

Juyyaania

Revista sobre el Manejo, Uso y
Aprovechamiento de los Recursos Naturales

Juyyaania
Universidad Autónoma Indígena de México
ISSN: 1675-2341
Sinaloa - México

2014

**BALANCE DE NUTRIENTES EN UN HUMEDAL UTILIZANDO MANGLES
(*Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*) INTEGRADO A ESTANQUES CON
CAMARÓN (*Litopenaeus vannamei*)**

Leonardo Moroyoqui-Rojo; Francisco J. Flores-Verdugo y Gustavo Hernández-Carmona
Juyyaania, Enero - Junio, año/Vol. 2, Número 1
Universidad Autónoma Indígena de México
Los Mochis, Ahome, Sinaloa. pp. 107 - 118

BALANCE DE NUTRIENTES EN UN HUMEDAL UTILIZANDO MANGLES (*Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*) INTEGRADO A ESTANQUES CON CAMARÓN (*Litopenaeus vannamei*)

NUTRIENT BALANCE IN A CONSTRUCTED WETLAND USING MANGROVES (*Rhizophora mangle* and *Laguncularia racemosa*) INTEGRATED PONDS WHITE SHRIMP (*Litopenaeus vannamei*)

Leonardo **Moroyoqui-Rojo**¹; Francisco J. **Flores-Verdugo**² y Gustavo **Hernández-Carmona**¹

¹Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, CICIMAR-IPN, Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, Apartado postal 592, C.P. 23096, La Paz, BCS, México. Correo: leonmororojo@gmail.com. ²Laboratorio de Ecosistemas Costeros, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Unidad Académica Mazatlán, Av. Joel Montes Camarena s/n, Col. Playa Sur, Apartado postal 811, C.P. 82000, Mazatlán, Sinaloa, México.

RESUMEN

Se evaluó la capacidad de asimilación de nutrientes de dos especies de mangle (*Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*) en estanques de cultivo con camarón (*Litopenaeus vannamei*). Los estanques se sembraron con *R. mangle*, *L. racemosa* y sin plántulas (control). Cada estanque contenía 20 plataformas flotantes con 720 plántulas. El agua se bombeó del estuario hacia los estanques. Se analizó el contenido de nitrógeno total y fósforo total durante el llenado y recambio de agua en los estanques, en las plántulas de mangle, en las postlarvas y camarón cosechado, alimento balanceado, fertilizante y sedimento para determinar el balance de nutrientes. Los resultados mostraron que la carga de nutrientes en el agua de entrada fue de 7269 g de N y 3095 g de P. En los estanques con *L. racemosa* y *R. mangle* la carga de nutrientes disminuyó a 1018–1071 g de N y 609–724 g de P. En el estanque control la carga de nutrientes en el agua de salida alcanzó hasta 5564 g de N y 1583 g de P. Los mangles acumularon nutrientes en sus tejidos, entre 18,014 y 16,711 g de N y entre 5976 y 5832 g de P. La volatilización de amonio y la adsorción por los sedimentos de fósforo variaron de 17,298 a 18,570 g de N y de 6249 a 6268 g de P, respectivamente. En el estanque control, estas fueron 30,022 g de N y 10,922 g de P. La longitud final de *L. racemosa* fue de 48 cm y 54 cm de raíz y de *R. mangle*, 38 cm y 46 cm de raíz. La supervivencia del camarón fue de 80%, y los individuos alcanzaron un peso de 10.4 g y una longitud total de 12.2 cm.

Palabras Clave: Mangle, nutrientes, calidad de agua, hidroponía, efluentes de acuacultura.

SUMMARY

The nutrient removal capacity of two species of mangrove (*Rhizophora mangle* and *Laguncularia racemosa*) was assessed in shrimp (*Litopenaeus vannamei*) culture ponds. One pond contained *R. mangle* seedlings and another *L. racemosa* seedlings, while a third (control pond) was left without seedlings. Treatment ponds contained 20 floating platforms with 720 mangrove seedlings. Water was pumped from the estuary into the ponds. The content of total nitrogen and total phosphorus during filling and water exchange in the ponds, in mangrove seedlings, in harvested shrimp postlarvae, feed, fertilizer and sediment was analyzed for nutrient balance. The results showed that flux of nutrients from the influent water to the ponds was 7,269 g of N and 3,095 g of P. In the ponds with mangroves, the nutrients were reduced to 1,018–1,071 g of N and 609–724 g of P. In the control pond, the effluent water nutrient concentrations were 5,564 g of N and 1,583 g of P. The nutrients accumulated in the mangrove tissue were 18,014–16,711 g of N and 5,976–5,832 g of P. Volatilization of ammonium and adsorption of phosphorus by sediments were 17,298–18,570 g of N and 6,249–6,268 g of P, and in the control pond, 30,022 g of N and 10,922 g of P, respectively. The final length for *L. racemosa* was 48 cm and the root length was 54 cm. For *R. mangle*, the final length was 38 cm and the root length was 46 cm. Shrimp survival was 80%, with individuals reaching 10.4 g in weight and 12.2 cm in length. We concluded that the nutrient removal percentage in ponds with mangrove seedlings was higher than in the pond without seedlings, improving water quality and reducing nutrients in the effluent.

Keywords: Mangrove, nutrients, water quality, hydroponic, aquaculture effluent.

INTRODUCCIÓN

La acuacultura, como cualquier otra actividad productiva genera un impacto negativo, principalmente porque se desarrolla en ecosistemas artificiales que afectan los recursos hídricos, debido a los efluentes que llevan altas concentraciones de nutrientes y materia orgánica que son drenados al sistema estuarino (Pardo *et al.*, 2006). El desarrollo de la camaronicultura ha generado considerable preocupación respecto a los efectos ambientales que provocan los efluentes de las

estanquerías camaronícolas. Estos efluentes frecuentemente descargan en cuerpos de agua someros y de circulación restringida, haciéndose más sensibles a las adiciones de nutrientes y de materia orgánica. El cultivo de camarón es el que ha tenido mayor crecimiento a nivel mundial, se ha intensificado a escala global en los últimos años en diversas zonas costeras tropicales y subtropicales. Este contribuye con aproximadamente 43% (2.6 millones de toneladas) de la producción anual de camarón a nivel mundial (~6 millones de toneladas) y representa la actividad acuacultural más importante en México (CONAPESCA 2007, FAO 2009). Uno de los obstáculos para el desarrollo de la acuicultura del camarón es el impacto que ésta tiene en el medio ambiente por los efluentes, que son una fuente de eutrofización (Primavera, 2006). Del total del nitrógeno introducido en los estanques para alimentar a los camarones, el 46.7% se convierte en biomasa y el 53.3% es liberado al medio ambiente. En el caso del fósforo, el 20.4% se recupera como biomasa y el 79.6% se descarga en el mar (Páez-Osuna, 2001). Recientemente, se están haciendo estudios buscando alternativas para tratar de mejorar la calidad del agua. La construcción de humedales artificiales es una de estas alternativas, para darle tratamiento a las aguas de desecho provenientes de la acuicultura. Estos se han caracterizado por ser de bajo costo y por su efectivo tratamiento en la remoción de nutrientes. Actualmente, se ha incrementado el número de estudios sobre el uso de manglares como humedales de tratamiento de las aguas de desecho en otras regiones del mundo con especies nativas (Wu *et al.*, 2008; Naidoo, 2009; Zhang *et al.*, 2010; Moroyoqui-Rojo *et al.*, 2012). Los humedales artificiales son sistemas de tratamiento conformados por vegetación macrófita y niveles de agua poco profunda que fluyen sobre una capa de suelo orgánico (turba) o mineral. También pueden estar rellenos de material granular, grava y arena por donde fluye el agua de desecho ((Kadlec y Knight, 1996; DeBusk *et al.*, 2004). El objetivo de este estudio fue determinar el balance y la capacidad de asimilación de nutrientes de dos especies de mangle (*Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*) para mejorar la calidad del agua en estanques de cultivo de camarón (*Litopenaeus vannamei*), y reducir en gran medida la carga de nutrientes que podrían ser descargados al sistema estuarino.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se recolectaron propágulos de mangle rojo (*R. mangle*) y mangle blanco (*L. racemosa*) en el estero de Urías, Mazatlán (Sinaloa, México) (23°13'–23°11' N y 106°23'–106°21' W). Se colocaron 800 hipocótilos de mangle rojo en baldes con agua durante 12 meses para permitir el crecimiento del sistema radicular. Se sembraron 800 semillas de mangle blanco en bandejas de poliuretano (68 × 34 cm) para su germinación, utilizando como sustrato dolomita (30%) y vermiculita (70%). Las bandejas se colocaron en tanques de 600 L de agua durante 12 meses. Se construyeron tres estanques experimentales de 10 × 10 m (100 m², con una profundidad promedio de 1 m), utilizando una excavadora mecánica, en una llanura de inundación estacional localizada a 50 m del estero de Urías. Los estanques simulaban una granja semi intensiva de camarón. El agua se bombeaba a través de una manguera de dos pulgadas y se enviaba hacia los estanques a través de una manguera de 1.5 pulgadas. El agua que se bombeaba hacia los estanques pasaba por un filtro para detener a los organismos (larvas de peces, crustáceos, etc.) que pudieran competir con los camarones de los estanques. Las compuertas se construyeron con tubos de PVC de cuatro pulgadas de diámetro en la válvula, donde se drenaba el agua residual al momento del intercambio de agua. Se construyeron 40 plataformas cuadradas de madera donde se colocaron unas bandejas de poliuretano (68 × 34 cm) de siete cm de espesor. Un estanque contenía plántulas de *R. mangle*, un segundo de *L. racemosa* y el tercero se dejó sin mangles (estanque control). Las plataformas flotantes fueron colocadas en la superficie del agua, en la periferia del estanque. Cada lado del estanque contenía cinco plataformas, 20 por estanque, con 36 plantas por plataforma, de modo que cada estanque contenía un total de 720 plántulas de mangle. La edad de las dos especies de mangle era de un año al inicio del experimento. La longitud de las plántulas y del sistema radicular se midió de noviembre de 2007 a diciembre de 2008.

Un total de 3600 postlarvas (PL) de camarón blanco (*L. vannamei*) (PL-17, 0.002 g de peso promedio) fueron aclimatadas a una salinidad de 24 a 26. Cada estanque se llenó a una densidad de 10 PL m². Durante el cultivo, los camarones se alimentaron tres veces al día (08:00, 14:00 y 20:00) con un alimento comercial (Camaronina 35) compuesto de 8% de lípidos y 35% de proteínas. Durante las dos primeras semanas se les suministró comida molida esparcida por todo el estanque. La tercera semana se cambió la comida a molido grueso. A partir de la cuarta semana, se suministró la comida en forma peletizada. Una parte del alimento se esparció en el estanque y el resto se colocó en bandejas de comida. Para cada estanque, se utilizaron tres bandejas de alimento circulares (90 cm de diámetro) con malla mosquitera de plástico. Una semana antes de la siembra, cada estanque se fertilizó con 700 ml de un fertilizante líquido (Fertisol, 20% de nitrógeno y 8% de fósforo). Durante el ciclo de cultivo, se adicionó más fertilizante cuando la transparencia del agua se incrementó (> 40 cm de profundidad Secchi), ya que sugería una disminución de la productividad primaria. El primer intercambio de agua se realizó 10 días después de haber introducido los camarones. El intercambio de agua se llevó a cabo durante 24 h a una velocidad de 1.2 L s⁻¹, descargando 4320 L de agua. Los estanques se rellenaron con un flujo de 2 L s⁻¹ durante una hora, hasta alcanzar 7200 L de agua nueva. Este procedimiento se repitió cada 10 días durante el ciclo de cultivo. La población de camarones se muestreó mediante una red de pesca para determinar el número, la longitud y el peso de los camarones. El peso promedio del camarón se determinó al momento de la siembra y durante la cosecha. Se tomó una submuestra de 60 camarones de cada estanque cada 10 días. Se midió el peso total del cuerpo y la longitud de los camarones. La tasa de conversión alimenticia (peso seco del total de alimento añadido/peso húmedo total de camarón producido) fue de 0.8–1.05. En total se suministraron 43.2 kg de alimento balanceado por estanque en todo el ciclo de cultivo. La duración del estudio fue de 101 días (septiembre–diciembre de 2008).

La temperatura del agua se registró en la mañana (08:00) y en la tarde (16:00) con un termómetro de mercurio. La salinidad se midió diariamente (10:00) con un refractómetro

Atago. La concentración de oxígeno se midió dos veces al día (16:00 y 03:00) con un oxímetro (YSI-DO). Se recolectaron muestras de agua de los efluentes de los estanques en la válvula de salida a medida que se llenaban con agua del estero de Urías (agua de recambio de los estanques).

Al mismo tiempo, se tomaron muestras de agua del estero de Urías, a 20 cm por debajo del nivel de agua. El programa de muestreo se realizó cada 10 días tomando muestras en un periodo de 24 h, a las 00:00 y 24:00. Las muestras se filtraron (Whatmann GF/F) para determinar el nitrógeno y fósforo total. Las muestras se leyeron en un espectrofotómetro Thermo Spectronic GENESYS 2. Se estimaron los flujos de nutrientes en el humedal artificial para un ciclo de producción, que incluyó la alimentación de los camarones, la fertilización, la siembra de camarón, los mangles, la cosecha de camarón, el recambio de agua, el llenado y el drenaje. El nitrógeno y el fósforo fueron analizados siguiendo los métodos descritos por Páez-Osuna *et al.*, (1993). Los nutrientes en los tejidos de la raíz y el follaje de las plántulas se determinaron mediante la digestión ácida de Kjeldahl (Page, 1982). Los análisis de sedimentos con nitrógeno reactivo se realizaron con el método de Stumm y Morgan (1981) y el método espectrofotométrico de azul de molibdeno (Strickland and Parsons, 1972). Se comparó la calidad del agua del afluente y efluente de los estanques. Se calcularon los valores promedio del peso corporal inicial y final, el crecimiento, la supervivencia, la tasa de conversión alimenticia y la producción de *L. vannamei* (Páez-Osuna *et al.*, 1997, Casillas-Hernández *et al.*, 2007).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los flujos de nutrientes de la entrada de agua a los estanques fueron 7269 g de N y 3095 g de P. La entrada de estos nutrientes a través del alimento de camarón fue de 28,252 g de N y 9452 g de P. En

la salida de agua, en el estanque con *L. racemosa*, estas concentraciones fueron de 1018 g de N y 609 g de P. En el estanque con *R. mangle* fueron de 1071 g de N y 724 g de P. En el estanque control, la acumulación de nutrientes fue de 5564 g de N y 1583 g de P. Los nutrientes acumulados en el tejido de *L. racemosa* fueron de 18,014 g de N y 5976 g de P. La acumulación en el tejido de *R. mangle* fue de 16,711 g de N y 5832 g de P (Figuras. 1, 2 y 3). La volatilización de amonio (17,298 g de N) y la absorción de fósforo por sedimentos (6249 g P) en el estanque con *L. racemosa* constituyó una salida importante. En el estanque con *R. mangle* estas cantidades fueron de 18,570 g de N y 6268 g de P, y en el estanque control los valores fueron más altos (30,022 g de N y 10,922 g de P) (Cuadro 1).

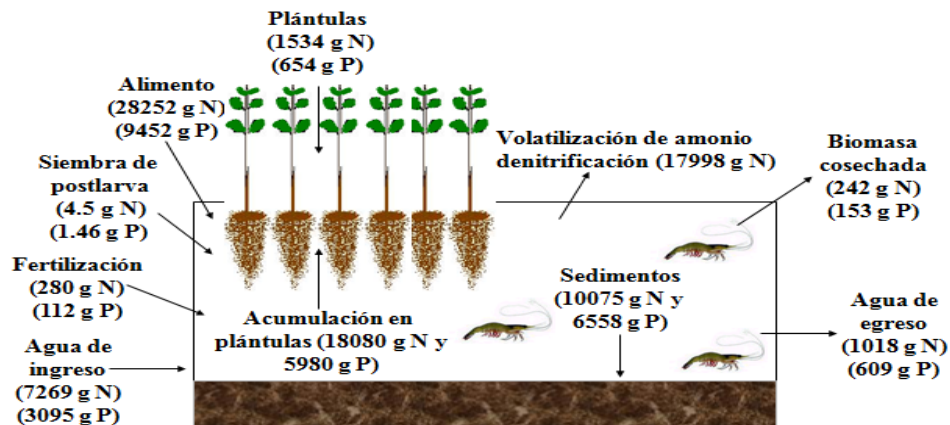


Figura 1.- Balance de masas de nitrógeno y fósforo en el humedal artificial con plántulas de *L. racemosa* durante el primer ciclo de cultivo de camarón (Moroyoqui-Rojo *et al.*, 2012).

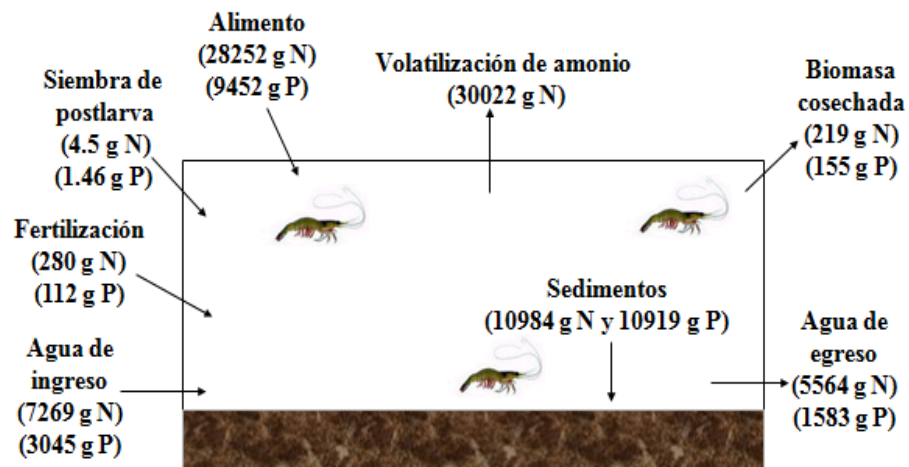


Figura 2.- Balance de masas de nitrógeno y fósforo en el humedal artificial con plántulas de *R. mangle* durante el primer ciclo de cultivo de camarón (Moroyoqui-Rojo *et al.*, 2012).

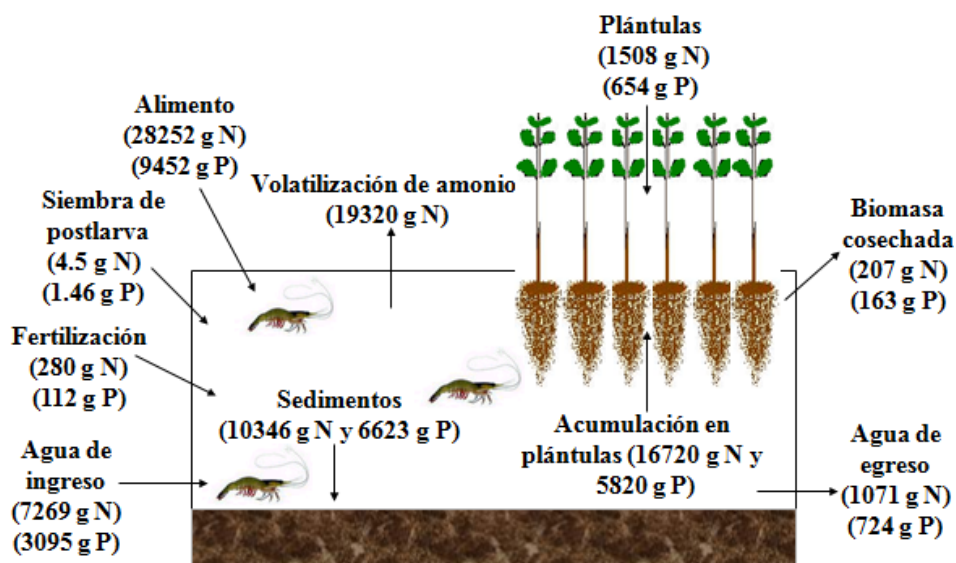


Figura 3.- Balance de masas de nitrógeno y fósforo en el estanque control (sin plántulas) durante el primer ciclo de cultivo de camarón (Moroyoqui-Rojo *et al.*, 2012).

Durante el ciclo de cultivo de camarón, la longitud de *L. racemosa* aumentó de 37.7 a 48.2 cm, y la de la raíz, de 39.5 a 53.8 cm. Para el mangle rojo el aumento de la longitud fue de 28.1 a 36.6 cm y el de la raíz fue de 33 a 46 cm. La longitud promedio final y la longitud de la raíz de *L. racemosa* fueron mayores que en *R. mangle*.

Cuadro 1.- Modelo de balance de masas desarrollado para el flujo estimado de nitrógeno y fosforo, incluyendo fertilización, camarón sembrado, alimento para el camarón, cosecha, intercambio de agua, llenado y drenado, en los estanques de cultivo de camarón con plántulas de mangle, y en el estanque control durante un periodo experimental de 101 días

	<i>Laguncularia racemosa</i>		<i>Hizophora mangle</i>		Estanque control	
	N	P	N	P	N	P
Entradas (g)						
Agua de ingreso	7,269	3,095	7,269	3,095	7,269	3,095
Fertilización	112	280	112	280	112	280
Postlarva (PL)	4.50	1.46	4.20	1.46	4.20	1.46
Alimento	28,252	9,452	28,252	9,452	28,252	9,452
Plántulas de mangle	767	327	754	327	-----	-----
Total de entradas	36,572	12,987	36,559	12,987	35,805	12,660
Salidas (g)						
Agua de egreso	1,018	609	1,071	724	5,564	1,583
Camarón cosechado	242	153	207	163	219	155
Plántulas de mangle	18,014	5,976	16,711	5,832	-----	-----
Volatilización NH ₄	17,298	-----	18,570	-----	30,022	-----
Adsorción PO ₄	-----	6,249	-----	6,268	-----	10,922
Total de salidas	36,572	12,987	36,559	12,987	35,805	12,660

El balance de masas de nitrógeno y fósforo mostró que la descarga de aguas residuales en los estanques con plántulas contenía menores cantidades de nutrientes, en comparación con el estanque control. En el estanque con *L. racemosa* se descargaron en el efluente un total de 1,018 g de N y 609 g de P. En el estanque con *R. mangle* esta descarga fue de 1,071 g de N y 724 g de P. La cantidad descargada en el estanque control fue de 5,564 g de N y 1583 g de P. Los humedales de manglar llevan a cabo una importante transformación de nitrógeno, especialmente la nitrificación y desnitrificación en conjunto con los procesos microbianos (Sindilariu *et al.*, 2007).

La entrada principal de nutrientes a los estanques de cultivo fue a través del alimento balanceado, con una carga de 28,252 g de N y 9,452 g P. Las plántulas de mangle toman los nutrientes del agua, y las raíces pueden proporcionar una gran superficie para el crecimiento de colonias microbianas (Tam *et al.*, 2009). El crecimiento de las plántulas de mangle se vio estimulado por la acumulación de N y P, que fueron asimilados por los tejidos de la planta hasta 18,014 g de N y 5,976 g P en *L. racemosa* y 16,711 g de N y 5,832 g P en *R. mangle*. El nitrógeno puede ser removido por la desnitrificación y la absorción de la planta. Las plantas de manglar remueven el nitrógeno no sólo para el crecimiento, sino también para aumentar la eficiencia de los procesos de nitrificación y desnitrificación (Tam y Wong, 2000). Con base en los resultados, se estima que el 80% del nitrógeno total que entró en los dos estanques de tratamiento de manglares fue removido. En los humedales, el sedimento es el principal reservorio en la retención de fósforo (Tam y Wong 2000), mientras que el nitrógeno tiende a escapar a la atmósfera por volatilización y desnitrificación (Cuadro 1).

El fósforo permanece en el sedimento, volviéndose disponible para el siguiente ciclo de cultivo en el estanque (Páez-Osuna y Ruiz-Fernández, 2005). Los mangles son una de las macrófitas que capturan grandes cantidades de nutrientes incorporándolos en sus tejidos a través del proceso de remoción. Esto contribuye al rápido crecimiento de la planta (Kadlec, 1990). Las plántulas en el experimento realizaron una eficiente remoción de nutrientes, incluso en diciembre, promoviendo el crecimiento del follaje y la raíz. La raíz tuvo un buen desarrollo de biomasa, que es el tejido más importante por donde los nutrientes se incorporan al resto de la planta (Kadlec y Newman, 1992). Tam *et al.*, (2009) mencionan que las raíces desnudas (en condiciones de hidroponía) capturan un mayor porcentaje de nutrientes que las raíces enterradas, aumentando el crecimiento de la planta. Los resultados de este estudio sugieren que la hidroponía es una buena técnica para el crecimiento de las plántulas de manglar. Además, las raíces realizan importantes reacciones biológicas que permiten la asimilación y la remoción de nutrientes. En este estudio, ambas especies de plántulas se mantuvieron vigorosas y saludables en el intervalo de salinidad (32–33) registrado en el humedal artificial. Estos valores están en el intervalo que estas especies pueden tolerar debido a su estrategia en el manejo de sal (Paliyavuth *et al.*, 2004).

Al final del ciclo de cultivo, la longitud promedio de los camarones fue similar entre los tres estanques de cultivo, incrementándose de 2.1 a 12.2 cm. El peso de los camarones también fue similar entre los estanques, incrementándose de 0.08 a 10.4 g al final del experimento (Cuadro 2). La tasa de supervivencia de los camarones fue similar entre el estanque con *L. racemosa* (76%), el estanque con *R. mangle* (70%) y el estanque control (70%) (promedio = 73%).

Los camarones fueron cultivados a una densidad de 10 organismos m⁻² durante un periodo de 101 días, simulando las condiciones de una granja comercial semi-intensiva. Los parámetros ambientales registrados, estuvieron dentro de los estándares de calidad del agua descritos por Cheng *et al.*, (2002). En este estudio no se observó un crecimiento anómalo de los camarones. No hubo grandes diferencias en los parámetros, tales como la tasa de supervivencia, el peso y la longitud, entre los tres estanques de cultivo de camarón. Esto sugiere que la presencia de plántulas de mangle en los estanques no afectó el desarrollo del camarón. Los resultados obtenidos en este estudio

fueron similares a los obtenidos en una granja comercial (Teichert-Coddington *et al.* 2000, Miranda *et al.*, 2007).

Cuadro 2.- Parámetros obtenidos durante la producción experimental de *Litopenaeus vannamei* en estanques con plantas de mangle (datos promedio \pm una desviación estándar)

Densidad (PL/m ²)	10
Ciclo de cultivo (días)	101
Peso inicial promedio (g)	0.08 \pm 0.01
Peso final promedio (g)	10.4 \pm 0.30
Crecimiento (g/ 10 días)	0.68 \pm 0.02
Alimento (kg)	43.2
Sobrevivencia (%)	70
FCA	1.60 \pm 0.03
Recambio de agua	46%
Producción (kg estanque)	7.30

La salinidad fue similar entre el estero de Urías (33.3–33.8), el estanque control (32.4–33.2) y los dos estanques experimentales de tratamiento con *L. racemosa* y *R. mangle* (32.1–32.8), y mostró pequeñas variaciones en el experimento (tabla 3). La temperatura promedio del agua disminuyó gradualmente durante el ciclo de cultivo en el estero y en los tres estanques de cultivo de camarón. En septiembre, la temperatura en el estero (32.7 °C) y en los tres estanques experimentales (31.1 °C) fue mayor que la temperatura en otros meses (Cuadro 3). Las concentraciones promedio de oxígeno disuelto en los tres estanques experimentales mostraron variaciones a lo largo del ciclo de cultivo.

La máxima concentración de oxígeno se produjo a las 16:00, mientras que la mínima fue a las 03:00. La máxima concentración de oxígeno disuelto fue similar entre los tres estanques experimentales (6.4 a 6.9 mg L⁻¹). La mínima concentración de oxígeno disuelto fue mayor en el estanque control (3.3 a 3.4 mg L⁻¹) que en los estanques con *L. racemosa* (1.9–2.1 mg L⁻¹) y *R. mangle* (1.9 mg L⁻¹), pero fue similar entre los estanques con plántulas de mangle (Cuadro 4).

Cuadro 3.- Valores promedio de salinidad y temperatura (°C) en cada uno de los sitios de muestreo durante el ciclo de cultivo (datos promedio \pm una desviación estándar)

	Esteros de Urías	Estanque Control	Estanque con mangles
Salinidad			
Septiembre	33.70 \pm 3.98	32.70 \pm 3.60	32.50 \pm 2.80
Octubre	33.30 \pm 3.98	32.40 \pm 3.13	32.10 \pm 2.74
Noviembre	33.80 \pm 3.12	33.00 \pm 3.61	32.80 \pm 3.48
Diciembre	33.50 \pm 3.40	33.20 \pm 2.90	32.00 \pm 2.51
Temperatura			
Septiembre	32.70 \pm 3.31	31.20 \pm 2.27	31.10 \pm 2.98
Octubre	32.30 \pm 2.20	30.60 \pm 3.24	30.50 \pm 3.41
Noviembre	30.00 \pm 3.42	27.30 \pm 2.50	27.40 \pm 1.14
Diciembre	26.00 \pm 1.60	25.00 \pm 1.70	24.00 \pm 1.20

Los parámetros como la salinidad y la temperatura están relacionados estrechamente con la época del año y la localización geográfica del sistema de cultivo, en verano, las temperaturas del agua, la evapotranspiración y la salinidad se incrementan, mientras que el contenido de nutrientes tiene variaciones que están reguladas principalmente por el manejo del sistema de cultivo (Páez-Osuna y Ruíz Fernández, 2001). El cultivo de *L. vannamei* se ha desarrollado en estanques que tienen un intervalo de salinidad de 28.3 a 0.5‰ (Saoud et al., 2003). Van Wyk *et al.*, (1999) propusieron un rango de 0.5 – 35‰ como recomendable para un crecimiento exitoso. Los juveniles de *L. vannamei*, son organismos estuarinos y son extremadamente euralinos, toleran salinidades que van desde 1.0‰ a 40‰ (Lin y Chen, 2003; Davis *et al.*, 2004; Gross *et al.*, 2004). Van Wyk *et al.*, (1999) mencionan que en un sistema de cultivo, la temperatura óptima para *Litopenaeus vannamei* es de 24 a 32°C, pero toleran un rango más amplio de temperaturas. Existe un límite mínimo letal de temperatura que es aproximadamente de 15°C, en el cual, los camarones pueden sobrevivir solo un corto tiempo. El máximo de temperatura letal es cerca de 35°C por un periodo prolongado, y hasta 40°C pero en un breve periodo. Las temperaturas observadas en el presente trabajo durante dos ciclos de cultivo, estuvieron dentro de los intervalos considerados óptimos. En los estanques con plántulas se registró un rango promedio de 28.5 °C, en tanto, en el control se obtuvo un rango de 28.6 °C. Estos dos parámetros juegan un papel importante en el crecimiento del manglar, dentro de un intervalo óptimo para el mejor crecimiento de las plantas. Este intervalo varía de 20 °C en el mes más frío a 34 °C en el verano y desde 0-70‰ de salinidad (Contreras y Gutiérrez, 1989). En nuestro humedal artificial, la temperatura máxima promedio fue en septiembre (31.0 a 31.3 °C) y la mínima fue en diciembre (25 °C), mientras los rangos de salinidad variaron de 32 a 33‰. Las plántulas de *L. racemosa* y *R. mangle* se establecieron en el sistema experimental en septiembre, cuando tenían un año de edad y medían, respectivamente, 10.5 y 7.8 cm de longitud y 14.3 y 13 cm de raíz.

Cuadro 4.- Valores promedio de oxígeno disuelto (mg L⁻¹) en cada uno de los sitios de muestreo durante el ciclo de cultivo (datos promedio ± una desviación estándar)

Mes/Tiempo (h)	Estero de Urías		Estanque Control		Estanque con mangles	
	16:00	03:00	16:00	03:00	16:00	03:00
Septiembre	8.3±2.4	4.1±1.3	6.7±0.10	3.4±0.92	6.6±0.20	1.9±0.75
Octubre	7.6±2.1	3.8±1.2	6.5±0.74	3.3±0.88	6.4±0.60	2.0±0.38
Noviembre	6.7±1.3	4.5±0.4	6.9±0.18	3.3±0.88	6.5±0.80	2.0±0.37
Diciembre	6.5±1.1	3.6±0.2	6.7±0.11	3.4±0.90	6.5±0.51	2.1±0.35

La concentración de oxígeno en los estanques con manejo semi-intensivo está determinada en gran medida por el equilibrio entre la producción de oxígeno, la difusión y la respiración. El oxígeno producido durante las horas luz en los estanques fue consumido por los camarones y los organismos microbianos. La respiración del camarón durante la noche explica el agotamiento del oxígeno durante ese tiempo (Boyd, 1992). La concentración de oxígeno en los tres estanques experimentales presentó concentraciones superiores a 8 mg L⁻¹ durante las horas luz, con un alto agotamiento de oxígeno en la noche. La disminución de oxígeno fue mayor en los estanques con los manglares (1.8 mg L⁻¹ en el estanque con *L. racemosa* y 1.9 mg L⁻¹ en el estanque con *R. mangle*) que en el control (3.2 mg L⁻¹). Estos valores son más bajos que el mínimo recomendado para obtener una tasa de crecimiento del camarón normal (Cheng *et al.* 2002). Es por esto que los productores de camarón utilizan los aireadores, para evitar que el oxígeno caiga por debajo de 4.0 mg L⁻¹ (Ruiz Velazco *et al.*, 2010). Sin embargo, en este estudio, la falta de oxígeno durante la noche no fue una preocupación, ya que fue controlada inmediatamente por el bombeo de agua en los estanques. Las bajas concentraciones de oxígeno en los estanques experimentales con plántulas de mangle durante la noche sugieren que en este momento el proceso de respiración se incrementa por la presencia de

los manglares en el sistema. Este inconveniente se puede resolver mediante el uso de aireadores, aunque esto implica mayores costos.

Estudios previos han demostrado una correlación positiva entre la remoción de nutrientes y el crecimiento de las plántulas de mangle establecidas en el humedal artificial. La eficiencia en la remoción de nutrientes seguirá aumentando a medida que los manglares crezcan (Yang *et al.*, 2008). Para los humedales construidos con las plantas anuales, estas deben ser cosechadas y replantadas anualmente para mantener la eficiencia del tratamiento (Gopal, 1999). Es común tener un bosque de manglares maduros que tengan la misma productividad primaria y la misma tasa de crecimiento durante muchos años (más de 10 años), lo que implica que la vida útil de un humedal de manglares artificial debe ser superior a 10 años. Sin embargo, la tasa de crecimiento de la planta y su vigor deben ser monitoreados frecuentemente para asegurar que las plantas no estén dañadas. Los microorganismos, las macrófitas y el sustrato, son los componentes básicos de un humedal artificial. Las macrofitas podrían absorber los nutrientes y transportar el oxígeno a la zona de raíz del sustrato, para permitir que los microbios aeróbicos descompongan los contaminantes (Weaver *et al.*, 2012).

CONCLUSIONES

El balance de flujo de nutrientes en el humedal artificial mostró una disminución en la concentración de N-P a través de las diferentes rutas de salida. Se estima que el 80% del nitrógeno total que entró a los estanques con plántulas fue removido por los mangles. Las plántulas de mangle contribuyeron a mejorar la calidad del agua a través de la remoción de nutrientes, el cual fue un factor importante para el adecuado desarrollo y la supervivencia de los camarones. Los carga de nutrientes medidos en los estanques con plántulas fueron inferiores a las que se encontraron en el estanque control (sin plántulas). El estero de Urías proporcionó una cantidad considerable de nutrientes a través del bombeo de agua en los estanques experimentales de camarón. Los datos experimentales obtenidos sugieren que un policultivo de mangles y camarones en estanques de cultivo podría ser eficaz para tratar las aguas residuales, simulando los procesos que ocurren en los humedales naturales.

AGRADECIMIENTOS

Al Laboratorio de Ecosistemas Costeros del ICMYL. UNAM. Unidad Académica Mazatlán; Al Departamento de Desarrollo de Tecnologías del CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología.

LITERATURA CITADA

- Boyd, C. E. (1992). Shrimp pond bottom soil and sediment management. In: Wyban J (ed.), *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming*. World Aquaculture Society, Baton Rouge, pp. 166–181.
- Casillas H. R., Nolasco, S. H., García, G. T., Páez, O. F. (2007). Water quality, chemical fluxes and production in semi-intensive Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* culture ponds utilizing two different feeding strategies. *Aquacultural Eng.* 36: 105-114.
- Cheng, Z. J., Behnke, K.C., Dominy, W.G. (2002). Effects of feather meal on growth and body composition of the juvenile Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *J. Appl. Aquacult.* 12: 57–70.

- CONAPESCA. (2007). Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca. Comisión Nacional de Acuicultura y pesca. Disponible en: http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/cona_anuario.
- Contreras, E. F., Gutiérrez, F. M. (1989). Hidrología, nutrientes y productividad primaria en lagunas costeras. In: De la Rosa VJ, González FF (eds.), Temas de Oceanografía Biológica en México. Universidad Autónoma de Baja California, México, pp. 57–78.
- Davis, D. A., Samocha, T. M., Boyd, C. E. (2004). Acclimating Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, to inland, low-salinity waters. Southern Regional Aquaculture Center; SRAC Publication No. 2601.
- DeBusk, A.T., Grace, K. A., Dierberg, F. E., Jackson, S. D., Chimney, M. J., Gu, B. (2004). An investigation of the limits of phosphorus removal in wetlands: a mesocosms study of shallow periphyton-dominated treatment systems. *Ecol. Eng.* 23: 1-14.
- FAO. (2009). The State of World Fisheries and Aquaculture 2008. FAO Fisheries and Aquaculture Department, Rome, 176 pp.
- Gopal, B. B. (1999). Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: Potentials and problems. *Water Sci. Technol.* 40: 27–35.
- Gross, A., Abutbul, S. y Zilberg, D. (2004). Acute and Chronic Effects of Nitrite on White Shrimp, *Litopenaeus vannamei*, Culture in Low-Salinity Brackish Water. *Journal of the World Aquaculture Society*. Vol. 35 No. 3
- Kadlec, R. H. (1990). *Overland flow in wetlands: Vegetation resistance*. *J. Hydraul. Eng.* 116: 691 pp.
- Kadlec, R. H., Newman, S. (1992). Phosphorus removal in wetland treatment areas: Principles and data. Report No. DRE 321 to the South Florida Water Management District, West Palm Beach, Florida.
- Kadlec, R. H., Knight, R. L. (1996). *Treatment Wetlands*. CRC Press/ Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 893 pp.
- Lin, Y. C. y Chen, J. C. (2003). Acute toxicity of nitrite on *Litopenaeus vannamei* (boone) juveniles at different salinity levels. *Aquaculture*. 224: 193-201.
- Miranda, A., Voltolina, D., Brambilla G. M. A., Frías E. M., Simental, J. (2007). Effluent characteristics and nutrient loading of a semi-intensive shrimp farm in NW Mexico. *Vie Milieu* 57: 21–27.
- Moroyoqui, R. L., Flores, V. F. J., Hernández, C. G., Casas, V. M., Cervantes, D. R., Nava, S. E. H. (2012). Nutrient removal using two species of mangrove (*Rhizophora mangle* and *Laguncularia racemosa*) in experimental shrimp (*Litopenaeus vannamei*) culture ponds. *Ciencias Marinas* (2012), 38(2): 333–346.
- Naidoo, G. (2009). Differential effects of nitrogen and phosphorus enrichment on growth of dwarf *Avicennia marina* mangroves. *Aquat. Bot.* 90: 184-190.

- Páez, O. F., Zazueta, P. H. M., Osuna, L. J. I. (1993). Biochemical composition of the oysters *Crassostrea iridescens* Hanley and *Crassostrea corteziensis* Hertlein in the Northwest coast of Mexico: Seasonal changes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 170: 1–9.
- Páez, O. F., Guerrero, G. S. R., Ruiz, F. A. C., Espinoza, A. R. (1997). Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in north-western Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 34: 290–297.
- Páez, O. F. (20019). The environmental impact of shrimp aquaculture: Causes, effects and mitigating alternatives. *Environ. Manage.* 28: 131–140.
- Páez, O. F. y Ruíz, F. A. C. (2001). La Calidad del Agua en la Camaronicultura: Conceptos, Manejo y Normatividad en el libro *Camaronicultura y Medio Ambiente*, (Editor). UNAM y El Colegio de Sinaloa, México. 448 pp.
- Páez, O. F., Ruiz F. A. C. (2005). Environmental load of nitrogen and phosphorus from extensive, semi-intensive, and intensive shrimp forms in the Gulf of California ecoregion. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 74: 681–688.
- Page, A. L. (1982). *Methods of Soil Analysis*. 2nd ed. ASA Press, New York, 131 pp.
- Paliyavuth, C., Clough, B., Patanaponpaiboon, P. (20049). Salt uptake and shoot water relations in mangroves. *Aquat. Bot.* 78: 349–360.
- Pardo, S., Suárez, H., Soriano, E. (2006). Tratamiento de efluentes. Una vía para la acuicultura responsable. Universidad de Córdoba. Facultad de Medicina, Veterinaria y Zootecnia. Departamento de Ciencias Acuícolas. *Rev. MVZ. Cordoba* 11 Sup. (1): 20-21.
- Primavera, J. H. (2006). Overcoming the impacts of aquaculture on the coastal zone. *Ocean Coast. Manage.* 49: 531–545.
- Ruiz, V. J. M. J., Hernández, Ll. A., Gómez, M. V. M., Magallon, F. J. (2010). Dynamics of intensive production of shrimp *Litopenaeus vannamei* affected by white spot disease. *Aquaculture* 300: 113–119.
- Sindilariu, P. D., Schulz, C., Reiter, R. (2007). Treatment of flow-through aquaculture effluents in a constructed wetland. *Aquaculture* 270: 92–104.
- Strickland, J. D., Parsons, T. R. (1972). A practical handbook of seawater analysis. *Fish. Res. Bd. Can. Bull.* 167: 167–310.
- Stumm, W., Morgan, J. J. (1981). *Aquatic Chemistry. An Introduction emphasizing chemical equilibrium in natural waters*. Wiley, New York. 38-55.
- Tam, N. F. Y., Wong, Y. S. (2000). *Field Guide to Hong Kong Mangroves*. City University of Hong Kong Press, Kowloon, Hong Kong. 6–13.
- Tam, N. F. Y., Wong, A. H. Y., Wong, M. H., Wong, Y. S. (2009). Mass balance of nitrogen in constructed mangrove wetlands receiving ammonium-rich wastewater: Effects of tidal regime and carbon supply. *Ecol. Eng.* 35: 453–462.

- Teichert, C. D. R., Martínez, D., Ramírez, E. (2000). Partial nutrient budgets for semi-intensive shrimp farms in Honduras. *Aquaculture* 190: 139–154.
- Van, W. P. (1999). Economics of shrimp culture in recirculating aquaculture systems. Florida Department of Agriculture and Consumer Services, USA. 179–208.
- Weaver, M. A., Zablutowicz, R. M., Jason, K. L., Bryson, C. T., Locke, M. A. (2012). Microbial and vegetative changes associated with development of a constructed wetland. *Ecological Indicators* 13: 37–45.
- Wu, Y., Chung, A., Tam, N. F. Y., Pi, N., Wong, M. H. (2008). Constructed mangrove wetland as secondary treatment system for municipal wastewater. *Ecol. Eng.* 34: 137–146.
- Yang, Q., Tam, N. F. Y., Wong, Y. S., Luan, T. G., Su, W. S., Lan, C. Y., Shin, P. K. S., Cheung, S. G. (2008). Potential use of mangroves as constructed wetland for municipal sewage treatment in Futian, Shenzhen, China. *Mar. Pollut. Bull.* 57: 735–743.
- Zhang, J. E., Liu, J. L., Ouyang, Y., Liao, B. W., Zhao, B. W. (2010). Removal of nutrients and heavy metals from wastewater with mangrove *Sonneratia apetala* Buch-Ham. *Ecological Engineering* 36: 807–812.

Síntesis curricular

Leonardo Moroyoqui Rojo

Obtuvo su título universitario en Biología Pesquera por la Universidad Autónoma de Sinaloa (1995-2000), una Maestría en Medio Ambiente y Recursos Naturales en el CIIDIR-Instituto Politécnico Nacional (IPN) (2002-2004). Alcanzó el grado de doctor en Ciencias Marinas en el IPN, a través del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) (2008-2011). Se ha especializado en el estudio de Ecosistemas de Manglar y Humedales Artificiales.

Francisco Javier Flores Verdugo

Obtuvo su título universitario como Químico Fármaco Biólogo en la Academia de los Ciclos Profesionales y Posgrado del Colegio de Ciencias y Humanidades de la UNAM (1977). Maestría y Doctorado en Oceanografía Biológica y Pesquera en el Centro de Ciencias Marinas y Limnología de la UNAM. Investigador de la Universidad Nacional Autónoma de México. Miembro del Sistema Nacional de Investigadores (SNI). Especialista en Ecosistemas de Manglar.

Gustavo Hernández Carmona

Biólogo Marino (1977-1982), Maestría en Ciencias del Mar (1988) y Doctorado sobre el Uso y la Conservación de los Recursos Naturales (2000). Profesor e investigador del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional. Estudios posdoctorales en Moss Landing Marine Laboratories, California (2003-2004). Premiado como el mejor investigador del IPN (2000). Especialista en estudios ecológicos y química de las algas marinas.