informe progresivo

nº 130

Octubre 2000

Modelo de simulación de los efectos ecotoxicológicos del cadmio sobre el crecimiento poblacional de la microalga *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve

Jorge Tam
Giovanna Vera
Edwin Pinto
Rocío Melgar *3*

Pruebas ecotoxicológicas de efluentes pesqueros para determinar la calidad de agua de mar en la Bahía de Paracas (Pisco, Perú)

Guadalupe Sánchez
Jorge Tam
Giovanna Vera *13*

DGIO-57

DGIO-58

Publicación periódica mensual de distribución nacional. Contiene información de investigaciones en marcha, conferencias y otros documentos técnicos sobre temas marítimos. EL INFORME PROGRESIVO tiene numeración consecutiva. Deberá ser citado como Inf. Prog. Inst. Mar Perú.

INSTITUTO DEL MAR DEL PERU (IMARPE)
Esq. Gamarra y Gral. Valle, Chucuito, Callao.
Apartado 22, Callao, Perú.
Telf. 429-7630 / 420-2000 Fax: 465-6023
Email: imarpe+@imarpe.gob.pe

PRUEBAS ECOTOXICOLÓGICAS DE EFLUENTES PESQUEROS PARA DETERMINAR LA CALIDAD DE AGUA DE MAR EN LA BAHÍA DE PARACAS (PISCO, PERÚ)

Guadalupe Sánchez[1]
Dirección General de Investigaciones Oceanográficas
Instituto del Mar del Perú

Jorge Tam[2] *Giovanna Vera*[3]
Área de Ecofisiología Acuática
Dirección de Monitoreo y Protección del Ambiente Marino
Instituto del Mar del Perú

CONTENIDO

Resumen 13
Abstract 14
1. Introducción 14
2. Material y métodos 15
   2.1 Trabajo de campo 15
   2.2 Trabajo de laboratorio 16
   2.3 Prueba de Toxicidad de corta duración con larvas zoea I de *Emerita analoga* 16
   2.4 Prueba de Toxicidad de corta duración con gametos de *Arbacia spatuligera* 17
   2.5 Análisis de datos 17
3. Resultados 18
   3.1 Pruebas ecotoxicológicas con larvas de muy-muy *Emerita analoga* 18
   3.2 Pruebas ecotoxicológicas con gametos de erizo *Arbacia spatuligera* 18
   3.3 Correlación entre parámetros de calidad en las pruebas ecotoxicológicas 19
   3.4 Valores crónicos 19
4. Discusión 20
5. Conclusiones 21
6. Recomendaciones 21
7. Agradecimientos 21
8. Referencias 21

RESUMEN

G. SÁNCHEZ, J. TAM Y G. VERA. 2000. Pruebas ecotoxicológicas de efluentes pesqueros para determinar la calidad de agua de mar en la bahía de Paracas (Pisco, Perú). Inf. Prog. Inst. Mar Perú 130:13-22.

Con el fin de determinar criterios de calidad acuática con respecto a la emisión de efluentes pesqueros, se realizaron pruebas ecotoxicológicas agudas con el crustáceo *Emerita analoga* "muy-muy" y el erizo *Arbacia spatuligera*. Se determinaron parámetros de toxicidad, y fueron expresados en términos de porcentaje de efluente (%), unidades tóxicas (UT) y en función de

[1] gsanchez@imarpe.gob.pe, [2] jorgtam@yahoo.com, [3] giovannavera@latinmail.com

parámetros químicos indicadores de contaminación (sólidos suspendidos, aceites y grasas, DBO_5 y amonio total). Los efluentes pesqueros (agua de bombeo) mostraron valores promedio de Concentración Efectiva Media (CE50%) = 0,07 %, Concentración Mínima Efectiva Observable (CMEO) = 0,05 % y Concentración Efectiva No Observable (CENO) = 0,03 %. El Valor Crónico (VC) fue en promedio 0,047 %, que equivale a los siguientes niveles de parámetros indicadores de contaminación: 13,82 $mg.L^{-1}$ de sólidos suspendidos; 1,94 mg. L^{-1} de aceites y grasas; 6,93 $mg.L^{-1}$ de demanda bioquímica de oxígeno y 14,99 ug-at.L^{-1} de amonio total.

PALABRAS CLAVE: Ecotoxicología, contaminación, efluentes, harina de pescado, Paracas, mar peruano.

ABSTRACT

G. SÁNCHEZ, J. TAM Y G. VERA. 2000. Ecotoxicologic proofs of fishery effluents to determine sea water quality in Paracas Bay (Pisco, Perú). Inf. Prog. Inst. Mar Perú 130:13-22.

With the aim to determine water quality criteria for receiving waters near fishery effluent discharges, ecotoxicological tests were carried out with the crustacean *Emerita analoga* "muy muy" and the sea urchin *Arbacia spatuligera*. Toxicity parameters were determined and expressed as percentage of effluent (%), toxic units (TU) and in terms of chemical parameters indicators of pollution (suspended solids, oil and grease, biochemical oxygen demand and total ammonia). Fishery effluents (bailwater) showed average values of Mean Effective Concentrations (EC50%) = 0,07 %, Lowest Observed Effect Concentration (LOEC) = 0,05 % and No Observed Effect Concentration (NOEC) = 0,03 %. Chronic values were in average 0,047 % which corresponds to 13,82 $mg.L^{-1}$ of suspended solids; 1,94 $mg.L^{-1}$ of oil and grease; 6,93 $mg.L^{-1}$ of BOD_5 and 14,99 ug-at.L^{-1} of total ammonia.

KEY WORDS: Ecotoxicology, pollution, effluents, fishmeal, Paracas, Peruvian sea.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación por efluentes pesqueros es la más impactante entre las fuentes de origen industrial, causando una seria alteración de los parámetros indicadores de la calidad del medio marino, especialmente en bahías semicerradas de aguas someras, como el es el caso de la bahía de Paracas.

El estado de la calidad del medio marino en la bahía de Paracas ha sido estudiado en diversas oportunidades, mostrando buenas condiciones de calidad acuática en épocas de veda pesquera (JACINTO *et al.* 1996a), pero evidenciando condiciones críticas en época de plena actividad productiva, habiéndose registrado anoxia (SÁNCHEZ *et al.* 1997), sulfuros elevados (GUZMÁN *et al.* 1997) y grandes cantidades de grasa, que llegan a ocasionar varazones de peces (JACINTO *et al.* 1996b, SÁNCHEZ 1999).

Las fábricas de harina de pescado vierten al mar líquidos residuales (efluentes pesqueros) producidos durante el bombeo, transporte, cocinado, prensado y secado del pescado. Estos efluentes pesqueros estan constituidos por materia orgánica, principalmente aceites, grasas y proteínas en forma disuelta y particulada.

Desde el establecimiento de los Programas de Adecuación y Manejo Ambiental (PAMA) en 1994, muchas plantas pesqueras han implementado sistemas de tratamiento para sus aguas residuales (efluentes pesqueros), que comprenden la sanguaza, el agua de cola, el agua de bombeo y el agua de limpieza. Sin embargo, el agua de bombeo proveniente del bombeo de pescado desde la chata a la planta, es el efluente que representa el mayor volumen vertido, motivo por el cual en 1997 se llevaron a cabo pruebas ecotoxicológicas con zoeas de *Emerita analoga* "muy-muy" y postlarvas de *Odonthestes regia regia* "pejerrey", con el fin de evaluar la toxicidad de estos efluentes y al mismo tiempo determinar los parámetros más adecuados para ser evaluados como indicadores de cargas contaminantes.

El presente trabajo da a conocer la toxicidad del agua de bombeo vertida a la bahía de Paracas para determinar criterios de calidad acuática de sólidos suspendidos, demanda bioquímica de oxígeno y aceites y grasas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1 Trabajo de campo

En mayo de 1999 se tomaron muestras de efluentes de 6 plantas productoras de harina de pescado ubicadas en la bahía de Paracas (Fig. 1).

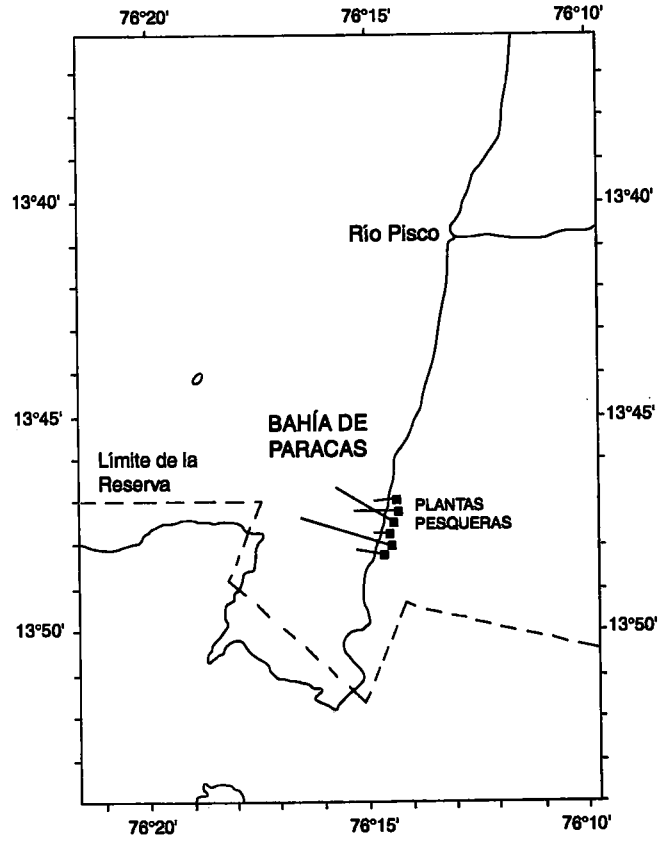

FIGURA 1. Ubicación de las plantas pesqueras donde se realizó el muestreo de efluentes en la Bahía de Paracas.

En la bahía El Viejo (13°49' S, 76°23' W) se colectaron hembras ovígeras del muy-muy *Emerita analoga* (Crustacea), y machos y hembras del erizo *Arbacia spatuligera* (Echinodermata). Estas especies presentan diferente tolerancia a los tóxicos. En las pruebas de laboratorio se utilizaron las larvas zoea I en el caso del muy-muy; y en el caso del erizo, los gametos.

2.2 Trabajo de laboratorio

Las pruebas ecotoxicológicas se realizaron siguiendo los procedimientos de SÁNCHEZ Y VERA (no publicado), habiéndose registrado cada 24 horas los parámetros temperatura, salinidad, pH y oxígeno. Paralelamente, al inicio de las pruebas, se colectaron muestras de agua para efectuar los análisis de sólidos totales, sólidos suspendidos, DBO_5, aceites y grasas y amonio total, con la finalidad de tener los valores iniciales de la concentración de las diluciones del ensayo. En el Laboratorio Costero de Pisco se realizaron los análisis de sólidos totales y sólidos suspendidos, siguiendo los métodos de APHA/AWWA/WPCF (1981) y el análisis de la DBO_5 siguiendo el método de ISO (1983). Debido a su volatilidad, el amonio total fue analizado antes de las 24 horas, siguiendo el método de GRASSHOFF (1976).

En el Laboratorio del Area de Evaluación de la Contaminación Marina de la Sede Central del IMARPE, se realizaron los análisis de aceites y grasas siguiendo el método de ELBC (1976).

2.3 Prueba de toxicidad de corta duración con larvas zoea I de *Emerita analoga*

El organismo prueba fue el estadio zoea I recién eclosionado (Fig. 2). Para obtener larvas zoea I recién eclosionadas, las hembras ovígeras del muy-muy fueron acondicionadas y mantenidas en bandejas conteniendo 60 L de agua de mar colocadas en una mesa de agua termorregulada a 18 ± 2 °C. Al agua de mar se le adicionó la microalga *Chaetoceros gracilis*, como alimento, logrando estimular la eclosión larvaria en forma adecuada. La exposición de las larvas de muy-muy a los efluentes se realizó en acuarios circulares de 1,0 L y de 250 mL de capacidad. Las pruebas toxicológicas de corta duración se corrieron por 48 h.

FIGURA 2. Zoea de Emerita analoga "muy-muy" utilizado en las pruebas ecotoxicológicas con efluentes pesqueros.

2.4 Prueba de toxicidad de corta duración con gametos de *Arbacia spatuligera*

Los gametos de erizo fueron obtenidos induciendo su expulsión mediante inyección de una solución 0,5 M de KCl por los poros genitales. La prueba consistió en exponer los espermios a diferentes concentraciones de efluentes pesqueros (agua de bombeo) y cuantificar posteriormente la fertilización de óvulos (Fig. 3). Los espermios fueron expuestos a las mismas concentraciones de efluentes que para las larvas de muy-muy. El periodo de exposición a los efluentes fue de una hora a 20° C, posteriormente se comprobó la fertilización adicionando los óvulos a la solución de espermios, y manteniéndolos en incubación durante 20 minutos.

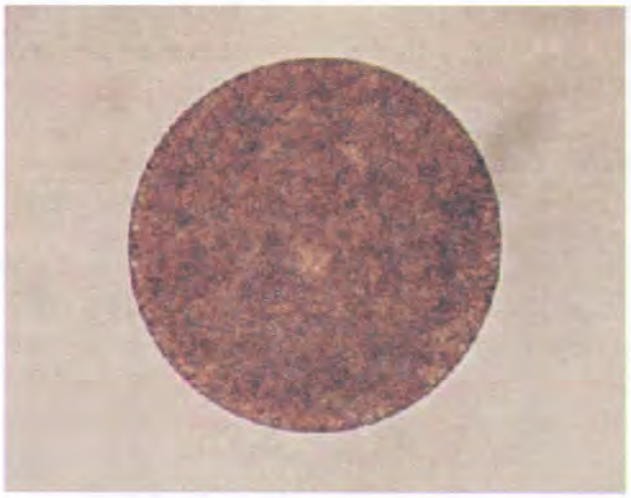

FIGURA 3. Óvulo de *Arbacia spatuligera* utilzado en las pruebas ecotoxicológicas con efluentes pesqueros.

2.5 Análisis de datos

Para el cálculo de la concentración efectiva media (CE) se usó el Programa computacional PROBIT (Weber 1993). PROBIT es un programa que realiza una regresión probit entre una variable dependiente limitada de 0 a 1 (porcentaje de mortalidad) y una variable independiente (concentración del tóxico).

Para el cálculo de la Concentración Efectiva No Observables (CENO) y la Concentración Efectiva Mínima Observables (CEMO) se usó el programa computacional Dunett (Kimm 1994). Dunett realiza un análisis de varianza (ANVA) y una prueba de comparación múltiple entre las medias de los tratamientos y la media del control. Este programa indica cual de las medias de las concentraciones tóxicas, es estadísticamente diferente de la media del control a un nivel de significancia del 5%.

Los parámetros de toxicidad (CE50%, CEMO y CENO) se expresaron en porcentaje y en unidades tóxicas, de acuerdo a la siguiente ecuación (Crites y Tchobanoglous 2000):

$$UT = 100 / CE50\%$$

El valor crónico se calculó usando la siguiente ecuación (CRITES Y TCHOBANOGLOUS, 2000):

$$VC = \sqrt{(CMEO)\,(CENO)}$$

3. RESULTADOS

3.1 Pruebas ecotoxicológicas con larvas de muy-muy *Emerita analoga*

Se realizaron 18 pruebas ecotoxicológicas con zoeas del muy-muy *Emerita analoga*. Para cada prueba se efectuaron diluciones del efluente hasta obtener 6 concentraciones con 3 réplicas, resultando un total de 324 pruebas toxicológicas (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros ecotoxicológicos del agua de bombeo usando *Emerita analoga*.

Planta	CE50% 48h (%)	CE50 % (mg SST/L)	CE50 % (mg AG/L)	CE50 % (mg DB05/L)	CE50 % (ug-at NHT/L)	CENO (%)	CMEO (%)	Valor crónico
A2	0,0601	14,7	2,0	7,5	15,5	0,025	0,050	0,035
A3	0,0350	13,0	1,8	6,4	14,5	0,013	0,025	0,018
A4	0,1038	17,8	2,4	9,5	17,2		0,025	
D2	0,0742	15,7	2,1	8,2	16,0	0,025	0,050	0,035
D4	0,0503	14,0	2,0	7,1	15,1	0,036	0,056	0,045
EP1	0,0133	11,4	1,7	5,4	13,7		0,013	
EP2	0,1188	18,9	2,5	10,2	17,8	0,075	0,100	0,087
EP3	0,0339	12,9	1,8	6,3	14,5	0,013	0,025	0,018
EP4	0,0474	13,8	1,9	6,9	15,0	0,013	0,025	0,018
M1	0,0837	16,4	2,2	8,6	16,4		0,025	
M2	0,0206	12,0	1,7	5,7	14,0		0,011	
P1	0,0730	15,6	2,1	8,1	16,0	0,025	0,050	0,035
P2	0,1023	17,7	2,3	9,4	17,1	0,025	0,063	0,040
P3	0,0301	12,6	1,8	6,2	14,3	0,015	0,021	0,018
S1	0,1072	18,0	2,4	9,7	17,3	0,100	0,200	0,141
S2	0,0543	14,3	2,0	7,3	15,3	0,050	0,075	0,061
S3	0,0660	15,2	2,1	7,8	15,7	0,025	0,063	0,040
S4	0,1576	21,6	2,8	11,9	19,3	0,050	0,075	0,061
Promedio	0,0684	15,3	2,1	7,9~	15,8	0,035	0,053	0,047
Coef.Var. (%)	55,8546	17,5	13,5	21,9	9,4	74,117	83,877	72,635

En promedio, la concentración efectiva media (CE50%) de agua de bombeo usando larvas de muy-muy expuestas durante 48 h, fue de 0,07 % del efluente pesquero, equivalente a 1429 UTa.

El contenido de contaminantes correspondiente a esta concentración de efluente fue 15,32 $mg.L^{-1}$ de sólidos suspendidos; 2,10 $mg.L^{-1}$ de grasas y aceites; 7,90 $mg.L^{-1}$ de DBO5 y 15,82 $\mu g\text{-}at.L^{-1}$ de amonio total.

3.2 Pruebas de ecotoxicológicas con gametos del erizo *Arbacia spatuligera*

Se realizaron 21 pruebas ecotoxicológicas con los gametos del erizo *Arbacia spatuligera*. Para cada prueba se efectuaron diluciones del efluente hasta obtener 6 concentraciones con 3 réplicas, resultando un total de 378 bioensayos experimentales (Tabla 2).

Tabla 2. Parámetros ecotoxicológicos del agua de bombeo usando *Arbacia spatuligera*.

Planta	CE50 % (%)	CE50 % (mg SST/L)	CE50 % (mg AG/L)	CE50 % (mg DB05/L)	CE50 % (ug-at NHT/L)	CMEO (%)
A1	0,0404	13,4	1,9	6,6	14,7	0,013
A2	0,1826	23, 3	2, 9	13,1	20, 3	0, 050
A3	0, 0695	15, 4	2,1	8, 0	15, 9	0, 075
A4	0, 0870	16, 6	2, 2	8, 7	16, 5	0, 025
D1	0,0843	16,4	2,2	8,6	16,4	0,041
D2	0, 0299	12, 6	1, 8	6, 2	14, 3	0, 025
D4	0,0521	14,2	2,0	7,2	15,2	0,023
EP1	0,0366	13,1	1,9	6,5	14,6	0,013
EP2	0,0266	12,4	1,8	6,0	14,2	0,013
EP3	0,0128	11,4	1,7	5,4	13,7	0,013
EP4	0,0366	13,1	1,9	6,5	14,6	0,013
M 1	0, 0742	15, 7	2,1	8, 2	16, 0	0, 025
M2	0, 0231	12,1	1, 8	5, 8	14,1	0, 011
P 1	0, 0767	15, 9	2, 2	8, 3	16,1	0, 025
P2	0, 0460	13, 7	1, 9	6, 9	14, 9	0, 025
P3	0,0111	11,3	1,7	5,3	13,6	0,011
P4	0, 0223	12,1	1, 8	5, 8	14, 0	0, 015
S1	0, 0999	17, 5	2, 3	9, 3	17, 0	0, 025
S2	0, 0244	12, 2	1, 8	5, 9	14,1	0, 013
S3	0, 0373	13,1	1, 9	6, 5	14, 6	0, 025
S4	0, 0261	12, 3	1, 8	6, 0	14, 2	0, 025
Promedio	0,0524	14,2	2,0	7,2	15,2	0,024
Coef.Var. (%)	75,6539	19,61	14,9	25,0	10,1	64,849

En promedio, la concentración efectiva media (CE50%) de agua de bombeo usando gametos de erizo expuestos durante 1 h, fue de 0,05 % del efluente pesquero, equivalente a 2000 UT.

El contenido de contaminantes correspondiente a esta concentración de efluente fue 14,19 $mg.L^{-1}$ de sólidos suspendidos; 1,98 $mg.L^{-1}$ de grasas y aceites; 7,17 $mg.L^{-1}$ de DBO5 y 15,20 $\mu g\text{-}at.L^{-1}$ de amonio total.

3.3 Correlación entre parámetros de calidad en las pruebas ecotoxicológicas

En las diferentes concentraciones de efluente usadas en las pruebas ecotoxicológicas, se encontraron correlaciones positivas significativas entre los parámetros de calidad acuática (Fig. 4). Los sólidos suspendidos se correlacionaron con las grasas y aceites (r^2= 0,2657; $p<0,001$; n=69), DBO_5 (r^2 = 0,3587; $p<0,001$; n = 81) y el amonio total (r^2 = 0,3508; $p>0,001$; n=108).

Los sólidos totales, en cambio, no presentaron correlación significativa sobre los sólidos suspendidos (r^2 = 0,0002; p=0,875; n=109), ni tampoco con los otros parámetros de calidad (Fig. 4).

3.4 Valores crónicos

En promedio los valores de CENO y CEMO fueron 0,03 % y 0,053 %, respectivamente. A partir de estos parámetros se calcularon los valores de cronicidad, que en promedio resultaron en un 0,047 % del agua de bombeo. Este valor corresponde a un contenido de contaminantes de: 13,82 $mg.L^{-1}$ de sólidos suspendidos; 1,94 $mg.L^{-1}$ de grasas y aceites; 6,93 $mg.L^{-1}$ de DBO5 y 14,99 $\mu g\text{-}at\ .L^{-1}$ de amonio total.

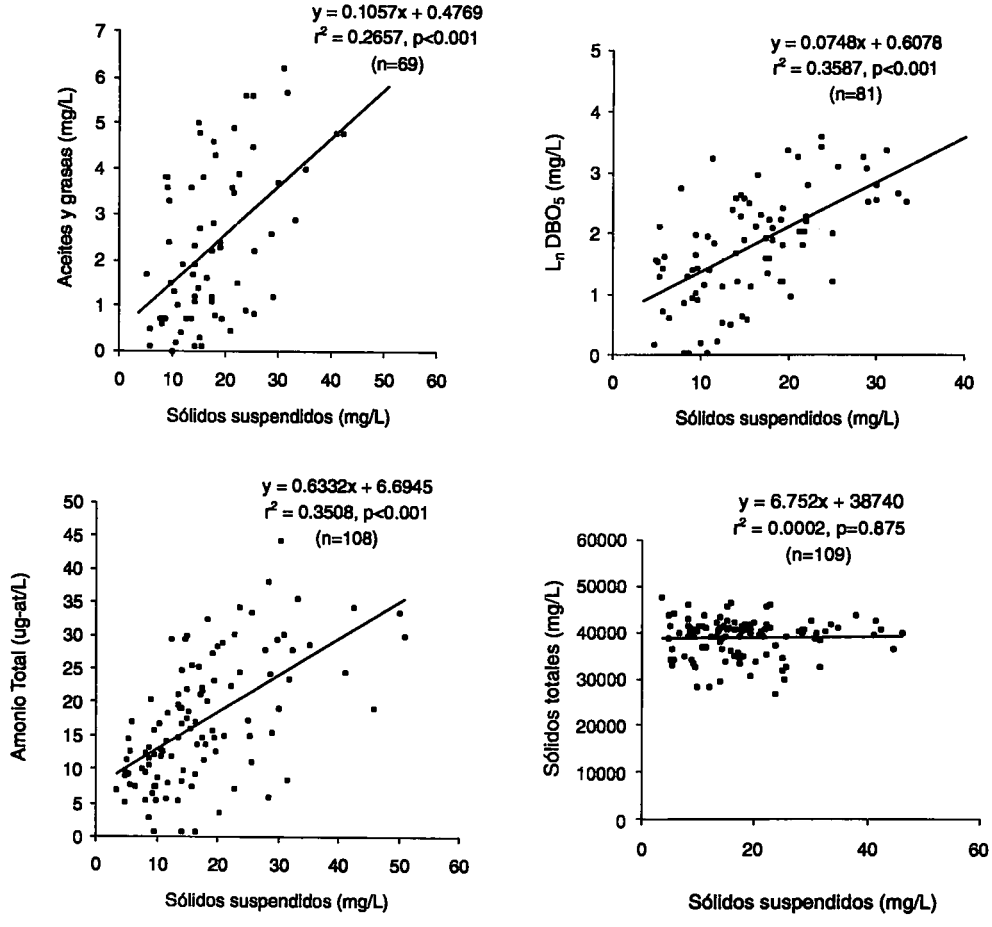

FIGURA 4. Correlación entre parámetros indicadores de contaminación en diferentes diluciones del agua de bombeo.

4. DISCUSIÓN

Los valores de toxicidad (CE50%) de los efluentes pesqueros vertidos a la Bahía de Paracas fueron altos (>1000 UT), debido a la alta concentración de cargas contaminantes en el agua de bombeo. La correlación positiva entre los sólidos suspendidos y el amonio total se debería a la producción de este gas por la degradación de la materia orgánica. La baja correlación entre los sólidos totales y los sólidos suspendidos se debería al alto contenido de sales del agua de mar en los sólidos totales; similares resultados se obtuvieron en el primer trabajo efectuado con larvas de muy-muy *Emerita análoga* y de pejerrey *Odonthestes regia regia* (SÁNCHEZ *et al.*, no publicado).

Los dos organismos prueba utilizados mostraron una tolerancia similar frente a la exposición de efluentes pesqueros. Sin embargo, la prueba de fertilización de óvulos de erizo presentó una mayor sensibilidad (2000 UT) que las larvas de muy-muy (1429 UT), por lo que se recomienda su uso para el caso de contaminantes presentes en niveles bajos de concentración.

La alta toxicidad de los efluentes se evidencia por el bajo valor crónico obtenido (0,03%), que es mucho menor a los valores de CENO (6,25% - 50%) obtenidos por ZÚÑIGA *et al.* (1995) para aguas receptoras en dos bahías chilenas eutrofizadas (Concepción y San Vicente).

El valor crónico obtenido para sólidos suspendidos fue casi un orden de magnitud inferior al estándar de calidad de agua (100 $mg.L^{-1}$) establecido en la Ley General de Aguas para zonas de pesca de mariscos bivalvos (El Peruano 1969); pero el valor crónico para la DBO_5 estuvo dentro del mismo orden de magnitud que el estándar establecido por la Ley (10 $mg.L^{-1}$). Por otro lado, el valor crónico para los aceites y grasas indican que existe una tolerancia mínima de los organismos marinos frente a este parámetro.

5. CONCLUSIONES

1. El agua de bombeo presentó una alta toxicidad (>1000 UT), debido al tipo y cantidad de contaminantes en los efluentes pesqueros (*e.g.* aceites y grasas, amonio total, bacterias, etc.).

2. Los sólidos suspendidos son mejores indicadores de contaminación para el monitoreo de los efluentes pesqueros que los sólidos totales, debido al alto contenido de sales del agua de mar (35 ups) que forman parte de los sólidos totales.

3. Los valores de cronicidad correspondieron a un contenido de contaminantes de: 13,82 $mg.L^{-1}$ de sólidos suspendidos; 1,94 $mg.L^{-1}$ de grasas y aceites; 6,93 $mg.L^{-1}$ de DBO_5 y 14,99 $\mu g\text{-at}.L^{-1}$ de amonio total.

6. RECOMENDACIONES

1. Los bajos valores crónicos obtenidos, evidencian la necesidad de mejorar la eficiencia de los sistemas de tratamiento y disposición de efluentes de las plantas pesqueras, con el fin de reducir la concentración de contaminantes a niveles tolerables y asegurar la protección de la vida acuática. Esto es particularmente importante en la bahía de Paracas, debido a ser parte de la Reserva Nacional del mismo nombre y por desarrollarse en ella otras actividades productivas y recreacionales.

2. Otro aspecto importante que minimizaría el efecto de la contaminación sería aplicar tecnologías disponibles que permitan la mitigación del impacto ocasionado en la bahía de Paracas, como el disminuir el volumen de agua de bombeo y el disponer de materia prima (pescado) con óptima calidad de preservación.

7. Agradecimientos

Al personal encargado de los análisis químicos del Laboratorio Costero de Pisco, de la Sede Central y del Area de Evaluación de la Contaminación Marina del Instituto del Mar del Perú. Al buzo Sr. Manuel Fiestas por su apoyo durante la colecta de organismos y al Técnico Sr. José Ortega por su participación en el trabajo de laboratorio.

8. Referencias

APHA/AWWA/WPCF. 1981. Standard Methods. USA. 1134 pp.

Crites, R. y G. Tchobanoglous. 2000. Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Mc-Graw Hill. Colombia. 776 pp.

El Peruano. 1969. Ley General de Aguas. D.L. 17752.

Environmental Laboratory British Columbia. 1976. Water Resources Service. Department of Environment.

GRASSHOFF, K. 1976. Methods of seawater analysis. Verlag Chemie. N. York. 317 pp.

GUZMÁN, M., J. CHÁVEZ, O. MORÓN, S. SÁNCHEZ Y G. FLORES. 1997. Evaluación de la calidad del medio ambiente marino en la Bahía de Pisco - Paracas, 22 a 24 mayo 1996. Inf. Prog. Inst. Mar Perú 54:3-29.

ISO. 1983. Water quality – Determination of biochemical oxygen demand after n days (BODn) – Dilution and seeding method. ISO 5815-1983(E):12.

JACINTO, M. E., O. MORÓN, P. VILLANUEVA, R. CABELLO Y M. GUZMÁN. 1996a. Evaluación de la calidad del medio marino en Bahía Pisco-Paracas (22 - 24 Febrero 1995). Inf. Prog. Inst. Mar Perú 26:3-33

JACINTO, M. E., C. MARTÍNEZ, S. SÁNCHEZ, G. FLORES Y L. PIZARRO. 1996b. Evaluación de la varazón y contaminación en la Bahía Paracas, Pisco. Inf. Prog. Inst. Mar Perú 293:3-46

KIMM, D.J., G. E. MORRISON, NORBERG-KING, T., W. PELTIER AND M. A. HEBER. 1994. Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to marine and estuarine organisms. EPA600491003. 483 pp.

SÁNCHEZ, G., J. CÓRDOVA Y J. LEDESMA. 1997. Informe ambiental en la zona industrial pesquera de la Bahía de Paracas, Pisco, Perú. 25 al 27 de abril 1997. Inf. Prog. Inst. Mar Perú 67:3-19.

SÁNCHEZ, G. Y G. VERA. (no publicado). Manual Introductorio: Ecotoxicología Marina. Inst. Mar Peru.

SÁNCHEZ, G., G. VERA Y G. MEDINA. (no publicado). Monitoreo ambiental y evaluación ecotoxicológica de efluentes pesqueros en la Bahía de Paracas, 26 de junio al 18 de julio 1997. Inst. Mar Peru.

WEBER, C. I. 1993. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. EPA600490027F. 293 pp.

ZÚÑIGA, M., R. ROA Y A. LARRAÍN. 1995. Sperm cell bioassays with the sea urchin *Arbacia spatuligera* on samples from two polluted Chilean coastal sites. Mar. Poll. Bull. 30(5):313-319.