

DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN LETAL MEDIA (CL₅₀) DE CUATRO DETERGENTES DOMÉSTICOS BIODEGRADABLES EN *Laeonereis culveri* (WEBSTER 1879) (POLYCHAETA: ANNELIDA)

Russell Giovanni UC-PERAZA* y Víctor Hugo DELGADO-BLAS

Laboratorio de Suelos, División de Ciencias e Ingeniería, Universidad de Quintana Roo, Apartado Postal 10, Chetumal 77019, Quintana Roo, México

*Autor responsable; russ_net42@hotmail.com

(Recibido diciembre 2010, aceptado noviembre 2011)

Palabras clave: *Laeonereis culveri*, poliquetos, ecotoxicidad, sulfonato de alquilbenceno lineal, bioensayos, tensoactivos aniónicos

RESUMEN

Se determinó experimentalmente la toxicidad de cuatro formulaciones de detergentes domésticos biodegradables (Roma®, Foca®, Puro-Sol® y Blanca Nieves®), empleando a *Laeonereis culveri* (Webster 1879) como organismo de prueba. Se utilizó el método Probit para la determinación de la CL₅₀ de la fórmula e ingrediente activo sulfonato de alquilbenceno lineal (LAS), con un intervalo de confianza de 95 %. Los resultados obtenidos mostraron que *Laeonereis culveri* al ser expuesto a los detergentes, presentó el siguiente orden de sensibilidad, de acuerdo con la CL₅₀-48 h: Foca® (fórmula: 59.56; LAS: 12.88 en ppm) > Blanca Nieves® (fórmula: 70.79; LAS: 13.03 en ppm) > Roma® (fórmula: 89.12; LAS: 13.48 en ppm) > Puro-Sol® (fórmula: 91.83; LAS: 14.12 en ppm). Con respecto a la toxicidad de las cuatro formulaciones de detergentes y de los diferentes niveles de concentración utilizados sobre *Laeonereis culveri*, se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$). El cociente de riesgo (CR) en todos los casos fue mayor a 1, lo que indica que existe cierta probabilidad de que los detergentes biodegradables ocasionen daño a los organismos que viven en el sedimento y por consiguiente al ecosistema entero. Se propone a *Laeonereis culveri* como herramienta para la evaluación de riesgos ambientales por detergentes domésticos.

Key words: *Laeonereis culveri*, polychaeta, ecotoxicity, linear alkylbenzene sulfonate, bioassays, anionic surfactants

ABSTRACT

The toxicity of four formulations of biodegradable household detergents was experimentally tested (Roma®, Foca®, Puro-Sol® and Blanca Nieves®), using *Laeonereis culveri* (Webster 1879) as test organism. The Probit method was used to determine the LC₅₀ of the formula and the active ingredient from Linear Alkylbenzene Sulfonate (LAS), with a confidence level of 95 %. The results obtained showed that *Laeonereis culveri* when exposed to the detergents, had the following order of sensitivity according to the test LC₅₀-48 h: FOCA®(formula: 59.56; LAS: 12.88 ppm) > Blanca Nieves® (formula: 70.79; LAS: 13.03 ppm) > Roma® (formula: 89.12; LAS: 13.48 ppm) > Puro-Sol® (formula:

91.83; LAS: 14.12 ppm). Significant differences were found ($p < 0.05$) in relation to the toxicity of the four detergent formulations and also according to the different concentrations. The risk quotient (RQ) in all cases was higher than 1, suggesting that biodegradable detergents can cause damage to living organisms in the sediment and consequently to the entire ecosystem. This species is proposed as a tool for environmental risk assessment for household detergents.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad la contaminación de los ecosistemas acuáticos se ha incrementado de manera alarmante debido a las descargas de aguas residuales no tratadas de origen urbano e industrial. Asociados a estos vertidos se encuentran contaminantes orgánicos como los detergentes, cuya presencia en el medio receptor puede ocasionar problemas de toxicidad a la biota acuática.

Los detergentes ocasionan varios impactos sobre el ambiente como es la eutrofización, debido a los altos niveles de fósforo procedentes del tripolifosfato, principal ingrediente de las formulaciones detergentes. Además, pueden aumentar los niveles de cloro y de compuestos organoclorados; algunos posiblemente de carácter tóxico y carcinógeno (Lechuga 2005). También causan problemas de espuma en aguas superficiales, lagos, ríos y plantas depuradoras de aguas residuales (Romero 1996), ocasionando interferencia en el proceso de mezcla del oxígeno atmosférico con el agua y disminución del oxígeno disuelto, dificultando el proceso de floculación y disminuyendo la tensión superficial. Entre otros compuestos de la formulación de los detergentes, algunos son tóxicos y otros no; aun así, pueden actuar de manera sinérgica alcanzando su potencial tóxico al grado de producir efectos agudos o subletales, por lo que se vería reflejado en la supervivencia, crecimiento, comportamiento o reproducción de los organismos que habitan el sistema acuático.

La biodegradabilidad de los detergentes domésticos es muy variable (Temara *et al.* 2001), ya que depende de la estructura química del ingrediente activo. Los detergentes fabricados con LAS son biodegradables en condiciones aeróbicas pero resistentes en condiciones anaeróbicas.

Actualmente, los tensoactivos más utilizados en la fabricación de detergentes son los aniónicos LAS o ácido dodecilbenceno sulfónico lineal, los cuales comprenden más del 40 % de todos los tensoactivos utilizados (Scout y Jones 2000), mientras que el resto son no iónicos, catiónicos y anfóteros. Por ello, la elección de los detergentes de tipo LAS como contaminante objeto de estudio, es debido a la

frecuencia de incorporación a las aguas de los vertidos domésticos e industriales a consecuencia de los altos niveles de producción global, su bajo costo y utilización, existiendo un peligro potencial de afectar negativamente la biota acuática.

Los bioensayos ecotoxicológicos en el laboratorio son una herramienta esencial, ya que con un determinado organismo y el uso de testigos se puede predecir el efecto de las sustancias químicas tóxicas (Iannacone *et al.* 2003). Los riesgos ecológicos por lo general son juzgados basándose en el efecto sobre los organismos, las poblaciones o la comunidad, utilizando respuestas como la concentración letal media (CL_{50}), calculados a partir de bioensayos ecotoxicológicos (Iannacone y Alvariño 2002), sin embargo también existen los biomarcadores que pueden ser evaluados a diferentes niveles de organización: bioquímico, molecular, celular, histológico, individual, poblacional y de comunidad.

En el presente estudio se utilizó como especie de prueba a *Laeonereis culveri* perteneciente a la familia Nereididae (Lamarck 1818) que es una de las más importantes dentro de la clase Polychaeta (Grube 1850), debido a su diversidad y abundancia en prácticamente todos los sustratos marinos, de igual forma son considerados monitores del ambiente, dado que son indicadores de la calidad del agua (de León 1997). Además, son de gran importancia ecológica por su tipo de alimentación y amplia distribución geográfica en la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México (Delgado-Blas *et al.* 2011). Así mismo, forman parte de la dieta de peces de importancia económica y macroinvertebrados bentófagos de la región, por lo que estos organismos son relativamente fáciles de muestrear. El objetivo principal del presente estudio es contribuir a un mayor conocimiento sobre el impacto de los detergentes de tipo LAS en el medio acuático de la región, determinando la CL_{50} , el grado de toxicidad y el riesgo ecológico mediante bioensayos ecotoxicológicos con el poliqueto *L. culveri*, con el fin de que las instituciones encargadas cuenten con la información y adopten medidas de previsión pertinentes para el cuidado de la calidad del agua y la vida acuática de la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se colectaron organismos adultos de *Laeonereis culveri* a 0.5 m de profundidad, con la ayuda de un nucleador (30 cm de longitud y 10 cm de diámetro interno) y un tamiz con una abertura de malla de 1 mm en la Bahía de Chetumal (18°29'N, 88°17'O), Q. Roo, México, en zona sin descarga de aguas residuales. Posteriormente los poliquetos fueron trasladados al laboratorio en un vial cada uno con agua del sitio de muestreo, con la finalidad de no saturar cada vial y estresar a los organismos, ni fragmentarlos. También, con el nucleador se extrajo sedimento y se transportó en bolsas de plástico selladas para ser utilizado en la aclimatación y en los bioensayos. En el laboratorio se procedió a la selección de los organismos con un tamaño de 15 a 20 mm y que no estuvieran dañados (fragmentados, con coloración pálida y con poco movimiento). Se identificó a la especie de estudio mediante un microscopio estereoscópico y un microscopio óptico utilizando las claves de González y Salazar (2002); posteriormente se colocaron en peceras de vidrio (3 L de capacidad de agua) aireadas, con agua y sedimento del sitio de muestreo, conservándolos a temperatura de laboratorio ($25 \pm 1^\circ\text{C}$), ciclo de luz oscuridad natural, donde se aclimataron por 2 días previos a los bioensayos (APHA 1992). En el período del tratamiento y prueba, no se les proporcionó alimento a los organismos. En el **cuadro I** se pueden observar los parámetros fisicoquímicos que fueron medidos en los bioensayos.

El sedimento utilizado (arena fina y materia orgánica: 1.9 %) en las pruebas ecotoxicológicas fue tamizado con una abertura de malla de 0.5 mm para extraer los posibles organismos que pudieran estar presentes en la muestra. Por último, fue refrigerado a 4 °C durante 48 h para evitar posibles reacciones de oxidación y reducción de bacterias y además para eliminar algún otro organismo no deseado.

Los detergentes comerciales biodegradables utilizados fueron: Roma®, Foca®, Puro-Sol® y Blanca Nieves®. En todos los casos el ingrediente activo de

la mezcla compleja de los tensoactivos homólogos e isómeros es el sulfonato de alquilbenceno lineal, con una longitud media de la cadena alquil de C_{11.8}, que corresponde a los tensoactivos llamados blandos o LAS. Para cada detergente se preparó una solución madre al 0.3 % (3g) del producto en 1 L de agua destilada. A partir de esta solución se prepararon las diferentes concentraciones nominales para los ensayos ecotoxicológicos, las cuales corresponden a la fórmula del detergente; previamente se realizó una prueba exploratoria donde la concentración más alta (donde se detectó el 86.67 % de mortalidad de los organismos expuestos) se multiplicó por un factor constante (0.5) para obtener las concentraciones uniformemente espaciadas dentro de una escala logarítmica (APHA 1992), las cuales fueron: 15.62, 31.25, 62.5, 125, 250 ppm. Posteriormente, para determinar el LAS en éstas últimas concentraciones nominales se determinó la sustancia activa al azul de metileno (SAAM), mediante el método de análisis establecido en la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-039-SCFI-2001.

Para la preparación de los bioensayos se utilizó un testigo y cinco concentraciones nominales, cada uno con tres réplicas. Así como también, del sedimento previamente tratado se extrajo 100 g para cada réplica, manteniendo un espesor de 5 mm y un volumen total de 2 L (agua salina y solución tóxica). La capacidad de las peceras fue de 10 x 15 x 22 cm. Posteriormente, se procedió a colocar 10 organismos de *Laeonereis culveri* en cada réplica, tomados al azar, empleando un total de 180 organismos por cada cámara de bioensayos.

En cada cámara de bioensayo se realizaron lecturas de mortalidad a la 1, 2, 4, 8, 18, 24, 36 y 48 h de exposición. Se consideraron muertos a los organismos con las siguientes características: coloración pálida, hinchados y que yacían inmóviles en la superficie del sedimento (APHA 1992). Tan pronto como se detectaron los organismos muertos, fueron retirados. El criterio de aceptación de las pruebas fue la tolerancia de los grupos testigo mayor a 90 %.

CUADRO I. PROMEDIO Y ERROR ESTÁNDAR DE LOS PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS DEL AGUA CON LOS DIFERENTES DETERGENTES DURANTE LOS BIOENSAYOS

Detergente	Temperatura (°C)	Oxígeno disuelto (mg/l)	pH
Roma®	25.30 ± 0.03	7.78 ± 0.08	7.88 ± 0.05
Foca®	26.03 ± 0.11	8.03 ± 0.16	7.91 ± 0.08
Puro-Sol®	25.73 ± 0.07	8.18 ± 0.14	7.89 ± 0.05
Blanca Nieves®	25.53 ± 0.04	8.01 ± 0.08	7.81 ± 0.09

Los valores de la CL_{50} y sus intervalos de confianza al 95% fueron calculados a través del método Probit mediante análisis gráfico (APHA 1992). El procedimiento fue el establecido mediante el protocolo aprobado por la normatividad nacional, a través de la Norma Mexicana NMX-AA-087-1995-SCFI. Los resultados obtenidos se graficaron como curvas de regresión probit empírico contra log de la concentración mediante el programa Microsoft Office Excel® 2003, con sus respectivos límites de confianza.

Siguiendo con el procedimiento de la Norma Mexicana NMX-AA-087-1995-SCFI se calcularon las unidades de toxicidad aguda (UT) en detergentes, cuyo valor se calcula a partir de la CL_{50} , con la siguiente fórmula:

$$UT = (1 / CL_{50}) \times 100$$

La clasificación del grado de toxicidad de los detergentes se presenta en el **cuadro II**.

CUADRO II. CLASIFICACIÓN DE TOXICIDAD BASADA EN UNIDADES DE TOXICIDAD

Clasificación	Unidades de Toxicidad
Muy tóxico	> 4
Tóxico	2 – 4
Moderadamente tóxico	1.33 – 1.99
Ligeramente tóxico	< 1.33

Fuente: Saldaña *et al.* 2002.

Para el análisis de los datos obtenidos de las pruebas de toxicidad aguda, se aplicó previamente un análisis exploratorio (estadística descriptiva), con la finalidad de conocer el comportamiento general de los datos. Se procedió a aplicar el análisis de varianza (ANOVA) de dos vías (marca y concentración de detergente), con un diseño de bloques completo al azar, con el propósito de analizar las diferencias entre las cuatro marcas de detergentes evaluados y las diferencias entre las concentraciones, considerando como variable de respuesta la mortalidad de *L. culveri* a 48 h de exposición a los detergentes de tipo LAS. El nivel de confianza considerado para este trabajo fue del 95 %.

La caracterización del riesgo ecológico correspondiente a la fase final del presente estudio, se realizó sobre la base de la integración de los datos de laboratorio y estimaciones teóricas de posibles efectos. Se utilizó el método recomendado por APHA, donde se divide la concentración prevista en el ambiente (CPA), entre la concentración que produce un efecto ambiental inaceptable (CENP) (León 2006). El riesgo

de detergentes en sistemas acuáticos es calculado como cociente de riesgo (CR=CPA/CENP), que es empleado como un indicador de riesgo y se trata de una expresión cualitativa (Varela 2005). La CPA en sedimentos es de 5.3 mg/kg (Sánchez 2007).

Un cociente de riesgo mayor o igual a 1 indica que hay probabilidad de que los detergentes causen daño en el ecosistema. La relación entre ambas se toma como una medida de la probabilidad de que ocurrirá un daño.

RESULTADOS

Los resultados de los parámetros fisicoquímicos del agua de los tratamientos se presentan en el **cuadro I**. La salinidad fue el único parámetro que se mantuvo constante a 10 ppm en todos los bioensayos.

Los valores obtenidos de las pruebas de toxicidad aguda de los cuatro detergentes muestran que no hubo mortalidad en los controles durante las 48 h que duró la prueba. Se observa, en el **cuadro III**, que a partir de las concentraciones nominales de LAS de 9.37 ppm en el caso de Roma®, 13.75 ppm de Foca®, 9.35 ppm de Puro-Sol® y 11.5 ppm de Blanca Nieves®, se presenta más del 50 % de mortalidad. El detergente Foca® presenta el mayor porcentaje de mortalidad en comparación con los otros detergentes.

En el **cuadro IV** se presentan los valores de toxicidad aguda obtenidos del método Probit, el cual corresponde a la fórmula del detergente y su equivalente en LAS, con sus respectivos intervalos de confianza. En el caso del detergente Foca® se observa el valor de la CL_{50} tanto de la fórmula como la del ingrediente activo LAS (59.56 y 12.88) que fueron menores en comparación con los demás detergentes.

Se realizó el análisis estadístico descriptivo de los datos obtenidos de mortalidad de las cuatro pruebas ecotoxicológicas, registrándose una varianza de 10.27 y con una desviación estándar de 3.21. Al realizar el análisis de la variable dependiente (número de organismos muertos), ésta presentó una distribución normal (Kolmogorov-Smirnov $d = 0.112$, $0.05 < p < 0.10$). En cuanto al comportamiento normal de la variable dependiente con relación a los diferentes niveles de concentración y a las cuatro marcas de detergentes a los que fueron expuestos los organismos, los valores recaen dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal.

En el análisis estadístico (ANOVA), se encontraron diferencias significativas entre la mortalidad obtenida en las cuatro marcas de detergentes ($F = 6.4285$;

CUADRO III. RESULTADOS DE TOXICIDAD EN LAS TRES RÉPLICAS DE LOS CUATRO DETERGENTES BIODEGRADABLES A 48 h

Detergente	LAS (ppm)	No. de organismos muertos por concentración	Mortalidad (%)
Roma®	37.5	23	77
	18.75	21	70
	9.37	16	53
	4.69	3	10
	2.34	1	3
	Testigo	0	0
Foca®	55	25	83
	27.5	22	73
	13.75	17	57
	6.87	10	33
	3.43	4	13
	Testigo	0	0
Puro-Sol®	38.2	22	73
	19.1	20	67
	9.55	16	53
	4.78	4	13
	2.38	1	3
	Testigo	0	0
Blanca Nieves®	46	24	80
	23	21	70
	11.5	18	60
	5.75	8	27
	2.87	2	7
	Testigo	0	0

CUADRO IV. VALORES DE CL₅₀ E INTERVALOS DE CONFIANZA

Detergente	CL ₅₀ (ppm)		Intervalo de confianza (95 %)
	Fórmula	LAS	
Roma®	89.12	13.48	± 20.18
Foca®	59.56	12.88	± 3.25
Puro-Sol®	91.83	14.12	± 12.32
Blanca Nieves®	70.79	13.03	± 5.48

p<0.05). También se logró analizar, de forma general, el comportamiento de las concentraciones en los cuatro detergentes y el análisis de varianza demostró que sí existen diferencias significativas entre la mortalidad de los diversos niveles de concentración ($F = 283.4342$; p<0.05). Por último, no se encontraron diferencias significativas (p>0.05) entre las réplicas en los cuatro detergentes.

En la estimación del grado de toxicidad de los cuatro detergentes de tipo LAS, se obtuvieron los resultados en unidades de toxicidad y su clasificación tóxica a partir de los valores de la CL₅₀ del resultado de los bioensayos ecotoxicológicos a 48 h (**cuadro V**).

CUADRO V. CLASIFICACIÓN TÓXICA DE LOS DETERGENTES DE TIPO LAS EN *Laeonereis culveri*

Detergente	Unidades de toxicidad	Clasificación
Roma®	1.12	Ligeramente tóxico
Foca®	1.67	Moderadamente tóxico
Puro-Sol®	1.08	Ligeramente tóxico
Blanca Nieves®	1.41	Moderadamente tóxico

El máximo grado corresponde a Foca® y Blanca Nieves® en el rango de moderadamente tóxico (1.33 – 1.99), seguido de Roma® y Puro-Sol® que resultaron ligeramente tóxicos (UT < 1.33). Esto sugiere que no se descarta la posibilidad de que los cuatro detergentes podrían ocasionar problemas de toxicidad a los organismos del sistema acuático.

El cálculo del cociente de riesgo fue, en todos los casos, superior a 1. Estos valores se encuentran indicados en el **cuadro VI**. Se puede observar que el valor mínimo del cociente de riesgo corresponde al detergente Puro-Sol® (5.7) y el máximo para el detergente Foca® (8.8).

CUADRO VI. RIESGO AMBIENTAL DE LOS DETERGENTES COMO COCIENTE DE RIESGO EN SEDIMENTO

Detergente	§CENP (CL ₅₀ /100)	δCR
Roma®	0.8912	5.9
Foca®	0.5956	8.8
Puro-Sol®	0.9183	5.7
Blanca Nieves®	0.7079	7.4

§CENP: concentración de efectos no predecibles

δCR: cociente de riesgo

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La evaluación ecotoxicológica de las cuatro marcas de detergentes de tipo LAS (Roma®, Foca®, Puro-Sol® y Blanca Nieves®) en *Laeonereis culveri*, ha resultado de gran interés, ya que los datos del presente estudio muestran que el grado de toxicidad de los detergentes va en una escala de ligeramente tóxico a moderadamente tóxico (**Cuadro V**). Existe el riesgo de que estos detergentes causen efectos adversos a

los organismos del sistema acuático, en especial al bentos, ya que por sus características de locomoción y alimentación son más vulnerables, debido a que el activo LAS al precipitarse se adhiere a la materia orgánica, a los sólidos suspendidos, disueltos u otros microorganismos de los cuales se alimentan. De igual manera Temara *et al.* (2001), indican que los tensoactivos son ingredientes potencialmente peligrosos para la fauna acuática, dado que los detergentes están constituidos por tensoactivos de origen natural o sintético, agentes reforzadores, inhibidores de corrosión, agentes auxiliares, blanqueadores y perfumes (León 2006). De todos los ingredientes, los tensoactivos y los agentes reforzadores con polifosfatos son los más peligrosos, los primeros por ser muy tóxicos para organismos acuáticos (Pettersson *et al.* 2000), ya que su modo de acción es amplio, debido a su carácter anfifílico y a sus propiedades de solubilización de membranas y disrupción endocrina, entre otras (Rondón *et al.* 2007). Los agentes reforzadores con polifosfatos pueden ser peligrosos porque los productos resultantes de su hidrólisis contienen fósforo, que se halla implicado en procesos de eutrofización de lagos y embalses (Varó 1996).

La respuesta de toxicidad de los cuatro detergentes en términos de CL₅₀ a 48 h de exposición en *L. culveri*, presentó una variación de 59.56 a 91.83 ppm. Si lo comparamos con el estudio realizado por Pettersson *et al.* (2000) donde determinaron la toxicidad aguda de 25 detergentes comerciales de tipo LAS, sobre el cladócero *Daphnia magna* a 48 h de exposición, encontraron que la CL₅₀ varió de 4 a 85 ppm. En nuestro estudio sólo dos (Foca® y Blanca Nieves®) de los cuatro detergentes evaluados presentaron valores dentro del intervalo con este cladócero, esto es debido a que *L. culveri* es más tolerante a concentraciones más altas que *D. magna*.

Durante los bioensayos, se observó una disminución en la mortalidad de *L. culveri* después de las 24 h de exposición a los detergentes. Esta observación coincide con el estudio realizado por Buhl y Steven (2000), donde la mayor mortalidad de peces ocurre en las primeras 24 h de exposición a los detergentes. Esto se debe a la alta biodegradabilidad aeróbica de los detergentes basados en tensoactivos aniónicos lineales, ya que la molécula LAS presenta alta biodegradabilidad aeróbica, degradándose con la carboxilación del grupo terminal metilo por medio de una serie de β -oxidaciones formando cadenas cortas de ácidos sulfofenilos (SPC) (Argese *et al.* 1994). Este proceso parece ser el responsable de la marcada reducción de la surfactancia potencial de bioacumulación y toxicidad de la molécula LAS

(Lewis 1986). Además, su corto tiempo de vida media de aproximadamente una a tres semanas, podría disminuir el peligro de acumulación en la biota, en el agua y en el sedimento (Jensen 1999). En general, los tensoactivos aniónicos de cadena lineal suelen presentar mayor toxicidad aguda que los de cadena ramificada, si bien esto es compensado por una mayor biodegradabilidad de los primeros (Kimerle y Swisher 1977). Por último, existe una relación entre la biodegradabilidad y la toxicidad, debido a que los productos más tóxicos resultan ser los más fácilmente biodegradables (Lechuga 2005).

Los resultados de los bioensayos pueden ser modificados por parámetros físicos como la temperatura, la concentración de oxígeno y parámetros químicos como el pH (Malagrino y Rocha 1987). En el presente estudio los valores de temperatura, oxígeno y pH presentaron variaciones (25 ± 1 °C, el oxígeno disuelto fue de 5.96 a 9.16 mg/L y para el pH 7.01-8.55) y solamente se mantuvo constante la salinidad (10 ppm), debido a que fue el único parámetro controlado. Es probable que el efecto tóxico de los detergentes fuese influenciado por las concentraciones de oxígeno disuelto que disminuyeron durante los bioensayos. Se conoce que si los organismos tienen suficiente oxígeno disuelto, posiblemente pueden tolerar el estrés (Kinne 1971). Se ha señalado también que la CL₅₀-96h se duplica cuando la concentración de oxígeno disuelto pasa de 4 mg/L a 8 mg/L, y que la presencia de sales, especialmente de calcio, disminuye la toxicidad de los contaminantes (Leynaud 1979).

El análisis estadístico ANOVA mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las cuatro marcas de detergentes y en los diferentes niveles de concentración. Esto significa que el comportamiento de la mortalidad de *L. culveri* al ser expuesto a los detergentes fue en cada caso disímil, esto puede ser presumible a la composición de la formulación de cada detergente y la ubicación del anillo bencénico del ingrediente activo (Buhl y Steven 2000), por consiguiente no se descarta un efecto sinérgico entre los factores bióticos (salud del organismo, sexo y edad) y abióticos (tiempo de exposición, pH, oxígeno disuelto, salinidad y temperatura). En el caso de las repeticiones no existieron diferencias significativas ($p > 0.05$) por lo tanto los datos muestran confiabilidad. Iannacone y Alvariño (2002) trabajaron con moluscos expuestos a tres marcas de detergentes de tipo LAS y sólo se obtuvieron diferencias significativas con respecto a las diferentes concentraciones. Esto podría deberse al tipo de organismo de prueba utilizado, a las condiciones fisicoquímicas en las que fueron hechos

los bioensayos y a la formulación de los detergentes utilizados, que de alguna manera podrían ser la causa por la que los resultados sean diferentes a los obtenidos en este estudio.

La evaluación del riesgo ecológico de los detergentes corresponde a la fase final del presente estudio. Es evidente que la toxicidad de las cuatro marcas de detergentes en *L. culveri* presentó, en todos los casos, un CR superior a 1, lo que indica que hay probabilidad que causen daño a los organismos acuáticos, particularmente en aquellas zonas donde se descargan aguas jabonosas, como es el caso de algunos sitios de la zona litoral urbana de la ciudad de Chetumal en la que se han detectado descargas clandestinas y, en consecuencia, el deterioro del ecosistema entero por contaminación con detergentes biodegradables. Es importante mencionar que van de Plassche *et al.* (1997) calcularon el riego ecológico de los principales tensoactivos empleados en la elaboración de detergentes, incluyendo el tensoactivo aniónico LAS y determinaron que el riesgo ecológico del LAS es bajo. Sin embargo, en el presente estudio se concluye que los detergentes biodegradables son más tóxicos que la acción aislada del ingrediente activo.

Por último, los bioensayos de ecotoxicidad aguda demostraron que *L. culveri* fue sensible a los detergentes de tipo LAS expuestos en un periodo de 48 h, por lo tanto, se recomienda realizar estudios crónicos con esta especie, así mismo exponerla a diferentes tóxicos para determinar si puede ser utilizada como herramienta para la evaluación de riesgos ambientales por detergentes domésticos y como indicador de la calidad del agua de la Bahía de Chetumal, Quintana Roo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se llevó a cabo con el apoyo de la Universidad de Quintana Roo, con el Proyecto clave UQROO/DCI/PI/05/07 “Evaluación de poliquetos y dos especies de vegetación en la degradación de la materia orgánica en aguas residuales y en sedimentos contaminados en la Bahía de Chetumal, Quintana Roo” y UQROO/DCI/PI/08/08 “Variación espacio-temporal de poliquetos bénicos y parámetros fisiocoquímicos en X’cacel-X’cacelito, Quintana Roo”, a través de la División de Ciencias e Ingeniería. Se reconoce la ayuda técnica del M.en C. Óscar Díaz Díaz (Instituto Oceanográfico de Venezuela) en la identificación de la especie de prueba. También se agradece a todos los compañeros que colaboraron en la recolección de las muestras, así como al M. en C.

Tito Libio Pérez Vivar y el M. en C. Daniel Hernández Portilla, por sus valiosos comentarios y apoyo en la parte estadística y en la aplicación de la metodología analítica, respectivamente. Se agradece los comentarios de dos revisores anónimos que con sus observaciones mejoraron sustancialmente el trabajo.

REFERENCIAS

- APHA, AWWA y WPCF (American Public Health, American Water Works Association y Water Pollution Control Federation). (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 17 ed. American Public Health Association. Washington DC, EUA. 1193 pp.
- Argese E., Marcomini A., Miana P., Bettoli C. y Perin G. (1994). Subitocondrial particle response to linear alkylbenzene sulfonates, nonylphenol polyethoxilates and their biodegradation derivatives. *Environ. Toxicol. Chem.* 13, 737-742.
- Buhl K.J. y Steven J.H. (2000). Acute toxicity of fire-control chemicals, nitrogenous chemicals, and surfactants to rainbow trout. *Tr. Am. Fish. Soc.* 129, 408-418.
- de León J.A. (1997). Nereídidos (Polychaeta: Nereidae) de los litorales mexicanos: sistemática, biogeografía y alimentación. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas y División de Estudios de Postgrado. Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, Nuevo León. 298 pp.
- Delgado-Blas V.H., Hernández H.A. y Kuk J.G. (2011). Distribución espacial y temporal de poliquetos (Polychaeta: Annelida) de la bahía de Chetumal, Quintana Roo. En: *Avances de ciencia y tecnología en Quintana Roo*. (V. H. Delgado-Blas, J. S. Ortegón, M. M. Vázquez, A. González, J. Hernández, Eds.). Plaza y Valdez, México, pp. 71-103.
- González L.E. y Salazar S.I. (2002). A new estuarine species, *Nereis garwoodi* (Polychaeta: Nereidae), from Bahía de Chetumal, Mexican Caribbean coast. *Rev. Biol. Trop.* 51, 155-164.
- Grube A.E. (1850). Die Familien der Anneliden. *Arch. für Naturgesch.* 16, 249-364.
- Iannacone J.A. y Alvariño L. (2002). Efecto del detergente doméstico alquil aril sulfonato de sodio lineal (LAS) sobre la mortalidad de tres caracoles dulceacuícolas en el Perú. *Ecol. Aplic.* 1, 81-87.
- Iannacone J.A., Salazar C.N. y Alvariño L. (2003). Variabilidad del ensayo ecotoxicológico con *Chironomus calligraphus goeldi* (Diptera: Chironomidae) para evaluar cadmio, mercurio y plomo. *Ecol. Aplic.* 2, 103-110.
- Jensen J. (1999). Fate and effects of linear alkylbenzene sulphonate (LAS) in the terrestrial environment. *Sci.*

- Total Environ. 226, 93-111.
- Kimerle R.A. y Swisher D.R. (1977). Reduction aquatic toxicity of linear alkylbencene sulfonate (LAS) by biodegradation. Water Res. 11, 225-233.
- Kinne O. (1971). Salinity-intevertebrates. En: *Marine ecology*. (O. Kinne, Ed.). Wiley Interscience, Londres, 1, 821-874.
- Lamarck J.B. (1818). *Histoire naturelle des animaux sans vertebres*. Baillière, París, 612 pp.
- Lechuga M.M. (2005). Biodegradación y toxicidad de tensioactivos comerciales. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Barcelona. Barcelona, España, 461 pp.
- León M.A. (2006). Efecto ecotoxicológico de los detergentes biodegradables en la trucha "Arco Iris" *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792), en el centro piscícola "El Ingenio" Huancayo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima, Perú, 53 pp.
- Leynaud G. (1979). Efectos tóxicos de la polución sobre la fauna piscícola. En: *La contaminación de las aguas continentales sobre la biocenosis acuática*. (P. Pesson, Ed.). Ediciones Mundiales Prensa, Madrid. pp. 159-174.
- Lewis M.A. (1986). Comparison of the effects of surfactants on freshwater phytoplankton communities in experimental enclosure and on algal population growth in the laboratory. Environ. Toxicol. Chem. 5, 319-332.
- Malagrino W. y Rocha A.A. (1987). Estudo comparativo de acao tóxica de um detergente biodegradável sobre *Poecilia reticulata* e *Poecilia vivipara* (Pisces: Poeciliidae). Revista DAE. 47, 86-91.
- Pettersson A., Adamsson M. y Dave G. (2000). Toxicity and detoxification of Swedish detergents and sostener products. Chemosphere 41, 1611-1620.
- Romero J.A. (1996). *Acuquímica*. Presencia. Santafé de Bogotá. 56 pp.
- Rondón I.S., Ramírez W.F. y Eslava P.R. (2007). Evaluación de los efectos tóxicos y concentración letal 50 del surfactante Cosmoflux 411F sobre juveniles de cachama blanca (*Piaractus brachypomus*). Rev. Col. Cienc. Pec. 20, 431-446.
- Saldaña P.F., Alcocer V.H., Lerdo de Tejada B.A. y Gómez M.A. (2002). Calidad del agua en colectores de la ciudad de Puebla y la aplicación de análisis de toxicidad. Memorias. XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, Quintana Roo. 27 al 31 de Octubre, 2002. CD-ROM.
- Sánchez M.M. (2007). Efectos biológicos de los sulfonatos de alquilbenceno lineales (LAS) en suelo agrícola: biotransformación y estudios de biodiversidad. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada. Granada, España, 257 pp.
- Scout M.J. y Jones M.N. (2000). The biodegradation of surfactants in the environment. Biochim. et Biophys. Acta. 1508, 235-251.
- Temara A., Carr G., Webb S., Versteeg D. y Feijtel T. (2001). Marine risk assessment: Linear alkylbenzene sulfonates (LAS) in the North Sea. Mar. Poll. Bull. 8, 635-642.
- van de Plassche E., De Bruijn J. y Feijtel T. (1997). Risk assessment of four major surfactant groups in the Netherlands. Tenside Surf. Det. 34, 242-249.
- Varó P.J. (1996). Contribución al estudio sobre el comportamiento ambiental y degradación de jabones. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante, Alicante, España. 282 pp.
- Varela R.A. (2005). Determinación del nivel de toxicidad aguda del fungicida carbendazim y el herbicida 2,4 d mediante bioensayos con *Galaxias maculatus*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Recursos Naturales. Universidad Católica de Temuco, Temuco, Chile. 65 pp.
- Webster H.E., (1879). Annelida Chaetopoda of the Virginian coast. Trans. Albany Inst. N. Y. 9, 202-269.