

Research Article

Tratamiento de efluentes del cultivo de *Litopenaeus vannamei* mediante procesos de sedimentación, filtración y absorción

Roberto Ramos¹, Luis Vinatea², Julia Santos³ & Rejane Da Costa³

¹Departamento de Acuicultura, Universidad de Antofagasta, Chile

²Laboratório de Camarões Marinhos, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil

³Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil

RESUMEN. La eficiencia de remoción de materia particulada y nutrientes disueltos de efluentes de estanques de reproductores de *Litopenaeus vannamei* fue evaluada a escala de laboratorio, empleando tratamientos de sedimentación, filtración por *Crassostrea rhizophorae* y absorción por *Ulva fasciata*. En cada tratamiento se empleó un tiempo de residencia hidráulica del efluente de seis horas. En la etapa de sedimentación se utilizaron estanques con 90 L del efluente. Para la etapa de filtración, se emplearon estanques con 20 L del efluente sobrenadante de la etapa de sedimentación. En la absorción se utilizaron estanques con 15 L del efluente sobrenadante de la etapa de filtración. Al final de cada etapa se colectaron muestras de 500 mL para los análisis de calidad de agua. Los resultados indicaron que en la sedimentación, la turbidez, clorofila-*a* y sólidos suspendidos totales presentaron una remoción de 93,8%, 94,5% y 65,9%, respectivamente. La filtración alcanzó eficiencias de 89,3% y 100% para bacterias totales y clorofila *a*, respectivamente. En la absorción, fosfato (PO_4^{3-}), amonio (N-NH_4) y nitrato (N-NO_3) fueron reducidos en 53,6%, 49,6% y 70,2%, respectivamente, en relación a los valores del estanque control. Los tratamientos combinados de sedimentación, filtración y absorción, bacterias totales (95,1%), turbidez (97,1%) sólidos suspendidos totales (81,3%), clorofila-*a* (99,1%), amonio (54,1%), nitrito (58,0%), nitrato (69,2%) y fosfato (52,9%), presentaron una alta eficiencia de remoción, en relación a los valores del efluente bruto. Se concluye que la combinación de tratamientos mejora significativamente la calidad de los efluentes del cultivo del camarón *Litopenaeus vannamei*.

Palabras clave: efluente, camarón, sedimentación, biofiltración, macroalga, ostra.

Treatments of effluents from *Litopenaeus vannamei* shrimp cultures through sedimentation, filtration and absorption

ABSTRACT. Efficiency in removing particulate matter and dissolved nutrients from the effluents of reproductive tanks of the shrimp *Litopenaeus vannamei* was evaluated on the laboratory scale using three treatments sedimentation, filtration by *Crassostrea rhizophorae* and absorption by *Ulva fasciata*. For each treatment, we used a six-hour water residence time. For the sedimentation stage, tanks were filled with 90 L of the effluent. For the filtration stage, tanks were filled with 20 L of the supernatant resulting from the effluent after sedimentation. For the absorption stage, tanks were filled with 15 L of the supernatant resulting from the effluent after filtration. At the end of each treatment we collected 500 mL to analyze the water quality. During sedimentation, turbidity, chlorophyll-*a* and total suspended solids were reduced in 93.8%, 94.5% and 65.9%, respectively. The filtration treatment, achieved high levels of efficiency for removing bacteria (89.3%) and chlorophyll-*a* (100%). The absorption treatment reduce orthophosphate (PO_4^{3-}), ammonia (N-NH_4) and nitrate (N-NO_3) in 53.6%, 49.6%, and 70.2%, respectively, compared to the control tanks. Combined sedimentation, filtration and absorption treatments reduced total bacteria (95.1%), turbidity (97.1%) total suspended solids (81.3%), chlorophyll-*a* (99.1%), ammonia (54.1%), nitrite (58.0%), nitrate (69.2%) and orthophosphate (52.9%); these are highly efficient rates considering the values of the untreated effluent. Finally, the

combination of sedimentation, filtration and absorption significantly, improved the water quality of *Litopenaeus vannamei* shrimp culture effluents.

Keywords: effluent, shrimp, sedimentation, biofiltration, macroalgae, oyster.

Corresponding author: Roberto Ramos (rramos@uantof.cl)

INTRODUCCIÓN

La acuicultura en el mundo ha presentado un crecimiento muy acelerado en la última década, alcanzando promedios anuales superiores al 10%, debido a la combinación de dos factores, fuerte incremento de la población y la creciente demanda por los productos de la acuicultura en los países desarrollados (Xie *et al.*, 2004). Concordante con lo anterior, el cultivo de camarones también presentó un fuerte impulso en la última década, pasando de una producción de 932.832 ton en 1997 a 3.184.384 en 2006 (FAO, 2008).

Este crecimiento ha impulsado importantes beneficios para los países que practican la carcinocultura, especialmente en el contexto socio-económico, al generar ingresos significativos con la exportación de los productos, desarrollar industrias de apoyo a la actividad y promover la creación de empleos (Páez-Osuna, 2001; Cunha *et al.*, 2004). Sin embargo, si no existe una adecuada planificación y buen manejo de los estanques, el cultivo de camarones puede provocar impactos desde el punto de vista ambiental (Páez-Osuna, 2001; Costanzo *et al.*, 2004).

Los impactos ambientales más frecuentes ocasionados por la carcinocultura son la contaminación de los cuerpos de aguas naturales con nutrientes y materia orgánica debido al lanzamiento de efluentes no tratados (Pruder, 1992; Sandifer & Hopkins, 1996; Páez-Osuna *et al.*, 1997; Xie *et al.*, 2004), el embancamiento de áreas de estuarios o de manglares por la cantidad de material en suspensión que puede ser transportado por los efluentes de las camaroneras (Nascimento *et al.*, 1998), enfermedades y destrucción de áreas de manglares (Páez-Osuna, 2001). Los efluentes de la carcinocultura marina son típicamente aguas enriquecidas con sólidos orgánicos e inorgánicos suspendidos, carbono, nitrógeno y fósforo, que contribuyen significativamente a aumentar la carga de nutrientes en ambientes costeros (Páez-Osuna *et al.*, 1997; Xie *et al.*, 2004). Estudios realizados por Briggs & Funge-Smith (1994), Páez-Osuna *et al.* (1997) y Preston *et al.* (2003) han reportado que los principales responsables del aumento de los nutrientes en el medio ambiente costero son la alimentación, fertilización y cosecha de

camarón, asociado a sistemas intensivos y semi-intensivos de cultivo de camarón.

En orden a reducir los impactos negativos de la acuicultura, muchos países han desarrollado políticas para reducir la contaminación de los ambientes acuáticos. De esta forma, debido a la necesidad de reglamentar la carcinocultura marina en Brasil, para evitar su crecimiento desordenado y consecuente deterioro ambiental, llevó a la autoridad ambiental a legislar sobre las concesiones en la zona costera para emprendimientos dirigidos al cultivo de camarones (Souza, 2003).

Además de los aspectos normativos y legales que regulan esta actividad, es necesario también desarrollar tecnologías que permitan el tratamiento de los efluentes generados. Entre las alternativas que se proponen para minimizar los impactos ambientales de la carcinocultura está la utilización de estanques de sedimentación para reducir los sólidos suspendidos (Boyd, 1992; Teichert-Coddington *et al.*, 1999; Wong & Piedrahita, 2000; Nunes, 2002), eliminación o disminución de los cambios de agua a lo largo del período de cultivo (Hopkins, 1995; Samocha *et al.*, 2004), uso de "wetland" (Tilley *et al.*, 2002; Souza, 2003) y remoción biológica de la materia orgánica e inorgánica presente en los efluentes mediante la utilización de moluscos filtradores (Shpigel & Neori, 1996; Shpigel *et al.*, 1997; Jara-Jara *et al.*, 1997; Lefebvre *et al.*, 2000), remoción de nutrientes por microalgas y macroalgas (Wong *et al.*, 1995; Pagand *et al.*, 2000; Nelson *et al.*, 2001) y tratamientos combinados de moluscos, macroalgas y sedimentación (Neori *et al.*, 1998; Jones *et al.*, 2001, 2002; Preston *et al.*, 2003).

Ante la necesidad de desarrollar tecnologías amigables con el ambiente acuático, por lo tanto apropiadas al proceso productivo del camarón y considerando la carencia de estas tecnologías en Latinoamérica, el presente estudio fue enfocado a la aplicación de los procesos de sedimentación, filtración por el molusco bivalvo *Crassostrea rhizophorae* y absorción por la alga clorofícea *Ulva fasciata*, en el tratamiento de los efluentes generados por el cultivo de *Litopenaeus vannamei*.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en dependencias del Laboratorio de Camarones Marinos (LCM), perteneciente al Departamento de Acuicultura (AQI) del Centro de Ciencias Agrícolas (CCA), Universidad Federal de Santa Catarina (UFSC) en Florianópolis, Brasil. El efluente evaluado fue generado en el proceso de acondicionamiento y crecimiento de reproductores del camarón *Litopenaeus vannamei* que mantenía el LCM. En este proceso, los camarones eran mantenidos a una densidad de 37 ind m⁻², con incorporaciones de melaza y salvado de trigo para mantener una adecuada cantidad de “flocos microbiológicos” como probióticos, además de recibir diariamente una ración comercial que contenía 40% de proteína bruta.

Para obtener el efluente bruto desde el estanque de los reproductores se simuló recambios de agua, colectándose 300 L de efluente. Luego, el efluente fue transportado a la sala de experimentación en recipientes plásticos (60 L), donde por agitación mecánica se resuspendieron los sólidos sedimentados. Antes de transferir el efluente bruto a los estanques de sedimentación se tomaron muestras de agua de 500 mL, en duplicado, para el análisis de los diversos parámetros físicos y químicos.

Para cada uno de los procesos aplicados, sedimentación, filtración y absorción, se utilizó un tiempo de retención hidráulica (TRH) de seis horas. Por lo tanto, el tiempo aplicado en la evaluación de los procesos combinados, es la resultante de la sumatoria de los procesos individuales, es decir, 18 horas de TRH del efluente. El tiempo de TRH establecido para cada proceso (6 h) se basó en los resultados obtenidos por Teichert-Coddington *et al.* (1999) y Ramos *et al.* (2008).

Para evaluar el proceso de sedimentación se emplearon tres estanques cilindro cónicos de color negro con una capacidad de 100 L, los cuales fueron llenados con 90 L de efluente que fue dejado en reposo, sin aireación. Terminado el TRH, de cada estanque de sedimentación, se tomaron muestras de agua de 500 mL, en duplicado, para el análisis de los parámetros físicos y químicos, sólidos y nutrientes disueltos.

El efluente sobrenadante de la sedimentación fue transferido para las unidades experimentales del proceso de filtración y estanque control, el efluente restante de la sedimentación fue descartado. Para el proceso de filtración fueron empleados tres estanques de fibra de vidrio de color negro con un volumen total de 50 L. Cada unidad experimental contó con una línea individual de aire, para mantener los niveles de oxígeno disuelto de acuerdo a las necesidades de la

especie. En cada unidad experimental se colocaron 15 ostras adultas de *Crassostrea rhizophorae* con un peso promedio de 80 g y una biomasa de 1.200 g ostra/estanque. Las ostras fueron donadas por el Laboratorio de Moluscos Marinos (LMM) de la Universidad Federal de Santa Catarina (UFSC). Se emplearon tres estanques control de las mismas características de los estanques experimentales, provistos con conchas de ostras sin animal. Tanto en los estanques experimentales como en los controles se llenaron con 20 L del efluente sobrenadante del proceso de sedimentación.

De la misma forma que el proceso anterior, terminadas las seis horas de TRH del efluente, desde cada unidad experimental fueron colectadas muestras en duplicado de 500 mL para los análisis de calidad de agua de esta etapa. Posteriormente, el efluente sobrenadante fue transferido a los estanques con macroalgas y a los estanques control, para evaluar el proceso de absorción. En este proceso se utilizó el alga clorofícea *Ulva fasciata* colectada manualmente desde el medio natural. En el laboratorio, las algas fueron seleccionadas, limpiadas y acondicionadas durante 24 h. Para mantener los niveles de oxígeno disuelto cerca de la saturación y las algas en suspensión, se mantuvo aeración constante mediante líneas individuales de aire.

En el proceso de absorción se usaron tres estanques cilindro cónicos transparentes de policarbonato con una capacidad de 20 L, los cuales se llenaron con 15 L del efluente sobrenadante de la etapa de filtración. Cada unidad experimental fue inoculada con una biomasa de 250 g de macroalga/15 L de efluente, excepto los estanques control que contenían efluente sin alga. Terminado el TRH de 6 h, de cada estanque se tomaron muestras de 500 mL, en duplicado, para realizar los análisis de los parámetros físicos, químicos, sólidos y nutrientes disueltos.

La figura 1 muestra el diseño experimental utilizado en el tratamiento de los efluentes del camarón *L. vannamei* empleando procesos de sedimentación, filtración y absorción.

Las variables de calidad de agua, oxígeno disuelto ($\pm 0,01$), temperatura ($\pm 0,01$), salinidad ($\pm 0,01$) y pH ($\pm 0,01$) se determinaron mediante el equipo multiparámetros YSI (modelo MP556). La turbidez fue medida con un turbidímetro HACH (modelo XR) en unidades nefelométricas de turbidez (NTU). La clorofila-*a* (CLO-*a*) fue extraída con una solución de etanol y determinada por espectrofotometría según la metodología propuesta por Nusch (1980). Las muestras de agua para determinar la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) fueron incubadas por

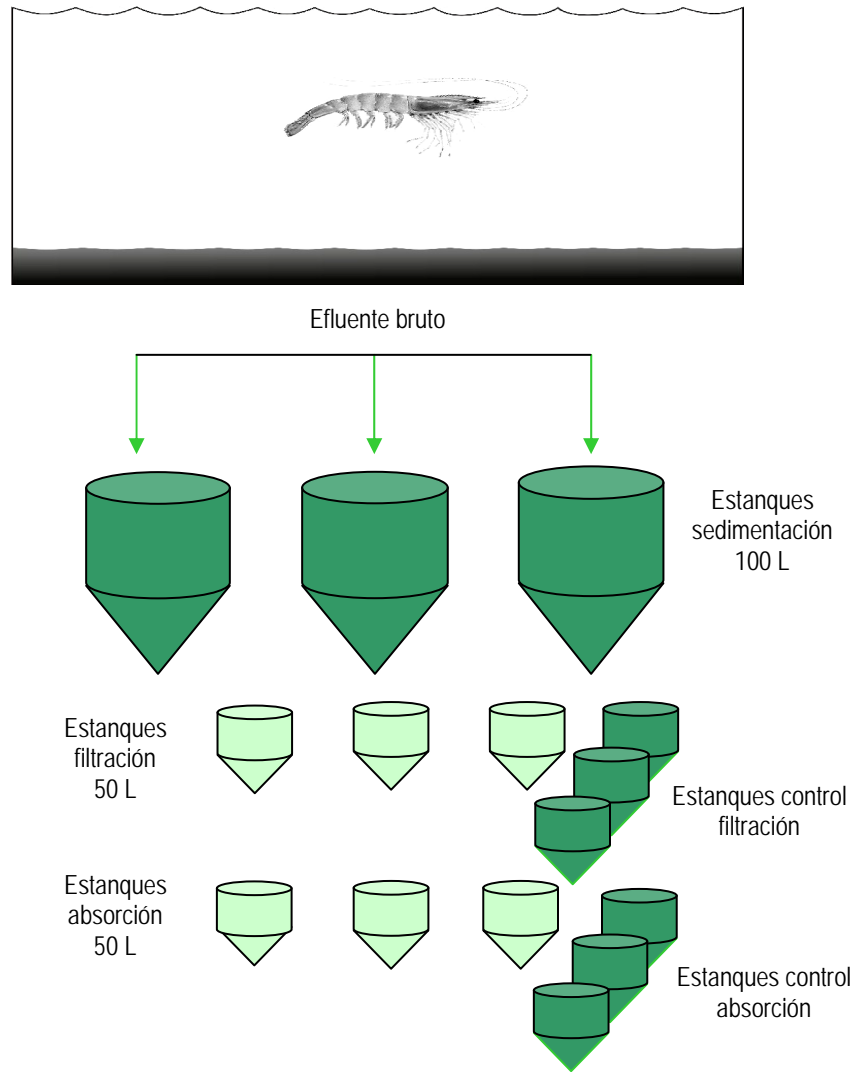


Figura 1. Diseño experimental con la disposición de los estanques en los procesos de sedimentación, filtración y absorción.

Figure 1. Experimental design to the layout of the tanks in sedimentation, filtration and absorption processes.

cinco días en un equipo HACH (modelo BOD TRACK) de acuerdo con Standard Methods (1989). Los sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos volátiles totales (SVT) fueron determinados usando el método de Clesceri *et al.* (1989). Los nutrientes disueltos ortofosfato (PO_4^{3-}), amonio (N-NH_4^+), nitrito (N-NO_2) y nitrato (N-NO_3) fueron analizados en el Laboratorio de Camarones Marinos (LCM) utilizando el fotolorímetro micro-procesado Modelo AT2K8 da empresa Alfakit™ basado en la metodología de Standard Methods (1989).

Para evaluar la eficiencia de remoción (ER), expresada en porcentaje, en los procesos individuales de sedimentación, filtración y absorción se empleó la relación propuesta por Paniagua & García (2003):

$$\text{ER (\%)} = \frac{\text{Concentración estanque control} - \text{Concentración estanque experimental}}{\text{Concentración estanque control}} \times 100$$

La eficiencia de remoción final (ERF), expresada en porcentaje, fue calculada con la fórmula modificada de los mismos autores anteriores:

$$\text{ERF (\%)} = \frac{\text{Concentración efluente bruto} - \text{Concentración final estanque macroalgas}}{\text{Concentración efluente bruto}} \times 100$$

Antes de la aplicación del análisis de varianza se determinó la normalidad y homogeneidad de los datos mediante la aplicación del test de Kolmogorov-Smirnov y Bartlett, respectivamente. Siempre que se

detectaron diferencias significativas ($P < 0,05$) mediante ANOVA se utilizó el test de Tukey ($P < 0,05$). Los valores de los porcentajes de remoción, en los procesos de sedimentación, filtración y absorción fueron transformados a sus equivalentes arco seno antes de la aplicación del análisis de varianza. Para los diferentes procedimientos estadísticos se utilizó el programa computacional Assistat versión 7.4 Beta (Silva & Azevedo, 2006).

RESULTADOS

Los resultados de los parámetros temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto en los tratamientos de sedimentación, filtración y absorción indican que no hubo variaciones durante el experimento, con la excepción de la temperatura y el oxígeno disuelto del efluente bruto. Respecto a la temperatura, presentó valores mayores que el promedio de todos los tratamientos. El oxígeno disuelto en el efluente bruto fue inferior al promedio registrado en los tratamientos de filtración y absorción (Tabla 1).

Las diferencias de temperatura presentadas entre el efluente bruto y los tres tratamientos, se explicarían porque el efluente bruto provenía de estanques mantenidos bajo condiciones de invernadero para mantener la temperatura a 25-26°C en los estanques de los reproductores. Por su parte, el incremento en la concentración de oxígeno disuelto en los tratamientos de filtración y absorción está asociado al aporte de las líneas individuales de aire en las unidades experimentales. El tratamiento de sedimentación permaneció estático, sin aireación, por esa razón el oxígeno disuelto se mantuvo sin variaciones respecto al efluente bruto.

Bacterias totales

Los resultados obtenidos en el proceso de sedimentación mostraron una disminución de 92,9% en la concentración de bacterias totales, de 17×10^5 UFC mL⁻¹ en el efluente bruto a $6,3 \times 10^4$ UFC mL⁻¹ al final del proceso. En el tratamiento de filtración la reducción en la concentración de bacterias totales fue inferior al tratamiento anterior, alcanzando un 89,3% de remoción, en relación al estanque control. En el tratamiento de absorción por las algas, se determinó una disminución en la concentración de bacterias totales de 72,3%, en relación al estanque control (Tabla 2). Finalmente, integrando los tres procesos se estableció que el valor final ($8,3 \times 10^4$) de remoción de UFC correspondió a 95,1% de la concentración inicial (17×10^5) presente en el efluente bruto (Fig. 2).

Turbidez

La remoción de la turbidez en el proceso de sedimentación fue muy importante y se consiguió reducir un 93,8% la concentración, en relación con los valores del efluente bruto. Cuando se contrastaron los porcentajes de remoción del tratamiento de redimentación con los valores del proceso de filtración (40,9%) y absorción (29,6%), se obtuvieron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los tratamientos (Tabla 2).

Al integrar los tratamientos de sedimentación, filtración y absorción luego de seis horas de retención hidráulica del efluente en cada tratamiento, el porcentaje de remoción llegó a 97,1%, pasando de 240 NTU (Unidades Nefelométricas de Turbidez) en el efluente bruto a 6,9 NTU al final del proceso de absorción (Fig. 2).

Sólidos suspendidos totales

La etapa de sedimentación presentó los mayores porcentajes de remoción de los sólidos suspendidos totales, con un valor superior al 65%, siendo estadísticamente diferentes de los otros tratamientos ($P < 0,05$). Por su parte, la filtración por ostras *C. rhizophorae* y absorción por *U. fasciata* tuvieron valores de 26,6 y 24,4% de reducción, respectivamente, no presentando diferencias significativas ($P > 0,05$) entre sí (Tabla 2). El resultado final de remoción de sólidos suspendidos totales obtenido cuando se integraron los tratamientos de redimentación, filtración y absorción fue sobre el 80% de los valores iniciales presentes en el efluente bruto (Fig. 2).

Sólidos volátiles totales (SVT)

La remoción de los sólidos volátiles totales presentó diferencias significativas entre los tratamientos ($P < 0,05$), siendo el tratamiento de absorción por *U. fasciata* el que alcanzó el mejor desempeño con 33,3%. Los tratamientos de sedimentación y filtración por *C. rhizophorae* lograron remover 10,0 y 21,7% de los sólidos volátiles totales presentes en ambas fases del sistema, respectivamente (Tabla 2). Una vez integrados los tratamientos de sedimentación, filtración y absorción, los resultados fueron levemente superiores, alcanzando un 35% de reducción de SVT, respecto al valor del efluente bruto (4,0 mg L⁻¹) (Fig. 2).

Clorofila-a (CLO-a)

Los resultados obtenidos en la remoción de la clorofila-a son altamente positivos, considerando que en todos los tratamientos los valores de reducción son

Tabla 1. Resultados de los parámetros físicos y químicos del agua durante los procesos de sedimentación, filtración y absorción.

Table 1. Results of the chemical and physical parameters of water during sedimentation, filtration and absorption processes.

Tratamientos	Temperatura (°C)	Salinidad	pH	Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)
Efluente bruto	25,3	35,7	7,4	5,6
Sedimentación	16,3	35,7	7,4	5,6
Estanque control <i>C. rhizophorae</i>	16,7	36,0	7,7	7,5
Estanque ostra <i>C. rhizophorae</i>	16,6	35,7	7,5	7,3
Estanque control <i>U. fasciata</i>	17,4	36,0	7,7	7,1
Estanque algas <i>U. fasciata</i>	17,5	35,6	7,6	6,8

superiores a 90% de la concentración presente en el sistema. Los tres tratamientos presentaron diferencias significativas entre si ($P < 0,05$), siendo el proceso de filtración el que alcanzó el mejor desempeño (Tabla 2).

El tratamiento de filtración por ostras consiguió remover el 100% de la concentración de clorofila-*a*, comparado con el valor del estanque control. Por su parte, el proceso de sedimentación alcanzó valores de remoción de 94,5% y la absorción 92,1% de la concentración de CLO-*a*. En este último caso, los altos resultados se explican por la continua sedimentación de las células vegetales. El porcentaje de remoción final de CLO-*a* del sistema, una vez integrados los tratamientos, alcanzó un valor de 99,1% en relación a la concentración del efluente bruto (Fig. 2).

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

Los resultados de la DBO indicaron que el tratamiento de sedimentación mostró el mejor desempeño en la disminución de este parámetro, presentando diferencias significativas respecto de los otros tratamientos ($P < 0,05$). El valor de remoción de la DBO en el proceso de sedimentación fue 44,8%, en relación al estanque control. También el proceso de absorción presentó una alta eficiencia de remoción, alcanzando un valor de 41,6% respecto del estanque control (Tabla 2). Por su parte, el tratamiento de filtración con *C. rhizophorae* no presentó una buena reducción de la DBO y sólo alcanzó un 6,5%, lo que se justificaría por el hecho que la ostra elimina heces y pseudoheces a través del proceso de excreción, lo que contribuiría al incremento de la DBO en el sistema. Al integrar los tratamientos de sedimentación, filtración y absorción, los resultados indicaron que la reducción de la DBO

llegó a 39,2%, en relación al valor inicial del efluente bruto ($9,7 \pm 0,77$), (Fig. 2).

Amonio

Durante la fase de sedimentación la remoción del amonio fue baja, llegando a remover sólo el 15,8% de la concentración presente en el efluente bruto. La misma tendencia se observó en la fase de filtración por la ostra *Crassostrea rhizophorae*, que alcanzó un valor inferior al tratamiento anterior con 11,5% (Tabla 2).

A pesar de los resultados de las etapas anteriores, el tratamiento de absorción por *U. fasciata* presenta un valor (0,42 mg L⁻¹) muy interesante, reduciendo la concentración de amonio en 49,6% en relación al valor del estanque control (0,61 mg L⁻¹) de esta etapa experimental. El desempeño del proceso de absorción en la reducción de amonio presentó diferencias significativas ($P < 0,05$) respecto a los otros tratamientos.

El resultado de integración de los tres tratamientos, permite deducir que los resultados mejoran bastante, alcanzando al 54,1% de la concentración presente en el efluente bruto (Fig. 2).

Nitrito/Nitrato

El mayor porcentaje de remoción de nitrito se obtuvo en la fase de sedimentación con 45,0% pasando de 1,0 mg L⁻¹ en el efluente bruto a 0,55 mg L⁻¹ al finalizar este tratamiento, siendo estadísticamente diferentes ($P < 0,05$) de los tratamientos de filtración y absorción. Por su parte, los menores porcentajes de remoción del nitrito se obtuvieron en el tratamiento de filtración con 19,6%. En el tratamiento de absorción por *Ulva fasciata* la remoción del nitrito fue de 31,1%.

Table 2. Valores promedios (\pm desviación estándar) para todos los parámetros evaluados en los tratamientos de sedimentación, filtración por *Crassostrea rhizophorae* y absorción por *Ulva fasciata*.

Table 2. Average values (\pm standard deviation) for all parameters measured in treatments of sedimentation, *Crassostrea rhizophorae* filtration and *Ulva fasciata* absorption.

Tratamientos	Bacterias (totales UFC mL ⁻¹)	Turbidez (NTU)	SST (mg L ⁻¹)	SVT (g L ⁻¹)	CLO-a (μ g L ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	Amonio (mg L ⁻¹)	Nitrato (mg L ⁻¹)	Nitrato (mg L ⁻¹)	Fosfato (mg L ⁻¹)
Efluente bruto	17 x 10 ⁵	240 \pm 11,2	1068 \pm 13,0	4,0 \pm 0,7	203,7 \pm 4,1	9,7 \pm 0,77	1,33 \pm 0,13	1,0 \pm 0,02	7,25 \pm 0,17	4,0 \pm 0,26
Sedimentación	6,3 x 10 ⁴	14,8 \pm 0,8	364 \pm 6,5	3,6 \pm 0,4	11,2 \pm 0,7	6,7 \pm 0,6	1,12 \pm 0,07	0,55 \pm 0,01	5,9 \pm 0,91	3,4 \pm 0,63
Eficiencia de remoción (%)	92,3	93,8 a	65,9 a	10,0 c	94,5 b	44,8 a	15,8 b	45,0 a	17,7 b	15,0 b
Estanque control <i>C. rhizophorae</i>	1,4 x 10 ⁵	9,3 \pm 0,60	256 \pm 21,5	4,6 \pm 0,29	11,2 \pm 0,39	7,9 \pm 1,1	1,13 \pm 0,03	0,56 \pm 0,01	5,65 \pm 0,03	3,78 \pm 0,03
Filtración <i>C. rhizophorae</i>	1,5 x 10 ⁴	5,5 \pm 0,64	188 \pm 16,8	3,6 \pm 0,24	0,0 \pm 0,0	6,6 \pm 0,0	1,0 \pm 0,04	0,45 \pm 0,03	5,25 \pm 0,55	3,46 \pm 0,79
Eficiencia de remoción (%)	89,3	40,9 b	26,6 b	21,7 b	100 a	6,5 c	11,5 c	19,6 c	5,4 c	8,5 c
Estanque control <i>U. fasciata</i>	3,0 x 10 ⁵	9,8 \pm 0,17	266 \pm 24,2	3,9 \pm 0,85	24,2 \pm 1,8	10,1 \pm 0,97	1,21 \pm 0,03	0,61 \pm 0,0	7,49 \pm 0,14	4,31 \pm 0,07
Absorción <i>U. fasciata</i>	8,3 x 10 ⁴	6,9 \pm 1,40	201 \pm 20,1	2,6 \pm 0,6	1,9 \pm 0,0	5,9 \pm 0,1	0,61 \pm 0,0,8	0,42 \pm 0,02	2,23 \pm 0,13	2,01 \pm 0,19
Eficiencia de remoción (%)	72,3	29,6 c	24,4 b	33,3 a	92,1 c	41,6 b	49,6 a	31,1 b	70,2 a	53,6 a
Eficiencia de remoción final (ERF %)	95,1	97,1	81,3	35,0	99,1	39,2	54,1	58,0	69,2	52,9

Letras diferentes (a, b, c) en la misma columna indican diferencias significativas ($P < 0,05$).

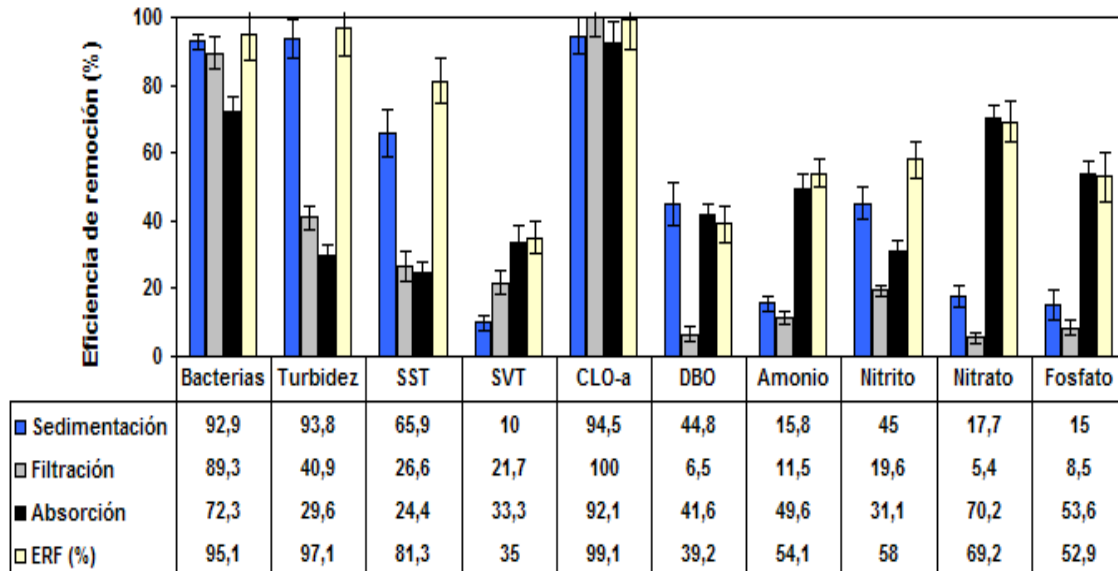


Figura 2. Valores promedios de eficiencia de remoción (%) para cada proceso individual y para los procesos combinados de sedimentación, filtración y absorción ERF (Eficiencia de Remoción Final).

Figure 2. Removal averages values (%) for each individual process and combined sedimentation, filtration and absorption processes ERF (Efficiency in Removing End).

Para el nitrato, la mayor eficiencia de remoción se presentó en la fase de absorción por *U. fasciata* con 70,2%, siendo estadísticamente diferentes de los otros tratamientos ($P < 0,05$), que alcanzaron valores bastante bajos 17,7 y 5,4% para los tratamientos de sedimentación y filtración, respectivamente (Fig. 2). Cuando se integraron los tres tratamientos, se consiguió remover 69,2% de la concentración de nitrato presente inicialmente en el efluente bruto (Tabla 2).

Fosfato

La mayor eficiencia de remoción del fosfato fue alcanzado en el tratamiento de absorción por *U. fasciata* con 53,6%, siendo estadísticamente diferente ($P < 0,05$) de los tratamientos de sedimentación y filtración. De esta forma, los tratamientos mencionados alcanzaron valores bastante bajos con 15,0 y 8,5%, respectivamente. El cálculo de la eficiencia de remoción final, con los tratamientos integrados de sedimentación, filtración y absorción, en relación al valor del efluente bruto ($4,0 \text{ mg L}^{-1}$) mostraron un valor de remoción de 52,9% de fosfato (Tabla 2).

DISCUSIÓN

Parámetros físicos y químicos

Los valores de los parámetros físicos y químicos del agua, temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto,

están dentro del rango adecuado para el crecimiento de las especies utilizadas en la investigación. La ostra del mangle *Crassostrea rhizophorae* presentó una amplia tolerancia a todos los parámetros evaluados, por el hecho de habitar ambientes que presenta una alta variabilidad, como son las áreas de estuarios y manglares (Poli, 2004). Por su parte, la macroalga del género *Ulva* sp. se distribuye ampliamente en todo el mundo en diversos ambientes, por lo que su hábitat varía bastante, debido a ese hecho presenta una amplia tolerancia a la temperatura, salinidad y a ambientes acuáticos con algún grado de contaminación, especialmente aquellos con alta carga orgánica (Soulsby *et al.*, 1985 *vide* Pagand, 1999).

Bacterias totales

El alto rendimiento observado en la remoción de las bacterias totales en el proceso de filtración (89,3%) se explica porque las bacterias constituyen una parte importante en la alimentación de los moluscos filtradores como fue reportado por Jones *et al.* (2002, 2001). Jones *et al.* (2001) señalan que durante el proceso de filtración las ostras seleccionan las partículas de acuerdo con el tamaño y peso, y composición química. Según Jones *et al.* (2002) el 95% de las partículas que permanecen en suspensión en el efluente de los estanques de camarón están dentro del tamaño óptimo (inferiores a 5 nm). De esta forma, la ostra *Saccostrea commercialis* remueve

efectivamente bacterias entre 0,2-1,0 nm en su proceso de filtración (Jones *et al.*, 2002).

Cuando se comparan los resultados de este estudio con los valores alcanzados por Jones *et al.* (2001) en la eficiencia de remoción final de bacterias, se puede concluir que el desempeño de los tratamientos aplicados fue superior, considerando que estos autores alcanzaron un 70% de eficiencia, comparado con el 95% obtenido con los tratamientos integrados en este experimento.

Turbidez

Es interesante destacar que el porcentaje de remoción de la turbidez (97,1%) fue superior al alcanzado por Jones *et al.* (2002) que determinaron valores de reducción de 87% en aguas generadas en el cultivo del camarón *Penaeus japonicus*, utilizando la ostra *Saccostrea commercialis* y la macroalga *Gracilaria edulis* como biofiltros, después de 24 h de tiempo de residencia hidráulica del efluente.

Una vez integrados los tratamientos de redimentación, filtración y absorción, la eficiencia de remoción de la turbidez llegó a 97,1%, pasando de 240 NTU en el efluente bruto a 6,9 NTU al final del proceso de absorción (Tabla 2). Este valor en la remoción de la turbidez es altamente significativo comparado con los resultados de Jones *et al.* (2002) luego de 24 h de residencia del efluente.

Sólidos suspendidos totales

La etapa de sedimentación demostró una alta eficiencia en la reducción de los SST, alcanzando un 68,5% de remoción, lo que concuerda con los resultados de Teichert-Coddington *et al.* (1999), Jones *et al.* (2001) y Jackson *et al.* (2003), en el sentido que el proceso de sedimentación es eficiente en la reducción de los sólidos presentes en los efluentes de la carcinocultura.

Cuando se comparan los resultados de remoción obtenidos con el valor alcanzado por Jackson *et al.* (2003) de 60% en 16,8 h de tiempo de residencia del efluente y de Jones *et al.* (2001) con 71,7% en 24 h de residencia del efluente, se puede indicar que el desempeño alcanzado en este estudio fue superior, considerando el menor tiempo de residencia hidráulica del efluente (6 h).

El proceso de filtración por la ostra *C. rhizophorae* presentó un rendimiento semejante a los resultados obtenidos por Jones *et al.* (2002) con *Saccostrea commercialis* que obtuvieron una remoción de 23% de los sólidos totales suspendidos. Jones *et al.* (2001) consiguieron reducir los SST de 0,17 a 0,02 g L⁻¹, representando un 88,2% en 24 h.

Por su parte, la eficiencia de remoción de SST por *Ulva fasciata* presenta el valor más bajo (24,4%), comparado con los otros tratamientos, 65,9 y 26,6% para sedimentación y filtración, respectivamente. Esto último demuestra que las algas presentan una baja eficiencia en la reducción del material en suspensión, concordando con los resultados obtenidos por Jones *et al.* (2001) para *Gracilaria edulis*. El desempeño final con los procesos integrados de sedimentación, filtración y absorción, alcanzó valores de remoción superiores al 80% de los SST presentes en el efluente bruto, en sólo seis horas de TRH del efluente.

Sólidos volátiles totales (SVT)

De la misma forma que los resultados obtenidos por Jones *et al.* (2001), la fracción orgánica de los sólidos en suspensión (sólidos volátiles) es removida más lentamente, si es comparada con el contenido inorgánico. A pesar de no haber hecho la separación de las diferentes fracciones de los sólidos en suspensión, es posible deducir que la fracción inorgánica es removida más rápidamente que la fracción orgánica. Esto se infiere cuando se comparan los altos porcentajes de remoción, en los tres tratamientos, de los sólidos suspendidos totales y el bajo nivel de reducción de los sólidos volátiles totales. Esta deducción refuerza, el hecho que en el tratamiento de absorción, fase final, se obtuvieron las mayores reducciones de los sólidos volátiles coincidentemente con el mayor tiempo de permanencia del efluente en el sistema (18 h en total), respecto de los porcentajes de reducción de los otros dos tratamientos (sedimentación 6 h y absorción 12 h).

Clorofila-a

Cuando se comparan los resultados de remoción de clorofila-a en cada tratamiento, con los valores obtenidos por Jones *et al.* (2001) aplicando los mismos procesos, se puede concluir que el rendimiento de este estudio fue superior. Así se tiene que en la sedimentación, Jones *et al.* (2001) alcanzaron 27,8% de reducción comparado con 94,5% en este experimento. De la misma forma, en la filtración y absorción alcanzaron 91,5% y 86,3% comparado con 100% y 92,1% de este estudio, respectivamente. Cuando son integrados los tratamientos de sedimentación, filtración y absorción, los resultados de Jones *et al.* (2001) son iguales al desempeño obtenido en este estudio (99,1%). De acuerdo con Jones *et al.* (2001), el efluente bruto presentó 180 µg L⁻¹ y alcanzó al final del proceso de absorción 1,5 µg L⁻¹, lo que representa un 91,1% de remoción. A diferencia de esta investigación, el

tiempo de residencia hidráulica empleada por Jones *et al.* (2001) fue 24 h en cada tratamiento, mientras que en este estudio se utilizó seis horas de TRH del efluente.

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

El valor de remoción de 44,8% obtenido en el proceso de sedimentación en este estudio, es mayor que el obtenido por Teichert-Coddington *et al.* (1999) con 9,3% después de 6 h de residencia hidráulica del efluente (de 18,3 a 16,6 mg L⁻¹), utilizando los últimos 20 cm de la columna de agua de los estanques con camarones. De igual manera, el proceso de absorción presenta una alta eficiencia de remoción, alcanzando un valor de 41,6% respecto del estanque control. El proceso de filtración por *C. rhizophorae* no presenta una alta eficiencia en la remoción de la DBO, alcanzando a 6,5% de reducción, lo que se justificaría por el hecho que la ostra en la digestión del material particulado elimina heces y pseudoheces a través del proceso de excreción. De acuerdo con Jones *et al.* (2001) la ostra *Saccostrea commercialis* produce 78 mg L⁻¹ peso seco/día de heces y pseudoheces, que incrementa la DBO del sistema.

Amonio

A pesar de los resultados de las etapas anteriores, el tratamiento de absorción por la macroalga *U. fasciata* presenta un desempeño bastante eficiente, reduciendo la concentración de amonio (0,61 mg L⁻¹) en 49,6%, cuando se compara con el estanque control (1,21 mg L⁻¹) de esta etapa experimental. Con estos resultados se confirma las conclusiones de Shpigel & Neori (1996), Jones *et al.* (2001, 2002) y Marinho-Soriano *et al.* (2002) que indicaron que el rol de las macroalgas sería absorber los nutrientes nitrogenados contenidos en el efluente y formar carbono mediante procesos de fotosíntesis, minimizando el riesgo de eutrofización del ambiente. Por su parte, Chopin *et al.* (2001) señalaron que las macroalgas pueden asimilar el 90% del amonio liberado en sistemas intensivos de cultivo de peces. El nitrógeno en la forma de amonio es frecuentemente absorbido más rápidamente que el nitrato, urea o aminoácidos en muchas macroalgas (Deboer, 1981 *vide* Lobban & Harrison, 1997)

Una vez integrados los procesos de sedimentación, filtración y absorción, el porcentaje de remoción del amonio alcanza a 54,1%. Este valor es inferior al señalado por Enander & Hasseltrom (1994) (*vide* Chopin *et al.*, 2001) que reportan 81% de remoción de amonio en un sistema integrado por el camarón *Penaeus monodon*, el molusco *Mytilus edulis* y la macroalga *Gracilaria* sp., sin especificar el tiempo de

retención hidráulica del efluente en el sistema y condiciones generales del experimento. Es importante señalar que la eficiencia de absorción de nutrientes, definido como el porcentaje de reducción de la concentración de nutrientes en el agua, depende de muchos factores, tales como, ciclo de vida del alga, tasa de crecimiento y densidad de cultivo de la alga, profundidad del agua, tasa de renovación de agua, entre otras variables (Chopin *et al.*, 2001). La proporción superficie/volumen, la forma del talo y la edad de la planta son algunos de los factores que pueden afectar la tasa de absorción de los nutrientes por las algas (Lobban & Harrison, 1997).

Nitrito/Nitrato

Las menores concentraciones de nitrito presente en el sistema, en comparación con las de amonio y nitrato se explican por el hecho de ser un producto intermedio del proceso de nitrificación. En este caso, los resultados sugieren la existencia de reacciones de degradación del amonio por bacterias presentes en los estanques de sedimentación, aspecto que no fue evaluado.

Por su parte, es necesario señalar que la concentración de nitrato en el efluente es bastante alta (7,25 mg L⁻¹), debido a los aportes de melaza y salvado de trigo que son aportados a diario en el estanque para mantener una alta concentración de microorganismos (probióticos) constituyentes de las biopelículas (flocos) empleada para el control ambiental del sistema.

Para el nitrato la mayor eficiencia de remoción se presenta en la fase de absorción por las macroalgas con 70,2%, siendo estadísticamente diferentes de los otros tratamientos ($P < 0,05$). Ese hecho es contrario a las observaciones de Lunberg *et al.* (1989 *vide* Lobban & Harrison, 1997) que indicaron que el amonio y fosfato pueden inhibir la absorción de nitrato en *Ulva* sp.

Fosfato

El bajo desempeño alcanzado en el proceso de sedimentación en la remoción del fosfato, solo un 15% de eficiencia, es contrario a los resultados reportados por otros autores que señalan que por efecto de precipitación de los compuestos fosfatados, el proceso de sedimentación alcanza altas tasas de remoción (Coloso *et al.*, 2003).

Según Teichert-Coddington *et al.* (1999), la mayor concentración de fósforo total en los estanques de camarones marinos, se encuentra en el fondo del estanque, lo que lleva a pensar que ese nutriente

presenta una mayor capacidad de precipitación si se compara con otros elementos disueltos. Por su parte, Jones *et al.* (2001) indicaron que los valores de fosfato en el proceso de sedimentación no presentaron variaciones respecto de la filtración y absorción, y que durante la sedimentación fue removido el 14% del fósforo total, lo que coincide con los valores registrados en este estudio (15%). Esta respuesta se manifiesta claramente en el proceso de filtración (3,46 mg PO₄⁻³ L⁻¹), donde el porcentaje de remoción alcanza sólo a 8,5%, en relación con la concentración registrada en el estanque control (3,78 mg PO₄⁻³ L⁻¹). Este valor en el proceso de filtración se justificaría por la excreción de los animales (Asmus *et al.*, 1995 *vide* Jones *et al.*, 2001). Por otra parte, la mayor parte del fósforo filtrado por las ostras es convertido en deposición, siendo que el 8% es liberado como fosfato (PO₄⁻³) (Dame *et al.*, 1989 *vide* Jones *et al.*, 2001) y solo el 3% es absorbido y convertido en biomasa (Sornin *et al.*, 1986 *vide* Jones *et al.*, 2001).

A pesar de la baja eficiencia en la remoción del fosfato en los procesos de sedimentación y filtración, esa tendencia cambia en el proceso de absorción, donde la eficiencia de remoción alcanza valores de 53,6% en relación a la concentración de fosfato del estanque control. Este resultado es estadísticamente diferente ($P < 0,05$) de los resultados obtenidos en los tratamientos de sedimentación y filtración. Por su parte, Jones *et al.* (2001) obtuvieron un porcentaje de remoción de 95,2% con un tiempo de residencia del efluente mayor que el empleado en este estudio (24 h).

Cuando los tratamientos de sedimentación, filtración y absorción fueron integrados, los resultados finales alcanzado por el sistema en la remoción de fosfato (52,9%) fueron similares a los obtenidos en el tratamiento de absorción (53,6%).

CONCLUSIONES

El proceso de sedimentación presentó una alta eficiencia en la remoción de bacterias totales, turbidez, sólidos suspendidos totales y clorofila-*a* del efluente de la carcinocultura. Por su parte, el tratamiento de filtración tuvo un alto desempeño en la disminución de bacterias totales (UFC), clorofila-*a* y en menor porcentaje la turbidez. En cuanto al proceso de absorción se puede concluir que en la remoción de nutrientes, tales como, amonio, nitrato y fosfato su eficiencia fue alta. Además, también presentó un elevado desempeño en la remoción de sólidos volátiles totales y bacterias totales.

La integración de los procesos mejora substancialmente la calidad de agua de los efluentes

de la carcinocultura. La utilización de especies complementarias aproxima al sistema a un equilibrio, obteniendo mutuos beneficios en cada uno de los organismos participantes de este ecosistema. Por otra parte, para el empresario aparecen otras alternativas de negocio, diversificando las posibilidades económicas con otros productos de valor comercial, que aumentan también los lucros por unidad de cultivo con una reducción de los daños ambientales al tratar los efluentes generados en la producción del camarón.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los proyectos CNPq CT-Agro (Proyecto 504277 / 2003-0)-Brasil y MECESUP ANT 0106-Chile por los recursos financieros para desarrollar el estudio. Al Laboratorio de Camarones Marinos (LCM), Laboratorio de Moluscos Marinos (LMM) y Laboratorio Integrado de Medio Ambiente (LIMA), de la Universidad Federal de Santa Catarina (UFSC) por las facilidades otorgadas para la realización de esta investigación.

REFERENCIAS

- Boyd, C.E. 1992. Shrimp pond bottom soil and sediment management. In: J. Wyban (ed.). World aquaculture society '92. Proceedings of the special session on shrimp farming. Baton Rouge, pp. 166-181.
- Briggs, M.R.P & S.J. Funge-Smith. 1994. A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand. *Aquacult. Fish. Manage.*, 25: 789-811.
- Chopin, T., A. Bushmann, C. Halling, M. Troell, N. Kautsky, A. Neori, G. Kraemer, J. Zertuche-González, C. Yarish & C. Neefus. 2001. Integrated seaweed into marines aquaculture systems: a key toward sustainability. *J. Physiol.*, 37: 975-986.
- Clesceri, L., A. Greenberg & R. Trussel. 1989. Standard methods for examination of water and wastewater. American Public Health Association, New York, 1286 pp.
- Coloso, R.M., K. King, J.W. Fletcher, M. Hendrix, M. Subramanyam, P. Weiss & R.P. Ferraris. 2003. Phosphorus utilization in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed practical diets and consequences on effluent phosphorus levels. *Aquaculture*, 220: 801-820.
- Costanzo, S.D., M.J. O'Donohue & W. Dennison. 2004. Assessing the influence and distribution of shrimp pond effluent in a tidal mangrove creek in north-east Australia. *Mar. Pollut. Bull.*, 48: 514-525.
- Cunha, P., D. Vich & R. Duarte. 2004. Carcinocultura no Rio Grande do Norte: caracterização dos ecossistemas

- de cultivo como subsidios para tratamento de seus efluentes-uso de bacias de sedimentação. IV Simposio Internacional de Qualidade Ambiental. 24 a 26 de Mayo, Porto Alegre, pp. 1-8.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2008. Estado mundial de la pesca y acuicultura. Departamento de Pesca y Acuicultura (Sofia). <http://www.fao.org/docrep/011/i0250s/i0250s00.htm>. Revised: 3 June 2009.
- Hopkins, J.S. 1995. A review of water management regimes, which abate the environmental impacts of shrimp farming. In: C.L. Browdy & J.S. Hopkins (eds.). Proceedings of the special session on shrimp farming. Aquaculture '95. World Aquaculture Society, pp. 157-166.
- Jackson, C., N. Preston, M. Buford & P. Thompson. 2003. Managing the development of sustainable shrimp farming in Australia: the role of sedimentation ponds in treatment of farm discharge water. Aquaculture, 226: 23-34.
- Jara-Jara, R., A. Pazos, M. Abad, I. García-Martin & J. Sánchez. 1997. Growth of clam seed (*Ruditapes decussatus*) reared in the wastewater effluent from a fish in Galicia (N.W. Spain). Aquaculture, 158(3-4): 247-262.
- Jones, A., W. Dennison & N. Preston. 2001. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. Aquaculture, 193: 155-178.
- Jones, A., P. Preston & W. Dennison. 2002. The efficiency and condition of oyster and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. Aquacult. Res., 33: 1-19.
- Lefebvre, S., L. Barillé & M. Claire. 2000. Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) feeding responses to a fish-farm effluent. Aquaculture, 187: 185-198.
- Lobban, C.S & P.J. Harrison. 1997. Nutrients. In: C.S. Lobban & P.J. Harrison (eds.). Seaweed ecology and physiology. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 163-209.
- Marinho-Soriano, E., C. Morales & W.S.C. Moreira. 2002. Cultivation of *Gracilaria* (Rhodophyta) in shrimp pond effluents in Brazil. Aquacult. Res., 33: 1081-1086.
- Nascimento, I., F. Mangabeira, A. Evangelista, A. Santos, S. Pereira, A. Silvano & G. Carvalhal. 1998. Cultivo integrado de camarões e ostras: a busca de uma tecnologia limpa para o desenvolvimento sustentado. Anais de Aqüicultura Brasil' 98 - Desenvolvimento com sustentabilidade. Recife-Pe - ABRAQ, 2: 503-514.
- Nelson, S., E. Glenn, J. Conn, D. Moore, T. Walsh & M. Akutagawa. 2001. Cultivation of *Gracilaria parvispora* (Rhodophyta) in shrimp-farm effluent ditches and floating cages in Hawaii: a two-phase polyculture system. Aquaculture, 193(3-4): 239-248.
- Neori, A., N. Ragg & M. Shpigel. 1998. The integrated culture of seaweed, abalone, fish and clams in modular intensive land-based systems: II. Performance and nitrogen partitioning within an abalone (*Haliotis tuberculata*) and macroalgae culture system. Aquacult. Eng., 17: 215-239.
- Nunes, A. 2002. Tratamento de efluentes e recirculação de água na engorda de camarão marinho. Panor. Aqüicult., 71: 27-39.
- Nusch, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. Arch. Hydrobiol. Beith. Stuttgart, 14: 14-36.
- Páez-Osuna, F., S. Guerrero-Galván, A. Ruiz-Fernández & R. Espinoza-Angulo. 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in north-western, México. Mar. Pollut. Bull., 34, 290-297.
- Páez-Osuna, F. 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: a global perspective. Environ. Pollut., Amherst, 112 : 229-231.
- Pagand, P. 1999. Traitement des effluents piscicoles marines par lagunage a haut rendement algal. Thèse de Doctorat. Université de Montpellier, 220 pp.
- Pagand, P., J. Blancheton, J. Lemoalle & C. Casellas. 2000. Low density fish farm including unit containing *Ulva lactuca* or *Gracilaria verrucosa*. Aquacult. Res., 31(1): 1-729.
- Paniagua-Michel, J. & O. García. 2003. Ex-situ bioremediation of shrimp culture effluent using constructed microbial mats. Aquacult. Eng., 28: 131-139.
- Poli, C.R. 2004. Aqüicultura: experiencias brasileñas. In: C.R. Poli, A. Tedia, B. Poli, E. Andreatta & E. Beltrame (eds.). Capitulo X Cultivo de ostras do Pacifico *Crassostrea gigas*, 1852. Departamento de Aqüicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, pp. 251-266.
- Preston, N., J. Christopher & M. Buford. 2003. Recent advances towards minimizing and managing waste nutrients from intensive from intensive shrimp farms in Australia. World Aquaculture Meeting, May 19-23, 2003 Salvador, Brasil, 614 pp.
- Pruder, G. 1992. Marine shrimp pond effluent: characterization and enviromental impact. In: J. Wyban (ed.). Proceedings of the special session on shrimp farming. World Aquaculture Society, Baton Rouge, pp. 187-190.
- Ramos, R., L. Vinatea, & R. da Costa. 2008. Tratamiento de efluentes del cultivo de *Litopenaeus vannamei* por

- sedimentación y filtración por la ostra *Crassostrea rhizophorae*. Lat. Am. J. Aquat. Res., 36(2): 235-244.
- Samocha, M., M. López, E. Jones, S. Jackson & A. Lawrence. 2004. Characterization of intake and effluent waters from intensive and semi-intensive shrimp farms in Texas. Aquacult. Res., 35: 321-339.
- Sandifer, P. & J. Hopkins. 1996. Conceptual design of a sustainable pond-based shrimp culture system. Aquacult. Eng., 15: 41-52.
- Shpigel, M. & A. Neori. 1996. The integrated culture of seaweed, abalone, fish and clams in modular intensive land-based systems: I. Proportions of size and projected revenues. Aquac. Eng., 15: 313-326.
- Shpigel, M., A. Gasith & E. Kimmel. 1997. A biomechanical filter for treating fish-pond effluent. Aquaculture, 152(1-4): 103-117.
- Souza, T. 2003. Tratamento de efluentes de carcinicultura por dois wetlands artificiais pilotos, com e sem *Spartina alterniflora*. Perspectivas de aplicação. Dissertação de Mestrado em Aqüicultura. Departamento de Aqüicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 92 pp.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater. 1989. American Public Health Association. Byrd Prepress, Springfield, 1193 pp.
- Silva, F. de A. & A.C. Azevedo. 2006. A new version of the assistat statistical assistance software. World Congress on Computers in Agriculture. Orlando, USA. American Society of Agriculture Engineers, pp. 393-396.
- Teichert-Coddington, D., D. Rouse, A. Potts & C. Boyd. 1999. Treatment of harvest discharge form intensive shrimp pondby settling. Aquacult. Eng., 19: 147-161.
- Tilley, D., H. Badrinarayanan, R. Rosati & J. Son. 2002. Constructed wetlands as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. Aquacult. Eng., 26(2): 81-109.
- Wong, K.B., Y.H. Chueng, F. Leungs & P.S. Wong. 1995. Reclamation of polluted riverwater for aquaculture: Removal of nutrients by microalgae. Wat. Sci. Tech, 32(3): 271-280.
- Wong, B. & R. Piedrahita. 2000. Settling velocity characterization of aquacultural solids. Aquacult. Eng., 21: 233-246.
- Xie, B., D. Zhuhong & W. Xiaorong. 2004. Impact of the intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creek from Eastern China. Mar. Pollut. Bull., 48: 543-553.

Received: 29 September 2008; Accepted: 6 April 2010