

Viabilidad de los manglares artificiales como sistemas de tratamiento de los efluentes camaronícolas en Latinoamérica

Salvador Sánchez-Carrillo^{1*} y Juan C. Álvarez-Yépez²

¹ Instituto de Recursos Naturales-CSIC, Serrano 115 dpdo, E-28006 Madrid, España.

² APFF Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui, Plutarco Elías Calles 4, Los Guayparines, Álamos 85760, Sonora, México.

Recibido 19 Diciembre 2007, Revisado 7 Febrero 2008, Aceptado 29 Abril 2008

Viability of constructed mangrove wetlands for shrimp pond effluent treatment in Latin America

Abstract

During the last century shrimp farming has shown a rapid expansion throughout the world. Despite these farming practices being very important for subsidizing the economy of many developing countries, their environmental impacts should be minimized in order to ensure its long-term sustainability. This is particularly necessary for many countries of Latin America where the increase of shrimp farming practices was most significant and often uncontrolled. Unsuitable farming management of feeds, fertilizers and other chemicals deteriorates water quality in farming ponds, and when discharged to nearby aquatic coastal ecosystems, these nutrient-rich effluents can cause serious degradation of coastal ecosystems. There exists a strong empirical and conceptual basis about the treatment of waste waters using freshwater wetlands, and we advocate extending this technique as an environmentally and economically feasible management tool to coastal areas. Artificial mangrove wetlands could prove useful candidates to reverse coastal eutrophication due to shrimp farming and may hold potential to guarantee environmental sustainability in the long term, based on their capability to immobilize N and P in sediments. This review examines the viability of constructed mangrove wetlands as an inexpensive and effective alternative for the treatment of shrimp farming sewage; it also highlights possible limitations. Considering that large areas of mangroves have been lost globally, constructed mangrove wetlands could contribute to maintain an important coastal ecosystem type in the tropics, and the environmental services that are derived from them.

Keywords: shrimp farming, sewage, biological water treatment, constructed wetlands, constructed mangrove.

Resumen

Desde el siglo pasado la acuicultura del camarón está sufriendo una rápida expansión a nivel mundial. Los impactos ambientales de esta actividad deben ser minimizados para asegurar su sustentabilidad, particularmente en los países en vías de desarrollo, como los Latinoamericanos, donde aquel incremento ha sido más acusado y, a menudo, desordenado. El mal manejo del alimento, fertilizantes y otras sustancias químicas utilizadas en los estanques de cultivo provoca problemas de calidad del agua que frecuentemente son resueltos con recambios de agua que generan un efluente contaminante que afecta negativamente a los ecosistemas acuáticos costeros. Puesto que los manglares ocupan una posición biogeográfica afin a las granjas camaronícolas y que son sistemas eficientes en la inmovilización de N y P a través de diversas transformaciones biogeoquímicas, su utilización generalizada podría solventar gran parte de los problemas de contaminación costera causados por la acuicultura en Latinoamérica. En esta revisión se analiza la viabilidad de los manglares artificiales como una opción de bajo costo y alta efectividad para el tratamiento de las aguas residuales provenientes de la camaronicultura, identificando las lagunas de conocimiento científico y tecnológico que dificultan su aplicación. Considerando la creciente pérdida de manglares a nivel global, la creación de manglares artificiales permitiría revertir su desaparición consiguiendo, además, un valor añadido a sus reconocidos servicios ambientales.

alabras clave: camaronicultura, aguas residuales, tratamiento biológico, humedales artificiales, manglares artificiales.

* Autor para correspondencia

E-mail: sanchez.carrillo@ccma.csic.es; Fax: +34-915640800

Introducción

La acuicultura se ha convertido en una importante alternativa para el cultivo de especies comerciales ante la sobreexplotación pesquera del mar, suponiendo actualmente hasta el 50% de los productos pesqueros mundiales (FAO, 2006). La búsqueda de mejoras en los rendimientos y las tecnologías disponibles han incrementado las extensiones de cultivo desarrollados en espacios separados del medio natural (estanques), aumentando el grado de intervención e intensificación (Midlen y Redding, 1998). El cultivo de camarón es el que ha registrado un mayor crecimiento a nivel mundial (200% en el periodo 1985-95; Páez-Osuna, 2001a). Su cultivo, iniciado intensivamente desde la década de los 70, alcanzó en 2003 una producción global estimada de 1.6 millones de toneladas, en un área de operación de alrededor de 1.5 millones de ha, representando un valor cercano a los 10 mil millones de USD (FAO, 2006). Más del 80% de la producción mundial de camarón de granja se da en Asia, particularmente en China y Tailandia, mientras la producción anual de Latinoamérica, concentrada entre México, Brasil, y Ecuador, oscila entre el 10 y el 17% (Fig. 1). Alrededor de 130,000 ha de granjas, la mayor parte semi-intensivas ($\approx 80\%$), se dedican en América Latina y el Caribe para el cultivo de camarón, con una producción de $150,000 \text{ t año}^{-1}$ (producción media de $1,615 \text{ kg ha}^{-1}$; rango de 650 kg ha^{-1} en Nicaragua a $3,000 \text{ kg ha}^{-1}$ en México; Rönnbäck, 2001).

La industria camaronícola, estrechamente ligada a su entorno físico y ecológico (Agraz et al., 2001), tiene un marcado carácter de sistema de rendimiento (Daly y Cobb, 1989), en el que los recursos, colectados sobre extensas áreas, son introducidos y usados en un área limitada y liberados de vuelta al ambiente en forma concentrada como nutrientes y contaminantes que causan diversos problemas ambientales (Folke y Kautsky, 1992).

Los sistemas de producción intensiva dependen fuertemente, a diferencia de los extensivos, de los alimentos formulados a base de harina y aceites de pescados (este sistema usa 2 veces más proteína, en la forma de harina, para alimentar a las granjas de

la que es cultivada; Tacon, 1996). Además, se usan otras sustancias químicas como las terapéuticas, los desinfectantes, los compuestos para el tratamiento del agua y el suelo, los algicidas y plaguicidas, los fertilizantes y minerales inductores del crecimiento del plancton y los aditivos alimenticios (Primavera, 1998). Un suministro inadecuado de estas sustancias provoca problemas en la calidad del agua de los estanques que redundan en una necesidad de aumentar intercambio de agua con los esteros de los que se nutren, generando una mayor descarga de aguas residuales (Agraz et al., 2001; Páez-Osuna, 2005). Los alimentos no ingeridos, restos de heces y orines contribuyen a la eutrofización y al agotamiento de oxígeno en las lagunas costeras, con una magnitud dependiente del tamaño de la operación así como de la naturaleza del lugar (tamaño, topografía y tiempos de retención del agua; Kautsky et al., 2000). Por otra parte, hay una tendencia evidente al empeoramiento de la calidad del agua de los estanques durante el ciclo de cultivo del camarón a medida que crecen tanto la biomasa de camarón como los aportes de alimentos en las granjas (Macintosh and Phillips, 1992).

Sólo desde hace pocos años se ha empezado a poner atención en la contaminación de los ecosistemas acuáticos por los efluentes procedentes de las granjas camaronícolas. A pesar de que la regulación de la calidad de los desechos procedentes de esta actividad es cada vez más rigurosa, la industria necesita aún tomar conciencia de los efectos que la contaminación genera sobre los ecosistemas aledaños e implementar métodos para prevenir esta degradación (FAO, 2006).

No existe una solución sencilla ni única para el manejo de los efluentes provenientes de la actividad camaronícola. Aunque los nuevos alimentos mejorados –formulaciones que usan más proteínas vegetales y menos harinas de pescados– son más digeribles y producen menos desechos, su uso sigue sin resolver los problemas de eutrofización costera (Boyd and Clay, 1998). Si bien los tratamientos de depuración convencionales representan una alternativa, su uso es limitado por la desventaja de su elevado costo de operación. Los tratamientos implementados, como las lagunas de oxidación (DeWalt et al., 2002) o los estanques de sedimentación (Boyd, 2000), aunque no son muy

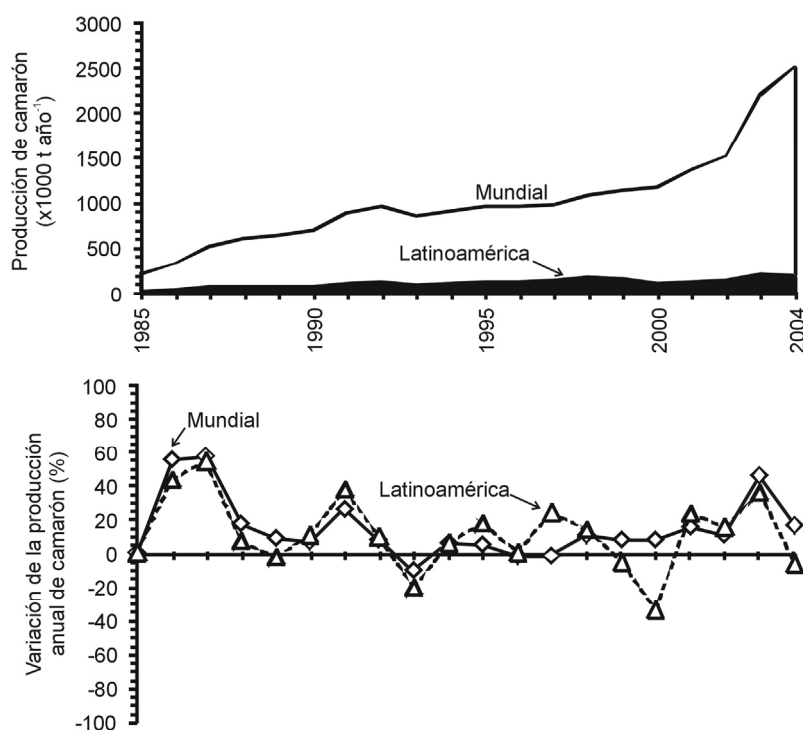


Fig. 1. Evolución de la producción camarón en el periodo 1985-2004. Superior: producción bruta en el mundo y en América Latina; Inferior: variación de la producción anual en el mundo y en América Latina respecto al valor de 1985.

costosos, han mostrado una reducida efectividad. Otras alternativas menos agresivas visualmente y más sostenibles económica y ecológicamente, como el uso de humedales artificiales (manglares, por el carácter tropical de este tipo de cultivos), aunque han mostrado resultados experimentales muy prometedores (Wong et al., 1997a; Gautier, 2002; Gautier et al., 2001), su aplicación está sometida aún a diversas dudas de índole práctico que dificultan su uso generalizado como una herramienta del control de la contaminación de los efluentes de bajo costo. Algunas de estas cuestiones son: ¿Cuál es la eficacia real de los manglares artificiales en el tratamiento de los efluentes camaronícolas? ¿Qué problemas entraña su implantación? ¿Cómo es su capacidad de tratamiento en el tiempo? ¿Pueden considerarse como una alternativa real para reducir la degradación de los ecosistemas

acuáticos costeros de Latinoamérica a corto y largo plazo? ¿Pueden afectar negativamente al cambio global?. En este trabajo, través de una revisión de los estudios existentes sobre el uso de los manglares como sistemas de tratamiento de los efluentes acuícolas, tratamos de abordar estas preguntas para evaluar la viabilidad de estos sistemas como una alternativa para la reducción de la degradación ambiental causada por la industria camaronícola, considerando las peculiaridades de esta actividad en Latinoamérica.

Características de los efluentes camaronícolas y sus efectos ambientales

Los efluentes de los estanques camaronícolas se caracterizan por poseer típicamente concentraciones de moderadas a altas, dependiendo del manejo

y del tipo de intensidad, de sólidos suspendidos, nutrientes y materia orgánica. Cuando estos efluentes se combinan con los derivados de la agricultura, la industria, y los domésticos, se constituyen en una fuente con un enorme potencial para generar hipernutrición y problemas de eutrofización (Páez-Osuna, 2001b). Aproximadamente el 80% del nitrógeno añadido como alimento a las granjas de camarón no se convierte en biomasa (Briggs y Funge, 1994; Jackson et al., 2003). Subsecuentemente, los operadores de las granjas lavan periódicamente los estanques para minimizar los efectos de una alta producción primaria y microbiana, descargando aguas no tratadas que contienen entre un 22-57% del nitrógeno inicial añadido (Páez-Osuna et al., 1997; Funge-Smith and Briggs, 1998; Jackson et al., 2003). A menudo, esas mismas aguas de desecho sirven como influente (agua de toma) para la misma granja o para granjas adyacentes, incrementándose el deterioro de la calidad del agua y proporcionando un mecanismo para la propagación de patógenos virales de unas granjas a otras (Pruder, 1992) e incrementando el uso de antibióticos. En cualquier caso, las cantidades totales de nutrientes liberadas a partir de las actividades camaronícolas son pequeñas en comparación con la agricultura y los desechos domésticos (Pruder, 1992; Páez-Osuna et al., 2003). Por ejemplo, en el Golfo de California (México) se estima que las descargas procedentes de granjas semi-intensivas son del orden de $32 \text{ kg P ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ y de $111 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$, mientras que las de la agricultura de regadío son de $15 \text{ kg P ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ y $29 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$; sin embargo, las cargas totales de la agricultura son hasta 30 y 17 veces superiores en P y N por la diferencia de área dedicada ($26,119$ y $49,356 \text{ t año}^{-1}$ de N y P por la agricultura y 834 y 2900 t año^{-1} de N y P por la acuicultura; Páez-Osuna et al., 1999). En otro caso de estudio, Drude de Lacerda et al. (2006) estiman que en el noreste semiárido de Brasil, donde se desarrolla el 40% de la camaronicultura nacional, esta actividad es la responsable de la mayor parte de las emisiones de nitrógeno hacia los estuarios ($1.9 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$) frente a la agricultura ($1.3 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$), que es la que aporta mayor carga de P ($0.9 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y $0.34 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$, de la agricultura y

camaronicultura, respectivamente).

En el caso de otras sustancias aplicadas en la acuicultura, como los antibióticos, su presencia en los sedimentos puede afectar, por ejemplo, a la capacidad microbiana de reducir los sulfatos, incrementando la presencia de sulfuros. Sin embargo, para evaluar el impacto se deben conocer los patrones de uso. La resistencia a los antibióticos puede suponer un importante riesgo tanto para las granjas como para los ecosistemas aledaños. Páez-Osuna et al. (2003) advierten de que existen algunas evidencias relacionadas con la tendencia de ciertas bacterias piscícolas a incrementar su resistencia a los antibióticos debido a su uso para el control de enfermedades acuícolas, aunque su extrapolación no resulte fácil por problemas metodológicos.

La investigación sobre los efectos de los efluentes camaronícolas en el ambiente es limitada y generalmente se confunden con los provocados por otras actividades al ser muy habitual la mezcla de aguas en los drenes de aguas residuales dirigidos hacia el mar (Grant et al., 1995; Jones et al., 2001). Algunos estudios han identificado que los síntomas de los efluentes acuícolas (e.g. elevada concentración de nutrientes y clorofila-a) sólo son observables en las proximidades del punto de descarga (Samocho y Lawrence, 1997), a pesar de que la influencia biológica puede extenderse mucho más allá (Jones et al., 2001, Costanzo et al., 2004). Adicionalmente, la variabilidad espacial y temporal asociada con las técnicas físicas y químicas de medición puede estar haciendo que las determinaciones de los impactos sean poco veraces (Wolanski et al., 2000). Por tanto, es necesaria una aproximación más integral para determinar la influencia de los efluentes camaronícolas en el ambiente, que permita predecir los cambios ambientales en relación con las prácticas de manejo de las granjas utilizando una amplia variedad de indicadores (Costanzo et al., 2004). En cualquier caso, algunos autores han resumido de una manera lógica los efectos de la camaronicultura en el ambiente (Jackson et al., 2003; Páez-Osuna et al., 2003) como: (a) cambios en los patrones hidrológicos relacionados con interrupciones de la escorrentía de agua dulce y la modificación de los patrones de inundación mareal por los canales, (b)

hipersalinidad, derivada de la descarga de aguas con alta concentración de sales por efecto de una elevada evaporación en los estanques, que puede alterar significativamente a la persistencia y productividad de ciertas especies de manglar (*L. racemosa*; Kovacs, 2000) e incluso a inducir la muerte cuando la salinidad intersticial es muy elevada, y (c) eutrofización, que si bien tiene un efecto marginal sobre los manglares, modifica la estructura y distribución de las comunidades que viven adosadas a las raíces y, en ocasiones puede afectar a los procesos de colonización de plántulas y propágulos del mangle.

Los humedales artificiales como métodos de tratamiento de aguas residuales

Los humedales artificiales son sistemas de tratamiento biológico de baja tecnología diseñados para depurar aguas residuales domésticas y, con mayor frecuencia, para eliminar residuos procedentes del sector agropecuario. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA, 1987) reconoce que los humedales llevan a cabo, al menos en algún grado, todas las transformaciones biológicas de los constituyentes de las aguas residuales que ocurren en los sistemas convencionales de tratamiento, en fosas sépticas y en otras formas de tratamientos sobre el terreno. Los procesos involucrados en la eliminación de sólidos suspendidos y nutrientes en humedales incluyen la sedimentación, la descomposición de la materia orgánica, la asimilación de nutrientes por bacterias y plantas, nitrificación, desnitrificación y absorción de iones por el suelo (Gautier et al., 2001).

Existe mucha información relativa al diseño, aplicación y mejoramiento de los sistemas de tratamiento de aguas residuales basados en humedales artificiales de agua dulce (Hammer, 1989; Moshiri, 1993; Kadlec y Knight, 1996). En contraste, no son tan abundantes los estudios de sistemas de tratamiento de aguas residuales que usan vegetación de agua salobre o marina (Sansanayuth et al., 1996; Tilley et al., 2002). La mayor parte de la información existente procede de estudios realizados en humedales costeros herbáceos (saltmarshes), y son escasos los ensayos en los que se usa al mangle y, menos aún, en aquellos en

los que se tratan efluentes acuícolas. Sin embargo, los ejemplos existentes ofrecen resultados sumamente convincentes que demuestran su eficacia. Aunque los mecanismos del manglar como sumidero de fósforo y nitrógeno aún no están suficientemente estudiados (Massaut 1999), se ha demostrado la capacidad de los manglares naturales como biofiltradores (Twilley, 1992; Corredor y Morell, 1994; Robertson y Phillips 1995; Wong et al., 1995; Massaut, 1999; Rivera-Monroy et al., 1999), se ha demostrado también la alta eficacia de los manglares artificiales en la eliminación de los nutrientes procedentes de efluentes urbanos (Nedwell, 1975; Tam y Wong, 1993; Cooke, 1994; Corredor y Morell, 1994; Wong et al., 1995; Alongi, 1996; Gautier et al., 2001) y en Tailandia (Sansanayuth, et al., 1996; Shimoda et al., 2005), Texas (Rosati y Respecio, 2000; Tilley et al., 2002) y Colombia (Gautier et al., 2001), donde se han tratado efluentes camaronícolas con sistemas artificiales, los resultados han sido muy satisfactorios tanto en términos económicos como tecnológicos. Incluso algunos autores apuntan a que los efluentes de aguas residuales incrementan la productividad de estos manglares y mejora su calidad (Rajendran y Kathiresan, 1996).

Ahora bien, si son tan eficaces en el tratamiento de los efluentes, por qué no está tan difundido su uso mundialmente. Este aspecto tiene que ver con los problemas relativos a su implantación. Uno de los principales problemas está relacionado con el arraigado convencimiento de la capacidad del mar y de los ecosistemas costeros de amortiguar y diluir la contaminación generada por el hombre. Otro aspecto resulta del, hasta hace muy poco, desconocimiento técnico para aforestar exitosamente con mangle (Saenger, 2002), así como de la extensión y densidad arbórea necesaria de estos sistemas para un tratamiento suficiente de los efluentes. Del mismo modo, la ubicación marginal de estos sistemas, a menudo ocupados ya por granjas camaronícolas, y la dificultad de reproducir artificialmente su bioquímica en los que interactúan gradientes físicoquímicos y biológicos más complejos, han frenado su expansión. Por último, la falta de normas ambientales que regulen la calidad de las descargas y la escasez de problemas de salud ambiental en las primeras etapas del desarrollo de las granjas cama-

ronícolas tampoco han motivado su implantación.

Biogeoquímica de los manglares en relación con su capacidad de retención de nutrientes

El amplio espectro geográfico (35°N-38°S) y climático (extremadamente árido a húmedo) y su adaptación a crecer en diferentes tipos de suelos (arcillosos consolidados, limos no consolidados, arenas minerales y calcáreas, restos de corales, fangos orgánicos) y en salinidades variables (de 0-90‰ –mar = 35‰) provoca que el manglar sea capaz de reunir un amplio espectro de procesos biogeoquímicos de diferente intensidad (Clough, 1992). Las propiedades fisicoquímicas de los sedimentos son probablemente las más críticas para determinar la disponibilidad de macro- y micro-nutrientes para el manglar. La secuencia de reacciones de oxidación-reducción en los suelos inundados de un manglar se inicia cuando los microorganismos aeróbicos agotan el oxígeno del suelo y los potenciales redox caen hasta +350 mV. Después de la desaparición del oxígeno, el nitrato es reducido a N₂ gas, seguido de una secuencia de reacciones de reducción de manganeso, hierro, azufre y, finalmente, CO₂, con la materia orgánica del sedimento como fuente de energía para estas reacciones de reducción mediadas biológicamente (Clough et al., 1983). El potencial redox depende de la frecuencia y duración de la inundación mareal del manglar, del contenido de materia orgánica y de la disponibilidad de aceptores de electrones como NO₃⁻, Fe³⁺, Mn⁴⁺ y SO₄²⁻; y aunque suele aumentar cuando disminuyen los dos primeros, en presencia de vegetación esta tendencia se revierte debido a la capacidad de los manglares de transportar oxígeno a los sedimentos a través de las raíces (Boto y Wellington, 1984). A pesar de ello, el redox de los sedimentos de los manglares casi siempre es inferior a +100 mV, por lo que existe una carencia de nitrato y el hierro aparece como Fe²⁺.

Retención de nutrientes en los sedimentos de los manglares

Las bacterias residentes en los sedimentos de los manglares juegan un rol esencial como sumideros de nutrientes disueltos y particulados (Alongi, 1998). Existe una correlación positiva significativa

entre las tasas de crecimiento bacteriano y el contenido en fósforo del agua intersticial del sedimento (Alongi, 1994). Se estima que las bacterias asimilan entre un 9 y un 38% del nitrógeno y del carbono contenido en las aguas estuáricas para su producción (Boto et al., 1989), aunque esta eficiencia disminuye a medida que se incrementan las concentraciones en el agua (Robertson y Phillips, 1995). La elevada carga orgánica cambia el balance aeróbico-anaeróbico de los sistemas hacia una anaerobiosis completa, reduciendo la eficiencia del reciclado de nutrientes vía bacteriana (Robertson y Phillips, 1995). Sin embargo, hay muy poca información sobre los procesos anaeróbicos bacterianos en los sedimentos de los manglares como para discernir sobre las causas de estas variaciones.

La mayor parte del nitrógeno y fósforo está ligado a los ácidos húmicos y fúlvicos, arcillas, minerales y complejos metálicos (Alongi, 1998). Generalmente, en los suelos anóxicos de los manglares el nitrógeno orgánico disuelto (NOD) es la fracción disuelta de nitrógeno más importante, mientras que el amonio (NH₄⁺) es la dominante de la fracción inorgánica disuelta, seguida por una pequeña cantidad de nitrito y nitrato (Alongi, 1996). El NH₄⁺, procedente de la mineralización y de la excreción animal, es estable en aguas anóxicas, mientras que nitrito y nitrato son productos intermedios en la oxidación de NH₄⁺ a una eventual liberación como nitrógeno gas vía desnitrificación (Alongi, 1998). Debido a las altas concentraciones de Na⁺ en los suelos salinos de los manglares la disponibilidad de áreas para el intercambio catiónico es muy baja y queda NH₄⁺ disponible que, por su alta movilidad, es susceptible de ser lavado del suelo a través de los canales mareales y eliminado del manglar hacia las aguas costeras, dependiendo de la permeabilidad del sustrato y de la capacidad mareal (Alongi, 1998). Aunque ésta ruta de pérdida parece ser menor en los humedales herbáceos (Howes y Goehringer., 1994), no hay evidencias suficientes de su peso en los manglares. Las pérdidas de nitrógeno vía desnitrificación parecen mayores en los sedimentos que han recibido una gran cantidad de nitrógeno exógeno (efluente) que en los naturales (Rivera-Monroy et al., 1999) y en

aquellos efluentes enriquecidos en nitrato (Nedwell, 1975). En los efluentes en los que el NH_4^+ domina sobre el NO_3^- y el suelo tiene un elevado contenido en materia orgánica (9%) y una alta capacidad de intercambio catiónico (≈ 30 meq 100 g^{-1} de suelo), la capacidad de eliminación de nitrógeno puede llegar a ser más elevada (Tam y Wong, 1995). En cualquier caso, aunque las retenciones de nitrógeno no son, por lo general, elevadas en el sedimento de los manglares (menores del 30%), pero persistentes en el tiempo (Wong et al., 1997b), la eliminación vía desnitrificación reduce significativamente los niveles de nitrógeno de los efluentes.

El fósforo en los sedimentos de los manglares es principalmente orgánico y forma complejos con los ácidos húmicos y fúlvicos (Alongi, 1998). Aunque la fracción inorgánica esta adsorbida o incorporada dentro del hierro hidratado y los sesquióxidos de aluminio coloidal (Alongi et al., 1992), los bajos potenciales redox tienden a liberar fosfato, principalmente a bajo pH (< 7). Es posible que, debido a la amplia variedad de mecanismos involucrados en las transformaciones de fósforo en los sedimentos reducidos, exista un cierto desequilibrio termodinámico entre el fósforo soluble intersticial, fácilmente intercambiable, y las formas menos solubles (orgánico, ocluido o precipitados minerales) y que éste sea más marcado cuando las plantas están asimilando fósforo y en aquellos lugares donde el intercambio mareal y el drenaje provoquen ganancias y pérdidas periódicas (Boto y Wellington, 1984). En cualquier caso, cuando se añade fósforo soluble a los suelos es rápidamente inmovilizado por diferentes reacciones de adsorción (Alongi et al., 1992), dando lugar a un incremento en el contenido de fosfato intercambiable o lábil. Sin embargo, la capacidad de los sedimentos de los manglares para inmovilizar fósforo está limitada por la disponibilidad de lugares de intercambio. La adsorción máxima de fósforo se da en el intervalo de $250\text{-}700 \mu\text{g P g}^{-1}$ (Clough et al., 1983). Boto (1992) cita que la inmovilización del fósforo reactivo soluble (i.e. ortofosfato) es usualmente rápida a través de reacciones de adsorción, dependiendo de los factores citados (mineralogía de arcillas, contenido en hierro y estatus redox). En

suelos, la capacidad de retención de fósforo depende, a corto plazo, de la capacidad amortiguadora mientras que a largo plazo depende de la precipitación de hidróxidos de hierro (Holford y Patrick, 1979). Así, aunque la retención de fósforo en manglares sometidos a descargas de efluentes enriquecidos puede alcanzar hasta el 85% durante las primeras etapas (Wong et al., 1997b), a la vista de los datos disponibles, es posible concluir que los sedimentos de los manglares tienen una capacidad temporal limitada para reducir la concentración de fósforo de los efluentes a un nivel inferior al requerido por la actividad biológica (Clough et al., 1983) o en condiciones de potencial muy reductor (Boto, 1992).

Requerimientos de nutrientes, inmovilización y captura de carbono por los manglares

La absorción de nutrientes por parte de los manglares tiende a inmovilizar una cantidad significativa de nitrógeno y fósforo acumulado en los sedimentos; sin embargo, sus requerimientos aún no son del todo conocidos y son sumamente variables entre especies y latitudes (Clough, 1992). Considerando el contenido medio de nutrientes en hojas y tallos y la producción anual de hojas y tallos de cada especie puede establecerse una aproximación válida. Por ejemplo, algunos estudios realizados en *Rhizophora* (Clough et al., 1983) muestran que el contenido de N y P de las hojas es de un 1% y 0.1%, respectivamente, mientras que en el tallo alcanza un 0.5% de N y un 0.05% de P; considerando una producción anual de $20\text{-}40 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Clough et al., 1992) es posible determinar que los requerimientos de un bosque maduro oscilan entre $150\text{-}250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $15\text{-}20 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, donde $50 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $5 \text{ kg de P ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ son devueltos al suelo en forma de hojarasca, de los que un porcentaje variable –en ocasiones todo– es lavado por efecto de la inundación mareal (Arreola-Lizárraga et al. 2004). Es decir, que la inmovilización de nutrientes en un manglar podría oscilar de $100\text{-}200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y de $10\text{-}20 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

La mayor parte de la biomasa de los mangles es inmovilizada en tallos y raíces, con un aumento de esta proporción a medida que se incrementa el tamaño del ejemplar (Clough, 1992), que repre-

senta aproximadamente el 50% de la biomasa total (Alongi, 1996). Sólo una pequeña proporción de esa biomasa es desechada cada año en forma de hojarasca, aunque varía entre especies y edades (Day et al., 1996). La acumulación de carbono orgánico por parte de los manglares se considera por algunos autores tan importante como la generada en las ciénagas boreales (Ong, 1993). Algunas estimaciones usando ^{210}Pb en manglares asiáticos han citado tasas de acumulación de 0.2-6.0 t C ha⁻¹ año⁻¹, la mayor parte como carbono orgánico refractario procedente de la hojarasca y el sistema radicular, el cual es rápidamente subdividido por los microorganismos (Tateda et al., 2005). Considerando que la producción primaria neta de los manglares puede oscilar de 6-27 t C ha⁻¹ año⁻¹ (Alongi, 1998), quedaría atrapado anualmente en el suelo de un 3% a un 22% del carbono, eliminándose del ciclo global y contribuyendo a reducir los efectos del calentamiento global.

Área de manglar y tiempos de retención necesarios para el tratamiento de los efluentes camaronícolas

Los camaronicultores que quieran implementar un sistema de tratamiento basado en un humedal artificial necesitan, en primer término, conocer las necesidades de espacio que se requieren para tratar sus efluentes. Kadlec y Knight (1996) ofrecen, en sus ecuaciones para el diseño de este tipo de sistemas, los parámetros clave para estimar el área requerida en función de las concentraciones de los influentes a los humedales y de la reducción de la concentración deseada:

$$\frac{dC}{dx} = -k/q_w (C - C^*)$$

donde C es la concentración del constituyente (mg l⁻¹), x es la fracción del área del humedal por donde atraviesa el flujo de agua, k es la constante de la tasa del área (m d⁻¹), q_w es la carga hidráulica en el humedal (m d⁻¹) y C* es la concentración de fondo del constituyente (mg l⁻¹). La solución a esta ecuación proporciona una reducción exponencial en la concentración a lo largo del flujo dentro del

sistema de tratamiento. Considerando la carga hidráulica para un tamaño de estanque camaronícola determinado, la ecuación anterior puede ser manipulada para obtener el área de humedal requerida para obtener una concentración objetivo de salida partiendo de una determinada concentración de un efluente (Tilley et al., 2002):

$$A_w = -\ln[(C_0 - C^*)/(C_i - C^*)] q_p A_p / k_z$$

donde A_w es el área de humedal requerida para el tratamiento (m²), C₀ es la concentración que se quiere alcanzar tras el tratamiento (objetivo, mg l⁻¹), C_i es la concentración del efluente a tratar (mg l⁻¹), q_p es la carga hidráulica en la granja (m d⁻¹), A_p es el área de estanques (m²) y k_z es la constante de la tasa del área (m d⁻¹). La determinación de k_z para un humedal específico y para un constituyente a tratar es la clave del uso de esta ecuación:

$$k_z = -\ln[(C_0 - C^*)/(C_i - C^*)] q_w / x$$

Estas ecuaciones de diseño definen teóricamente el área de humedal requerido para tratar una concentración dada en un influente hasta un nivel objetivo. Habitualmente los autores normalizan esta relación bajo el área superficial de estanque y la citan como el cociente entre estanque:humedal (H:E).

En esos cálculos hay varios aspectos claves que definen las necesidades de superficie de manglar para el tratamiento en función de las características de los estanques camaronícolas. El primero es la calidad del influente y la cantidad de N y P aportado a cada estanque en forma de alimento y fertilizante para obtener un rendimiento medio de producción de camarón. El segundo es la capacidad de asimilación por parte de los camarones de la cantidad total de nutrientes incorporados al sistema de producción. Por último, hay que considerar la cantidad de nutrientes que son eliminados por cada estanque ya sea por volatilización del amonio, por desnitrificación o por sedimentación. Considerando la producción media de camarón en Latinoamérica en cultivos semi-intensivos de 1615 kg ha⁻¹ año⁻¹ (FAO Fishery Statistical Collection Global

Tabla 1. Balance de nutrientes (N y P) en un estanque camarónico promedio de Latinoamérica. La fuente de los datos está especificada en el texto.

<i>Características del estanque:</i>		
Profundidad (m)	0.8	
Área (m ²)	10,000	
Volumen total (m ³)	8,000	
<i>Manejo del estanque:</i>		
Densidad (m ⁻²)	15	
Periodo de cultivo (días)	95	
Producción (kg ha ⁻¹)	1,615	
Entrada de alimento (kg ha ⁻¹ día ⁻¹)	23.2	
Fertilización (kg ha ⁻¹ ciclo ⁻¹)	58.5	
Tasa de recambio (%)	4	
Volumen de recambio (m ³ ha ⁻¹ día ⁻¹)	320	
<i>Concentración de nutrientes:</i>		
N en camarón (% peso seco)	8.9	
P en camarón (% peso seco)	0.3	
N en alimento y fertilizante (% peso seco)	5	
P en alimento fertilizante (% peso seco)	0.5	
<i>Balance:</i>		
	<i>N</i>	<i>P</i>
Concentración influente (µg l ⁻¹)	0.83	0.12
Entrada superficial (kg día ⁻¹)	0.27	0.04
Alimento y fertilización (kg día ⁻¹)	1.09	0.22
Entrada total (kg día ⁻¹)	1.35	0.26
Incorporación al camarón (kg día ⁻¹)	0.47	0.02
Eliminación en estanque (kg día ⁻¹)	0.36	0.16
Efluente (kg día ⁻¹)	0.49	0.08
Concentración media en estanque (µg l ⁻¹)	4.48	0.55
Concentración media en efluente (µg l ⁻¹)	1519.11	244.92

Aquaculture Production Dataset <http://www.fao.org/fi/website/FIRetrieveAction.do?dom=collection&xml=global-aquaculture-production.xml>) es posible establecer un balance para el N y P por ha de estanque y estimar las características de los efluentes y las cargas liberadas para su tratamiento (Tabla 1). Se ha tomado para esta estimación una duración de un ciclo de cultivo de entre 95-165 días con un intercambio de agua del 3-5% diario por ser el más generalizado en la producción acuícola (Páez-Osuna et al., 1997). La aportación de nutrientes a cada sistema varía según la localización de las granjas, pero se ha utilizado un valor promedio que supone alrededor del 80% de las entradas totales de nitrógeno total al sistema (Robertson y Phillips, 1995; Páez-Osuna et al., 1997). La incorporación de N y P por el camarón también es variable según la especie y el grado de intensidad del cultivo (Wahab et al., 2003). En

cultivos semi-intensivos de las especies *Litopenaeus vannamei*, *L. stylirostris* y *Penaeus monodon*, las más cultivadas en América Latina (Páez-Osuna, 2005), la incorporación oscila del 12-35% del N y del 3-15% del P totales de entrada (Páez-Osuna et al., 1997; Islam y Tanaka, 2004; Casillas-Hernández et al., 2006). Existe poca información respecto a la capacidad de eliminación de N y P en los estanques camarónicos, pero los datos indican que puede alcanzar hasta el 30% del N de entrada vía volatilización del amonio (Páez-Osuna et al., 1997) y entre un 60-85% del P por sedimentación (Páez-Osuna et al., 1997; Islam y Tanaka, 2004). Así, la concentración media de un efluente camarónico por ha durante el periodo de operación es de 1,519 µg N l⁻¹ y de 245 µg P l⁻¹, que da lugar a cargas de 0.49 kg N ha⁻¹ día⁻¹ y de 0.08 kg P ha⁻¹ día⁻¹. Es decir, la concentración de N y P en el efluente se incrementa entre 180,000 y

Tabla 2. Parámetros de la ecuación de Kadlec y Knight (1996) usados para la estimación del área de manglar artificial necesaria para el tratamiento de un efluente camarónico de 1 ha.

	N	P
q_p (m día ⁻¹)		0.032
A_p (ha)		1
C_0 (mg l ⁻¹)	0.0008	0.0001
C_i (mg l ⁻¹)	1.52	0.24
C^* (mg l ⁻¹)		0
q_w (m día ⁻¹)		0.1
x (-)		0.15
k_z (m día ⁻¹)	5.01	5.07
A_w	0.48	0.48

200,000 veces con respecto al agua de entrada. Para las constantes de la ecuación de diseño de Kadlec y Knight (1996) presentadas en la tabla 2, se estima que teóricamente y con los parámetros definidos con un cociente entre estanque:humedal de 20.8:1 (0.048 ha de humedal por cada ha de estanque) es suficiente para revertir la carga contaminante del efluente hasta las concentraciones de N y P del flujo de entrada, es decir, que los productores acuícolas tendrían que reservar menos del 5% de la superficie para el tratamiento del efluente camarónico usando un manglar artificial. Las primeras estimaciones experimentales indicaron que son necesarias de 2 a 22 ha de manglar para poder eliminar los nutrientes generados por un estanque camarónico de 1 ha (Robertson y Phillips, 1995). Gautier et al. (2001) consideran sobreestimada esta cifra porque los autores no consideraron las pérdidas relativas a la desnitrificación, sedimentación y absorción del suelo. Si se considera la desnitrificación, la cifra baja hasta 0.04±0.12 ha de manglar por ha de estanque (Rivera-Monroy et al., 1999), algo similar a nuestra estimación. Tilley et al. (2002) estimaron, por su parte, que una superficie de 1 ha de humedal por cada 12 ha de estanques (0.08 ha de humedal por cada ha de estanque) sería suficiente como para obtener rendimientos adecuados respecto al fósforo y a los sólidos inorgánicos; es decir, que los acuicultores tendrían que destinar un 7-8% del área

de granjas para destinarse al tratamiento de los efluentes, con la posibilidad de recircular esa agua dentro del sistema. En cualquier caso, estas variaciones teóricas están relacionadas con la propia variabilidad en la retención de los nutrientes por parte de los manglares en función de la especie considerada y su densidad, de las características fisicoquímicas del sedimento, la densidad bacteriana, y de los tiempos de residencia. No existe a este respecto información correlativa que permita establecer o predecir la eficiencia del sistema en función de estas variables. Una de las más importantes es la forma de disposición del efluente en el manglar, donde la aplicación sobre el suelo en lugar de sobre los canales mareales revierte en una mayor eficiencia del sistema al exponer la alta concentración de nutrientes a la cadena trófica acuática (Robertson y Phillips, 1995) y a incrementar la retención de nutrientes por el suelo e incrementar la asimilación vegetal. Otro aspecto se refiere a los tiempos de residencia del agua dentro del sistema de tratamiento. De 2-5 días son suficientes para obtener rendimientos medios aceptables ya que mayores tiempos de residencia del agua (15-20 días) no son sinónimos de mejores eficiencias (Tilley et al., 2002) puesto que al aumentar la evapotranspiración es probable encontrar otros problemas de calidad asociados con el incremento de la salinidad o la reducción del oxígeno disuelto en el agua.

Efectos del enriquecimiento de nutrientes en el mangle

Aún no están claros los efectos producidos en el mangle al incrementar el aporte de nutrientes. Mientras algunos estudios sobre enriquecimiento de nutrientes del suelo han mostrado que se puede estimular el crecimiento y la productividad del mangle (Onuf et al., 1977; Boto & Wellington, 1983; Boto, 1992; Breaux et al., 1995; Chen et al., 1995), otros no han observado cambios significativos (Wong et al., 1995; Wong et al., 1997a; Wong et al., 1997b) o incluso han comprobado daños fisiológicos importantes (Culic, 1984; Peng, 1990). Los impactos de la descarga de aguas residuales varían significativamente de un humedal a otro y no es posible realizar predicciones sin examinar las características propias de cada ecosistema. Además, incluso dentro de un mismo tipo de humedal, diferentes especies de plantas con variadas tasas de crecimiento y adaptaciones fisiológicas tienen respuestas distintas a la descarga de aguas residuales (Wong et al., 1997a). Por ejemplo, recientemente Vaiphasa et al. (2007) han mostrado cómo el exceso de sedimento reduce la tasa de crecimiento e incrementa la mortalidad de ciertas especies de mangle, en relación con el efecto que las variaciones topográficas provocan en el tamaño y frecuencia de la inundación. Así, puesto que no es posible extraer una generalización a este respecto esta sería una de las principales limitaciones respecto a su utilización para el tratamiento a largo plazo de los efluentes camaronícolas. Probablemente, la solución a este inconveniente podría resolverse con el uso de las especies más resistentes al enriquecimiento de nutrientes pero con el grave inconveniente de su invasión y competencia con las especies nativas.

Conclusiones

Esta revisión muestra que, a la vista de la información disponible, los manglares artificiales pueden considerarse como una alternativa viable para el tratamiento de los efluentes camaronícolas, aunque existen aún ciertas limitaciones menores que deben ser resueltas para su aplicación en situaciones reales. La alta capacidad de eliminación

de nitrógeno vía desnitrificación, la elevada retención de fósforo en los sedimentos –al menos en los instantes iniciales–, la alta capacidad de inmovilización de N, P y C por el mangle, el reducido espacio necesario para su instalación (de un 4-8% del área total dedicada a los estanques), los bajos tiempos de retención para el tratamiento (2-5 días), su éxito en aforestaciones/reforestaciones y la escasa inversión económica en instalación y mantenimiento estimulan significativamente su implantación a corto plazo para el sostenimiento de la actividad camaronícola en Latinoamérica. Previamente es preciso proponer soluciones a ciertas dudas relativas a la capacidad de retención del P a largo plazo, a los efectos fisiológicos que el enriquecimiento de nutrientes genera en el mangle y al tipo de práctica silvícola que maximice producción forestal y asimilación de nutrientes. Una vez resuelto, los manglares artificiales podrían considerarse como el sistema de tratamiento más efectivo de los efluentes camaronícolas, tanto por su bajo coste como por su alto valor ambiental. Sin embargo, la protección y conservación de las zonas costeras de Latinoamérica no puede asegurarse sin medidas reguladoras legales sobre las descargas (O'Brien y Lee, 2003). Además, la recuperación de las áreas costeras desforestadas o degradadas con manglares artificiales incrementaría su valor añadido por el tratamiento de la contaminación.

Agradecimientos

Este trabajo es resultado de las investigaciones financiadas por el proyecto de investigación SEMARNAT-CONACyT 2002-C01-0147. Los autores desean agradecer a dos árbitros anónimos por sus sugerencias que mejoraron sustancialmente este trabajo.

Bibliografía

- Agraz, C. M., Flores, F. y Calvario, O., 2001. Impacto de la camaronicultura en ecosistemas de manglar y medidas de mitigación. En: F. Páez-Osuna (Ed), Camaronicultura y Medio Ambiente. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Programa Universitario de Alimentos y El Colegio de Sinaloa, Mazatlán, pp. 372-393.
- Alongi, D.M., Boto, K.G. y Robertson, A.I., 1992. Nitrogen and phosphorus cycles. En: A.I. Robertson y D.M. Alongi

- (Eds.), Tropical mangrove ecosystems. American Geophysical Union, Washington DC, Estados Unidos. pp. 251-292.
- Alongi, D.M., 1994. The role of bacteria in nutrient recycling in tropical mangrove and other coastal benthic ecosystems. *Hydrobiologia*, 285: 19-32.
- Alongi, D.M., 1996. The dynamics of benthic nutrient pools and fluxes in tropical mangrove forests. *Journal of Marine Research*, 54:123-148.
- Alongi, D.M., 1998. Coastal ecosystem processes. CRC Press, Boca Raton, Estados Unidos.
- Arreola-Lizárraga, J.A., Flores-Verdugo, F.J. y Ortega-Rubio, A., 2004. Structure and litterfall of an arid mangrove stand on the Gulf of California, México. *Aquatic Botany*, 79:137-143
- Boto, K.G., Alongi, D.M. y Nott, A.L.J., 1989. Dissolved organic carbon-bacteria interactions at the sediment water interface in a tropical mangrove system. *Marine Ecology Progress Series*, 51: 243-251.
- Boto, K.G., 1992. Nutrient and mangroves. En: D.W. Connell y D.W. Hawker (Eds.), *Pollution in tropical aquatic systems*. CRC Press, Boca Raton, Estados Unidos. pp. 130-145.
- Boto, K.G. y Wellington, J.T., 1983. Phosphorus and nitrogen nutritional status of a northern Australian mangrove forest. *Marine Ecology Progress Series*, 11: 63-69.
- Boto, K.G. y Wellington, J.T., 1984. Soil characteristics and nutrient status in northern Australian mangrove forests. *Estuaries*, 7: 61-69.
- Boyd, C.E., 2000. Farm effluent during draining for harvest. *Global Aquaculture*, 3: 26-27.
- Boyd, C.E. y Clay, J.W., 1998. Shrimp aquaculture and the environment; an adviser to shrimp producers and an environmentalist present a prescription for raising responsibly. *Scientific American*, 278:58-64. 1998
- Breaux, A., Farber, S. y Day, J., 1995. Using natural coastal wetlands systems for wastewater treatment: an economic benefit analysis. *Journal of Environmental Management*, 44: 285-291.
- Briggs, M.R.P. y Funge, S.S.J., 1994. A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand. *Aquaculture and Fisheries Management*, 25: 789-811.
- Casillas-Hernández, R., Magallón-Barajas, F., Portillo-Clarck, G. y Páez-Osuna, F., 2006. Nutrient mass balances in semi-intensive shrimp ponds from Sonora, Mexico using two feeding strategies : Trays and mechanical dispersal. *Aquaculture*, 258: 289-298.
- Chen, G.Z., Miao, S.Y., Tam, N.F.Y., Wong, Y.S., Li, S.H. y Lan, C.Y. 1995. Effect of synthetic waster on young *Kandelia candel* plants growing under greenhouse conditions. *Hydrobiologia*, 295: 263-273.
- Clough, B.F., 1992. Primary productivity and growth of mangrove forests. En: A.I. Robertson y D.M. Alongi (Eds.), *Tropical mangrove ecosystems*. American Geophysical Union, Washington DC, Estados Unidos. pp. 225-250.
- Clough, B.F., Boto, K.G. y Attiwill, P.M., 1983. Mangroves and sewage: a re-evaluation. En: H.J. Teas (Ed.), *Biology and ecology of mangroves*, Tasks for Vegetation Science 8. Dr. W. Junk Publishers, La Haya, Holanda. pp. 151-161.
- Cooke, J.G., 1994. Nutrient transformations in a natural wetland receiving sewage effluent and the implications for waste treatment. *Water Science & Technology*, 29: 209-217.
- Corredor, J.E. y Morell, J.M., 1994. Nitrate depuration of secondary sewage effluents in mangrove sediments. *Estuaries*, 17: 295-300.
- Costanzo, S.D., O'Donohue, M.J., y Dennison, W.C., 2004. Assessing the influence and distribution of shrimp pond effluent in a tidal mangrove creek in north-east Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 514-525.
- Culic, P., 1984. The effects of 2,4-D on the growth of *Rhizophora stylosa* Griff. seedlings. En: H.J. Teas (Ed.), *Physiology and Management of Mangroves*, Vol. 9. Dr. W. Junk Publishers, La Haya, Holanda. pp. 57-63.
- Day, J.W., Coronado-Molina, C., Vera-Herrera, F.R., Twilley, R., Rivera-Monroy, V.H., Alvarez-Guillen, H., Day, R. y Conner, W., 1996. A 7 year record of above-ground net primary production in a southeastern Mexican mangrove forest. *Aquatic Botany*, 55: 39-60.
- Daly, H.E. y Cobb Jr., J.B., 1989. For the common good: redirecting the economy toward community, the environment and a sustainable future. Beacon Press, Boston, Estados Unidos.
- DeWalt, B.R., Ramírez Zavala, J.R., Noriega, L., y González, R.E., 2002. Shrimp Aquaculture, the People and the Environment in Coastal Mexico. World Bank, NACA, WWF, FAO Consortium Program on Shrimp Farming and the Environment.
- Lacerda, L.D., Vaisman, A.G., Maia, L.P., Ramos, C.A. Ramos e Silva y Soares Cunha, E.M., 2006. Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other anthropogenic sources for six estuaries along the NE Brazilian coast. *Aquaculture*, 253: 433-446.
- FAO, 2006. State of World aquaculture 2006. FAO Fisheries Technical Paper 500. Inland Water Resources and Aquaculture Service, Fishery Resources Division, FAO Fisheries Department. Food And Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Italia.
- Folke, C y Kautsky, N., 1992. Aquaculture with its environment: Prospects for sustainability. *Ocean & Coastal Management*, 17: 5-24.
- Funge-Smith, S.J., Briggs, M.R.P., 1998. Nutrient budgets in intensive shrimp ponds: implications for sustainability. *Aquaculture*, 164: 117-133.
- Gautier, D., 2002. The Integration of Mangrove and Shrimp Farming: A Case Study on the Caribbean Coast of Colombia. World Bank, NACA, WWF and FAO Consortium Program on Shrimp Farming and the Environment.
- Gautier, D., Amador, J., y Newmark, F., 2001. The use of mangrove wetland as a biofilter to treat shrimp pond effluents: preliminary results of an experiment on the Caribbean coast of Colombia. *Aquaculture Research*, 32: 787.
- Grant, J., Hatcher, A., Scott, D.B., Pocklington, P., Schafer, C.T., Winters, G.V., 1995. A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities. *Estuaries*, 18: 124-144.
- Hammer, D.A., 1989. Constructued wetlands for wastewater treatment. Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Howes, B.L. y Goehringer, D.D., 1994. Porewater drainage and dissolved organic carbon and nutrient losses through the

- intertidal creekbanks of a New England salt marsh. *Marine Ecology Progress Series*, 114: 289-301.
- Islam, Md.S. y Tanaka, M., 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and síntesis. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 624-649.
- Jackson, C., Preston, N.P., Thompson, P.A., Burford, M., 2003. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. *Aquaculture*, 218: 397-411.
- Jones, A.B., O'Donohue, M.J., Udy, J., Dennison, W.C., 2001. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: biological indicators with standard water quality analyses. *Estuarine, coastal and shelf science*, 52: 91-109.
- Kadlec, R.H. y Knight, R.L., 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Kautsky, N., Rönnbäck, P., Tedengren, M. and Troell, M., 2000. Ecosystem perspectives on management of disease in shrimp pond farming. *Aquaculture*, 191: 145-161.
- Kovacs, J.M., 2000. Perceptions of environmental changes in a tropical coastal wetland. *Land Degradation and Development*, 11: 209-220.
- Macintosh, D.J. y Phillips, D.D., 1992. Environmental considerations in shrimp farming. En: H. de Haram y T. Singh (Eds.), *Proceedings of the Third Global Conference on Shrimp Industry-INFOFISH*, Kuala Lumpur, Malasia. pp. 118-145.
- Massaut L., 1999. *Mangrove management and shrimp aquaculture. Research and Development series no. 44*, pp 45. Auburn University, Auburn, AL.
- Midlen, A. y Redding, T., 1998. *Environmental management for aquaculture. Aquacultura Series 2*, Springer-Verlag, New York, Estados Unidos.
- Moshiri, G.A. (Ed.), 1993. *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Naidoo, G., 1990. Effects of nitrate, ammonium and salinity on the growth and water relations in the mangrove *Bruguiera gymnorhiza* (L.) Lam. *Aquatic Botany*, 38: 209-219.
- Nedwell, D.B., 1975. Inorganic nitrogen metabolism in a eutrophicated tropical mangrove estuary. *Water Research*, 9: 221-231.
- O'Bryen P. J. y Lee, C. S. 2003. Management of aquaculture effluents workshop discussion summary. *Aquaculture*, 226: 227-242.
- Ong, J.E., 1993. Mangroves – a carbon source and sink. *Chemosphere*, 27: 1097-1107.
- Onuf, C.P., Teal, J.M. y Valiela, I., 1977. Interactions of nutrients, plant growth and herbivory in a mangrove ecosystem. *Ecology*, 58:514-526.
- Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S.R., Ruiz-Fernández, A.C., Espinoza-Angulo, R., 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in north-western Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 34: 290-297.
- Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S.R. y Ruiz-Fernández, A.C., 1999. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 38: 585-592.
- Páez-Osuna, F., 2001a. La interacción camaronicultura y medio ambiente. En: F. Páez-Osuna (Ed), *Camaronicultura y Medio Ambiente*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Programa Universitario de Alimentos y El Colegio de Sinaloa, Mazatlán, pp. 14-21.
- Páez-Osuna, F., 2001b. Eutrofización y camaronicultura. En: F. Páez-Osuna (Ed), *Camaronicultura y Medio Ambiente*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Programa Universitario de Alimentos y El Colegio de Sinaloa, Mazatlán, pp. 158-173.
- Páez-Osuna, F., Gracia, A., Flores-Verdugo, F., Lyle-Fritch, L.P., Alonso-Rodríguez, R., Roque, A. y Ruiz-Fernández, A.C., 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 806-815.
- Páez-Osuna, F., 2005. Retos y perspectivas de la camaronicultura en la zona costera. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 1: 21-31.
- Peng, S. Q., 1990. *The stress physiological fundamentals of plants*. University of Northeast Forestry Press, Harbin, China.
- Pérez-Olmedilla, M., Sánchez-Carrillo, S., y Rojo, C., 2001. Función depuradora de los humedales II: una revisión bibliográfica sobre el papel del sedimento. *Humedales Mediterráneos*, 1: 123-130.
- Primavera, J.H., 1998. Tropical Shrimp Farming and its Sustainability. En: S. De Silva (Ed), *Tropical Mariculture*. Academic Press, London, pp. 257-289.
- Pruder, G.D., 1992. Marine shrimp effluent: characterisation and environmental impact. En: J. Wyban (Ed.), *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming*. World Aquaculture Society, Baton Rouge, pp. 187-194.
- Robertson, A.I. y Phillips, M.J., 1995. Mangroves as filters of shrimp pond effluent: predictions and biochemical research needs. *Hydrobiologia*, 295: 649-666.
- Rosati, R. y Respecio, P., 2000. Treatment of shrimp pond effluent using constructed wetlands. *Global Aquaculture Advocate*, 3: 94.
- Rajendran, N. y Kathiresan, K., 1996. Effect of effluent from a shrimp pond on shoot biomass of mangrove seedlings. *Aquaculture Research*, 27: 745-747.
- Rivera-Monroy, V.H., Torres, L.A., Bahamon, N., Newmark, F. y Twilley, R.R., 1999. The potential use of mangrove forests as nitrogen sinks of shrimp aquaculture pond effluents: the role of denitrification. *Journal of the World Aquaculture Society*, 30: 12-25.
- Rönnbäck, P. 2001. *Shrimp aquaculture - State of the art*. Swedish EIA Centre, Report 1. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Uppsala, Suecia.
- Saenger, P., 2002. *Mangrove ecology, silviculture, and conservation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Samocha, T.M., y Lawrence, A.L., 1997. Shrimp farms' effluent waters, environmental impact and potential treatment methods. In: Keller B.J. (Ed.), *Interactions Between Cultured Species and Naturally Occurring Species in the Environment*. pp. 35-38.
- Sansanayuth, P., Phadungchep, A., Ngammontha, S., Ngdngam, S., Sukasem, P., Hoshino, H., y Ttabucanon, M.S., 1996. Shrimp pond effluent: pollution problems and treatment by constructed wetlands. *Water Science Technology*, 34: 93-98.
- Shimoda, T., Srithong, C. y Aryuthaka, C., 2005. Attempt at purification of effluent and sediment in shrimp aquaculture

- ponds using mangrove trees. *Japan Agricultural Research Quarterly*, 39: 139-145.
- Tacon, A.G.J., 1996. Nutritional studies in crustaceans and the problems of applying research findings to practical farming systems. *Aquaculture Nutrition*, 1: 165-174.
- Tam N.F.Y. y Wong, Y.S., 1993. Retention of nutrients and heavy metals in mangrove sediment receiving wastewater of different strengths. *Environmental Technology*, 14: 719-729.
- Tateda, Y., Nhan, D.D., Wattayakorn, G. y Toriumi, H., 2005. Preliminary evaluation of organic carbon sedimentation rates in Asian mangrove coastal ecosystems estimated by ²¹⁰Pb. *Radioprotection*, 40: S527-S532.
- Twilley, R.R., 1992. Impacts of shrimp mariculture practices on the ecology of coastal ecosystems in Ecuador. En: O. Olsen y L. Arriaga (Eds.), *Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador*. The University of Rhode Island, Narragansett, Estados Unidos. pp. 91-120.
- Tilley, D.R., Badrinarayanan, H., Rosati, R., y Son, J., 2002. Constructed wetlands as recirculation filters in large scale shrimp aquaculture. *Aquaculture Engineering*, 26: 81-109.
- US EPA, 1987. Report of the use of wetlands for municipal wastewater treatment and disposal. Office of Water, Office of Municipal Pollution Control. Submitted to Senator Quentin N. Burdick, Chairman of Committee on Environment and Public Works. EPA report #EPA 430/09-88-005.
- Vaiphasa, C., de Boer, W.F., Skidmore, A.K., Panitchart, S., Vaiphasa, T., Bamrongrugs, N., y Santitamnont, P., 2007. Impact of solid shrimp pond waste materials on mangrove growth and mortality: a case study from Pak Phanang, Thailand. *Hydrobiologia*, 591: 47-57.
- Wahab, M.A., Bergheim, A. y Braaten, B., 2003. Water quality and partial mass budget in extensive shrimp ponds in Bangladesh. *Aquaculture*, 218: 413-423.
- Wolanski, E., Spagnol, S., Thomas, S., Moore, K., Alongi, D.M., Trott, L., y Davidson, A., 2000. Modelling and visualizing the fate of shrimp pond effluent in a mangrove-fringed tidal creek. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 50: 85-97.
- Wong, Y.S., Lan, C.Y., Chen, G.Z., Li, S.H., Chen, X.R., Liu, Z.P., y Tam, N.F.Y., 1995. Effect of wastewater discharge on nutrient contamination of mangrove soils and plants. *Hydrobiologia*, 295: 243-254.
- Wong, Y.S., Tam, N.F.Y., Chen, G.Z., y Ma, H., 1997a. Response of *Aegiceras corniculatum* to synthetic sewage under simulated tidal conditions. *Hydrobiologia*, 352: 89-96.
- Wong, Y.S., Tam, N.F.Y., y Lan, C.Y., 1997b. Mangrove wetlands as wastewater treatment facility: a field trial. *Hydrobiologia*, 352: 49-59.