
Determinación de la toxicidad de lixiviados provenientes de residuos sólidos urbanos mediante indicadores biológicos

Emily Rivera-Laguna, Luz Barba-Ho*, Patricia Torres-Lozada
Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente, Grupo de Investigación
Estudio y Control de la Contaminación Ambiental, Universidad del Valle
Carrera 100 No. 13-00, Santiago de Cali, Colombia

Toxicity determination of leachate from municipal solid waste using biological indicators

Determinació de la toxicitat de lixiviats provinents de residus sòlids urbans mitjançant indicadors biològics

Recibido: 1 de marzo de 2013; revisado: 22 de abril de 2013; aceptado: 27 de abril de 2013

RESUMEN

La disposición final de residuos sólidos urbanos (RSU) en rellenos sanitarios sigue siendo ampliamente aceptada y utilizada por sus ventajas económicas; sin embargo, esta forma de disposición genera gases efecto invernadero y efluentes líquidos denominados lixiviados, que se caracterizan por ser mezclas complejas con concentraciones elevadas de compuestos orgánicos e inorgánicos y ocasionalmente metales pesados, siendo necesaria su caracterización para determinar estrategias de tratamiento que contrarresten los potenciales efectos tóxicos de estas sustancias. Este estudio determinó la influencia de la edad del lixiviado sobre sus características físico-químicas y sobre la toxicidad, usando como organismo indicador la *Daphnia pulex* en pruebas estáticas y agudas durante 48h. Los lixiviados provenían de rellenos sanitarios en diferentes periodos de operación y los sitios de muestreo permitieron tomar lixiviados con edades <5 años (Joven: LJ), 5-10 años (Intermedio: LI) y >15 años (Maduro: LM). Se encontró que algunos de los parámetros físico-químicos (Demanda Química de Oxígeno - DQO, conductividad, nitrógeno amoniacal), son inversamente proporcionales a la edad del lixiviado. En los ensayos de toxicidad con *Daphnia pulex* se observó que la edad del lixiviado es inversamente proporcional a la toxicidad, con valores de Dosis Letal 50 - LC₅₀ de 83.1, 47.7 y 27.7 UT (unidades tóxicas) para el LJ, LI y LM, respectivamente.

Palabras clave: *Daphnia pulex*; LC₅₀; lixiviados; toxicidad.

SUMMARY

Final disposal of Municipal Solid Wastes – MSW in landfills is still well accepted and used for its economic advantages; however, this type of disposal is the responsible of greenhouse gas emission and leachate production. The leachate resulting in landfills comprises a very complex composition of organic, inorganic and heavy metal content, therefore, to determine the strategies to balance the

potential toxic effect of this substances in the environment it is necessary an appropriated characterization. The current regulatory approach considers the physic-chemical characterization and the toxicological assessment for this type of liquid wastes, as well. The main objective of this work was to determine the influence of the leachate age over the physic-chemical properties and its toxicity using *Daphnia pulex* as indicator organism, in acute and static test for 48h. Leachates studied where sampled from different aged landfills: Young leachate (JL) for less than 5 years, Intermediate aged leachate (IL) between 5-10 years and Mature Leachate (ML) for more than 15 years. It was found that physic-chemical parameters such as COD, conductivity and ammonia nitrogen are inversely proportional to the leachate age. The *Daphnia pulex* toxicity essays showed a less toxicity for the oldest leachate, with 83.1, 47.7 and 27.7 TU (toxic units) of LC₅₀ for the JL, IL and ML respectively.

Keywords: *Daphnia pulex*; leachate; LC₅₀; toxicity

RESUM

La disposició final de residus sòlids urbans (RSU) en a abocadors segueix sent àmpliament acceptada i utilitzada pels seus avantatges econòmics, però aquesta forma de disposició genera gasos efecte hivernacle i efluent líquids anomenats lixiviats, que es caracteritzen per ser barreges complexes amb concentracions elevades de compostos orgànics i inorgànics, i ocasionalment metalls pesants, sent necessària la seva caracterització per determinar les estratègies de tractament que contrarestin els potencials efectes tòxics d'aquestes substàncies. Aquest estudi va determinar la influència de l'edat del lixiviat sobre les seves característiques físicoquímiques i sobre la toxicitat, usant com a organisme indicador la *Daphnia pulex* en pro-

*autor para la correspondencia:
luz.barba@correounivalle.edu.co

ves estàtiques i agudes durant 48h. Els llixiviats provenien d'abocadors en diferents edats d'operació i els llocs de mostreig van permetre agafar llixiviats amb edats <5 anys (Jove: LJ), 5-10 anys (Intermedi: LI) i >15 anys (Madur: LM). Es va trobar que alguns dels paràmetres fisicoquímics (Demanda Química d'Oxigen-DQO, conductivitat, nitrogen amoniacal), són inversament proporcionals a l'edat del llixiviats. En els assaigs de toxicitat amb *Daphnia pulex* es va observar que l'edat del llixiviats és inversament proporcional a la toxicitat, amb valors de Dosi Letal 50 - LC₅₀ de 83.1, 47.7 i 27.7 UT (unitats tòxiques) per al LJ, LI i LM, respectivament.

Paraules clau: *Daphnia pulex*, LC₅₀, llixiviats, toxicitat.

1. INTRODUCCIÓN

La generació mundial de residuos sòlids municipals – RSM es del orden de dos mil millones de toneladas por año, estimándose un aumento a tres mil millones en 2025 (Charles et al., 2009). Según Troschinetz & Mihelcic (2009), la tasa media de generación de RSM en países en desarrollo varía entre 0,30 y 1,40 kg/persona.día y va en aumento. En Colombia se generan aproximadamente 26.537 toneladas diarias de RSM (SSPD, 2010).

Debido a su relativo bajo costo y facilidad de implementación, la disposición de residuos sólidos en rellenos sanitarios ha sido una práctica común a nivel mundial; sin embargo, es la causante de impactos ambientales y sanitarios negativos como la generación de Gases de Efecto Invernadero – GEI y de llixiviados (Tchobanoglous et al., 1994; USEPA, 2000), cuya producción y manejo son reconocidos como uno de los problemas más grandes asociados con la operación ambientalmente adecuada de los rellenos sanitarios (Kulikowska & Klimiuk, 2008).

La variación de la calidad de los llixiviados depende de aspectos relacionados con los rellenos sanitarios como (Visvanathan et al., 2004): *i*) características de los residuos dispuestos, *ii*) condiciones ambientales de la zona del relleno donde se está generando el llixiviado (humedad, temperatura, pH), *iii*) técnica de disposición (hileras, taludes, trincheras) y *iv*) método de muestreo y análisis de la muestra. De acuerdo con Kjeldsen et al. (2002), los contaminantes de los llixiviados producidos a partir de RSM, se pueden dividir en: *i*) materia orgánica disuelta (DQO, Carbono Orgánico Total - COT, Ácidos Grasos Volátiles – AGV's y compuestos húmicos y fúlvicos); *ii*) compuestos inorgánicos; *iii*) metales pesados y *iv*) compuestos orgánicos xenobióticos (Compuestos Orgánicos Volátiles – COV's, pesticidas, organoclorados).

Lee et al. (2010) señalan que la calidad de los llixiviados también se correlaciona con la edad de los residuos sólidos dispuestos en el relleno debido a que la degradación microbiana de los componentes orgánicos e inorgánicos de los residuos depende de la fase de degradación del relleno. Dada la alta variación y composición de los llixiviados, es necesario realizar estudios que permitan la caracterización adecuada de este tipo de sustratos complejos y así poder determinar las estrategias de tratamiento necesarias para contrarrestar en cierta medida los potenciales efectos tóxicos de las sustancias presentes en ellos (Bortolotto et al. 2009).

Según Lambolez et al. (1994), para determinar adecuadamente la toxicidad de cualquier llixiviado, se deben realizar

caracterizaciones químicas y toxicológicas. Autores como Thomas et al. (2009); Baderna et al. (2011) y Gajski et al. (2012) resaltan tres aspectos *i*) la falta de conocimiento de las características ambientales, ecotoxicológicas y toxicológicas de la mayoría de los contaminantes contenidos en llixiviados, *ii*) la importancia de entender su composición y *iii*) la necesidad de crear estrategias integradas para la evaluación de riesgos y hacer proyecciones sobre los efectos a largo plazo de un relleno sanitario.

Una manera más confiable de evaluar el potencial tóxico de un contaminante es mediante la aplicación de ensayos o test de toxicidad, utilizando organismos estandarizados para tal fin. Para evaluar la toxicidad de mezclas de elementos químicos en aguas superficiales, normalmente se utilizan organismos acuáticos como *Daphnia magna* y *Daphnia pulex* (Gaete & Paredes, 1996, Barata et al., 2006). Estos organismos se utilizan por su alta tasa de reproducción, fácil manipulación y sensibilidad a los contaminantes (Silva et al., 2003).

Estos microcrustáceos responden a un gran número de agentes tóxicos de naturaleza diversa, siendo una comunidad importante en el ecosistema acuático por el papel que cumplen al interior de la comunidad zooplanctónica, responsable de la transferencia de energía de un nivel a otro de la cadena trófica, como lo confirman estudios realizados por Törökné (2004) quien utilizó el método Daphtox-kit F™ con *Daphnia* para evaluar la toxicidad en muestras de agua contaminadas con diversos tóxicos. En el caso de los llixiviados, Cho et al. (2009) evaluaron la toxicidad de la estabilización de rellenos sanitarios llevada a cabo por métodos de oxidación química, utilizando los ensayos Microtox™, ToxScreen-II y DaphTox, encontrando que el uso de estos organismos presenta ventajas significativas financieras y logísticas, comparadas con otros organismos como los peces; Jemec et al. (2012) evaluaron mediante ensayos de toxicidad con Daphnidos la eficiencia de un tratamiento biológico para el tratamiento de llixiviados, igualmente, Kalka (2012) determinó la disminución de la toxicidad de una mezcla de agua residual doméstica mezclada con llixiviado tratada en un sistema de tratamiento biológico para evaluar su efectividad y Ribé et al. (2012) evaluando la biofiltración para el tratamiento de llixiviados. En este estudio se muestran los resultados de la evaluación de la influencia de la edad de los llixiviados sobre las características físico-químicas y sobre la ecotoxicidad causada en el organismo indicador *Daphnia pulex*.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Caracterización de los llixiviados

Los llixiviados fueron colectados en tres rellenos sanitarios regionales del departamento del Valle del Cauca - Colombia que reciben residuos sólidos municipales. Las muestras de llixiviados usadas en los ensayos de toxicidad, fueron tomadas teniendo en cuenta que el sitio de toma seleccionado en cada relleno sanitario, fuera representativo de una edad específica de generación de llixiviados como se muestra en la Tabla 1.

Las muestras de llixiviado fueron caracterizadas mediante la determinación de: pH, conductividad; contenido de materia orgánica: demanda química y bioquímica de oxígeno (DQO y DBO₅), carbono orgánico disuelto (COD); contenido de sólidos: sólidos suspendidos totales y volátiles (SST y SSV), sólidos totales y volátiles (ST y STV); contenido de

sales: dureza total y cálcica, alcalinidad, sulfatos y cloruros, fosfatos; formas de nitrógeno: nitrógeno total y amoniacal, nitratos y nitritos y sustancias tóxicas como metales pesados (hierro, manganeso, níquel, aluminio cadmio, zinc y plomo), BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xileno) y HAP's (hidrocarburos aromáticos policíclicos), siguiendo las metodologías APHA *et al.*, (2005).

Tabla 1. Descripción de los sitios de estudio

Sitio	Estado	Período de operación (años)	Edad del lixiviado(años)
Lixiviado Joven- LJ	Activo	5	5
Lixiviado Intermedio- LI	Activo	15	5-10
Lixiviado Maduro - LM	Clausurado	51*	>10

* Clausurado hace 5 años

2.2. Pruebas ecotoxicológicas con *Daphnia pulex*

En las pruebas ecotoxicológicas se utilizó como organismo indicador el microcrustáceo *Daphnia pulex*, estableciendo relaciones de concentración-respuesta bajo parámetros ambientales controlados según APHA *et al.*, (2005) para cada uno de los lixiviados colectados, empleando como parámetros de evaluación la LC_{50} expresada en UT – Unidades Tóxicas.

Se trabajó con cinco concentraciones por triplicado, exponiendo 10 neonatos de menos de 24 horas de nacidos en cada recipiente de prueba (Figura 1). Los neonatos fueron obtenidos de ejemplares adultos (hembras) previamente seleccionados y aislados en acuarios de vidrio con capacidad de 1 litro, con suficiente disposición de nutrientes y agua de dilución.

Con base en los resultados obtenidos en esta prueba, se estableció el rango de porcentajes de muestra para la prueba definitiva a 48 h de exposición, incluyéndose además la concentración correspondiente a la LC_{50} obtenida a partir de la prueba de sensibilidad con el tóxico de referencia ($K_2Cr_2O_7$) o control positivo a las 24 h y la prueba blanco o control negativo (Silva *et al.*, 2003) preparado con agua reconstituida (APHA *et al.*, 2005). Una vez obtenidos los rangos adecuados, se procedió a realizar varios bioensayos que permitieran calcular la LC_{50-48h} expresada en UT para cada lixiviado.

Para el análisis e interpretación de los resultados obtenidos en esta prueba de toxicidad, se empleó un método estadístico ajustado a las condiciones experimentales. Para este caso específico, se empleó el programa PROBIT versión 1.5, el cual es aplicado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA, 1990).

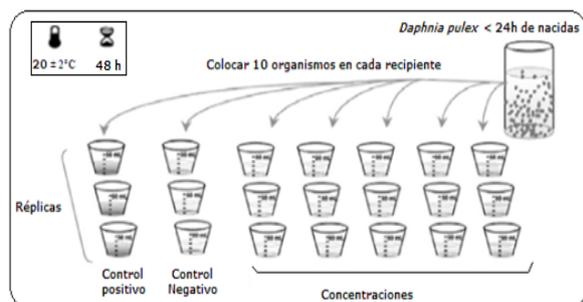


Figura 1. Procedimiento del montaje del bioensayo de toxicidad con *Daphnia pulex* Fuente: Castillo (2004)

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Caracterización de lixiviados

La Tabla 2 muestra los resultados de la caracterización físico-química de los lixiviados.

A partir de los resultados obtenidos se observa que en general los lixiviados estudiados corresponden a características de lo que diversos autores denominan típicas de acuerdo con la edad de los mismos (LJ: joven con < 5 años; LI: intermedio con un periodo de 5 a 10 años y LM: maduro con periodos mayores a 10 años respectivamente) (Kang *et al.*, 2002; Kulikowska & Klimiuk, 2008; Renou *et al.*, 2008; Shouliang *et al.*, 2008).

El pH mostró una tendencia a aumentar con la edad del lixiviado, comportamiento que va de acuerdo con la reducción en la concentración de AGV's, debido a que los rellenos sanitarios jóvenes se encuentran en fase acidogénica y se produce fermentación anaerobia que conduce a la liberación de grandes cantidades de AGV's, los cuales representan hasta el 95% de la materia orgánica presente, a diferencia de lo que sucede en rellenos sanitarios maduros, los cuales se encuentran o inician su fase metanogénica, transformando los AGV's en metano y dióxido de carbono (Tchobanoglous *et al.*, 1994; Kurniawan *et al.*, 2006; Renou *et al.*, 2008; Kheradmand *et al.*, 2010).

Parámetros como la conductividad, la alcalinidad y la dureza, tienen una relación directamente proporcional, ya que dependen de la presencia de iones en los lixiviados (Kang *et al.*, 2002). De esta manera, se observa cómo a medida que aumenta la edad del lixiviado, disminuye la dureza y la alcalinidad. Así mismo, se reduce la presencia de los iones bicarbonato, carbonato, magnesio y calcio, lo cual disminuye por tanto la movilidad iónica y se ve reflejado en valores menores de conductividad.

Con relación a las variables indicadoras de Materia Orgánica (DQO, DBO, y COD) se observó una tendencia a disminuir a medida que aumentaba la edad del lixiviado. La relación DBO/DQO también decreció significativamente de 0.53 para LJ y 0.16 para LI, a valores cercanos a 0.09 en LM, lo cual es indicativo de la disminución de la biodegradabilidad de los lixiviados con respecto a la edad. En términos del comportamiento del nitrógeno, tanto el total y amoniacal como los nitratos, exhiben un comportamiento claro, disminuyendo a medida que aumenta la edad del lixiviado sanitario, puesto que en los vertederos jóvenes ocurre la desaminación de los aminoácidos y la destrucción de compuestos orgánicos (Kulikowska & Klimiuk, 2008). Ziyang *et al.*, (2009) encontraron que la variación del Nitrógeno presente en celdas de diferente edad fue alta en los primeros 4 años y se podía estabilizar en los 8 años siguientes; la relación $NH_4^+ - N/NT$ decrecía también en el tiempo de un 97 a 56%, indicando que el porcentaje de otras especies como nitritos y nitratos se incrementan en los lixiviados maduros. Los autores recomiendan que debido a estas variaciones, tanto la materia orgánica como los compuestos de nitrógeno presentes en los lixiviados son especies importantes a tener en cuenta en estudios de los rellenos sanitarios.

Es importante notar, cómo los fenoles muestran la misma tendencia que otros parámetros como la materia orgánica. Por otro lado, no hay presencia cuantificable de contaminantes como HAP's y BTEX en los lixiviados estudiados, debido probablemente a que los residuos sólidos depositados en los diferentes rellenos sanitarios son de pro-

Tabla 2. Caracterización físico-química de los lixiviados

Parámetro	Unidades	LJ	LI	LM
pH	unid.	7,77-8,26	7,55-8,29	8,18-8,58
AGV's	meq L ⁻¹	70-295	70-100	45-62
Conductividad	mS cm ⁻¹	27,1-35,3	19,7-22,7	6,5-11,6
Alcalinidad (HCO ₃ ⁻)	mg CaCO ₃ L ⁻¹	14562-19122	8787-10296	1742-4230
Dureza total	mg CaCO ₃ L ⁻¹	2373-4324	1106-1863	882-577
Dureza cálcica	mg CaCO ₃ L ⁻¹	1026-1569	360-393	48-196
DQO	mg O ₂ L ⁻¹	9181-25455	4295-6638	1106-1794
DBO ₅	mg O ₂ L ⁻¹	9306-13391	670-992	88-103
DBO ₅ /DQO	-	0,53-0,55	0,15-0,16	0,05-0,09
COD	mg L ⁻¹	7051-7835	1310	455
Nitrógeno Total Kjeldal	mg L ⁻¹	2184-2492	1736-2016	476-706
Nitrógeno orgánico	mg L ⁻¹	224-588	196-420	74-224
NH ₃ tot	mg L ⁻¹	1904-1988	1540-1694	252-632
NH ₃ no-ionizado	mg L ⁻¹	65-198	30-184	53
NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	1762-1923	1501-1510	199-579
NH ₃ no-ionizado / NH ₃ tot	mg L ⁻¹	0,03-0,10	0,02-0,11	0,08-0,21
Nitritos	mg L ⁻¹	3,7-5,3	2,7-8,6	0,4-4,4
Nitratos	mg L ⁻¹	371-451	223-325	62-73
PO ₄ ³⁻	mg L ⁻¹	3,2-47,5	8,9-31,7	1,8-10,5
Sólidos Totales (ST)	mg L ⁻¹	22418-33796	12893-17950	5472-9345
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg L ⁻¹	247-981	97-288	90-160
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	mg L ⁻¹	22171-33228	12796-17775	5382-9185
Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	mg L ⁻¹	136-884	61-162	56-69
Cl ⁻	mg L ⁻¹	2266-4200	1398-1928	241
Ca ⁺²	mg L ⁻¹	411-629	144-157	19-79
Mg ⁺²	mg L ⁻¹	323-715	179-353	127-165
Sulfatos	mg L ⁻¹	26,8	73,8	20,1
Fe	mg L ⁻¹	33,59	5,78	4,32
Mn	mg L ⁻¹	2,730	0,397	<0.368
Cd	mg L ⁻¹	<0.041	<0.041	<0.041
Pb	mg L ⁻¹	<0.053	<0.053	<0.053
Ni	mg L ⁻¹	0,115-0,190	0,287-0,300	0,102-0,145
Zn	mg L ⁻¹	0,597-0,698	0,307-0,406	0,086-0,119
Al	mg L ⁻¹	1,072-1,272	<0.644	1,870-3,298
Fenoles	mg L ⁻¹	4,82-10,09	6,68	<0.012
BTEX	mg L ⁻¹	<0.0001	<0.0001	<0.0001
HAP's	mg L ⁻¹	<0.0001	<0.0001	<0.0001

cedencia urbana, los cuales normalmente aportan bajos niveles de estos contaminantes comparados con residuos industriales y también debido los cambios bioquímicos y procesos físico-químicos que incluyen la disolución, adsorción, precipitación, dilución, volatilización y otros que influyen en la calidad del lixiviado y que se llevan a cabo en forma natural en el relleno (Kulikouska & Klimuiuk, 2008).

3.2. Pruebas ecotoxicológicas con *Daphnia pulex*

Los resultados de los bioensayos de toxicidad aguda con *Daphnia pulex* se muestran en la Tabla 3 y la Figura 2.

Se observa que la LC₅₀ y las UT presentan un comportamiento inversamente proporcional respecto de la edad del lixiviado, lo que puede estar asociado a los niveles de materia orgánica (Isidori *et al.*, 2003), dureza, conductividad, alcalinidad y cloruros. Adicionalmente, los lixiviados estudiados exhiben una presencia significativa de nitrógeno, el cual ha sido considerado uno de los contaminantes más importantes de los lixiviados, siendo sutotoxicidad asociada a la forma no ionizada (amoníaco), ya que su elevada solubilidad en lípidos facilita su paso a través de las membranas biológicas, causando daños en las superficies respiratorias (Alonso, 2006).

A pesar de que en los tres lixiviados existe una presencia significativa de Ni, Zn y Al, estas concentraciones son

menores a las reportadas por autores como Seco *et al.*, (2003), quienes encontraron que la LC_{50-48h} para metales como Ni y Zn son de 10,64 y 11,56 mg L⁻¹, respectivamente. Con relación a los BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno, y xileno) y HAP's (hidrocarburos aromáticos policíclicos), éstos no fueron detectables en los lixiviados y los fenoles presentaron concentraciones menores a 25 mg L⁻¹ de fenol, valor que de acuerdo por Tisler *et al.*, (1997) causa efectos tóxicos a una LC_{50-48h} en *D. Magna*.

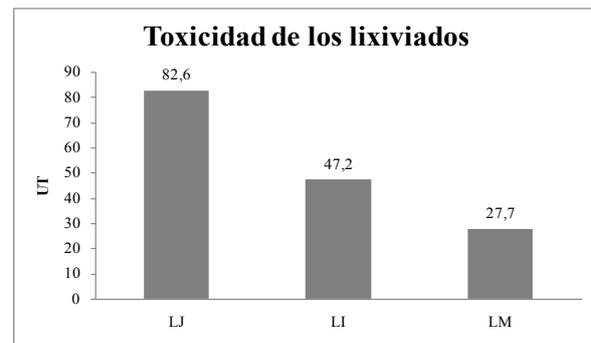


Figura 2. Comparación de la toxicidad entre lixiviados

Tabla 3. Resumen de la evaluación de la toxicidad de los tres lixiviados

Número de Bioensayos	Muestras					
	LIXIVIADO JOVEN -LJ		LIXIVIADO INTERMEDIO-LI		LIXIVIADO MADURO-LM	
	LC ₅₀ (%v/v)	Límites de confianza 95%	LC ₅₀ (% v/v)	Límites de confianza 95%	LC ₅₀ (%v/v)	Límites de confianza 95%
1	1,20	1,06 - 1,29	1,92	1,67 - 2,15	3,60	3,10 - 4,07
2	1,18	1,05 - 1,27	2,19	2,05 - 2,30	3,44	2,93 - 3,89
3	1,21	1,05 - 1,39	1,95	1,78 - 2,08	3,80	3,17 - 4,44
4	1,26	0,92 - 1,40	1,93	1,64 - 2,18		
5	1,05	0,86 - 1,14	2,39	2,20 - 2,54		
6	1,36	1,08 - 4,17	2,34	2,19 - 2,62		
Promedio (LC₅₀)		1,21		2,12		3,61
Promedio (UT)*		82,6		47,2		27,7
Desviación estándar		0,1016		0,2150		0,1804
C.V (%)		8,4		10,1		5,0

* Donde UT son unidades tóxicas, como $UT = 100/(\%) LC_{50}$ (Pivato & Gaspari, 2006)

4. CONCLUSIONES

Los resultados de los parámetros físico-químicos analizados para los tres lixiviados estudiados, mostraron importantes relaciones entre la edad del lixiviado y las variaciones de sus características, encontrándose en general una disminución en su valor al aumentar la edad de los mismos.

Los ensayos de toxicidad aguda con *Daphnia pulex* mostraron cómo la edad del lixiviado y la toxicidad, guardan una relación inversamente proporcional, encontrándose valores de LC₅₀ en promedio, con el límite de confianza (95%) y el valor de UT de 1.21 y 1.08-4.17% V/V y 82,6 respectivamente, para el lixiviado joven (LJ); 2.12, 2.19-2.62 %V/V y 47.2 respectivamente para el lixiviado intermedio (LI) y 3.61, 3.17-4.44 % V/V, 27.7 respectivamente para el lixiviado maduro (LM), lo que ratifica la importancia de caracterizar cuidadosamente cada tipo de lixiviado debido a la variación en sus características y realizar pruebas ecotoxicológicas para determinar su potencial efecto tóxico.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar sus agradecimientos a Colciencias por la financiación de este proyecto, Emily Rivera-Laguna en la modalidad de beca-pasantía de Jóvenes Investigadores e Innovador "Virginia Gutiérrez de Pineda" y a la Universidad del Valle por la financiación del proyecto "Evaluación de la influencia de la edad de rellenos sanitarios municipales sobre la composición y toxicidad de los lixiviados".

6. BIBLIOGRAFIA

- ALONSO, A. 2006. Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. *Ecosistemas*, 15, 101-105.
- APHA, AWWA & WEF. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, *American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation*, 21 st ed. Washington DC.
- BADERNA, D., MAGGIONI, S., BORIANI, E., GEMMA, S., MOLteni, M., LOMBARDO, A., COLOMBO, A., BORDONALI, S., ROTELLA, G., LODI, M. & BENFENATI, E. 2011. A combined approach to investigate the toxicity of an industrial landfill's leachate: Chemical analyses, risk assessment and in vitro assays. *Environmental Research*, 111, 603-613.
- BARATA C., D. J. BAIRD, A. J. NOGUEIRA, A. M. SOARES & M. C. RIVA. 2006. Toxicity of binary mixtures of metals and pyrethroid insecticides of *Daphnia magna* Straus. Implications for multi-substance risks assessment. *Aquatic Toxicology*, 78: 1-14.
- BORTOLOTTI, T., BERTOLDO, J. B., SILVEIRA, F. Z. D., DEFAVERI, T. M., SILVANO, J. & PICH, C. T. 2009. Evaluation of the toxic and genotoxic potential of landfill leachates using bioassays. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 28, 288-293.
- CASTILLO, G., DÍAZ, M., PICA, Y., RONCO, A., SOBREIRO, C., & BULUS, G. (2004). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas*. Ciudad de Mexico: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- CHARLES, W., WALKER, L. & CORD-RUWISCH, R. 2009. Effect of pre-aeration and inoculum on the

- start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 100, 2329-2335.
8. CHO, E., TAMEDA, K., HANASHIMA, M., YAMADA, T. & HIGUCHI, S. 2009. Toxicological evaluation of the chemical oxidation methods for landfill stabilization. *Waste Management*, 29, 1006-1011.
 9. GAETE, H. y K. PAREDES. 1996. Toxicidad de mezclas de contaminantes químicos sobre el Cladocero *Daphnia magna*. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 12, 23-28.
 10. GAJSKI, G., OREŠ ANIN, V. & GARAJ-VRHOVAC, V. 2012. Chemical composition and genotoxicity assessment of sanitary landfill leachate from Rovinj, Croatia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 78, 253-259.
 11. ISIDORI, M., LAVORGNA, M., NARDELLI, A. & PARRILLA, A. 2003. Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach. *Chemosphere* 52, 85-94.
 12. JEMEC, A., TIŠLER, T. & ŽGAJNAR-GOTVAJN, A. 2012. Assessment of Landfill Leachate Toxicity Reduction After Biological Treatment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 62, 210-221.
 13. KALKA, J. 2012. Landfill leachate toxicity removal in combined treatment with municipal wastewater. *The Scientific World Journal*, 2012.
 14. KANG, K., SHIN, H.S. & PARK, H. 2002. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. *Water Research*, 36, 4023-4032.
 15. KHERADMAND, S., KARIMI-JASHNI, A., & SARTAJ, M. (2010). Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system. *Waste Management*, 1025-1031.
 16. KJELDSEN, P., BARLAZ, M. A., ROOKER, A. P., BAUN, A., LEDIN, A. & CHRISTENSEN, T. H. 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32, 297-336.
 17. KULIKOWSKA, D. & KLIMIUK, E. 2008. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, 99, 5981-5985.
 18. KURNIAWAN, T., LO, W.-H., & CHAN, G. 2006. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 80-100.
 19. LAMBOLEZ, L., VASSER, P., FERARD, JF. & GISBERT, T. 1994. The environmental risks of industrial waste disposal: an experimental approach including acute and chronic toxicity studies. *Ecotox Environ Saf*, 28:317-328.
 20. LEE, A.H., NIKRAZ, H. & HUNG, Y.T. 2010. Influence of Waste Age on Landfill Leachate Quality. *International Journal of Environmental Science and Development*. 1, 347-350.
 21. PIVATO, A. & GASPARI, L. 2006. Acute toxicity test of leachates from traditional and sustainable landfills using luminescent bacteria. *Waste management*, 26, 1148-55.
 22. RENOU, S., GIVAUDAN, J.G., POULAIN, S., DIRAS-SOUYAN, F. & MOULIN, P. 2008. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150 468-493.
 23. RIBÉ, V., NEHRENHEIM, E., ODLARE, M., GUSTAVSSON, L., BERGLIND, R. & FORSBERG, Å. 2012. Ecotoxicological assessment and evaluation of a pine bark biosorbent treatment of five landfill leachates. *Waste Management*, 32, 1886-1894.
 24. SECO, J. I., FERNÁNDEZ-PEREIRA, C., & VALE, J. 2003. A study of the leachate toxicity of metal-containing solid wastes using *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56, 339-350.
 25. SHOULIANG, H., BEIDOU, X., HAICHAN, Y., LIANS-HENG, H., SHILEI, F. & HONGLIANG, L. 2008. Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages. *J. Environ. Sci.* 20, 492-498.
 26. SILVA, J., G. TORREJON, E. BAY-SCHMITH & A. LARRAIN. 2003. Calibración de bioensayo de toxicidad aguda con *Daphnia pulex* (crustacea, Cladocera) usando tóxico de referencia. *Gayana*, 67(1): 87-96.
 27. SSPD - SUPERINTENDENCIA DE SERVICIOS PÚBLICOS DOMICILIARIOS. 2010. Situación de la disposición final de los residuos sólidos en Colombia. Diagnóstico 2009. Bogotá D.C.: La Superintendencia. 65 p.
 28. TCHOBANOGLOUS, G., THEISEN, H. & VIGIL, S. 1994. Gestión integral de residuos sólidos. Ciudad de México. McGraw-Hill/ Interamericana de España S.A.
 29. THOMAS, D.J.L., TYRREL, S.F., SMITH, R. & FARRROW, S. 2009. Bioassays for the evaluation of landfill leachate toxicity. *Journal of Toxicology and Environmental Health*. Part B 12, 83-105.
 30. TISLER, T., & ZAGORC-KONCAN, J. 1997. Comparative Assessment of Toxicity of Phenol, Formaldehyde, and Industrial Wastewater to Aquatic. *Water, Air, and Soil Pollution*, 97, 315-322.
 31. TÖRÖKNÉ, A. 2004. Sensitivity evaluation of the Daphtoxkit and Thamnotoxkit microbiotests on blind samples. *Journal of Applied Toxicology*, 24, 323-326.
 32. TROSCHINETZ, A. M. & MIHELICIC, J. R. 2009. Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Management*, 29, 915-923.
 33. USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1990. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organism. Fourth Edition. Report 600/4-90/027F.
 34. USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2000. Biosolids technology fact sheet. EPA 832-F-00-061. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., USA.
 35. VISVANATHAN, C., TRÄNKLER, J., GONGMING, Z., NAIR, L., SANKARAN, S., KURUPARAN, P., NORBU, T. & SHAPKOTA, P. (2004). State of the Art Review: Landfill Leachate Treatment. *En: TECHNOLOGY*, A. I. & UNIVERSITY, T. (eds.). Shanghai.
 36. ZIYANG, L., ZHAO, Y., YUAN, T., SONG, Y., CHEN, H., ZHU, N., & HUAN, R. (2009). Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages. *Science of the Total Environment*, 407, 3385-3391.