

Revista Electrónica Gratuita
Free Journal

Higiene y Sanidad Ambiental

Departamento de Medicina Preventiva
y Salud Pública

Universidad de Granada
Universidad de Granada



HIGIENE Y SANIDAD AMBIENTAL

Volumen 10, páginas 569-590

Año: 2010

Contenido de este número:

Caracterización microbiológica de aguas grises bajo distintas condiciones de disposición final en Ingeniero Budge (Buenos Aires, Argentina)

L. NUÑEZ, M. PAZ, C. TORNELLO, J. MANTOVANO, C. MOLINARI y J. MORETTON

Higiene y Sanidad Ambiental, 10: 569-574 (2010)

Efluentes hospitalarios: características y riesgos sanitarios

L. NUÑEZ

Higiene y Sanidad Ambiental, 10: 575-583 (2010)

Caracterización de los desechos sólidos generados en un hospital clínico-quirúrgico provincial en Cuba

R. A. JUNCO DÍAZ, R. I. GUTIÉRREZ CASTRO, P. ORDÚÑEZ GARCÍA y A. RODRÍGUEZ ARIAS

Higiene y Sanidad Ambiental, 10: 584-590 (2010)

HIGIENE Y SANIDAD AMBIENTAL

Revista electrónica gratuita (free journal)

Dirección

Prof. Miguel Espigares García

Departamento de Medicina Preventiva y Salud Pública. Facultad de Farmacia. Universidad de Granada. Campus Universitario de Cartuja. 18071 Granada, España. Telf: 958 249 618. Fax: 958 249 958. Correo-e: mespigar@ugr.es

Comité de redacción

Carmen Amezcua Prieto. Correo-e: carmezcua@ugr.es

Aurora Bueno Cavanillas. Correo-e: abueno@ugr.es

Elena Espigares Rodríguez. Correo- e: elespi@ugr.es

Milagros Fernández-Crehuet Navajas. Correo-e: fcrehuet@ugr.es

Miguel García Martín. Correo-e: mgar@ugr.es

José Guillén Solvas. Correo-e: fguillen@ugr.es

Eladio Jiménez Mejías. Correo-e: eladiojimenez@ugr.es

José Juan Jiménez Moleón. Correo-e: jjmoleon@ugr.es

Dolores Jurado Chacón. Correo-e: djurado@ugr.es

Pablo Lardelli Claret. Correo.el: lardelli@ugr.es

Obdulia Moreno Abril. Correo-e: omoreno@ugr.es

José Antonio Pérez López. Correo-e: japerez@ugr.es

Redacción

Departamento de Medicina Preventiva y Salud Pública. Facultad de Farmacia. Universidad de Granada. Campus Universitario de Cartuja. 18071 Granada, España. Telf: 958 249 618. Fax: 958 249 958. E-mail: mespigar@ugr.es

Depósito legal GR-222/2002 ISSN 1579-1734

Higiene y Sanidad Ambiental es una revista electrónica en español, de difusión gratuita, que publica trabajos de investigación originales, revisiones y procedimientos técnicos, con un contenido relativo al área científica de Higiene y Sanidad Ambiental: criterios de calidad ambiental; contaminación de agua, aire y suelo; análisis de riesgos y exposición ambiental, industrial y laboral; epidemiología ambiental; técnicas de saneamiento; higiene de los alimentos; higiene hospitalaria; antibióticos, desinfección y esterilización; tratamiento de aguas y residuos sólidos; etc. Igualmente la revista publica artículos relativos a la docencia universitaria de estos contenidos.

Los artículos para la publicación en la revista *Higiene y Sanidad Ambiental*, deben ser enviados a la Dirección de la revista en soporte electrónico con formato de Microsoft Word (o compatible), con un estilo editorial internacionalmente aceptado en las publicaciones científicas (título, resumen, palabras clave, introducción, material y métodos, resultados, discusión, bibliografía, etc.).

Las suscripciones a la revista *Higiene y Sanidad Ambiental* son gratuitas y se pueden realizar mediante el envío de un correo electrónico dirigido a la Dirección o Comité de Redacción, o pueden ser directamente obtenidas en la dirección electrónica del Departamento de Medicina Preventiva y Salud Pública de la Universidad de Granada (www.ugr.es/%7Edpto_prev).

Caracterización microbiológica de aguas grises bajo distintas condiciones de disposición final en Ingeniero Budge (Buenos Aires, Argentina)

L. Nuñez¹, M. Paz,¹ C. Tornello¹, J. Mantovano¹, C. Molinari² y J. Moretton¹

Cátedra de Higiene y Sanidad¹ y Cátedra de Matemática². Facultad de Farmacia y Bioquímica. Universidad de Buenos Aires. Junín 956. Ciudad Autónoma de Buenos Aires (Argentina). Correo-e: lidian@ffyb.uba.ar

RESUMEN

La eliminación y disposición final de las aguas residuales originadas por las actividades domésticas constituye un importante problema sanitario en zonas urbanas densamente pobladas. En muchas zonas del Gran Buenos Aires las aguas grises se eliminan en zanjas a cielo abierto cuyo riesgo potencial para los habitantes de zonas urbanizadas no ha sido adecuadamente cuantificado. El objetivo de este trabajo fue estudiar las características microbiológicas de muestras de aguas grises crudas obtenidas de canales localizados en la zona de Ingeniero Budge en el Gran Buenos Aires. El perfil microbiológico de las aguas crudas se comparó con el obtenido de las mismas muestras sometidas en laboratorio a procesos de sedimentación y pasaje por septos de arena que podrían proponerse como alternativas sencillas al tratamiento de aguas residuales. Para ello se realizó el recuento de coliformes totales, *Escherichia coli*, *Salmonella spp*, enterococos, y bacteriófagos (colifagos somáticos y F-específico RNA bacteriófago). Todos los microorganismos indicadores se detectaron en todas las muestras ensayadas. Entre los microorganismos indicadores, los coliformes totales se detectaron en mayor concentración. *Escherichia coli* y enterococos están presentes en concentraciones similares. Se detectó *Salmonella spp* en el 20% de las muestras ensayadas. Luego de la sedimentación y el pasaje por septos de arena, se logró una reducción de 3,09 log para *E. coli*, de 4,92 para enterococos y de 2,04 para bacteriófagos.

Palabras clave: Aguas grises, enteropatógenos, indicadores de contaminación fecal.

INTRODUCCIÓN

La eliminación y disposición final de las aguas residuales originadas por las actividades domésticas constituye un importante problema sanitario en zonas urbanas densamente pobladas. En Argentina, como en muchos países de Latinoamérica, gran parte de la población carece de redes cloacales. En estos casos se recurre a sistemas de eliminación diferenciada derivando las aguas negras a pozos ciegos, cuya capacidad para recibir efluentes es limitada, y el mayor volumen constituido por las aguas grises a canales a cielo abierto. Estos pequeños canales, generalmente improvisados, corren entre la acera y la calzada y se unen para formar canales colectores de mayor tamaño que desaguan en arroyos o ríos.

Las aguas grises pueden definirse como los líquidos residuales domiciliarios provenientes de duchas, lavado de ropa, alimentos y vajilla. Por su origen estas aguas transportan una significativa carga microbiana cuyas características dependerán de las actividades domésticas desarrolladas en la comunidad (Gross *et al.*, 2007; Casanova *et al.*, 2001).

En algunos casos, las aguas grises pueden contener agentes patógenos (Amman, 2006). La contaminación originada por lavaderos y cocinas suele ser mayor que la originada por duchas o lavabos. Bacterias enteropatógenas, como *Escherichia coli* enteropatógena, y distintas especies de *Shigella*, *Salmonella* y *Campylobacter* pueden estar presentes en las aguas grises cuando provienen de las piletas de las cocinas o por contaminación fecal cruzada por actividades como lavado de telas

contaminadas (pañales) (Rose *et al.*, 1991). La concentración de virus depende de la salud de la población que genera estos líquidos residuales. Su presencia constituye un importante riesgo sanitario debido a la baja dosis infectiva (Gilboa *et al.*, 2008; Dixon *et al.*, 1999).

La determinación de microorganismos indicadores como coliformes fecales, enterococos, y bacteriófagos, permite estimar el riesgo de infección que presentan estas aguas. Los indicadores bacterianos en aguas grises fueron detectados en un amplio rango desde 0 a 10^7 UFC/100mL (Ottoson y Stentrom, 2003; Friedler *et al.*, 2006). No existen datos de la carga microbiana ni de la caracterización de patógenos en Argentina.

El riesgo que presentan las aguas grises no tratadas en zonas donde estos líquidos residuales se eliminan a canales a cielo abierto que desaguan en ríos o drenan hacia napas subterráneas no ha sido convenientemente estimado hasta el presente en el país. Complejas cuestiones socioeconómicas y políticas hacen que la construcción y operación de sistemas cloacales y plantas para tratamiento de efluentes urbanos no puedan llevarse a cabo en un futuro cercano. Mientras esta solución definitiva se lleve adelante existen alternativas destinadas a disminuir los riesgos de las poblaciones expuestas y a su vez disminuir las cargas microbianas que se eliminan a los cursos de agua superficiales. Algunos autores como Ottosson (2003) y Stevik *et al.* (1999) han propuesto procedimientos muy sencillos, y de bajo costo, que no pueden clasificarse como tratamiento de efluentes pero permitirían disminuir la carga microbiana de estas aguas antes de proceder a su disposición final.

El objetivo de este trabajo fue estudiar las características microbiológicas de muestras de aguas grises crudas obtenidas de canales localizados en la zona de Ingeniero Budge en el Gran Buenos Aires. Esta zona fue seleccionada por presentar una característica de eliminación de aguas común con muchas otras de la región sumada a una serie de dificultades que lo transforman en el escenario más complejo de la región. Los canales a cielo abierto que drenan las aguas grises hacia otros canales mayores que a su vez desembocan en la cuenca Matanza Riachuelo están construidos en terrenos bajo la cota de este río, como consecuencia, el desagüe es dificultoso y durante temporadas de lluvias los canales desbordan cubriendo las zonas habitables de casas y aceras. Estos desbordes incrementan el contacto de los habitantes con las aguas grises y como consecuencia, producen un riesgo que debe ser cuantificado.

El perfil microbiológico de las aguas crudas se comparó con el obtenido de las mismas muestras sometidas en laboratorio a procesos de sedimentación espontánea y pasaje por septos de arena (asimilables a suelos de la zona) que podrían proponerse como

alternativas sencillas al tratamiento de aguas residuales.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se tomaron muestras mensuales durante un año, de mayo de 2008 a abril de 2009 en un canal en Ingeniero Budge, Provincia de Buenos Aires. Todas las muestras se recogieron en una sola toma en bidones de polietileno de 5 litros. Las muestras se conservaron refrigeradas a 4° C, siendo procesadas el mismo día de la toma de muestra.

Dentro de las 12 horas de toma las muestras se procedió al análisis microbiológico y se permitió la sedimentación espontánea en bandejas de 15 litros de capacidad donde se dispusieron 4 litros de agua gris durante 96 horas a temperatura ambiente simulando las condiciones de permanencia del agua en los canales. Transcurrido el período de sedimentación se procedió al pasaje por arena.

Para el proceso de filtrado de las muestras de agua gris se utilizó una columna de acrílico con un diámetro de 15 cm y una altura de 100 cm la cual se relleno con arena, previamente lavada con agua destilada y esterilizada, hasta una altura de 80 cm. La columna fue intermitentemente cargada con 60 mm, de agua gris por día aplicada en 12 dosis (Stevic *et al.*, 1999).

Las partículas de la arena utilizada tenían la siguiente distribución de tamaño: 70% de la arena en un rango de 0,25-0,10 mm; 30% de la arena en un rango de 0,50-0,25 mm.

Para realizar los ensayos microbiológicos se procedió como sigue:

De alícuotas de las muestras se prepararon diluciones decimales seriadas 10^{-1} a 10^{-4} en solución fisiológica y se sembraron por duplicado en placas de Agar Tripteína Soja en superficie (0,1 mL) que se incubaron 48 h a 28° C. para las determinaciones de las UFC de bacterias heterotróficas.

Se inoculó 1 mL de las diluciones en placas de Agar Cromógeno, en profundidad y se incubó 48 horas a 44° C. para determinar las UFC de coliformes fecales y *Escherichia coli*.

Se inoculó 1 mL de muestra, en profundidad, en Agar selectivo para enterococos Slanetz Bartley y se incubó durante 48h a 35° C. para la determinación de las UFC de enterococos.

Para determinar Salmonella y Shigella se realizó una inoculación en tubos, de acuerdo a la técnica NMP descrita por EPA, modificada de acuerdo a lo siguiente: se inocularon cinco tubos de Caldo TSB por dilución incubando durante 24 h a 35° C. Los tubos con crecimiento se inocularon en Caldo Tetratonato y Caldo Rappaport que se incubaron durante 18h a 35° y a 44° C respectivamente. Después de la incubación se sembró en superficie en placas de Agar XLD que se incubaron 48h a 37° C. Las colonias características, se sembraron en medios

TSI, LIA y Urea. La tipificación se realizó mediante el API 20E y se confirmó mediante pruebas serológicas.

Los colifagos somáticos se determinaron por la técnica de doble capa según normas ISO 10705-2 (Anon, 2000). El recuento de F - específicos RNA bacteriofagos se realizó por según normas ISO 10705-1 en doble capa (Anon, 1995).

Para el análisis estadístico se aplicaron test de comparación de grupos y análisis de regresión, utilizándose para ello el software SPSS versión 17.1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El número de bacterias heterotróficas se encuentra entre $2,7 \times 10^5$ y 1×10^7 con un valor promedio de $2,1 \times 10^6$ UFC/mL. Los mayores recuentos se observaron en enero y diciembre, con una significativa variación estacional.

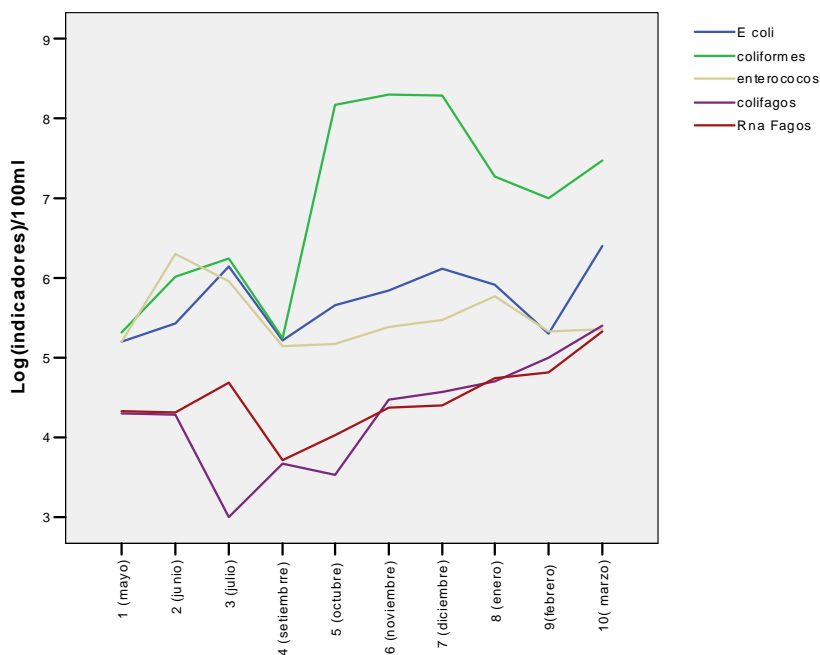


Figura 1. Logaritmo de las concentraciones de los indicadores microbianos de contaminación fecal en el agua gris de mayo 2008 a marzo 2009.

En la figura 1 se representan los logaritmos de las concentraciones de los microorganismos indicadores de contaminación fecal.

Se detectaron coliformes totales en un rango de $1,8 \times 10^5$ a $2,0 \times 10^8$ UFC/100 mL con un valor promedio de $6,0 \times 10^7$ UFC/mL. Los valores de *Escherichia coli* variaron entre $1,6 \times 10^5$ a $2,5 \times 10^6$ UFC/100mL, con un valor promedio de $8,0 \times 10^5$

UFC/100 mL. Con respecto a los enterococos, los recuentos variaron entre $1,4 \times 10^5$ a $2,0 \times 10^6$ UFC/100mL, con un valor promedio de $5,0 \times 10^5$ UFC/100mL. Se observó una diferencia estacional en los recuentos de coliformes totales con valores máximos en octubre, noviembre y diciembre. En cambio, se observó una baja dispersión en los recuentos de *E. coli* y enterococos (Figura 2). En la mayoría de las muestras los resultados indicaron un alto número de las diferentes bacterias indicadoras.

La concentración media de coliformes totales y de *E. coli* fue similar a los datos que se encuentran en la literatura para aguas grises de origen doméstico (Otto et al., 2003; Birks et al., 2007). En cambio, los recuentos de enterococos fueron más altos que los determinados por otros autores.

En estudios realizados por Lucena et al., (2003) en líquidos residuales de plantas de tratamientos en Argentina, detectaron valores medios de enterococos y de bacteriófagos F -específicos

RNA fagos de $7,3 \times 10^5$ UFC/100mL y $7,1 \times 10^4$ UFP/100mL. Estos datos sugieren que los valores de dichos indicadores en aguas grises se encuentran en los mismos órdenes de magnitud que en un líquido residual cloacal.

Los bacteriófagos se han propuesto como potenciales indicadores de enterovirus en agua (Havelaar et al., 1993). Costán- Longares (2008) demostró una significativa correlación entre bacteriófagos y enterovirus. En las muestras ensayadas, se detectaron concentraciones de $1,0 \times 10^3$ a $2,0 \times 10^5$ UFP/100mL con un valor promedio de $5,1 \times 10^4$ UFP/100mL. Los valores de F específicos RNA fagos se registraron entre $5,2 \times 10^3$ a $2,1 \times 10^5$, con un valor medio de $5,1 \times 10^4$ UFP/100mL.

Todos los microorganismos indicadores se detectaron en todas las muestras ensayadas. Entre los microorganismos indicadores, los coliformes totales se detectaron en mayor concentración. Los dos indicadores fecales específicos (*Escherichia coli* y enterococos) estuvieron presentes en concentraciones similares. No se observaron diferencias significativas (test de Wilcoxon, $P=0.11$) entre los valores hallados de *Escherichia coli* y enterococos. Un análisis de regresión entre *E. coli* y F-específico RNA fagos mostró que los RNA Fagos explicaban cerca

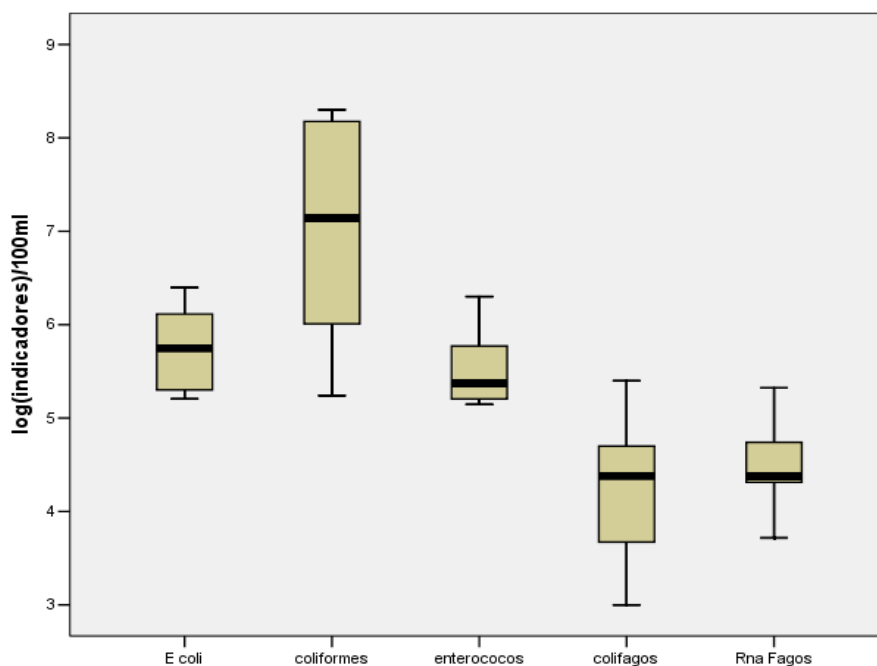


Figura 2. Boxplot correspondiente a la distribución de los indicadores microbianos.

del 40% de la variabilidad de *E.coli*, siendo el modelo significativo ($R^2=0.36$; $P=0.05$). Por consiguiente, se puede considerar al F-específico RNA fago como un buen indicador de contaminación fecal en aguas grises.

Se observó un aumento de los coliformes totales en más de 2 log a partir de octubre, lo que no ocurrió con los demás indicadores. Los meses de octubre a diciembre fueron más lluviosos que mayo a julio (210 mm frente 30 mm). Los fenómenos de arrastre y escurrimiento de suelos adyacentes pudieron influir en este aumento, puesto que algunas bacterias del grupo coliformes no tienen origen fecal y se encuentran en altas concentraciones en suelo

(Larrea *et al.*, 2009).

Los valores hallados en los recuentos de coliformes totales, *E. coli*, y enterococos indicaron la presencia de contaminación fecal en las aguas grises, con la posible presencia de patógenos. Se detectó *Salmonella* spp en el 20% de las muestras ensayadas con valores bajos entre 2 y 1/100 mL en los meses de diciembre y octubre.

Luego de un estacionamiento de 96 horas, en el agua gris se observó una reducción de 1 log para las bacterias indicadoras y para colifagos somáticos y F específicos RNA fagos una reducción de solamente 0,38 y 0,23 log respectivamente. En ninguna de las muestras se detectó *Salmonella* spp.

Luego de la filtración se detectó una reducción de bacterias indicadoras de 1,64–3,87 log (Figura 3). Aunque las concentraciones de *E. coli* y de enterococos fueron similares en el agua gris, se observó una marcada reducción en el número de enterococos (3,87 log) luego del pasaje por arena. Gross *et al.* (2007) reduce la población de *E. coli* en 4,6 órdenes logarítmicos al pasar un agua gris artificial por filtración vertical con arena. La materia orgánica y las sustancias tensioactivas presentes influyen en la eficacia del proceso de filtración a través de suelos arenosos (Stevick *et al.*, 2004; Powelson y Mills, 1998).

Los bacteriófagos apenas disminuyeron su concentración entre 1,66 log. y 1,81 log., por lo que se puede inferir que también hubo una baja reducción viral (Ottoson y Stenström, 2003). La menor reducción de los bacteriófagos también ha sido descrita por otros autores (Costán Longares *et al.*, 2008; Harwood *et al.*, 2005; Mandilara *et al.*, 2006).

Con ambos procesos se logró una re-

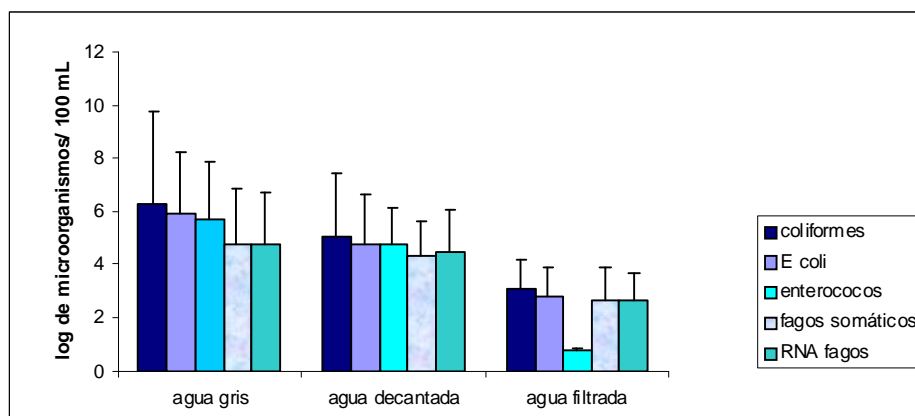


Figura 3. Media de las concentraciones de los indicadores microbianos en distintas condiciones de disposición final.

ducción de 3,09 log para *E. coli*, de 4,92 para enterococos y de 2,04 para bacteriófagos.

El agua filtrada con $6,4 \times 10^5$ *E. coli* por 100 mL se encuentra por debajo de lo especificado para líquidos residuales utilizados en riego de acuerdo a normas de OMS para reutilización de líquidos residuales (WHO, 2006). Los valores de enterococos (7 por 100 mL), en el agua filtrada por suelo arenoso se encuentran por debajo de los límites aceptables para aguas recreacionales según las normas de la OMS (WHO, 2004).

La solución definitiva al problema que representa el vertido de aguas grises a la cuenca del río Matanza Riachuelo es la construcción de una adecuada red cloacal con una planta para tratamiento de dichos efluentes. La filtración por pasaje a través de suelos modificados con alto contenido en arenas de las granulometrías indicadas y en las condiciones que se han presentado en este trabajo puede considerarse como una alternativa transitoria dadas las reducciones obtenidas en las cargas microbianas. El vertido de estas aguas residuales filtradas a un río con el caudal del Matanza Riachuelo no incrementaría el riesgo por presencia de microorganismos capaces de producir infecciones ni alteraría en forma significativa el ecosistema.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la colaboración del Ing. Filipe Kraemer de la Cátedra de Suelos de la Facultad de Agronomía UBA.

BIBLIOGRAFÍA

- Amman, J. (2006) "Overview of greywater management: Health considerations" World Health Organization.WHO-EM/ CEH/125/E. www.emro.who.int
- Anon. (1995) 10705-1. Water Quality Detection and Enumeration of Bacteriophages—Part 1: Enumeration of F-specific RNA Bacteriophages Geneva, Switzerland International Standardisation Organization.
- Anon. (2000) ISO10705-2. Water Quality. Detection and Enumeration of Bacteriophages—Part 2: Enumeration of Somatic Coliphages. Geneva, Switzerland: International Standardisation Organization.
- Birks R, Hills S. (2007). Characterization of indicator organisms and pathogens in domestic greywater for recycling. *Environ Monit Assess.* 129: 61-69.
- Casanova L, Little V, Frye RJ, Gerba CP. (2001). A survey of the microbial quality of recycled household greywater. *Journal of the American Water Resources Association.* 37: 1313 - 1319.
- Costán- Longares A, Montemayor M, Payán A, Méndez J, Jofre J, Mujeriego R, Lucena F. (2008). Microbial indicators and pathogens: removal, relationships and predictive capabilities in water reclamation facilities. *Water research* 42: 4439-4448.
- Dixon A, Butler D, Fewkes A, Robinson N. (1999). Measurement and modelling of quality changes in stored untreated grey water. *Urban Water* 1: 293-306
- Friedler E, Kovalio R, Ben Zvi A. (2006). Comparative study of microbial quality of greywater treated by three on site treatment systems. *Environ Technol.* 27: 653- 663.
- Gilboa Y, Friedler E. (2008). UV disinfection of RBC- treated light greywater effluent: Kinetics, survival and regrowth of select microorganisms. *Water research* 42: 1043 - 1050.
- Gross A, Kaplan D, Baker B. (2007). Removal of chemical and microbiological contaminants from domestic greywater using a recycled vertical flow bioreactor (RVFB) *Ecological engineering* 31: 107-114.
- Harwood VJ, Levine AD, Scott TM, Chivukula V, Lukasik J, Farrah SR, Rose JB. (2005). Validity of the indicator organism paradigm for pathogen reduction in reclaimed water and public health protection. *Appl. Environ Microbiol.* 71: 3163-3170.
- Havelaar AH, van Olphen M, Drost YC. (1993). F-specific RNA bacteriophages are adequate model organisms for enteric viruses in fresh water. *Appl Environ Microbiol.* 59: 2956-2962.
- Larrea J, Rojas M, Heydrich M, Romeu B, Rojas N, Lugo D. (2009). Evaluación de la calidad microbiológica de las aguas del Complejo Turístico "Las Terrazas", Pinar del Río (Cuba). *Hig. Sanid. Ambient.* 9: 492-504.
- Lucena F, Durán AE, Morón A, Calderón E. Campos C, Ganstzer C, Skraber S. (2004). Reduction of bacterial indicators and bacteriophages infecting faecal bacteria in primary and secondary wastewater treatment. *J. Appl. Microbiol.* 97: 1069-1076.
- Mandilara GD, Smeti EM, Mavridou AT, Lambiri MP, Vatopoulos AC, Rigas FP. (2006). Correlation between bacterial indicators and bacteriophages in sewage and sludge. *FEMS Microbiol Lett* 263: 119-126.
- Ottosson J. (2003). Fecal contamination of greywater – assessing the treatment required for hygienically safe reuse or discharge 2° International Symposium on ecological Sanitation. pp 1-8. Lubeck, Alemania.
- Ottosson J. (2003). Hygiene aspects of greywater reuse. Licentiate Thesis Royal Institute of Technology. Department of Water and Environmental Microbiology, Stockholm.

- Ottosson J. y Stenström TA. (2003). "Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Res.* 37: 645-655.
- Powelson DK, Mills AL. (1998). Water saturation and surfactant effect on bacterial transport in sand columns. *Soil Sci.* 163: 694-704.
- Rose JB, Sun GS, Gerba CP, Sinclair NA. (1991). Microbial quality and persistence of enteric pathogens in greywater from various household sources. *Water Res.* 25: 37-42.
- Stevik TK, Ausland G, Hanssen JF, Jenssen PD. (1999). The influence of physical and chemical factors on the transport of E.coli through biological filters for wastewater purification. *Water Research* 33: 3701-3706
- WHO (2004). Guidelines for the safe recreational-water environments, swimming pools, spa and similar recreational waters, vol. 2, Geneva, Switzerland, World Health Organization.
- WHO (2006). Guidelines for the safe use of wastewaters, excreta and greywater. Geneva, Switzerland, World Health Organization.

Efluentes hospitalarios: características y riesgos sanitarios

Lidia NÚÑEZ

Cátedra de Higiene y Sanidad. Facultad de Farmacia y Bioquímica. Universidad de Buenos Aires. Junín 956. Ciudad Autónoma de Buenos Aires (Argentina). Correo-e: lidian@ffyb.uba.ar

INTRODUCCIÓN

Los centros de salud eliminan grandes volúmenes de residuos líquidos contaminados con materia orgánica, antibióticos, antisépticos, detergentes, solventes, medicamentos a los que se suman excretas y secreciones humanas contaminadas por diferentes tipos de patógenos. En general estos residuos líquidos se vierten sin tratamiento previo, a la red cloacal urbana. Si bien las aguas cloacales reciben un tratamiento previo a su disposición final, varios autores han demostrado que los productos eliminados por hospitales representan un riesgo potencial para el ser humano y el ambiente lo que se traduce en un impacto para la salud pública (Ortolan, 1999). La magnitud de dicho impacto ha comenzado a evaluarse en los últimos años en ámbitos científicos (Bassi y Moreton, 2003; Paz et al., 2004).

Los líquidos residuales no tratados provenientes de centros de salud pueden vehiculizar sustancias químicas con efectos tóxicos y genotóxicos sobre los organismos presentes en los ecosistemas acuáticos (Ferreira La Rosa et al., 2000; Emmanuel et al., 2001). La composición de estos líquidos presenta fluctuaciones más o menos evidentes en su descarga a la red cloacal debido a la gran diversidad de compuestos químicos y de secreciones humanas contaminadas con microorganismos patógenos, (Kummerer 2001; Richardson y Bowron 1985). En este contexto la División de Apoyo Operacional en Salud Ambiental y el Centro Europeo de Salud Ambiental de la OMS, han formado un grupo internacional para estudiar el problema de los residuos en los centros de salud en países de desarrollo (Pruess et al., 1998).

CLASIFICACIÓN DE LOS RESIDUOS LÍQUIDOS HOSPITALARIOS

La composición y el volumen de los líquidos residuales hospitalarios varía de acuerdo al tipo de centro de salud. Además del cuidado de la salud, algunos hospitales son centros de investigación, o centros de enseñanza universitaria. Existen hospitales

generales donde se atiende un amplio espectro de enfermedades y hospitales especializados en el tratamiento de patologías específicas (oncología, enfermedades infecciosas, etc.).

De acuerdo a las diversas actividades que se realizan en un hospital, se generarán tres tipos de efluentes (Figura 1):

- Los desechos de naturaleza doméstica: que provienen de la cocina, lavandería con alta concentración de materia orgánica, grasas y detergentes,

- Los desechos industriales que provienen de servicios de mantenimiento como garajes, talleres que contienen alta concentración de aceites y detergentes.

- Los desechos generados en la práctica hospitalaria, análisis e investigación que son específicos de un centro de salud. Pueden contener productos químicos y radiactivos, líquidos biológicos.

Esta última categoría es la responsable de la singularidad de los efluentes hospitalarios. Los residuos líquidos específicos de la actividad médica comprenden principalmente (Emmanuel, 2004):

- *Laboratorio de análisis y farmacia*: En los laboratorios se trabaja con diferentes productos químicos que van desde solventes, ácidos y bases, y diferentes reactivos, y además líquidos biológicos (sangre, orina, heces, expectoraciones) que pueden vehiculizar agentes patógenos. Aunque existen protocolos para la disposición de estas sustancias, una parte de los mismos puede aparecer en las cloacas.

La farmacia debido a la preparación de formas farmacéuticas y soluciones desinfectantes puede generar líquidos residuales con restos de medicamentos y desinfectantes.

- *Hemodiálisis*: los equipos de hemodiálisis producen residuos líquidos residuales que contienen residuos de medicamentos y microorganismos. Además dichos equipos



Figura 1. Composición de los Líquidos residuales hospitalarios.

requieren limpieza y desinfección lo que implica eliminación de residuos de desinfectantes.

- ❑ **Radiología:** En los líquidos generados por este servicio se pueden encontrar restos de reveladores, fijadores, sales de plata, y productos de contraste iodados
- ❑ **Centros quirúrgicos:** se eliminan líquidos residuales con alta concentración de residuos biológicos como sangre, líquido gástrico, secreciones traqueobronquiales, líquidos pleurales.
- ❑ **Efluentes provenientes de la limpieza de los diferentes ambientes hospitalarios y de materiales médicos:** contienen alto contenido en detergentes y desinfectantes con trazas de materia orgánica y medicamentos.
- ❑ **Efluentes del laboratorio de anatomía patológica:** contienen ácidos, bases, colorantes, solventes, desinfectantes.
- ❑ **Deshechos de medicina nuclear**

Líquidos residuales comunes a los diferentes servicios

1. Desinfectantes:

Grandes volúmenes de soluciones desinfectantes se utilizan en hospitales para la eliminación de patógenos en superficies (pisos, paredes, etc), instrumentos y en la piel. El alcohol, los aldehídos y distintos compuestos clorados forman parte importante como principios activos de diversas formulaciones (Kümmerer, 2001).

Si las concentraciones de las soluciones de desinfectantes descartadas son suficientemente altas, los efluentes hospitalarios pueden convertirse en reservorios para la selección de bacterias resistentes o en algunos casos producir efectos tóxicos. Dicha flora

microbiana podría sobrevivir a posteriores tratamientos para desinfección del efluente hospitalario.

Los desinfectantes más utilizados son:

Hipoclorito de sodio: Es el más utilizado en los centros de salud (Rutala y Weber, 1997).

Aldehídos: El glutaraldehído es el más utilizado actualmente como esterilizante químico para materiales termolábiles como los endoscopios, instrumentos para diálisis. También se utiliza como fijador en laboratorios de anatomopatología. Se detectaron en efluentes hospitalarios concentraciones entre 0,50 y 3,72 mg/L (Jolibois et al., 2002).

Ácido peracético: En muchos casos, reemplaza al glutaraldehído, por no presentar los riesgos sanitarios que presenta el glutaraldehído.

Sales de amonio cuaternario: Poseen actividad detergente y desinfectante. En efluente de hospitales europeos se detectaron concentraciones de 5 mg/L de cloruro de benzalconio (Kumerer, 2004)

Los antisépticos más utilizados son los derivados iodados y la clorhexidina.

2. Líquidos biológicos contaminados con microorganismos patógenos:

El hospital es un ámbito donde se concentran personas que, potencialmente, vehiculizan microorganismos patógenos, a lo que se suma el desarrollo de infecciones nosocomiales. Además, por el uso indiscriminado de antibióticos, las cepas bacterianas pueden desarrollar resistencia múltiple. En época reciente se han aislado cepas bacterianas de origen clínico resistentes a desinfectantes y antisépticos utilizados en la práctica hospitalaria.

Líquidos biológicos como sangre, orina, heces, esputos, líquidos gástricos, pleurales, peritoneales, de drenaje, aspiraciones traqueo-bronquiales se encuentran en todos los servicios aunque los laboratorios y los centros quirúrgicos los eliminan en mayor concentración. Estos líquidos pueden estar contaminados con bacterias patógenas provenientes de pacientes con tuberculosis, infecciones con meningococos, salmonellosis o SIDA. En otros casos, pueden ser portadores de bacterias responsables de infecciones nosocomiales (estafilococos, Pseudomonas) multiresistentes (Darsy et al., 2002).

3. Medicamentos:

Los hospitales representan una importante fuente de emisión de antibióticos, citostáticos, agentes de diagnóstico, analgésicos, hormonas al ecosistema acuático (Kummerer, 2001). Se encuentran en mayor proporción los antineoplásicos, los inmunomo-

duladores, y luego los hematopoyéticos y los antibióticos (Boillot, 2008).

Después de su administración, los fármacos llegan a los líquidos residuales hospitalarios a través de las excretas de los pacientes. Muchas de estas sustancias pueden alcanzar el medio ambiente, fundamentalmente el acuático, y producir efectos directos o indirectos sobre el hombre y los animales, incluso a bajas concentraciones (Kummerer, 2001).

Antibióticos

La concentración de antibióticos calculada y medida en efluentes hospitalarios esta en el mismo orden de magnitud de la concentración inhibitoria mínima para bacterias patógenas susceptibles (Kumerer y Henninger, 2003). Es 100 veces mayor que en efluentes domiciliarios y en plantas de tratamiento (Kümerer, 2009).

En los efluentes hospitalarios, se detectaron los antibióticos en mayor concentración y frecuencia en comparación con otros ambientes. Brown et al (2006) realizaron estudios en líquidos residuales de diferentes orígenes en Nueva Méjico, detectaron ofloxacina, ciprofloxacina, lincomicina y penicilina G, y sulfonamidas en altas concentraciones en efluentes hospitalarios. Watkinson et al. (2009) en Australia detectaron antibióticos de diferente estructura: β -láctamicos, quinolonas, macrólidos y sulfonamidas en concentraciones similares con estudio de Europa y de Norteamérica. Ambos trabajos concluyen que los efluentes hospitalarios son una significativa fuente de antibióticos.

Antibióticos hidrofóbicos, como la ciprofloxacina o tetraciclina en todas las muestras de sedimentos analizadas de efluentes hospitalarios de la ciudad de Oslo, pero no en las muestras líquidas. Esto sugiere que los antibióticos se unen a las partículas del efluente (Thomas et al., 2007).

En los efluentes hospitalarios se observa una constante liberación de antibióticos de manera que están constantemente contaminados independientemente de la degradación del antibiótico.

Citostáticos

Se detectaron ciclofosfamida e ifosfamida en concentraciones medias de 146 y 109 ng/L, respectivamente, en efluente de hospitales universitarios. También se han encontrado valores de platino de 3000 ng/L (Kumerer et al., 1997; 1999)

Hormonas

Las hormonas sexuales pueden producir alteraciones en organismos acuáticos en concentraciones inferiores a 1 μ g/L.

Analgésicos

Se han detectado ibuprofeno, diclofenac y ácido salicílico en efluentes y en aguas superficiales.

CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES HOSPITALARIOS

Características fisicoquímicas

En 1989, EPA realizó un estudio fisicoquímico de cuatro hospitales, como resultado publicó una lista de los principales contaminantes que se encuentran en dichos efluentes.

Compuestos orgánicos volátiles: benceno, bromodichlorometano, cloroformo, tolueno, 1,1 dicloro-metano.

Compuestos orgánicos semivolátiles: fenol y 4-nitrofenol.

Metales pesados: cromo, cobre, plomo, mercurio, plata, níquel y zinc.

Cianuro.

Como muchas prácticas médicas han cambiado, estos análisis deberían ser actualizados.

Se observa que existe una fuerte fluctuación de los parámetros fisicoquímicos en función del hospital (Hartemann et al., 2005) Esto puede ocurrir dado que en cada hospital pueden variar el tipo de actividades de acuerdo a su especialidad médica, si desarrolla estudios de investigación o si es un hospital universitario. Los estudios de Boillot (2008) demostraron gran variabilidad de los contaminantes en un mismo establecimiento.

Los parámetros fisicoquímicos (DBO, DQO, sólidos sedimentables, pH, etc.), relacionados en forma general con la carga contaminante, se detectan en concentraciones similares o inferiores a las detectadas en efluentes domésticos (Paz et al; 2004).

Estudios de Leprat (1998) y Jolibois et al. (2002) confirmaron la presencia de AOX, compuestos clorados y desinfectantes en concentraciones elevadas. Según Kumerer (2001), los agentes de contraste iodados, así como ciertos solventes, detergentes, y medicamentos clorados contribuyen a que los AOX se encuentren en alta concentración en los efluentes hospitalarios.

La concentración de metales pesados sería del mismo orden que en los efluentes domésticos salvo en el caso del platino, plata, mercurio, y gadolinio que se encuentran en concentraciones más importantes en efluentes hospitalarios (Kümerer et al. 2000; Kumerer, 2001).

En Francia, la caracterización fisicoquímica detectó la presencia de compuestos organoclorados en alta concentración y metales pesados, en especial, mercurio y plata. (Leprat, 1998).

Características microbiológicas

Las características microbianas de un efluente hospitalario dependerán de la composición de la flora hospitalaria, que está compuesta por bacterias patógenas y ambientales. Las bacterias patógenas pueden provenir de heces u orina de pacientes (*Salmonella*, *Shigella*, etc.) o de infecciones

intrahospitalarias (Estafilococos, Estreptococos, *Pseudomonas*, etc.). Las bacterias ambientales pueden ser responsables de infecciones oportunistas y poseer características de resistencia a los diferentes antimicrobianos utilizados en la práctica hospitalaria.

Los efluentes de centros de salud tienen una carga microbiana menor que los efluentes urbanos (Emmanuel, 2004). Estudios realizados en efluentes del Complejo Universitario de Limoges evidenciaron una población bacteriana menor que en un efluente domiciliario pero con mayor proporción de bacterias multirresistentes a antibióticos (Leprat, 1999). Esto se puede deber a la presencia de desinfectantes (sustancias cloradas), antibióticos y sustancias tóxicas en los efluentes (Emmanuel et al., 2005). El peligro reside en la presencia de bacterias multirresistentes a los antibióticos y a cepas hospitalarias.

Bacterias resistentes a antibióticos

Las bacterias pueden desarrollar resistencia por mutación o por transferencia horizontal de genes. Debido al amplio uso de antibióticos en los centros de salud, los efluentes hospitalarios contienen un número mayor de bacterias resistentes que los efluentes domiciliarios. En Florida, se aislaron *E. faecium* de efluentes hospitalarios sin enriquecimiento, que sí fue necesario en el caso de los efluentes urbanos (Harwood et al., 2001). Reinthaler et al., (2003) demuestra que las plantas de tratamiento que reciben líquidos residuales hospitalarios tienen mayores porcentajes de *E. coli* resistente a antibióticos que otras plantas. Guardabassi et al. (1998) detectó en las alcantarillas de aguas residuales que reciben efluentes hospitalarios, un aumento en la prevalencia de bacterias resistentes a oxitetraciclina.

Diversos estudios han demostrado que los líquidos residuales hospitalarios constituyen un reservorio importante de cepas de enterococos resistentes, especialmente *E. faecalis* y *E. faecium* (Blanch et al., 2003; Novais et al., 2005; Harwood et al., 2001). De estos ecosistemas, los enterococos resistentes pueden llegar directamente al humano por el agua de bebida o por contacto recreacional (Hayes et al., 2003) o en forma indirecta por la alimentación (Wites, 2000). La resistencia en los enterococos se desarrolla por adquisición de genes de resistencia en plásmidos o trasposones de otros microorganismos o por mutación espontánea (Klare et al., 2003). Se ha señalado una posible ruta de transmisión de enterococos resistentes, desde pacientes hospitalizados a efluentes hospitalarios y de ahí al sistema cloacal municipal para llegar más tarde aguas superficiales (Guardabassi y Dalsgaard, 2004; Kotzamanidis et al., 2009) Estudios de Caplin et al., (2008) detectaron cepas de *Enterococcus faecium* pertenecientes a un clon (CC17) asociado a infecciones hospitalarias en efluente urbano,

Ambientes fuertemente selectivos como los hospitales, donde grandes cantidades de antimicrobianos son usados para prevenir y tratar infecciones

permiten el aumento de bacterias multirresistentes que son liberadas a los efluentes hospitalarios. Estudios de Chitnis et al., (2000), acerca de la magnitud de bacterias multirresistentes en efluentes hospitalarios y su comparación con efluentes urbanos sugieren que los efluentes hospitalarios pueden ser un riesgo sanitario por la liberación de bacterias multirresistentes, provenientes del ambiente hospitalario, hacia el sistema cloacal urbano. El número de bacterias multirresistentes en efluentes urbanos o en plantas de tratamientos se correlaciona con el número y tamaño de los hospitales conectados al sistema cloacal domiciliario (Kümerer, 2009). Utilizando enterococos, estafilococos, enterobacterias y bacterias heterotróficas como indicadores de la presencia de bacterias multirresistentes en biopelículas de un efluente hospitalario, Schwartz et al. (2003) detectó una importante presencia de bacterias multirresistentes. Cepas multirresistentes de *Klebsiella pneumoniae* con beta lactamasas de espectro extendido fueron detectadas líquidos residuales hospitalarios (Prado et al., 2007).

La presión selectiva de los antibióticos en un ecosistema natural puede seleccionar la integración y diseminación de genes de resistencia a antibióticos en unidades de transferencia de genes que pueden ser considerados contaminantes. Un ejemplo es la situación del gen de resistencia de quinolona gen *qnr* que se encuentra en el cromosoma de bacterias transmitidas por agua (Sanchez et al., 2008). Se ha demostrado que la contaminación por quinolona en agua de río favorece la integración del gen *qnr* en plásmidos y su diseminación (Picao et al., 2008). Además los genes de resistencia a antibióticos pueden ser indicadores de la historia de la contaminación en un ecosistema dado. (Martinez, 2009). Diferentes mecanismos genéticos están envueltos en la transferencia de genes de resistencia: (1) transferencia de elementos móviles incluyendo plásmidos, integrones y trasposones; (2) por transformación de DNA; (3) trasducción por bacteriofagos. La resistencia a antibióticos en la mayoría de las bacterias ambientales está dada por la adquisición de nuevos genes, asociados con elementos móviles (Zhang et al. 2009).

Genes que codifican la resistencia a gentamicina se detectaron en *Acinetobacter*, *Pseudomonas* y enterobacterias en efluentes hospitalarios (Heuer et al., 2002). Borjesson et al. (2009) cuantificaron genes de resistencia a aminoglucósidos, a betalactámicos y a tetraciclinas en diferentes líquidos residuales y observaron una mayor concentración en efluentes hospitalarios.

Los líquidos residuales (especialmente los hospitalarios) son ambientes favorables por la mezcla de bacterias, nutrientes y agentes antimicrobianos para la sobrevivencia y transferencia de genes diseminando bacterias resistentes a ambientes acuáticos y terrestres (Meirelles- Pereira et al., 2002; Lindber, et al., 2004). El mecanismo de transferencia

de genes es particularmente importante en efluentes hospitalarios, con un aumento en la transferencia horizontal de genes.

En efluentes hospitalarios se detectaron cepas bacterianas con diferentes genes de resistencia. Los hospitales son fuentes puntuales que contribuyen a la liberación de antimicrobianos y genes de resistencia en aguas superficiales (Duong et al., 2008). Por lo tanto, es previsible que los residuos contengan ambos tipos de contaminantes: antibióticos y genes de resistencia.

La contaminación con genes de resistencia a antibióticos aumenta las probabilidades de la adquisición de resistencia por parte de bacterias patógenas. Por esta razón, la liberación de residuos hospitalarios que contienen bacterias comensales y patógenas (resistentes y sensibles) como también antibióticos, debería ser reducida a un mínimo para evitar el intercambio de material genético (Pauwels y Verstraete, 2006).

Virus

Marcadores de contaminación viral en aguas superficiales, como enterovirus y adenovirus, son identificados en efluentes hospitalarios; los enterovirus se detectan en cantidades significativas. La presencia de enterovirus se considera un indicador de contaminación viral, pues su presencia se correlaciona con la de otros virus como el VHI (Emmanuel, 2004).

Características radioactivas

Las fuentes radioactivas se utilizan para fines terapéuticos y para establecer diagnóstico. El I^{131} es utilizado para el tratamiento de cáncer tiroideo. Entre el 60 y el 70% de la dosis administrada es eliminada por orina (Dremont, 1997). Radioisótopos utilizados en el diagnóstico como Tc^{99} y Tl^{201} se detectan en efluentes hospitalarios (Erlandsson, 1978). Estudios en contaminación radioactiva demostraron fenómenos de biomagnificación de ciertos radioelementos en el ecosistema acuático. Los residuos radioactivos, en la Argentina, están controlados por la Comisión Nacional de Energía Atómica.

Características tóxicas

La toxicidad de un efluente hospitalario puede estar dada principalmente por la presencia de:

Desinfectantes

Hipoclorito de sodio: Cuando el hipoclorito se elimina en los líquidos residuales, la solución reacciona con materiales biológicos y se producen una variedad de compuestos orgánicos clorados que en su mayoría son lipofílicos, persistentes y tóxicos para el ambiente acuático (Salonen y Jokela, 1991).

Aldehídos: El glutaraldehído es un compuesto volátil, irritante y tóxico. En humanos se han

publicado casos proctitis, rectitis, y colitis por contacto con materiales desinfectados con glutaraldehído que no fueron suficientemente enjuagados. Dado su carácter irritante y volátil puede producir casos de asma, dermatitis, irritación de ojos y rinitis en las personas que trabajan con este producto.

Las concentraciones de glutaraldehído halladas en los efluentes pueden inhibir la acción de microorganismos que degradan la materia orgánica (Leung, 2001). Se detectaron en efluentes hospitalarios estafilococos resistentes a dicho desinfectante (Nuñez y Moreton, 2007).

El glutaraldehído es tóxico para los organismos acuáticos. Estudios de Emmanuel et al. (2005) demuestran que la toxicidad aguda de la mezcla glutaraldehído- detergentes es mayor que la suma de la toxicidad aguda de los productos constituyentes de la mezcla.

Agentes de contraste iodados

Son muy persistentes en el ambiente y contribuyen a la formación de AOX (Sprehe et al., 2001; Steger-Hartmann et al., 1999).

Compuestos organohalogenados (AOX)

Son compuestos que resultan de la utilización de solventes, desinfectantes halogenados, detergentes, agentes de contraste iodados. Son lipofílicos, persistentes en el ambiente, y se acumulan en la cadena alimentaria. Son tóxicos para el hombre y los organismos acuáticos (Boillot, 2008).

Metales pesados

Mercurio: Aunque se ha reducido la emisión, sigue siendo uno de los metales pesados que eliminan un volumen alto. La concentración en efluentes hospitalarios de Europa oscila entre 0,04 y 2,6 $\mu\text{g/L}$, que corresponde a una carga anual de aproximadamente 220-250 g para los hospitales grandes (Kumerer, 2001).

Platino: Los efluentes hospitalarios contienen platino por las excretas de pacientes tratados con cisplatino y carboplatino como agentes citostáticos (Kumerer et al., 1999). En personas expuestas se observaron trastornos como asma, alteraciones dérmicas, pérdida de cabello, también casos de aborto y otros graves problemas de salud (Dubiella et al., 2009).

Medicamentos

Los residuos de medicamentos se consideran contaminantes emergentes en agua.

Los podemos clasificar en tres grupos:

- A. Hormonas sexuales: son disruptores endócrinos.
- B.- Antibióticos.

Los antibióticos han sido recientemente clasificados grupo de riesgo prioritario por su alta toxicidad para algas y bacterias (Watkinson et al., 2009).

La presencia de antibióticos en el ambiente representa un problema de salud pública dado su potencial efecto genotóxico, alteración de la ecología acuática, por promover la resistencia bacteriana a los antibióticos, pueden producir complicaciones en el desarrollo de tecnologías para la reutilización del agua y posiblemente incluso un aumento del riesgo para la salud humana.

El fuerte incremento de las concentraciones de antibióticos en los ecosistemas naturales como producto de la actividad humana puede influenciar no solo la selección de microorganismos resistentes a los antibióticos sino también la estructura de la población microbiana natural y alterar la fisiología de los microorganismos.

La ciprofloxacina se encuentra en los efluentes hospitalarios en una concentración entre 0,7 y 124 µg/L y se determinó su actividad genotóxica por diferentes ensayos (umuC test) (Hartmann et al., 1998). Diferentes investigadores demostraron el efecto mutagénico de quinolonas (ciprofloxacina, ofloxacina) y nitroimidazoles por medio del ensayo de Ames y del SOS chromotest (Lamber et al., 1993; Kümerer et al., 2000a).

La exposición durante largo tiempo a concentraciones bajas (ng/L - µg/L) de antibióticos, como ocurre en un efluente, favorece el desarrollo de bacterias resistentes (Brown, 2004).

La persistencia de los antibióticos en el ambiente fue descrito por Huang et al. (2001) de la siguiente manera: sulfonamidas y fluoroquinolonas son las más persistentes seguidas por los macrólidos; la tetraciclina puede persistir por relativamente largos períodos de tiempo siempre que no esté presente la luz del sol y los aminoglucósidos y los β-lactámicos son los que muestran menor persistencia en el ambiente.

C.- Agentes antineoplásicos.

Los citostáticos constituyen un grupo importante de medicamentos en materia de riesgo sanitario y ambiental. Se ha demostrado que poseen actividad mutagénica, teratogénica, cancerígena; y embriotóxica son los medicamentos más tóxicos (Kumerer, 2001). La mayoría de los compuestos estudiados son de baja biodegradabilidad.

Se puede plantear el riesgo que puede representar para la salud humana dosis bajas repetidas de estos productos en el ambiente, tanto en el efecto sobre el sistema inmune como cancerígeno (Castegnaro y Hansel, 2006).

RIESGO SANITARIO

Al evaluar los desechos que contienen estos efluentes podemos distinguir tres tipos de riesgos provenientes de los efluentes hospitalarios:

Riesgo infeccioso

Está relacionado con la presencia de microorganismos patógenos multirresistentes con una

potencial transmisión horizontal de genes. El líquido residual proveniente de hospitales es una de las mayores fuentes de microorganismos patógenos y resistentes a antibióticos y genes de resistencia a los antibióticos que son liberados al ambiente (Baquero et al., 2008).

Riesgo tóxico o químico

Relacionado con restos de medicamentos y sus metabolitos asociados a las excretas de los pacientes, diferentes reactivos, compuestos organoclorados y metales pesados que pueden conferir características tóxicas para los seres humanos y para los sistemas acuáticos. Además como los efluentes hospitalarios son mezclas complejas conteniendo un gran número de compuestos tóxicos, el riesgo tóxico de dichos efluentes será diferente al de los compuestos que contiene por separado (Boillot y Perrodin, 2008).

La presencia de medicamentos citostáticos y algunos antibióticos representa un riesgo mutagénico y teratogénico (Jolibois y Guerbet, 2006).

Riesgo radioactivo

Por la presencia de residuos que contienen radioisótopos.

BIBLIOGRAFIA

- Baquero F., Martínez J.L., Canton R. (2008). Antibiotics and antibiotic resistance in water environments. *Curr. Opin. Biotechnol.* 19: 260-265.
- Bassi M.D. y Moreton J. (2003). Mutagenicity of antineoplastic drug residues treated in health care waste autoclave. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 71: 170-175.
- Blanch A.R., Caplin J.L., Iversen A., Kühn I., Manero A., Taylor H.D., Vilanova X. (2003). Comparison of enterococcal populations related to urban and hospital wastewater in various climatic and geographic European regions. *J. Appl. Microbiol.* 94: 994-1002.
- Boillot C. (2008). Évaluation des risques écotoxicologiques liés aux rejets d'effluents hospitaliers dans les milieux aquatiques. These pour le grade de docteur Spécialité Science de l'environnement industriel et urbain. L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. 298p
- Boillot C., Perrodin Y. (2008) Joint-action ecotoxicity of binary mixtures of glutaraldehyde and surfactants used in hospitals: Use of the Toxicity Index model and isoblogram representation. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 71: 252-259
- Borjesson S., Dinues O., Jarnheimer P.A., Olsen B., Malussek A., Lindgren P.E. (2009). Quantification of genes encoding resistance to aminoglycosides beta-lactams wastewater environments. *Int J Environ Health*

- Brown K.T. (2004) Pharmaceutically active compounds in residential and hospital effluent, municipal wastewater, and the Rio Grande in Albuquerque, New Mexico. Water Resources Program. The University New Mexico. Albuquerque. New Mexico. Master degree professional project report, publication, vol WRP-9. Available at <http://www.unm.edu-wrp/publication.htm>. Accessed on 19 December 2004.
- Brown K.T., Kulis J., Thoson B., Chapman T.H., Mawhinney D.B. (2006). Occurrence of antibiotic in hospital, residential and dairy effluent, municipal wastewater, and the Rio Grande in New Mexico. *Sci. Total Environ.* 366:772-783.
- Caplin J.L., Hanlon G.W., Taylor H.D. (2008) Presence of vancomycin and ampicillin-resistant *Enterococcus faecium* of epidemic clonal complex-17 in wastewaters from the south coast of England. *Environ. Microbiol.* 10: 885-892.
- Castegnaro M., Hansel S. (2006). Les médicaments anticancéreux dans les effluents hospitaliers et domestiques. *Environ. Risque Santé* 5: 266-270.
- Chitnis V., Chitnis D., Patil S., Kant R. (2000). Hospital effluent: A source of multiple drug-resistance bacteria. *Curr. Sci* 79: 989-991.
- Darsy C., Lescure I., Payot V., Rouland G. (2002). Effluents des établissements hospitaliers: teneur en microorganismes pathogènes, risques sanitaires, procédures particulières d'épuration et de gestion des boeufs. Office International de L'Eau.
- Dremont C., Hadjali J. (1997). La gestion des effluents liquides en Milieu Hospitalier. Projet DESS "TBH", "UTC" p 30. <http://www.utc.fr/>
- Dubiella-Jackowska A., Polkowska Z., Nanuennik J. (2009). Platinum group element in the environment: emissions and exposure. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 199: 111-135.
- Duong H.A., Pham N.H., Nguyen H.T., Hoang T.T., Pham H.V., Pham V.C., Berg M., Giger W., Alder A.C. (2008). Occurrence, fate and antibiotic resistance of fluoroquinolone antibacterials in hospital wastewaters in Hanoi, Vietnam. *Chemosphere* 72: 968-973.
- Emmanuel E., Blanchard J.-M., Keck G., Perrodin Y. (2001). Caractérisation chimique, biologique et écotoxicologique des effluents hospitaliers. *Déchets Sciences et Techniques, revue francophone d'écologie industrielle.* 22:31-33.
- Emmanuel E. (2004). Evaluation des risques sanitaires et écotoxicologiques liés aux effluents hospitaliers. *These Spécialité Sciences et Techniques du Déchet. Villeurbanne et Vaulx en Velin: INSA de Lyon et LSE-ENTP,* 259p
- Emmanuel E., Perrodin Y., Keck G., Blanchard J.-M., Vermande P. (2005). Ecotoxicological risk assessment of hospital wastewater: a proposed framework for raw effluents discharging into urban sewer network. *J. Haz. Mat., A* 117: 1-11.
- Emmanuel E., Hanna K., Bazin C., Keck G., Clement B., Perrodin Y. (2005). Fate of glutaraldehyde in hospital wastewater and combined effects of glutaraldehyde and surfactants on aquatic organisms. *Environ.Int.* 31: 399-406.
- Erlandsson B., Matsson S. (1978). Medically used radionuclides in sewage sludge. *Water Air Soil Pollut* 9: 199-206.
- Ferreira La Rosa A.M., Moschem Tolfo A., Olinto Monteggia L., Nascimento de Almeida M.M., da Silva Ortolan M., Genro Bins M.J., de Almeida Bendati M.M., Raya Rodriguez M.T. (2000). Gestão de efluentes de serviços de saúde em Porto Alegre. *Anais XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.* Porto Alegre, Brasil.
- Guardabassi L., Petersen A., Olsen J.E., Dalsgaard A. (1998). Antibiotic resistance in *Acinetobacter* spp. isolated from sewers receiving waste effluent from a hospital and a pharmaceutical plant. *Appl. Environ. Microbiol.* 64: 3499-3502.
- Guardabassi L., Dalsgaard A. (2004). Occurrence, Structure, and Mobility of Tn1546-Like Elements in Environmental Isolates of Vancomycin-Resistant Enterococci. *Appl. Environ Microbiol.* 70: 984-990.
- Hartmann A., Alder A.C., Koller T., Widmer R. (1998). Identification of fluoroquinolone antibiotic as the main source of umuC genotoxicity in native hospital wastewater. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 383-393.
- Hartemann P., Hautemaniere A., Joyeux M. (2005). La problématique des effluents hospitaliers. *Hygiène* 13: 369-374.
- Harwood V.J., Brownell M., Perusek W., Whitlock J.E. (2001). Vancomycin-resistant *Enterococcus* spp. isolated from wastewater and chicken feces in the United States. *Appl. Environ. Microbiol.* 67: 4930-4933.
- Hayes J.R., English L.L., Carter P.J., Proescholdt T., Lee K.Y., Warner D.D., White D.G. (2003). Prevalence and antimicrobial resistance of *Enterococcus* species isolated from retail meats. *Appl. Environ. Microbiol.* 69 (12): 7153-7160.
- Heuer H., Krogerrecklenfort E., Wellington E.M.H., Egan S., Van Elsas J.D., Van Overbeek L., Collard J.-M., Guillaume G., Karagounia. D., Nikolakopoulou T.L., Smalla K. (2002) Gentamicin resistance genes in environmental bacteria prevalence and transfer. *FEMS Microbiol. Ecol.* 43: 325-335.
- Huang C.H., Renew J.E., Smeby K.L., Pinkerston K., Sedlak D.L. (2001). Assessment of potential antibiotic contaminant in water and preliminary occurrence analysis. *Water Resources Update.* 120: 30-40.

- Iversen A., Kühn I., Franklin A., Möllby R. (2002). High prevalence of vancomycin-resistant enterococci in Swedish sewage. *Appl. Environ. Microbiol.* **68**: 38-2842.
- Jolibois B., Guerbet M., Vassal S. (2002). Glutaraldehyde in hospital wastewater. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **76**: 93-110.
- Jolibois B., Guerbet M. (2006). Hospital wastewater genotoxicity. *Ann. Occup. Hyg.* **50**: 189-196.
- Klare I., Konstabel C., Badstübner D., Werner G., Wolfgang W. (2003) Occurrence and spread of antibiotic resistances in *Enterococcus faecium*. *Int J Food Microbiol.* **88**: 269-290.
- Kotzamanidis C., Zdragas A., Kourelis A., Moraitou E., Papa A., V. Yiantzi V., C. Pantelidou C., Yiangou M. (2009). Characterization of *vanA*-type *Enterococcus faecium* isolates from urban and hospital wastewater and pigs. *J. Appl. Microbiol.* **107**: 997-1005.
- Kümmerer K., Steger-Hartmann T., Meyer M. (1997). Biodegradability of the anti-tumor agent ifosfamide and its occurrence in hospital effluents and communal sewage. *Water Res.* **31**: 2705-2710.
- Kümmerer K., Helmers E., Hubner P., Mascart G., Milandri M., Reinthaler F., Zwakenberg M. (1999). European hospitals as a source for platinum in the environment in comparison with other sources. *Sci. Total Environ.* **225**: 155-165.
- Kümmerer K., Al-Ahmad A., Mersch-Sundermann V. (2000a) Biodegradability of some antibiotics, elimination of the genotoxicity and affection of wastewater bacteria in a sample test. *Chemosphere.* **40**: 701-710.
- Kümmerer K., Helmers E. (2000b). Hospital effluents as a source of gadolinium in the aquatic environment. *Environ. Sci. Technol.* **34**: 573-577.
- Kümmerer K. (2001). Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources - a review. *Chemosphere* **45**: 957-969.
- Kümmerer K., Henninger A. (2003). Promoting resistance by the emission of antibiotics from hospitals and households into effluent. *Clin Microbiol. Infect.* **9**: 1203-1214.
- Kümmerer K. (2004). Resistance in the environment. *J. Antimicrob. Chemother.* **54**: 311-320
- Kümmerer K. (2009). Resistance in the aquatic environment.- A review- Part II *Chemosphere* **75**: 435-441.
- Leprat P. (1998) Les rejets liquides hospitaliers, quels agents et quelles solutions techniques? Les Assises Nationales QUALIBIO 1998 « Santé environnement Hospitalier », Cahen 10-13
- Leprat, E. (1999). Les effluents liquides hospitaliers: vers une meilleure maîtrise. 3ème Journée du réseau régional d'hygiène de Basse-Normandie. Resumes des interventions, p. 2.
- Leung H.W. (2001). Ecotoxicology of glutaraldehyde: Review of environmental fate and effect studies. *Ecotox Environ Saf.* **49**: 26-39.
- Lindberg R., Jarnheimer P., Tysklind M. (2004). Determination of antibiotic substances in hospital sewage water using solid phase extraction and liquid chromatography/mass spectrometry and group analogue internal standard. *Chemosphere* **57**: 1479-1488.
- Martinez J.L. (2009) Environmental pollution by antibiotics and by antibiotic resistance determinants. *Environ. Pollut.* **157**: 2893-2902.
- Meirelles-Pereira F., Pereira A.M.S., Silva M.C.G., Gonçalves V.D., Brum P.R., Castro E.A.R., Pereira A.A., Pereira J.A.A. (2002) Ecological aspects of the antimicrobial resistance in bacteria of importance to human infections. *Braz. J. Microbiol.* **33**: 287-293.
- Novais C., Coque T.M., Ferreira H., Sousa J.C., Peixe L. (2005). Environmental contamination with vancomycin-resistant enterococci from hospital sewage in Portugal. *Appl. Environ. Microbiol.* **71**: 3364-3368.
- Núñez L., Moretton J. (2007). Disinfectant-resistant bacteria in Buenos Aires city Hospital wastewater. *Braz. J. Microbiol.* **38**: 644-8.
- Ortolan M.G.S. (1999). Avaliação do efluente do Hospital de Clínicas de Porto Alegre: citotoxicidade, genotoxicidade, perfil microbiológico de bactérias mesofílicas e resistência a antibióticos. Porto Alegre UFRGS. Dissertação de Mestrado-Faculdade de Agronomia. Universidade Federal de Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Brasil. 115p.
- Pauwels B., Verstraete W. (2006). The treatment of hospital wastewater: an appraisal. *J. Water Health* **4**: 405-416.
- Paz M., Muzio H., Gemini V., Magdaleno A., Rossi S., Korol S., Moretton J. (2004). Aguas residuales de un centro hospitalario de Buenos Aires, Argentina: características químicas, biológicas y toxicológicas. *Hig. Sanid. Ambient.* **4**: 83-88.
- Picao R.C., Poirel L., Demarta A., Silva C.S., Corvaglia A.R., Petrini O., Nordmann P. (2008). Plasmid-mediated quinolone resistance in *Aeromonas allosaccharophila* recovered from a Swiss lake. *J. Antimicrob. Chemother.* **62**: 948-950.
- Prado T., Pereira W.C., Silva D. M., Seki L.M., Carvalho A.P.D.A., Asensi, M.D. (2007). Detection of extended-spectrum β -lactamase-producing *Klebsiella pneumoniae* in effluents and sludge of a hospital sewage treatment plant. *Lett. Appl. Microbiol.* **46**: 136-141.
- Pruess A., Giroult E., Rushbrook P. (1998). Safe management of wastes from health-care activities. The World Health Organization (WHO) Washington DC.
- Reinthaler F.F., Posch J., Feierl G., Wust G., Haas D., Ruckebauer G., Mascher F., Marth E. (2003).

- Antibiotic resistance of *E. coli* in sewage and sludge. *Water Res.* 37:1685-1690.
- Richardson M.I., Bowron J.M. (1985). The fate of pharmaceutical chemicals in the aquatic environment. *J. Pharm. Pharmacol.* 37: 1-12.
- Rutala W.A., Weber D.J. (1997). Uses of inorganic hypochlorite (bleach) in health-care facilities. *Clinical Microbiol. Rev.* 10: 597-610.
- Sanchez M.B., Hernandez A., Rodriguez-Martinez J.M., Martinez-Martinez L., Martinez, J.L. (2008). Predictive analysis of transmissible quinolone resistance indicates *Stenotrophomonas maltophilia* as a potential source of a novel family of Qnr determinants. *BMC Microbiol.* 8: 148.
- Salkinoja-Salonen M.S., Jokela J.K. (1991). Measurement of organic halogen compounds in urine as an indicator of exposure. *Scand J Workplace Environ Health.* 17 :75-78.
- Schwartz T., Kohnen W., Jansen B., Obst U. (2003). Detection of antibiotic-resistant bacteria and their resistance genes in wastewater, surface water, and drinking water biofilms. *FEMS Microb. Ecol.* 43: 325-335.
- Sprehe M., Geiben S-U., Vogelpohl O. (2001). Photochemical oxidation of iodized X-ray contrast media (XRC) in hospital wastewater. *Wat. Sci. Technol.* 44: 317- 323.
- Steger-Hartmann T., Lange R., Schweinfurth H.(1999). Environmental risk assessment for widely used iodinated X-ray contrast agent iopromide (ultravist). *Ecotoxicol. Environ Saf* 42: 274-281.
- Thomas KV., Dye C., Schlabach M., Langford K.H. (2007). Source to sink tracking of selected human pharmaceuticals from two Oslo city hospitals and a wastewater treatment works. *J. Environ. Monit.* 12: 1410-1418.
- USEPA (1989). Preliminary data summary for the hospitals point source category. Washington. United States Environmental Protection Agency. Office of water regulation and standard office of water. 76p.
- Watkinson A.J., Murby E.J., Kolpin D.W., Costanzo S.D. (2009). The occurrence of antibiotic in an urban watershed: From wastewater to drinking water. *Sci. Total Environ.* 407: 2711-2723.
- Wites, W. (2000). Ecological impact antibiotic use in animals on different complex microflora: environment. *Int. J. Antimicrob. Agents* 14: 321-325.
- Zhang X.X., Zhang T., Fang H.H.P.(2009). Antibiotic resistance genes in water environment. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 82: 397-414.

Caracterización de los desechos sólidos generados en un hospital clínico-quirúrgico provincial en Cuba

Raquel A. JUNCO DÍAZ,* Rosario I. GUTIÉRREZ CASTRO, Pedro ORDÚÑEZ GARCÍA y C. Abelardo RODRÍGUEZ ARIAS

Instituto Nacional de Higiene, Epidemiología y Microbiología (INHEM). Infanta No. 1158 e/ Clavel y Llinás, Centro Habana, CP 10300, Ciudad de La Habana, Cuba. Telf. 878-1736; 870-5531 al 34 ext 143. Fax: (537) 863-7320.

*Correo-e: rjunco@inhem.sld.cu

RESUMEN

Se realizó un estudio epidemiológico transversal durante siete (7) días en un Hospital Clínico Quirúrgico provincial en Cuba, con el objetivo de identificar las características cualitativas y cuantitativas de los desechos sólidos generados. Las unidades de muestreo fueron seleccionadas por criterio de expertos, realizándose la caracterización de los mismos mediante análisis físico – químico. Se utilizaron diversas variables cualitativas y cuantitativas a partir de la metodología básica “Guía para el manejo interno de residuos sólidos hospitalarios” del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), Lima, Perú. La generación total diaria de estos desechos fue de 3 896.2 kg, siendo los servicios generales y el servicio de hospitalización los que mayor porcentaje generaron con 49.3 % y 37.8 %, respectivamente. Al analizar los tipos de desechos generados se encontró que la generación de desechos químico – farmacéuticos fue baja (1.49 %); mientras que, se generó una cantidad considerable de desechos infecciosos (37.45 %). La tasa global de generación se encontró dentro del rango de la media observada para hospitales de América Latina. La densidad aparente fue variable, en relación al servicio que generó los desechos. Se encontró una gran heterogeneidad en la composición, con un porcentaje de humedad variable en correspondencia con las funciones de cada área; con un valor calórico inferior que da la posibilidad de incinerar sin combustible adicional; el contenido de azufre fue medio (0.52 %) y el de nitrógeno resultó bajo (0.27 %); mientras que, el contenido de ceniza fue de 5.1 %.

Palabras clave: caracterización de los desechos, desechos peligrosos, desechos de hospitales.

INTRODUCCIÓN

Todas las actividades del ser humano generan subproductos que deben ser reciclados, incinerados o descartados, en sitios que no ofrezcan peligro para la comunidad ni atenten contra el medio ambiente.¹

Cada hospital o clínica, independientemente de su tamaño, está concebida para ser un lugar de cura para las enfermedades. Este es el propósito fundamental de un sistema de atención a la salud. La habilidad de una institución para proveer un buen estándar de atención a la salud es incierto si hay un estándar de higiene pobre y un alto riesgo de infecciones evitables a los pacientes y a los trabajadores.

Alcanzar un buen estándar de limpieza en las instituciones de atención a la salud es un componente importante de todo programa para el control de las infecciones.²

En América Latina y el Caribe el problema del manejo de los desechos sólidos ha evolucionado en complejidad, en forma paralela a la de los procesos de urbanización e industrialización. En el manejo de los desechos sólidos se debe considerar, por un lado, el aspecto vinculado a la salud pública, que obliga a una recolección eficiente y rápida y a una disposición final que evite impactos irreversibles al ambiente y a la salud, y por otro lado, al aspecto de la conservación de los recursos naturales, conducente al estable-

cimiento de políticas de reducción de la generación de desechos y al incremento del reciclaje.³

Los hospitales y otras instituciones de atención a la salud tienen un “deber de cuidado” para la salud pública y para el medio ambiente y tienen responsabilidades particulares en relación con los desechos que ellos generan. Estas instituciones deben asegurar que las actividades de manejo, tratamiento y disposición final de los desechos generados no tengan consecuencias adversas a la salud humana y al medio ambiente.⁴

La gestión de los desechos sólidos de instituciones de salud es un proceso destinado a garantizar la adecuada higiene y seguridad para los trabajadores, los pacientes y la comunidad general. Incluye la planificación y adquisición, la construcción, la conducta y capacitación del personal, el uso adecuado de herramientas, máquinas y productos farmacéuticos, los métodos apropiados de eliminación dentro y fuera del hospital y la evaluación. Sus numerosas dimensiones requieren un enfoque más amplio que el punto de vista tradicional de especialistas en salud e ingeniería.⁵

De primordial importancia para abordar cualquier programa de control de las situaciones de riesgo derivadas del manejo inadecuado de los desechos sólidos de instituciones de salud, es el caracterizar cualitativa y cuantitativamente el problema. Ello permitirá dimensionar los espacios físicos necesarios para manejar los diferentes tipos de desechos, decidir acertadamente acerca de qué alternativas técnicas utilizar para el tratamiento de cada una de las fracciones componentes y seleccionar los equipos y dispositivos más convenientes para tal propósito.⁶

La información disponible en América Latina y el Caribe es aún insuficiente y en Cuba no existen trabajos publicados donde se suministre información acerca de las características de los desechos generados en las instituciones de salud. El conocimiento que se posee actualmente, está basado en informaciones suministradas por los centros hospitalarios, a través de encuestas, que aunque se han incluido un gran número de hospitales del país, la información resulta incompleta y puntual, por lo que la hace poco confiable. Por esta razón ha sido necesario realizar este estudio de caracterización con el objetivo de identificar las características cualitativas y cuantitativas de los desechos generados en un centro hospitalario.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizó un estudio transversal para identificar las características de los desechos sólidos generados por un Hospital Clínico Quirúrgico provincial en Cuba. Este centro hospitalario tiene un perfil clínico-quirúrgico, cuenta con 722 camas físicas, de las cuales se mantienen ocupadas 590 como promedio. El estudio fue llevado a cabo durante siete días. Se utilizó como metodología básica la “Guía para el manejo interno de residuos sólidos hospitalarios” recomen-

dada por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS).⁷

Aspectos organizativos

Previo a la caracterización de los desechos, se llevó a cabo una fase piloto dirigida a subdividir el centro por áreas y servicios especializados, establecer una primera clasificación de los desechos que potencialmente generarían y contactar con los responsables del manejo interno de los desechos aplicándoles la “Encuesta de residuos de hospitales”,⁷ con el objetivo de conocer las características del centro; así como, las fuentes internas de generación.

Con todos estos elementos y de común acuerdo con el Departamento de Epidemiología del hospital, se le presentó a la dirección del mismo un plan detallado que conformaría el programa de estudio, con el objetivo de asegurar su cooperación y participación.

Subdivisión del hospital por servicios especializados y selección de las unidades de muestreo

En una primera etapa se tomaron todos los servicios del hospital (universo) y se agruparon según sus funciones. Se conformaron cinco estratos (marco muestral): servicios de hospitalización, servicios auxiliares de diagnóstico y tratamiento, servicio ambulatorio, servicios directos complementarios y servicios generales; se confirmó el(los) tipo(s) de desecho(s) que generaba cada uno de ellos, de cada uno de los estratos.

En una segunda etapa se procedió a la selección de las unidades de muestreo teniendo en cuenta el tipo de estrato en virtud de las funciones del servicio y el tipo de desecho que generaban. Las unidades de muestreo fueron seleccionadas finalmente por criterio de expertos, de manera tal que todos los estratos, funciones y tipos de desechos estuvieran representados en la muestra.

Clasificación de los desechos sólidos generados en el hospital

Tomando en consideración las características del centro y del país se adoptó la clasificación recomendada por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para países en vías de desarrollo⁸, la cual comprende cinco categorías: desechos generales no peligrosos, objetos cortopunzantes, desechos infecciosos (excepto los objetos cortopunzantes infectados), desechos químicos y farmacéuticos y otros desechos peligrosos (radiactivos, medicamentos citotóxicos y envases presurizados).

Método de recolección de los desechos

Dependiendo del tipo y cantidad de los desechos generados en cada punto a muestrear, se distribuyó

un número de bolsas de polietileno de 0.5 mm de espesor y con capacidad de 25 y 75 litros, necesarias para el embalaje de los desechos.

Todas las muestras fueron identificadas con los siguientes datos: hora (entrega y recogida de la bolsa), día, mes y año; punto de generación, piso, sección. Como no se contaba con bolsas plásticas de diferentes colores, se elaboraron tarjetas que fueron rotuladas con líneas, donde a cada tipo de desecho generado le correspondía un color, según el siguiente esquema:

- ☛ Blanco: desechos generales.
- ☛ Azul: desechos cortopunzantes.
- ☛ Rojo: desechos infecciosos.
- ☛ Negro: desechos químicos y farmacéuticos.
- ☛ Amarillo: otros desechos peligrosos.

Además de las etiquetas, las bolsas fueron identificadas con creyón para evitar errores, por extravío de las mismas en el proceso de clasificación, traslado y pesaje.

Los objetos cortopunzantes fueron depositados en envases rígidos de cartón, con un orificio en la parte superior, para evitar lesiones en los manipuladores.

La recogida de las muestras se realizó una vez al día en el horario de 6:00 AM a 12:00 M, y el día anterior a la toma de muestra se le entregaba a los jefes de las áreas de limpieza de cada piso las bolsas con las etiquetas de identificación, quienes las entregaban a los auxiliares de limpieza en los diferentes turnos de trabajo. La totalidad de los desechos fue transportada por los operarios de saneamiento del hospital hacia el sitio destinado para el estudio, donde se colocaban de forma separada por servicios y tipo de desechos, atendiendo a la clasificación adoptada.

Mediciones realizadas y metodología

El procedimiento para la recolección de la muestra y las mediciones realizadas se efectuaron de acuerdo a la metodología recomendada por el CEPIS⁷.

Se desarrollaron los siguientes análisis físico-químicos: peso, volumen, densidad, composición física, humedad, poder calórico, cenizas, contenido de azufre y de nitrógeno.

Se establecieron indicadores de generación de los desechos sólidos en los servicios de hospitalización (kg/cama ocupada.día), donde se dividió la generación diaria de hospitalización para el número de pacientes hospitalizados ese día y en el servicio ambulatorio (kg/consulta.día), dividiendo la genera-

ción diaria en las áreas de consulta externa para el número de pacientes atendidos ese día.

Previo al estudio de caracterización se realizó un programa de capacitación dirigido al personal involucrado en todas las etapas del manejo de los desechos sólidos, a fin de garantizar la calidad en el estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se puede observar en la Tabla 1 el índice de generación de desechos sólidos del centro fue de 2.67 (kg/cama ocupada.día), encontrándose dentro del rango de la media observada para América Latina^{6,7,9,10}, siendo los desechos generales o no peligrosos y los infecciosos los que más aportaron. Se excluyó el material reciclable (frascos de vidrio y cajas de cartón). El índice de generación en el servicio ambulatorio fue de 0.05 kg/consulta.día.

Al analizar la Tabla 2 se observa que el mayor porcentaje de generación lo ocupan los desechos no peligrosos o generales seguidos de los desechos infecciosos. Estos resultados, en cuanto al porcentaje obtenido, no coinciden con los reportados en otros estudios realizados^{7,9}, donde la generación de desechos generales alcanzó valores por encima del 80.0 %.

El porcentaje de desechos infecciosos fue superior comparado con dos estudios llevados a cabo en Venezuela¹⁰, con cifras reportadas de 14.0 % y 17.0 %, respectivamente. En ambos casos la explicación pudiera ser que no se realizó una buena segregación en la fuente de generación y algunos desechos que pudieran haberse reciclado, como papel y cartón, por ejemplo, fueron mezclados con los desechos infecciosos.

En cuanto a los desechos químico-farmacéuticos no se consideraron los desinfectantes químicos y reactivos de laboratorio ya que se utilizaban diluidos y se eliminaban a través de la red de alcantarillado, lo cual puede haber influido en el bajo porcentaje de generación obtenido.

La generación de desechos no peligrosos se presenta en la Tabla 3 y se observa un total de 1506.4 kg con predominio de los servicios generales. El área de mayor generación fue la cocina, la cual representa el 72.0 % del total de desechos no peligrosos lo que demuestra que el resto de los servicios sólo generó el 28.0 %.

El servicio de hospitalización fue el que mayor cantidad de desechos infecciosos generó (Tabla 4) lo que se explica por la cantidad de pacientes hospitalizados durante el período de muestreo, sobre todo en el servicio de cirugía.

Categorías de los desechos	Total (kg/semana)	Promedio (kg/cama ocupada.día)	%
Desechos no peligrosos	10.94	1.57	58.8
Desechos infecciosos	7.05	1.0	37.4
Objetos cortopunzantes	0.32	0.05	1.9
Desechos químico/farmacéuticos	0.28	0.04	1.5
Otros desechos peligrosos	0.09	0.01	0.4
TOTAL	18.68	2.67	100.0

Tabla 1. Índice de generación (kg/cama ocupada.día) de los desechos generados según categorías. Hospital Clínico Quirúrgico Provincial, Cuba.

Categorías de los desechos	Total (kg/semana)	Promedio (kg/día)	%
Desechos no peligrosos	2 839.2	405.6	72.9
Desechos infecciosos	965.0	137.8	24.8
Objetos cortopunzantes	43.5	6.2	1.1
Desechos químico/farmacéuticos	35.0	17.5	0.9
Otros desechos peligrosos	13.5	4.5	0.3
TOTAL	3 896.2	556.5	100.0

Tabla 2. Generación de desechos según categorías. Hospital Clínico Quirúrgico Provincial, Cuba.

Servicios	Total (kg/semana)	Promedio (kg/día)	%
Hospitalización	212.0	30.2	14.2
Auxiliar diagnóstico/tratamiento	24.8	3.5	1.6
Directos complementarios	33.4	4.7	2.2
Ambulatorio	6.2	0.8	0.4
Generales	1 230.0	175.7	81.6
TOTAL	1 506.4	214.9	100.0

Tabla 3. Generación de desechos no peligrosos según servicios. Hospital Clínico Quirúrgico Provincial, Cuba.

La generación de objetos cortopunzantes (Tabla 5) mostró que los servicios de hospitalización y auxiliares diagnósticos fueron los únicos generadores de este tipo de desecho. Es de destacar que durante la realización del estudio, se utilizaba una cantidad considerable de material cortopunzante reusable, lo cual explica la baja cifra observada.

Al realizar un análisis de los componentes fundamentales presentes en los desechos generados (Tabla 6) se obtuvo un predominio del papel y el cartón, la gasa y el algodón y los restos de alimentos

y cocina. El vidrio sólo aportó el 8.1 %, valor alto si tenemos en cuenta que el material reciclable fue excluido (406 frascos/día). Es importante destacar que el 62.1 % de los componentes analizados son potencialmente reciclables (plástico, vidrio, papel, cartón y restos de alimentos).

La densidad global obtenida en este estudio fue de 81.6 kg/m³. Los servicios que presentaron los mayores valores fueron servicios generales y servicios auxiliares de diagnóstico y tratamiento con 194.3 kg/m³ y 94.3 kg/m³, respectivamente.

Servicios	Total (kg/semana)	Promedio (kg/día)	%
Hospitalización	717.1	102.4	74.3
Auxiliar Diagnóstico/tratamiento	166.5	23.8	17.3
Directos Complementarios	-	-	-
Ambulatorios	81.5	11.6	8.4
Generales	-	-	-
TOTAL	965.1	137.8	100.0

Tabla 4. Generación de desechos infecciosos según servicios. Hospital Clínico Quirúrgico Provincial, Cuba.

Servicios	Total (kg/semana)	Promedio (kg/día)
Hospitalización	40,9	5,8
Auxiliar diagnóstico/tratamiento	2,6	0,6
Directos Complementarios	-	-
Ambulatorios	-	-
Generales	-	-
TOTAL	43,5	6,4

Tabla 5. Generación de objetos cortopunzantes según servicios. Hospital Clínico Quirúrgico Provincial, Cuba.

Componentes	Cantidad (kg)	%
Plástico	13,48	4,6
Vidrio	23,73	8,1
Papel y cartón	104,29	35,3
Restos de alimentos y cocina	42,06	14,3
Goma	7,32	2,5
Metal	7,42	2,5
Textil	6,54	2,2
Yeso	9,40	3,2
Gasa y algodón	80,40	27,2
Otros	0,17	0,1
TOTAL	294,81	100,0

Tabla 6. Composición física de los desechos sólidos generados. Hospital Clínico Quirúrgico Provincial, Cuba

La densidad aparente de los desechos no peligrosos fue elevada por la presencia de los restos de alimentos y de cocina; mientras que, la de los desechos infecciosos estuvo influenciada por la presencia de desechos anatomopatológicos.

Los mayores valores de humedad obtenidos correspondieron a la unidad quirúrgica y a la sala de dermatología, con cifras de 58.14 % y 52.79 %, respectivamente; los desechos provenientes de las salas de medicina, cirugía, observación, cuerpo de guardia, central de esterilización y laboratorios

mostraron valores entre un 30.0 % y un 50.0 % de humedad y los desechos generados por las salas de cuidados intensivos, unidades de cuidados intermedios y consulta externa mostraron valores inferiores al 30.0 %.

Los desechos sólidos, con altos niveles de humedad, deben disponer para su manejo de depósitos impermeables que eviten la contaminación exterior. Durante el estudio se observó que la ubicación que tenían los recipientes no cumplía en todos los casos esta condición. Otro aspecto de gran importancia es la frecuencia de recogida de los desechos, la cual se realizaba una vez al día, por lo que los desechos con un alto porcentaje de humedad permanecían en los servicios por un período de 24 horas.

Merece la pena destacar, que a los desechos anatomopatológicos no se les realizó análisis de humedad por razones de seguridad; sin embargo, por su constitución son los que mayor humedad poseen.

El valor promedio obtenido del poder calórico de las muestras analizadas fue de 3 465.5 Kcal/kg referido a muestra seca, valor que se encuentra por encima del mínimo (1500 Kcal/kg) necesario para incinerar los desechos sin necesidad de combustible adicional⁷.

El contenido de ceniza fue de un 5.1 %, valor que estará en dependencia del nivel de combustión obtenido. El contenido de azufre de la muestra fue de 0.52 % pudiendo considerar este resultado como un valor medio. Cuando se queman los desechos, con este contenido de azufre, se generan a la atmósfera concentraciones de dióxido de azufre que pueden aumentar los niveles de dicho contaminante por encima del mínimo establecido (0.05 mg/m³).

El valor reportado del contenido de nitrógeno fue de 0.266 %, valor considerado bajo por lo que las emanaciones de óxido de nitrógeno que pudieran provocarse, no alcanzaría niveles sustancialmente apreciables en la atmósfera.

Estos niveles de azufre y nitrógeno tienen capacidad para formar compuestos corrosivos que pueden afectar las partes metálicas del incinerador u otras instalaciones vecinas¹¹, lo que fue comprobado durante el estudio, al observarse un alto nivel de corrosión de sus partes metálicas, fundamentalmente la chimenea.

El conocimiento adquirido en esta investigación demostró que pese a las carencias materiales propias de la situación económica en el país, con búsquedas de soluciones organizativas y un mínimo de recursos materiales, se pueden realizar estudios de diagnóstico de los desechos sólidos que se generan en los establecimientos de salud y permitan extrapolar esta información a otras instituciones del país.

CONCLUSIONES

1. Los resultados obtenidos aportaron un nuevo conocimiento sobre la caracterización cualitativa

y cuantitativa de los desechos sólidos generados en una institución hospitalaria y permitieron contar, por primera vez en el país, con un indicador para cada tipo de desecho.

2. La información obtenida contribuirá a la implantación de un sistema de gestión de los desechos sólidos en esta institución hospitalaria, que permita generalizar la experiencia a otras instituciones de salud del país.

RECOMENDACIONES

Realizar estudios de caracterización en diferentes instituciones de salud del país y de diferentes niveles de atención médica, que permita disponer de indicadores nacionales y dimensionar el sistema de manejo de estos desechos al nivel nacional.

BIBLIOGRAFÍA

1. Martínez de A JS, Saldarriga A, Saldarriga LG. Manual para el manejo de los desechos sólidos hospitalarios. Medellín, Hospital Pablo Tobón Uribe, 1993.
2. World Health Organization. Starting Health Care Waste Management in Medical Institutions. A Practical Approach. Regional Office for Europe. Copenhagen, 2000.
3. Wilburn SQ, Eijkemans G. Preventing Needlestick Injuries among Healthcare Workers: A WHO-ICN Collaboration. *Int J Occup Environ Health*. 2004;10:451-56.
4. World Health Organization. Safe management of wastes from health - care activities. Geneva, WHO; 1999.
5. Organización Mundial de la Salud. Gestión de desechos médicos, de un vistazo. Abril 2004. [Sitio de Internet] 2006 [Consultado 7 de febrero 2010]. [2P]. Disponible en: <http://siteresources.worldbank.org/INTPHAAG/Re-sources/AAGHCWMEp.pdf>.
6. Monreal J. Consideraciones sobre el manejo de residuos de hospitales en América Latina. Programa de Salud Ambiental. Washington DC. OPS/OMS; 1992.
7. Organización Panamericana de la Salud/Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Guía para el manejo interno de residuos sólidos en centros de atención de salud. Lima, OPS; 1996.
8. Organización Mundial de la Salud. Manejo de desechos médicos en países en desarrollo. Informe de consultoría. Washington DC; OMS; 1996.
9. Estrada Núñez R. Indicadores y parámetros para el control de residuos sólidos en establecimientos de salud. En: Curso de manejo de residuos sólidos en establecimientos de salud. s 1:AMCRESPEC, 1996.

10. Venezuela: Programa Cooperativo OPS-HEP-CEPIS/GTZ. Clasificación y cuantificación de los desechos generados en dos centros hospitalarios de Caracas, Venezuela. Caracas, Mayo; 1992.
11. Weitzenfeld H. Evaluación rápida de fuentes de contaminación ambiental: Experiencia en América Latina para emisiones al aire. En: Evaluación Rápida de Fuentes de Contaminación Ambiental. México: Organización Panamericana de la Salud 1988.