T., Shy, C., *Environ. Sci. Technol.* 1996, 30, 1680-1686
35. Lee, W., Liow, M., Hsieh, L., Chen, T., Tsai, P. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 2003, 53, 1149-1157