

# Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada



Remoción de Materia Particulada en Efluentes de Estanquería  
de Camarón con *Anadra tuberculosa* (Pelecypoda: Arcidae )  
( Sowerby, 1833 )

TESIS

DOCTORADO EN CIENCIAS

**ANSELMO MIRANDA BAEZA**

ENSENADA BAJA CFA, MEXICO DICIEMBRE DE 2005

TESIS DEFENDIDA POR

**Anselmo Miranda Baeza**

Y APROBADA POR EL SIGUIENTE COMITÉ



Dr. Domenico Voltolina Lobina

*Co-Director*



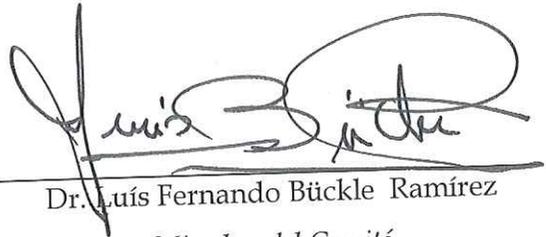
Dra. Beatriz Cordero Esquivel

*Co-Director*



Dra. Carmen Paniagua Chavez

*Miembro del Comité*



Dr. Luis Fernando Bückle Ramírez

*Miembro del Comité*



Dr. Zaúl García Esquivel

*Miembro del Comité*



Dr. Facundo Joaquín Márquez Rocha  
*Coordinador del Programa de Posgrado en  
Ciencias con orientaciones en Acuicultura y  
Biotecnología Marina*



Dr. Raúl Ramón Castro Escamilla

*Director de Estudios de Posgrado*

7 de diciembre de 2005

CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y DE EDUCACIÓN  
SUPERIOR DE ENSENADA



---

PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS  
CON ORIENTACIÓN EN ACUICULTURA

---

REMOCIÓN DE MATERIA PARTICULADA EN EFLUENTES DE ESTANQUERÍA DE  
CAMARÓN CON *Anadara tuberculosa* (Pelecypoda: Arcidae)  
(SOWERBY, 1833)

TESIS

que para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de  
DOCTOR EN CIENCIAS

Presenta:

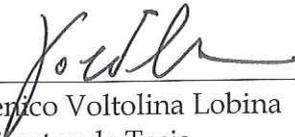
ANSELMO MIRANDA BAEZA

Ensenada, Baja California, México, diciembre 2005.

**RESUMEN** de la tesis de **Anselmo Miranda Baeza**, presentada como requisito parcial para la obtención del grado de DOCTOR EN CIENCIAS con Orientación en ACUICULTURA. Ensenada, Baja California. Diciembre del 2005.

**REMOCIÓN DE MATERIA PARTICULADA EN EFLUENTES DE ESTANQUERÍA DE CAMARÓN CON *Anadara tuberculosa* (Pelecypoda: Arcidae) (SOWERBY, 1833)**

Resumen aprobado por:

  
Dr. Domenico Voltolina Lobina  
Director de Tesis

  
Dra. Beatriz Cordero Esquivel  
Director de Tesis

Durante un periodo de cultivo de 190 días, se dio seguimiento a las operaciones de la granja Chomojabiri, donde se cultivó camarón *Litopenaeus vannamei* en un sistema semi-intensivo. En dos estanques se midieron las variables físicas y químicas y las diferentes formas de N y de P en el agua influente y efluente, con el fin de determinar los flujos de nutrientes, los balances de agua y de N y P y de evaluar la cantidad de sólidos particulados (MTP) exportados durante ese ciclo de operación. Además, se realizaron cinco series de experimentos *in situ*, para medir las tasas de filtración, clarificación y biodepositación (TF, TC y TB) de *A. tuberculosa* en los efluentes de la granja y se colocaron 200 organismos en el canal de descarga, para medir el crecimiento individual y la mortalidad poblacional durante todo el ciclo. Con excepción de la concentración de oxígeno y de fósforo no reactivo disuelto, se encontraron diferencias significativas entre las características de calidad del agua del influente y de los efluentes. La exportación neta de MTP fue de  $8,479 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$ , de los cuales  $917 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$  fueron de origen orgánico. La exportación neta de N fue de  $122 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$ , de la cual el 85% fue orgánica y se exportaron también  $14 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$  de P, de los cuales el 78.6% correspondieron a la suma del P orgánico o no reactivo. La TF de *A. tuberculosa* (estandarizada por gramo de peso seco de tejido) varió de 14.72 a  $56.54 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{g}^{-1}$ , mientras que la TC estuvo entre 0.14 y  $0.88 \text{ l} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{g}^{-1}$  y la TB representó entre el 88.4% a 94.5% del total del material filtrado. Los individuos de *A. tuberculosa* incrementaron 4.15 mm (9.3%) en longitud y  $4.37 \text{ cm}^3$  (49.7%) en el volumen interno de la concha, con una mortalidad acumulada de 35.5 % en 6.3 meses. Los resultados obtenidos indican que los efluentes de las granjas camarонерas en el Noroeste de México pueden constituir un aporte considerable de N y de P al Golfo de California y que *A. tuberculosa* puede considerarse como un candidato potencial para la biorremediación de efluentes de las granjas de camarón.

**Palabras clave:** *Anadara tuberculosa*, efluentes acuícolas, tasa de filtración.

**ABSTRACT** of the thesis submitted by **Anselmo Miranda Baeza** in partial fulfillment of the requirements to obtain the DOCTOR OF SCIENCES degree with Orientation in AQUACULTURE. Ensenada, Baja California, Mexico. December 2005.

**REMOVAL OF PARTICULATE MATTER IN SHRIMP POND EFFLUENTS WITH  
*Anadara tuberculosa* (Pelecypoda: Arcidae) (SOWERBY, 1833)**

The activities of a semi-intensive shrimp farm were followed throughout a 190 days production cycle, recording the water quality variables and the different species of N and P in the influent and effluent water of two ponds stocked with *Litopenaeus vannamei*, to calculate the nutrient fluxes, the mass balances of water, N, and P and to evaluate the particulate solids (PS) exported during the shrimp growth period. Additionally, the filtration, clarification and biodeposition rates (FR, CR and BR) of *A. tuberculosa* in the effluents of the farm were measured in five sets of *in situ* experiments, and the individual growth and mortality were recorded using 200 specimens kept in the effluent ditch throughout the whole cycle. Except for oxygen and non reactive dissolved phosphorus concentrations, there were significant differences between the quality of influent and effluent water. The net export of PS was 8,479 kg ha<sup>-1</sup> cycle<sup>-1</sup>, of which 917 kg ha<sup>-1</sup> cycle<sup>-1</sup> were organic. The net export of N was 122 kg ha<sup>-1</sup> cycle<sup>-1</sup>, of which 85% was organic and the that of P was 14 kg ha<sup>-1</sup> cycle<sup>-1</sup>, of which 85% was the sum of organic and non reactive P. The FR of *A. tuberculosa* (standardized for gram of tissue dry weight) varied from 14.72 to 56.54 mg·h<sup>-1</sup>·g<sup>-1</sup>, whereas CR was between 0.14 and 0.88 l·h<sup>-1</sup>·g<sup>-1</sup> and the TB represented between 88.4% and 94.5% of the total material filtered. The specimens of *A. tuberculosa* increased by 4.15 mm (9.3%) and 4.37 cm<sup>3</sup> (49.7%) in internal shell volume, with an accumulated mortality of 35.5% in 6.3 months. The results indicate that the effluents of the shrimp farms of the Mexican Northwest might make a considerable contribution of N and P to the Gulf of California and that *A. tuberculosa* can be considered a potential candidate for bioremediation of shrimp farm effluents.

**Keywords:** *Anadara tuberculosa*, filtration rate, shrimp farm effluents.

## DEDICATORIA

A Ruth, Valeria y Ana Paulina, somos un buen equipo.

A mis padres, hermanos y abuelos, siempre conmigo.

## AGRADECIMIENTOS

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada y al Departamento de Acuicultura por el apoyo recibido de los investigadores y personal administrativo.

Al Programa de Mejoramiento del Profesorado PROMEP, por la beca CESUES-1 otorgada para realizar los estudios de Doctorado.

Al Centro de Estudios Superiores del Estado de Sonora: al personal de Dirección General, al Departamento de Investigación y Posgrado, al personal de la DES Navojoa, incluidos directivos, compañeros docentes y personal administrativo, por el apoyo recibido.

Con mucho respeto y cariño a mi director externo, Dr. Domenico Voltolina, por brindarme su apoyo de manera incondicional y por haberme dado la oportunidad de convivir con el y aprender de su profesionalismo. Con especial aprecio a su secretaria Bety, quien aún sin conocerme personalmente, ya me ayudaba. De igual modo mi agradecimiento y cariño a mi director interno Dra. Beatriz Cordero Esquivel, por su apoyo constante.

A los integrantes del comité de tesis: Dra. Carmen Paniagua, Dr. Fernando Bückle y Dr. Zaúl García, por el tiempo dedicado a las revisiones, sus comentarios y sugerencias que ayudaron a mejorar el trabajo.

A mi equipo de trabajo de CESUES-Navojoa: compañero I.Q. Marco A. Brambilla, mis tesisas Ana L. Martínez y Jesús García por su ayuda en los experimentos de campo y en el procesamiento de muestras, sin su apoyo no habría sido posible recabar toda la información. Agradezco también al la I.Q. Ernestina Alcantar, responsable del laboratorio de usos múltiples por su disponibilidad y apoyo.

A los administrativos y responsables de la Granja Chomojabiri, por haber permitido la toma de muestras y brindar la información sobre el manejo de la granja durante el ciclo de cultivo 2003.

Este estudio estuvo financiado con fondos de los proyectos POA-M6-2003, 6192 y AC1.4 de CESUES, CICESE y CIBNOR respectivamente.

## CONTENIDO

	Página
<b>I. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>1</b>
I.1. Objetivo general.....	14
I.2. Objetivos particulares.....	15
<b>II. MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>16</b>
II.1. Descripción del área de estudio.....	16
II.2. Medición de las variables de la calidad del agua.....	17
II.2.1. Variables básicas.....	17
II.2.2. Determinación de la clorofila a.....	18
II.2.3. Determinación de la MTP.....	18
II.2.4. Determinación de N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> y P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .....	18
II.2.5 Determinación del N orgánico disuelto y particulado.....	19
II.2.6 Determinación del P disuelto y P particulado.....	20
II.3. Flujos químicos y balances de masas de agua y de N y P.....	21
II.4. Colecta y aclimatización de <i>A. tuberculosa</i> .....	23
II.5. Medición de las tasas fisiológicas de <i>A. tuberculosa</i> .....	24
II.6. Estimación de la remoción de la materia orgánica particulada y del N y P particulados.....	27
II.7. Crecimiento y mortalidad de <i>A. tuberculosa</i> en los efluentes de la granja.....	27
II.8. Determinación del índice de condición de <i>A. tuberculosa</i> .....	28
II.9. Procesamiento de la información.....	29
<b>III. RESULTADOS.....</b>	<b>31</b>
III.1. Variables que describen la operación del cultivo de <i>Litopenaeus vannamei</i> .....	31
III.2. Características del agua influente y efluente de la granja.....	33
III.2.1. Variables básicas (temperatura, salinidad, O <sub>2</sub> y pH).....	35
III.2.2. N y P disueltos.....	39
III.2.3. Material particulado.....	43
III.2.3.1. MTP, MOP y MIP.....	43
III.2.3.2. N y P particulados.....	45
III.2.4. Diferencias de las características de calidad del agua influente y efluente.....	46
III.3. Flujos y balances de masas.....	47

## CONTENIDO (continuación)

III.4. Filtración, clarificación y biodepositación de <i>A. tuberculosa</i> en los efluentes.....	55
III.5. Relaciones entre las variables ambientales y la filtración y clarificación.....	63
III.6. Remoción de MOP, N y P.....	67
III.7. Crecimiento y mortalidad de <i>A. tuberculosa</i> en el efluente.....	69
<b>IV. DISCUSIÓN.....</b>	<b>76</b>
IV.1. Variables básicas de la calidad del agua.....	76
IV.2. Formas del nitrógeno.....	79
IV.3. Formas del fósforo.....	83
IV.4. Modificación de las características del agua influente-efluente en cultivos de camarón.....	84
IV.5. Balances de masas.....	86
IV.6. Efecto de algunas variables sobre la filtración y la clarificación.....	91
IV.7. Filtración, clarificación y biodepositación de <i>A. tuberculosa</i> en los efluentes.....	92
IV.8. Crecimiento y mortalidad.....	96
IV.9. Descargas de nutrientes al Golfo de California.....	99
<b>V. CONCLUSIONES.....</b>	<b>103</b>
<b>VI. RECOMENDACIONES.....</b>	<b>106</b>
<b>VI. LITERATURA CITADA.....</b>	<b>107</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>117</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura	Página
1. Temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH (media $\pm$ DE) en el agua de entrada y de salida de la granja durante el ciclo de cultivo del 2003.....	37
2. Clorofila a (media $\pm$ DE) en el agua de entrada y de salida de la granja durante el ciclo de cultivo del 2003.....	38
3. Diferentes formas de N disuelto (media $\pm$ DE) en el agua de entrada y de salida de la granja durante el ciclo de cultivo del 2003.....	40
4. Diferentes formas de P disuelto (media $\pm$ DE) en el agua de entrada y de salida de la granja durante el ciclo de cultivo del 2003.....	42
5. Materia total y orgánica particulada (media $\pm$ DE) en el agua de entrada y de salida de la granja durante el periodo de cultivo del 2003.....	44
6. N y P particulados (media $\pm$ DE) en el agua de entrada y de salida de la granja durante el periodo de cultivo del 2003.....	46
7. Balance de masas de agua ( $m^3 \cdot ha^{-1} \cdot ciclo^{-1}$ ) en la granja Chomojabiri durante el periodo de cultivo del 2003. La flecha no cuantificada representa una posible fuente de error. El cálculo de la evaporación y de la precipitación, se estimó con información proporcionada por la estación meteorológica "Navojoa" de la CNA.....	48
8. Balance de masas de N y P ( $kg \cdot ha^{-1} \cdot ciclo^{-1}$ ) en la granja Chomojabiri durante el ciclo de cultivo del 2003.....	54
9. Incremento del volumen interno de los ejemplares de <i>A. tuberculosa</i> cultivados en los efluentes de la granja de camarón.....	72
10. Peso seco del tejido y factor de condición de <i>A. tuberculosa</i> durante su permanencia en los efluentes de la granja de camarón.....	73

## LISTA DE FIGURAS (continuación)

Figura	Página
11. Porcentaje de mortalidad acumulada de <i>A. tuberculosa</i> en los efluentes de la granja durante el ciclo de cultivo del 2003.....	75

## LISTA DE TABLAS

Tabla	Página
I. Características de la operación y rendimientos de la granja Chomojabiri durante el ciclo de producción mayo-noviembre del 2003.....	33
II. Características medias ( $\pm$ DE) del agua en la entrada y salida de la granja Chomojabiri durante el ciclo de cultivo del 2003. Letras diferentes en cada renglón indican diferencia significativa entre medias ( $P < 0.05$ , $a < b$ ).....	34
III. Material total incorporado y descargado en el agua de la granja estimados mediante muestreos de 24 h en periodos quincenales, en la granja Chomojabiri durante el ciclo 2003. $\Sigma N$ y $P$ : Totales de N y de P.....	50
IV. Balance de masas de N y P en un ciclo de 190 días de cultivo semi-intensivo de camarón en la granja Chomojabiri durante el periodo abril-noviembre 2003. Los datos se dan en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ y en porcentajes del total de ingresos y de egresos. Sedimentación y volatilización estimados a partir del total de egresos conocidos.....	53
V. Valores medios de las características del agua durante los experimentos in situ (medias $\pm$ DE).....	57
VI. Morfometría e índice de condición de los especímenes de <i>Anadara tuberculosa</i> usados para los experimentos de filtración (media $\pm$ DE).....	59
VII. Tasas fisiológicas de de <i>A. tuberculosa</i> obtenidas en cada experimento (media $\pm$ DE). TF, TC y TB = Tasas de filtración, clarificación y biodepositación. $100TF \cdot TB^{-1}$ = porcentaje del material retenido, depositado como heces y pseudoheces. Letras iguales o comunes indican falta de diferencias significativas (Análisis de varianza por bloques de una vía, $\alpha = 0.05$ ).....	60
VIII. Resultados del análisis de varianza para determinar diferencias en la tasa de filtración y en la tasa de clarificación a partir del inicio de cada experimento (4, 8, 12, 16, 20, 24 h). Todos los experimentos iniciaron a las 12:00 .....	62

## LISTA DE TABLAS (continuación)

Tabla	Página
IX. Matriz de correlación lineal simple entre las variables ambientales y las variables fisiológicas de <i>A. tuberculosa</i> durante los experimentos <i>in-situ</i> .....	64
X. Parámetros estadísticos de la respuesta de la tasa de filtración de <i>A. tuberculosa</i> al efecto combinado de la materia particulada y de la temperatura, durante los experimentos <i>in-situ</i> en los efluentes de la granja camaronera (T= temperatura, MTP = materia total particulada).....	66
XI. Parámetros estadísticos de la respuesta de la tasa de clarificación de <i>A. tuberculosa</i> al efecto combinado de la materia particulada y la temperatura, durante los experimentos <i>in-situ</i> en los efluentes de la granja camaronera (T = temperatura, MTP = materia total particulada).....	67
XII. Materia orgánica particulada (MOP), nitrógeno orgánico particulado (NOP) y fósforo total particulado (PTP) (promedio y desviación estándar) presentes durante los experimentos con <i>A. tuberculosa</i> .....	68
XIII. Tasas de remoción de MOP, NOP y PTP (media y DE) de <i>A. tuberculosa</i> obtenidos durante los experimentos en los efluentes de la granja camaronera.....	69
XIV. Datos biométricos de <i>A. tuberculosa</i> al inicio y al final del periodo de cultivo de camarón. Letras diferentes en cada renglón indican diferencia significativa entre medias ( $P < 0.05$ , $a < b$ ).....	70

REMOCIÓN DE MATERIA PARTICULADA EN EFLUENTES DE ESTANQUERÍA DE  
CAMARÓN CON *Anadara tuberculosa* (Pelecypoda: Arcidae)  
(SOWERBY, 1833)

## I. INTRODUCCIÓN

El desarrollo de cualquier tipo de actividad humana ha sido históricamente acompañado por un nivel generalmente elevado de degradación ambiental y en vista de que el desarrollo suele ser acompañado por un mejor nivel de bienestar, sus efectos negativos no se prestan a ser cuantificados fácilmente (Pullin, 1993; Landesman, 1994), en especial cuando tienen un impacto sobre recursos que no tienen un valor monetario, como son por ejemplo la diversidad y la riqueza florística y faunística de los ambientes terrestres y acuáticos de la franja costera, las cuales se ven amenazadas por el desarrollo de varios tipos de actividades humanas, como la industria, el transporte, el turismo y más recientemente la acuicultura (Cobin y Young, 1997).

La acuicultura se ha desarrollado rápidamente en todo el mundo y su tasa de crecimiento durante las últimas décadas se ha mantenido aproximadamente constante. Mientras que en 1970 los productos acuáticos cultivados representaron solamente el 5% del volumen total de la producción pesquera, en 2000 llegaron a representar el 32.2% con 46 millones de toneladas (FAO, 2002).

Más del 50% de esta producción se origina en la franja costera marina (Harald, 1994) tanto en aguas templado-frías, en las cuales se producen principalmente

salmónidos, como en áreas tropicales y subtropicales, donde se cultivan crustáceos y moluscos bivalvos, cuya producción representó el 27.4% de los desembarques de estos recursos reportados en 1997 a nivel mundial (FAO, 2000).

El crecimiento de la actividad acuicultural se ha dado a la par con el desarrollo tecnológico, el cual ha permitido sustituir con tecnologías más avanzadas los tradicionales cultivos de tipo extensivo, que en general complementaban otras actividades productivas primarias como la agricultura o la pesca.

En la actualidad, los sistemas de producción que se utilizan son de tipo semiintensivo o intensivo, los cuales tienen como objetivo la máxima explotación posible de los recursos tierra y agua y como finalidad la de lograr altos niveles de producción de insumos de alto valor comercial, lo cual permite a la vez la maximización de las utilidades (Stewart, 1997).

Por otra parte, la intensificación de esta actividad ha provocado problemas sociales, además de diferentes tipos de desequilibrios ambientales (Bardach, 1997): los primeros se refieren especialmente a conflictos por el uso y la tenencia de la tierra y del agua, a la competencia que se genera con las pesquerías locales, además que a la interferencia con otras actividades económicas, entre los más relevantes, mientras que los disturbios ambientales más importantes son la destrucción de manglares, la disminución de la biodiversidad, la introducción de especies exóticas y la descarga de residuos, tanto en forma de sólidos particulados como de materiales disueltos (Rosenthal, 1994; Shang y Tisdell, 1997; Stewart, 1997).

Entre estos problemas ambientales, los mencionados con mayor frecuencia son los procesos de hipernutricación (concentración excesiva de nutrientes en los cuerpos de agua receptores), que son causados por las descargas de nitrógeno (N), fósforo (P) y sustancias orgánicas disueltas, además que por materiales inorgánicos y orgánicos particulados (MIP y MOP, respectivamente). Por convención, la materia particulada se define como el material que es retenido en un filtro con tamaño de poro de 0.4 a 0.5  $\mu\text{m}$ , mientras que el material más pequeño se considera disuelto (Eisma, 1993).

En el caso de los cultivos en estanques, las descargas se originan cuando se efectúan recambios de agua, que en general se llevan a cabo mediante bombeo directo de un canal de llamada o más frecuentemente de un canal artificial de grandes dimensiones que funciona como reservorio. Esta agua cambia su calidad original durante su permanencia en la estanquería, de tal manera que a su salida las concentraciones de oxígeno disuelto, de N y de P disueltos y de materia total particulada (MTP) difieren de las que tenía inicialmente el agua del reservorio (Páez Osuna *et al.*, 1998a).

La MOP proveniente de estos sistemas de cultivo se compone de restos de alimento, heces, plancton y otros materiales de origen biológico (Briggs y Funge Smith, 1994; Páez Osuna *et al.*, 1998b). En condiciones naturales, la mayor parte de la MOP que se encuentra suspendida en el agua consiste en materiales biogénicos generados por organismos del plancton y del necton y constituye una fuente

importante de alimento para las comunidades bentónicas, especialmente para los organismos que se alimentan de detritus.

Por otra parte, las actividades humanas generan altas cantidades de MOP y cuando ésta es desechada como agua residual puede causar una serie de cambios químicos, físicos y biológicos en el cuerpo de agua receptor, los cuales repercuten negativamente en las comunidades acuáticas y en ocasiones pueden modificar su estructura (Lenihan y Micheli, 2001).

Uno de los efectos negativos más importantes de la presencia de una cantidad excesiva de MOP es que ésta favorece la proliferación de bacterias heterótrofas, cuya actividad metabólica incrementa el consumo de oxígeno (demanda biológica de oxígeno: DBO), lo cual puede reflejarse en eventos temporáneos o permanentes de hipoxia o de anoxia tanto en los sedimentos como en la columna de agua; el impacto de su sedimentación, con sus respectivos efectos, puede extenderse a más de un kilómetro de la descarga de las granjas (Jones *et al.*, 2001).

Un problema adicional es que el incremento de la concentración de N y P provoca cambios en la productividad y en ocasiones en la composición de las comunidades vegetales, en especial de las fitoplanctónicas, debido a que el aumento de la disponibilidad de nutrientes disueltos favorece frecuentemente la proliferación de dinoflagelados tóxicos o de otras microalgas nocivas, las cuales a su vez pueden causar altas mortalidades en peces, moluscos y crustáceos (Bardach, 1997; Paerl *et al.*, 1998 ).

La acuicultura de tipo industrial es una actividad relativamente reciente y por consiguiente los conocimientos sobre varios de los aspectos relacionados con la definición de las biotecnias más apropiadas para cada especie y cada tipo de ambiente son todavía insuficientes. No obstante, su ritmo de crecimiento se mantiene acelerado y esto se debe principalmente a que la mayoría de los trabajos de investigación en acuicultura se han enfocado principalmente a mejorar las técnicas de cultivo ya existentes, o bien a desarrollar nuevas tecnologías que incrementen la producción.

Por otra parte, los estudios sobre aspectos ambientales se han limitado en su mayoría a determinar las condiciones óptimas para el cultivo de algunas especies, mientras que el número de trabajos dedicados a investigar el efecto que las descargas de las granjas pueden tener sobre la calidad del ambiente externo es todavía muy limitado (Miranda Baeza, 2004).

Uno de los principales problemas derivado de esta falta de información es que en la actualidad la acuicultura se percibe como una actividad perjudicial para al ambiente (Landesman, 1994; Subasinghe, 2003). Por este motivo existe un fuerte movimiento de opinión que no la justifica, aunque sea económicamente rentable y produzca alimento de alta calidad, el cual además cubre en gran parte el déficit alimenticio derivado del estancamiento de las capturas pesqueras (Pillay, 1996; Currie, 2000) y tiene también el potencial de contribuir al alivio de varios problemas relacionados con el subdesarrollo (Tacon, 2000; Halvart *et al.*, 2003).

En vista de la preocupación generalizada sobre el posible impacto ambiental causado por la acuicultura y debido a su función importante para la posible solución de problemas reales de la humanidad, como son el alivio de la pobreza, la seguridad alimenticia y el subdesarrollo (Tacon, 2000), resulta relevante examinar en primera instancia la calidad del agua de los efluentes acuícolas, con el fin de evaluar su potencial real como causa de impacto ambiental (Páez Osuna, 2001; Samocha *et al.*, 2004).

Una forma eficiente de realizar esta evaluación es estimando los balances de masas, que se elaboran contabilizando las cantidades de los materiales introducidos, consumidos, utilizados y producidos y de los acumulados en, descargados de, o transportados hacia o desde un proceso o planta, en forma de residuos, productos o subproductos. En granjas de camarón se han determinado balances de masas de N y de P, mediante la cuantificación de sus flujos en las diferentes fuentes y destinos (Briggs y Funge Smith, 1994; Páez Osuna, 2001).

Además de servir como guía para el mejor manejo de la estanquería y de los recursos (fertilizantes, alimento y tasa de recambio de agua), los resultados de este tipo de estudios pueden ser usados posteriormente para evaluar el impacto de las descargas de las granjas sobre el ambiente.

El nivel de impacto en los cuerpos de agua receptores dependerá de sus características particulares y de la magnitud de las descargas. En el caso del cultivo de camarón, las tendencias señalan que éstas seguirán aumentando. La FAO

(1998) señala que cerca del 80% del camarón de cultivo se produce en Asia y el resto se cultiva en varios países latinoamericanos con clima tropical o subtropical, en los cuales la camaronicultura está presentando una rápida expansión.

En Latinoamérica los principales productores de camarón son Ecuador, México, Brasil y Colombia (Miranda Baeza, 2004) y en México en particular el cultivo de camarón se ha desarrollado principalmente en el noroeste del país, donde se concentra cerca del 97% de la estanquería dedicada a la camaronicultura comercial a nivel nacional (Páez Osuna *et al.*, 2003). De 1990 al 2000, el nivel de las inversiones destinadas a la construcción o ampliación de granjas camaroneras creció considerablemente, a tal punto que solamente a través del conjunto de fideicomisos instituidos con relación a la agricultura (FIRA) el Banco de México, que registró operaciones de 5 millones de dólares en 1990 y reportó que éstas llegaron a 42 millones en el año 2000, lo cual representa un crecimiento del 800% en 10 años (Torres, 2000).

Considerando globalmente las costas de los estados de Sinaloa, Sonora, Nayarit y Baja California Sur, en el año 2000 existían 51,059 ha de espejo de agua destinadas al cultivo de camarón (SAGARPA/CONAPESCA, 2001), que aumentaron hasta ~ 60,000 ha registradas para 2003 (Luz María Torres, Instituto Nacional de la Pesca, com. pers.). La operación de esta superficie y su futura expansión pueden traer como consecuencia la alteración de los ecosistemas acuáticos de sus litorales, provocada entre otros por la descarga de sus efluentes (Páez Osuna *et al.*, 1998a).

Aunque a la fecha la escasa literatura que permite una primera evaluación de las características de las aguas de desecho de granjas camaroneras está aislada y dispersa, Boyd y Gautier (2000) publicaron una recopilación de catorce trabajos que contienen información sobre este aspecto, en la cual se reportan los intervalos de variabilidad, además de los valores medios y de las medianas de las 12 variables que se utilizan con mayor frecuencia para evaluar la calidad del agua de los efluentes, que por lo tanto es necesario verificar y que son o debieran estar sujetas a una reglamentación normativa.

Entre éstas se consideraron a los nutrientes disueltos y a los sólidos suspendidos totales (materia particulada en suspensión) y volátiles (materia orgánica particulada). Estos mismos autores señalaron también la urgente necesidad de generar más información al respecto, debido a que los pocos datos que tenían disponibles demuestran que la mayoría de las variables analizadas presentaban intervalos de variación demasiado amplios para poder definir las características de este tipo de descargas, evaluar su impacto potencial sobre el ambiente y proponer con esta información las medidas regulatorias que parecieran más adecuadas.

En México, la descarga de contaminantes ha sido legislada; como resultado, en enero del 2000 entró en vigor la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, mediante la cual se establecen los límites máximos permisibles de concentración para varios de los contaminantes presentes en las descargas de aguas residuales hacia aguas y bienes nacionales (Anónimo, 1997).

Cabe mencionar que, a través del programa de acuicultura responsable promovido por la Alianza Global para la Acuicultura (GAA), la cual está integrada por investigadores interesados en este problema y por empresas acuícolas de varios países, que se han unido con el fin de promover la identificación de estrategias que permitan una reducción sustancial del impacto de las granjas acuícolas hacia el ambiente, Boyd y Gautier (2000) propusieron la adopción de estándares internacionales para los niveles permisibles de 12 variables indicadoras de la calidad de los efluentes.

Si bien los estándares internacionales propuestos por la GAA son unilaterales y opcionales para los operadores que quieran adoptarlos, la NOM-001-ECOL-1996 es obligatoria para todas las granjas asentadas en territorio nacional mexicano e incluye además sanciones económicas. Por este motivo, existen en la actualidad algunos laboratorios certificados por la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), los cuales tienen la función de realizar el monitoreo de la calidad del agua que entra y sale de las granjas.

Conociendo la magnitud de las descargas y las diferentes formas en las cuales los componentes salen del sistema, se pueden implementar métodos de remediación; como ejemplo, se tienen algunos estudios que evalúan la remoción de nutrientes disueltos en las aguas de desecho con microalgas (Voltolina *et al.*, 1998 y 2004; Nuñez *et al.*, 2001) o con macroalgas (Paredes Escalona, 1999; Neori *et al.*, 2000; Jones *et al.*, 2001).

Por otra parte, una posible opción para disminuir la materia orgánica particulada de las descargas acuícolas es el uso de organismos filtradores, como los moluscos bivalvos, los cuales pueden ser integrados a las granjas con el fin de obtener un beneficio económico adicional y que además permitirían mejorar a la vez la calidad del agua de los efluentes, ya que el fitoplancton y el detritus que éstos transportan son fuentes potenciales de alimento para estos organismos.

En efecto, existen varios estudios sobre el crecimiento de moluscos bivalvos alimentados con descargas de granjas, tanto de peces (Shpigel y Blaylock, 1991; Jones e Iwama, 1991; Stirling y Okimus, 1995; Shpigel *et al.*, 1997; Lefebvre *et al.*, 2000) como de camarón (Jakob *et al.*, 1993; Lin *et al.*, 1993; Jones y Preston, 1999), los cuales sugieren que este tipo de tratamiento es potencialmente viable y que esta solución puede ser también altamente rentable.

El tamaño de las partículas que pueden ser atrapadas por los moluscos filtradores depende de la estructura de sus branquias, es decir del tipo de cilios presentes, aunque se encontró que las partículas mayores de 4  $\mu\text{m}$  son retenidas casi con el 100% de eficiencia por varias especies de moluscos bivalvos (Navarro y Widdows, 1997; Pouvreau *et al.*, 1999; Lefebvre *et al.*, 2000), mientras que el volumen de sólidos retenidos depende del área branquial, la cual está relacionada con el tamaño del organismo (Lei *et al.*, 1996; Pouvreau *et al.*, 1999).

En la literatura se encuentra una gran variedad de trabajos relacionados con la capacidad de filtración de los moluscos bivalvos, en los cuales se evalúa la

remoción de MOP tanto en condiciones de laboratorio (Lei *et al.*, 1996; Pilditch y Grant, 1996; Wong y Cheung, 1999; Sobral y Widdows, 2000) como en el medio natural (Bayne *et al.*, 1989; Pouvreau *et al.*, 2000a; 2000b).

Este tipo de estudios es de gran relevancia para los fines de remediación de efluentes, ya que la tasa de filtración indica la cantidad de materia particulada retenida por un organismo por unidad de tiempo (Yu y Culver, 1999) y su medición permite estimar la cantidad de MTP que puede ser removida por un número determinado de organismos (Hildreth y Crisp, 1976; Winter, 1978), una vez que se conozcan las características del ambiente en el cual éstos se desenvuelven.

Aunque puede ser modificada por otros factores, la temperatura y la concentración de las partículas en suspensión se consideran las más importantes entre las diferentes variables que pueden afectar la tasa de filtración de los moluscos (Winter, 1978), y el tipo y la intensidad de la respuesta dependen principalmente de las características de adaptabilidad de cada especie y del intervalo de variabilidad de ambos factores en su hábitat natural (Jørgensen, 1990).

En los estudios sobre el uso de moluscos que se citaron anteriormente se presentaron resultados relativos a la filtración de bivalvos cultivados en las descargas de algunas granjas, pero solo algunas de éstas estaban ubicadas en ambientes tropicales o subtropicales y además las especies utilizadas no eran nativas de México, por lo cual su uso pudiera no ser apropiado en el caso de las

granjas de camarón ubicadas en este país. Por este motivo, en este trabajo se eligió para esta finalidad la almeja nativa *Anadara tuberculosa*.

La elección de esta especie como posible candidato para la remoción de materia particulada se debió a que en la zona costera del noroeste de México existen poblaciones naturales de este bivalvo (Brusca, 1980) que se explotan a nivel comercial (Mackenzie, 2001) y al hecho que esta especie pertenece a un género que se caracteriza por habitar en lugares con condiciones ambientales extremas para otras especies de bivalvos, y que son similares a las registradas en las granjas camaroneras de la misma zona.

En efecto, Baqueiro (1980) encontró que las poblaciones de *A. tuberculosa* de Baja California Sur se encuentran en ambientes con salinidades de 30 a 40 g·l<sup>-1</sup> y que los valores superiores de temperatura de su hábitat natural se encuentran en un intervalo de 29.5 a 35 °C, aunque Squires *et al.* (1975) reportaron que las poblaciones de *A. tuberculosa* de las costas de Colombia viven en un intervalo térmico de 26 a 37.5 °C.

Además, debido a su hábitat (fondos suaves con alto contenido orgánico), es probable que esta especie pueda soportar con relativa facilidad episodios de baja disponibilidad de oxígeno. Esta capacidad fue demostrada por Bayne (1973) para *A. granosa*, la cual está sujeta a bajas tensiones de oxígeno en su hábitat natural y resultó capaz de mantener constante su tasa respiratoria, aún cuando disminuyó la concentración del oxígeno disuelto en el agua.

Respecto a los mecanismos de alimentación, los miembros de la subfamilia Anadaranidae carecen de sifones bien desarrollados. Las aberturas de los sifones inhalante y exhalante no superan el margen posterior de la concha y debido a esto muchas especies de esta familia no pueden enterrarse completamente (Broom, 1985), por lo cual los sifones se encuentran en pequeñas depresiones a nivel de la interfase entre agua y sustrato.

En el hábitat típico de estas especies el fango puede resuspenderse fácilmente, pero los integrantes del género *Anadara* parecen haberse adaptado para explotar este nicho con altas concentraciones de sólidos suspendidos. Esto fue demostrado por Sullivan (1960), quien observó que en *A. trapezia* los cilios gruesos frontales en los filamentos de las branquias son particularmente extensos y tienen la finalidad de transportar las partículas de mayores dimensiones hacia los bordes de las branquias, para que sean eliminados posteriormente por una corriente de exclusión cuando el agua contiene una cantidad excesiva de sedimentos.

Aunque este mecanismo no es suficiente para que las partículas grandes sean removidas con el 100% de eficiencia, por lo cual algunas son dirigidas hacia los surcos alimenticios por las corrientes generadas por los cilios finos, éstas quedan atrapadas en extensas áreas acanaladas las cuales permiten que esta especie pueda continuar alimentándose, aún con concentraciones elevadas de sedimento.

Por otro lado, Lim (1966) estudió la morfología de los palpos labiales de varias especies de este género y encontró 40 pliegues transversales en *A. antiquata*, 43 en

*A. anomala* y 150 en *A. cuneata*, por lo cual concluyó que la complejidad de estas estructuras permite que especies como *A. cuneata* se encuentren bien adaptadas para vivir en las concentraciones elevadas de sólidos suspendidos que caracterizan su ambiente nativo.

En ambientes costeros, y en los efluentes de las granjas de camarón, la materia particulada suspendida puede ser altamente variable tanto en abundancia como en composición. Estas características influyen en la tasa de filtración de los moluscos bivalvos (Hawkins *et al.*, 1998), por lo cual, este estudio se realizó en condiciones reales siguiendo la sugerencia de Pillay (1996), el cual recomendó que los estudios tendientes a disminuir el impacto ambiental causado por la acuicultura se realizaran de manera objetiva y responsable, con información generada directamente en el campo y no mediante experimentos de laboratorio, los cuales difícilmente pueden ser validados en condiciones similares a las reales, debido a la multiplicidad de las variables que sería necesario considerar. Con base en lo anterior los objetivos del trabajo fueron:

### **I.1. Objetivo general**

Describir las características de calidad del agua a la entrada y salida de una granja camaronera semi-intensiva, calcular la masa de nutrientes y de sedimentos exportados hacia el cuerpo de agua receptor y estimar el efecto de *Anadara tuberculosa* en la remoción de materia particulada de los efluentes, durante las etapas más representativas de un ciclo de cultivo.

## I.2. Objetivos particulares

1. Determinar los valores de salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, pH, clorofila a, materia total y orgánica particulada (MTP y MOP) y las concentraciones de N y de P en sus diferentes formas, en el agua de ingreso y en las descargas de la granja mediante muestreos periódicos, con el fin de determinar si existieron diferencias entre influente y efluente.
2. Estimar los ingresos y egresos de agua, de sal, de N y de P, y elaborar con estos datos los respectivos balances de masas por unidad de área de cultivo, considerando las diferentes fuentes y los destinos.
3. Estimar mediante experimentos *in situ* la tasa de filtración, la tasa de clarificación y la tasa de biodepositación de *A. tuberculosa* en las condiciones ambientales (temperatura, salinidad, MTP, oxígeno disuelto y pH) presentes en diferentes etapas del periodo de cultivo.
4. Estimar la tasa de remoción de MOP, N y P orgánico por unidad de biomasa, durante diferentes etapas del cultivo.
5. Conocer el grado de asociación entre algunas variables indicadoras de la calidad del agua medidas durante los experimentos, y las tasas de filtración, de clarificación y de biodepositación de *A. tuberculosa*.
6. Estimar mediante muestreos periódicos la tasa de crecimiento y la tasa de mortalidad de *A. tuberculosa* durante el periodo de cultivo.

## II. MATERIALES Y MÉTODOS

### II.1. Descripción del área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en la granja Chomojabiri, operada por la empresa acuícola San Andrés S.A. de C.V., durante el ciclo de cultivo de 2003. Esta granja se encuentra en el estero de Santa Bárbara, municipio de Huatabampo, Sonora y está ubicada entre las coordenadas  $26^{\circ}42' 36.9''$  y  $26^{\circ} 42' 18.7''$  de latitud norte y  $109^{\circ} 37' 35.7''$  y  $109^{\circ} 37' 51.5''$  de longitud oeste.

Tiene un canal de llamada de 2.8 kilómetros, con ancho y profundidad media de 5.0 y 1.5 m y un volumen total calculado de  $21,000 \text{ m}^3$ , que la conecta con el mar de Cortés. Su cárcamo de bombeo cuenta con 3 bombas de entre 24 y 30 pulgadas que distribuyen directamente el agua a la estanquería, ya que la granja no cuenta con un canal reservorio. La superficie total de los estanques de cultivo es de 23 ha y cada estanque descarga sus efluentes en un canal común de desagüe. Este tiene una longitud aproximada de 2 kilómetros y desemboca en la laguna de Moroncarit, la cual tiene una superficie aproximada de 40 a 50 ha, una profundidad media de 30 cm y se conecta directamente al Golfo de California (Ayala Castañares *et al.*, 1980).

### II.2. Medición de las variables de la calidad del agua

Las mediciones de las variables indicativas de la calidad del agua (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH, clorofila a, materia particulada y N y P presentes en sus formas disueltas y particuladas) se realizaron en forma casi simultánea en el

cárcamo de bombeo y a la salida de los estanques uno (3.57 ha) y dos (3.32 ha). La periodicidad de los muestreos fue de aproximadamente 14 días.

En cada fecha de muestreo se tomaron 4 muestras a intervalos de 6 h, tanto a la entrada como en la descarga de cada estanque. Estos dos estanques suman el 30% de la superficie total de cultivo de la granja por lo cual, en vista de que el manejo y las cosechas finales fueron similares en toda la estanquería, se asumió que los valores recabados representaban las características del agua influente y de los efluentes de toda la granja.

### **II.2.1. Variables básicas**

La temperatura y la concentración del oxígeno disuelto se midieron *in situ* con un oxímetro digital marca YSI 54a con sensor de temperatura, la salinidad con un refractómetro ATAGO S/MIII-E y el pH con un potenciómetro digital Corning pH-25. En todos los casos estos instrumentos fueron previamente calibrados, de acuerdo a las instrucciones de los respectivos manuales de operación.

### **II.2.2. Determinación de la clorofila a**

Para la determinación de la clorofila a, en cada salida y hora de muestreo se tomaron muestras de aproximadamente un litro, que se conservaron a 0 °C hasta la finalización del ciclo de muestreo. En el laboratorio, se filtraron por triplicado 250 ml de agua de cada muestra a través de filtros de fibra de vidrio Whatman GF-C de 47 mm de diámetro, recubiertos previamente de una capa delgada de carbonato de magnesio (10 mg aproximadamente) para evitar la degradación de la clorofila

por acidificación. Posteriormente se procedió a la extracción en frío y en la oscuridad con 10 ml de acetona al 90% y para la determinación y los cálculos posteriores se usaron la metodología y las ecuaciones tradicionales, de acuerdo a las especificaciones de Rodier (1981).

### **II.2.3. Determinación de la MTP**

Las muestras se tomaron en frascos de plástico de 250 ml y se transportaron en frío al laboratorio de la Unidad Navjoa del Centro de Estudios Superiores del Estado de Sonora (CESUES), en donde el material suspendido se concentró en filtros de fibra de vidrio Whatman GF-C de 47 mm de diámetro, precalcinados y de peso conocido. Al final los filtros se lavaron con una solución de formiato de amonio al 3% con el fin de eliminar los residuos de sal marina y se secaron hasta peso constante en una estufa Alcon a 100 °C, para obtener por diferencia con el peso inicial del filtro la concentración de MTP.

Posteriormente las muestras fueron calcinadas por 4 h en una mufla Thermolyne 1500 a 450 °C para obtener por diferencia con el peso anterior el contenido de la materia inorgánica particulada (MIP) y finalmente de la relación de ambas se calculó la cantidad de materia orgánica particulada (MOP) presente en la muestra.

### **II.2.4. Determinación de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>**

Para determinar las concentraciones de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, las muestras correspondientes se tomaron en frascos de plástico de 500 ml. Para el caso del N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se tomó una muestra adicional de 200 ml, la cual se conservó modificando el

pH hasta 2 mediante la adición de ácido sulfúrico. Todas las muestras se colocaron en hielo y se transportaron al laboratorio. Antes de proceder a la determinación del  $\text{N-NH}_4^+$  en laboratorio, el pH se ajustó al valor original agregando NaOH.

Para las determinaciones de estos nutrientes se usó un espectrofotómetro Hach DR/2000 utilizando los métodos de diazotización con sulfato ferroso en medio ácido (8507) para  $\text{N-NO}_2^-$ , de reducción con cadmio a  $\text{NO}_2^-$  y diazotización (8171) para  $\text{N-NO}_3^-$ , de salicilato (8155) para  $\text{N-NH}_4^+$  y de ácido ascórbico (8048) para  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , de acuerdo a los procedimientos descritos en el manual del instrumento (Hach, 1992).

#### **II.2.5. Determinación del N orgánico disuelto y particulado**

Las muestras fueron colocadas en frascos de plástico, se agregó cloruro de mercurio como conservador a razón de  $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  de muestra y se guardaron a  $4^\circ\text{C}$ . En laboratorio, la determinación de N orgánico se realizó concentrando las partículas contenidas en 250 ml de la muestra en filtros Whatman GF-C de 47 mm. El filtro con el residuo fue colocado en 250 ml de agua destilada para determinar el nitrógeno orgánico particulado y el agua filtrada se utilizó para la determinación del nitrógeno orgánico disuelto.

En ambos casos se procedió según el método de Kjeldhal como lo describe Rodier (1981), con una modificación que consistió en eliminar la adición de mercurio como catalizador de la reacción, ya que su uso no fue necesario debido a las bajas concentraciones de N. En vista del uso de cloruro de mercurio como preservador

de las muestras, los residuos se manejaron siguiendo las normas vigentes para el almacenamiento de sustancias tóxicas hasta el momento de su disposición.

### **II.2.6. Determinación del P disuelto y P particulado**

En el agua de mar, el fósforo soluble particulado se presenta en forma inorgánica, como ortofosfatos y polifosfatos, y en forma de compuestos orgánicos presentes en las nucleoproteínas, fosfoproteínas, combinaciones azúcares-fosfato y sus productos de oxidación (Rodier, 1981). Las muestras para la determinación del fósforo total (que incluye la parte orgánica e inorgánica) fueron colocadas en frascos de plástico y preservadas a 4 °C.

En el laboratorio se tomaron 25 ml de cada muestra para el análisis de los fosfatos reactivos de acuerdo al método 8048 y 25 ml adicionales se filtraron a través de filtros Whatman GF-C de 25 mm de diámetro. El filtro con el residuo fue colocado en 25 ml de agua destilada y en un recipiente separado se colocaron los 25 ml de agua filtrada. En ambos casos las muestras se sometieron a digestión ácida con persulfato de sodio, siguiendo el método 8190 descrito en el manual de procedimientos del espectrofotómetro Hach DR/2000 (Hach, 1992).

Al final de este tratamiento, el P reactivo ( $P-PO_4^{3-}$ ) generado por la digestión se determinó según el método 8048 descrito en el mismo manual, para obtener de este modo el contenido de fósforo total (P particulado y P disuelto). En el caso de las muestras de agua, la concentración del fósforo no reactivo disuelto se calculó por diferencia entre los métodos 8190 y 8048.

### II.3. Flujos químicos y balances de masas de agua, N y P

Para elaborar el balance de masas de nutrientes, autores como Hopkins *et al* (1993), Briggs y Funge Smith (1994) y Páez Osuna (2001) señalan que el flujo de masas en los estanques de cultivo de camarón puede ser representado mediante un modelo de caja, en el cual se deben considerar las rutas de ingreso y de egreso, las cuales finalmente deben establecer una igualdad.

Como fuentes de ingreso, Páez Osuna (2001) menciona: a) el material asociado con el agua de suministro y de los recambios de rutina, b) el material que ingresa durante las lluvias y por transferencia directa (seca) desde la atmósfera, c) la fertilización, d) la siembra de la postlarva, e) el suministro de alimento y f) el aporte asociado con las aguas subterráneas.

En el caso de las rutas de egreso considera: a) el material que acompaña al agua de egreso durante el recambio rutinario y el material asociado con el agua que se descarga durante la cosecha, b) el material que se volatiliza y que se transfiere del estanque a la atmósfera, c) el material que se sedimenta y que al final del cultivo queda depositado en los sedimentos del fondo, pero que eventualmente se remueve, d) el material incluido en la biomasa cosechada y que incluye a la especie en cultivo y a la fauna de acompañamiento, y e) el material que se transfiere a través de los sedimentos vía las aguas subterráneas (al igual que con el material de ingreso, este último se asume que es despreciable o que al menos es de la misma magnitud que el aporte de ingreso vía las aguas que proceden del acuífero).

A partir de las entradas y salidas se establece una igualdad para generalizar el balance de masas global (ecuación 1; Páez Osuna, 2001).

$$F + f + I + S = R + H + M + O \quad (\text{ecuación 1})$$

Donde, F = alimento balanceado, f = fertilización, I = agua de ingreso, S = poslarva sembrada, R = acumulación sedimentaria, H = biomasa cosechada, M = macrofauna asociada y O = agua de egreso.

En este estudio, para calcular los balances de masas se consideraron dos fuentes en el agua de ingreso (ecuación 2).

$$I = M_a + P_r \quad (\text{ecuación 2})$$

Donde,  $M_a$  = agua de mar usada en el llenado y recambios posteriores y  $P_r$  = agua de lluvia. Tomando como base la ecuación 1 se determinaron los flujos de los nutrientes; en el caso del alimento balanceado (F) se tomaron como base las especificaciones técnicas del fabricante (Zeigler, 2004), y se multiplicó la proporción N y de P (en base seca) por la cantidad de alimento agregado por ha durante el periodo de cultivo. La fertilización (f) se calculó de manera similar, considerando la cantidad y la composición química de los fertilizantes agregados.

Para estimar el flujo de nutrientes del agua que ingresó y que egresó de la granja, se elaboró previamente un balance de masas de agua. Como fuentes de ingreso (I) se consideraron al agua de mar ( $M_a$ ) y al agua de lluvia ( $P_r$ ), mientras que en el egreso se consideró el volumen que ingresó menos la evaporación (la precipitación de  $2,876 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$ , y la evaporación de  $13,814 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$ , se estimaron con

base en los registros de la estación meteorológica "Navojoa" de la Comisión Nacional del Agua).

El flujo de nutrientes proveniente del agua de mar ( $M_a$ ) se estimó sumando el N y P presentes en las formas descritas en los puntos II.2.4-II.2.6, la concentración promedio obtenida en cada periodo de muestreo (14 d, aproximadamente) se relacionó con la masa de agua que ingresó a la granja durante ese lapso de tiempo y finalmente se integraron los diferentes periodos para obtener el flujo total. El flujo debido al agua de lluvia ( $P_r$ ) se obtuvo determinando el contenido de N y P, multiplicándolo posteriormente por el total de las precipitaciones (ocurridas durante el estudio) por ha de cultivo. Las cantidades de nutrientes que salieron con el agua a través de los recambios y el drenado final (O) se estimaron de la misma manera que en  $M_a$ .

La proporción de nutrientes de la poslarva sembrada (S) y del camarón cosechado (H), se obtuvo de Boyd y Teichert Coddington (1995); mientras que la macrofauna asociada (M) que en su totalidad fueron jaibas, se obtuvo de Anger y Harms (1990); para determinar los flujos, la proporción en cada caso se multiplicó por la biomasa respectiva.

Bajo el supuesto que las entradas y las salidas de N y de P debían ser iguales, se estimaron las otras fuentes posibles de egreso y de acumulación en el sistema, como la volatilización y la sedimentación (R).

#### **II.4. Colecta y aclimatización de *A. tuberculosa***

Se recolectó un total de 250 ejemplares de *A. tuberculosa* de la laguna de Agiabampo, Sonora. Con el fin de determinar si la especie podía sobrevivir y crecer en las condiciones presentes en el canal de descarga durante todo el ciclo de cultivo, además de poder contar con organismos aclimatados, los ejemplares se colocaron en canastas nestier que se mantuvieron suspendidas en el canal de descarga desde el inicio hasta el final del ciclo de producción.

Del lote de almejas, 50 se usaron en los experimentos de filtración, clarificación y biodepositación y 200 se utilizaron para determinar periódicamente su sobrevivencia y su crecimiento durante todo el periodo de estudio.

#### **II.5. Medición de las tasas fisiológicas de *A. tuberculosa***

Durante el ciclo de cultivo se realizaron cinco series de experimentos en los días 1, 29, 49, 123 y 188 después de la fecha de siembra, que fueron las fechas seleccionadas como representativas de las operaciones de la granja durante un ciclo de producción, en vista de que coincidieron con el inicio del cultivo, con el inicio de los recambios y por consiguiente de las descargas, con dos de las tres fertilizaciones, con las precosechas y con la cosecha final.

Durante cada una de estas fechas se realizó un ciclo de 6 experimentos a intervalos de 4 horas y, para poder relacionar la actividad de los organismos con las condiciones ambientales, al inicio de cada experimento se midieron la salinidad, el oxígeno disuelto, la temperatura y el pH del agua.

Para determinar la tasa de filtración, de clarificación y de biodepositación, se utilizó un sistema abierto de flujo continuo con 6 cámaras de plástico de 2 l cada una, cuatro de las cuales contenían un ejemplar vivo de *A. tuberculosa* de 45 a 50 mm de largo.

Una vez colocados los organismos en sus cámaras respectivas, cada 4 horas se tomó agua de las compuertas de descarga, que se almacenó en un contenedor de fibra de vidrio de 500 l y se transfirió a las cámaras de filtración con una bomba sumergible con un flujo continuo de 200 l·h<sup>-1</sup>, que se consideró suficiente para mantener las partículas en suspensión. El flujo en cada cámara se mantuvo constante (3 l·h<sup>-1</sup>) utilizando un sistema de válvulas múltiples colocadas en un tubo de PVC de ½ pulgada, que retornaba el agua no utilizada al reservorio. Cada experimento duró 2 horas, aunque el sistema se mantuvo funcionando de manera continua durante las 24 horas, con el fin de evitar disturbios a las almejas entre los experimentos sucesivos de cada ciclo.

Una hora después del inicio de cada experimento se colectaron los biodepósitos de las cámaras con almejas, los cuales no se separaron en heces y pseudoheces. Las muestras se guardaron en frascos de plástico y se conservaron en hielo. En el laboratorio se concentraron en filtros de fibra de vidrio Whatman GF-C de 47 mm de diámetro y se lavaron con formiato de amonio al 3% y el peso seco se estimó igual que con las muestras de materia particulada. Al final de cada experimento, se determinó en laboratorio el peso seco de los individuos de *A. tuberculosa*.

Con los biodepósitos colectados, se estimó la tasa individual de biodepositación (TB en  $\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) según la ecuación 3.

$$TB = t^{-1} \cdot D_a \quad (\text{ecuación 3})$$

$D_a$  son los biodepósitos (en  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) colectados en la cámaras con almejas,  $t$  es el tiempo (en h) que duró la incubación.

Las tasas obtenidas en estos experimentos se refieren a cada uno de los individuos, por lo cual son susceptibles de mostrar variaciones causadas por las diferencias en peso de las almejas. Por lo anterior, con el fin de poder realizar comparaciones entre los diferentes experimentos o con los resultados de otros estudios, todas las tasas fisiológicas se estandarizaron a un gramo de peso seco del tejido de acuerdo a la ecuación:

$$Y_s = (W_s \cdot W_e^{-1})^b Y_e \quad (\text{ecuación 4})$$

donde  $Y_s$  es la tasa fisiológica estandarizada,  $W_s$  el peso estandar (1 gramo),  $W_e$  el peso seco del organismo experimental,  $Y_e$  la tasa fisiológica individual y  $b$  es el coeficiente alométrico correspondiente (Hawkins *et al.*, 1998).

La tasa de filtración (TF en  $\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) se calculó mediante el método de los biodepósitos (Hawkins *et al.* 1998), el cual se recomienda para evitar el efecto del consumo selectivo, dada la presencia de material inorgánico particulado en los efluentes de la granja (ecuación 5).

$$TF = (MIP_b \cdot t^{-1}) \cdot (MTP \cdot MIP^{-1}) \quad (\text{ecuación 5})$$

Donde  $MIP_b$  es la materia inorgánica particulada en los biodepositos (heces + pseudoheces),  $t$  es el periodo de tiempo que duró la medición (h),  $MTP$  y  $MIP$  son la materia total particulada y la materia inorgánica particulada en el agua de los efluentes. La tasa de clarificación individual (TC en  $l \cdot h^{-1}$ ) se estimó como lo indican Lefebvre *et al.* (2000) (Ecuación 6).

$$TC = (MIP_b \cdot t^{-1}) \cdot MIP^{-1} \quad (\text{ecuación 6})$$

## II.6. Estimación de la remoción de la materia orgánica particulada y del N y P particulados

Para determinar la cantidad de materia orgánica que fue removida del agua durante la filtración (TRMO;  $mg \cdot h^{-1}$ ), se multiplicó el contenido de MOP en el agua de los efluentes por la TC como lo indica Lefebvre *et al.* (2000) en la ecuación 7.

$$TRMO = MOP \cdot TC \quad (\text{ecuación 7})$$

Siguiendo el mismo principio, la tasa de remoción de N orgánico particulado (TRN;  $mg \cdot h^{-1}$ ) y la tasa de remoción de P particulado (TRP en  $mg \cdot hr^{-1}$ ) se estimaron, multiplicando su contenido en el agua de los efluentes por la TC.

$$TRN = NOP \cdot TC \quad (\text{ecuación 7})$$

$$TRP = PTP \cdot TC \quad (\text{ecuación 8})$$

## II.7. Crecimiento y mortalidad de *A. tuberculosa* en los efluentes de la granja

Para estimar el crecimiento de *A. tuberculosa* se realizaron muestreos a intervalos de aproximadamente 14 días, durante los cuales se midieron las tres dimensiones máximas (largo, alto y espesor: Galtsoff, 1964) de 30 individuos tomados al azar. Al

mismo tiempo se realizó la limpieza de las canastas nestier y se registró el número de organismos muertos. Con estos datos, al final del estudio se estimaron las tasas de crecimiento y de mortalidad.

### **II.8. Determinación del índice de condición de *A. tuberculosa***

Con el fin de determinar variaciones de la relación entre el volumen de la concha y la biomasa de cada individuo en las diferentes fechas del estudio, se calculó el índice de condición (IC) usando el método tradicional de Higgins (1938).

$$IC = [PST \text{ tejido (g)} \cdot 100] \cdot [VC \text{ (cm}^3\text{)}]^{-1} \quad (\text{ecuación 9})$$

Donde PST = peso seco del tejido, el cual se determinó después de por lo menos 24 horas de secado a 100 °C o hasta peso constante y VC = volumen interno de la concha, el cual se calculó por diferencia entre el volumen del organismo y el volumen de las valvas.

Estos datos se obtuvieron midiendo primeramente el volumen desplazado de 25 organismos enteros, con largos conocidos y variables entre 42 y 67 mm. Posteriormente estos organismos se sacrificaron, las valvas se separaron de la carne y se utilizaron para obtener su volumen, con el cual se calculó el volumen de la cavidad interna disponible para el crecimiento en tejido. Posteriormente, los datos de largo (L, en mm) y de volumen interno se usaron para generar la ecuación 10.

$$\text{Volumen interno} = 38.422 + 1.0528L \quad F=275; p < 0.0001; R^2 = 0.9604 \quad (\text{ecuación 10})$$

Esta ecuación permitió calcular el volumen interno de todos los organismos que se usaron para los experimentos de filtración y de los que se cultivaron en el canal de

descarga y obtener, a partir de este dato y del peso del tejido, el respectivo índice de condición. Esto se calculó para los organismos experimentales y algunos adicionales escogidos al azar de las canastas nestier, que permitió alcanzar la precisión de la estimación del valor medio del índice de condición y de sus variaciones durante el ciclo de estudio.

## **II.9. Procesamiento de la información**

Una vez determinada la presencia de casos extremos, que no fueron utilizados para el análisis de los resultados (Tukey, 1987), se calculó el valor medio diario de cada variable para cada lugar y cada fecha de muestreo, que se consideró representativo de las características del influente y de los dos efluentes en esa fecha (Páez Osuna *et al.*, 1998b).

Posteriormente se verificaron la normalidad y la igualdad de varianzas de los datos mediante las respectivas pruebas de Lilliefors y de Bartlett y en vista de que estas condiciones se cumplieron en todos los casos, se procedió a comparar las características del influente y de los dos efluentes mediante pruebas de análisis de varianza para datos agrupados (diseño de bloques), identificando las diferencias mediante pruebas de comparaciones múltiples de Tukey (Zar, 1996).

El mismo tipo de pruebas de análisis de varianza para diseño de bloques se utilizó para determinar si las tasas fisiológicas de *A. tuberculosa* fueron afectadas por el horario en el cual se realizaron los diferentes experimentos de cada fecha. Estas pruebas no encontraron diferencias significativas relacionadas con el horario

diurno o nocturno o con el número de horas de permanencia de los organismos en su recipiente. Por este motivo, los resultados obtenidos en cada fecha se utilizaron para determinar la existencia de diferencias significativas entre los cinco experimentos realizados en el transcurso de este trabajo, mediante pruebas de análisis de varianza de una vía.

Para determinar las eventuales relaciones entre las variables ambientales y las tasas fisiológicas de *A. tuberculosa*, se calcularon los respectivos coeficientes de correlación lineal simple ( $r$ ) y además se utilizaron modelos de superficie de respuesta con el fin de describir el efecto combinado de algunas variables ambientales sobre las tasas de filtración y de clarificación de *A. tuberculosa* sometida a diferentes niveles de los mismos estresores ambientales.

Todas estas pruebas se realizaron utilizando el paquete estadístico Statistica 5.1 para Windows, Statsoft Inc. ® y en todos los casos el nivel de significancia fue de  $\alpha = 0.05$ .

### III. RESULTADOS

#### III.1. Variables que describen la operación del cultivo de *Litopenaeus vannamei*

Durante el periodo de estudio la granja mantuvo en operación el total de la estanquería (23 ha divididas en 9 estanques, con una superficie media de 2.6 ha de espejo de agua). Antes del inicio de las operaciones se realizaron las actividades normales de mantenimiento, que consistieron en el rastreo y nivelación del fondo de los estanques, reforzamiento de los bordos, verificación de las compuertas y dragado del canal de descarga.

Ocho días antes de la siembra, los estanques se llenaron hasta una profundidad de 50 cm con el fin de promover la productividad primaria en la columna de agua y en el fondo. Este nivel aumentó hasta 70 cm el día posterior a la fecha de la siembra y siguió aumentando paulatinamente hasta quince días después del inicio del cultivo, cuando la profundidad del agua en los estanques alcanzó en promedio los 82.5 cm, que se mantuvo en este nivel hasta el final del ciclo.

El periodo de cultivo comprendió desde finales de abril hasta principios de noviembre, con una duración promedio de  $190 \pm 8$  días; la densidad inicial de siembra fue de 20 poslarvas de *Litopenaeus vannamei* m<sup>-2</sup> en todos los estanques. Los fertilizantes inorgánicos (urea y fosfato mono amónico) que se utilizaron con el fin de favorecer el crecimiento del fitoplancton se aplicaron en todos los estanques durante tres ocasiones, después de 7, 22 y 51 días a partir del inicio del ciclo.

El alimento balanceado que se suministró fue de la marca Zeigler con 35% de proteínas y el suministro inició un día después de la siembra. La ración diaria se distribuyó en tres porciones a intervalos de ocho horas y la cantidad a suministrarse por ha fue calculada como porcentaje de la biomasa presente en los estanques, estimada mediante muestreos periódicos con las técnicas tradicionales (Villalón, 1991), sin correcciones del suministro basadas en la estimación del consumo con bandejas indicadoras (Clifford, 1997). El porcentaje de alimentación varió con el tiempo: de la semana uno a la cinco los porcentajes fueron 28, 13, 9, 6.4 y 4.5% de la biomasa estimada y en el resto del ciclo disminuyó progresivamente, hasta llegar al 2.2% al final del cultivo (semana 27).

La tasa diaria de recambio de agua fue variable y dependió de la etapa del cultivo. El bombeo inició el día 29 con un porcentaje de recambio diario del 5% que aumentó hasta un máximo de  $20\% \cdot \text{día}^{-1}$  en el periodo comprendido del día 80 al 100, tres semanas antes de las cosechas parciales (precosechas), las cuales se realizan en la mayoría de las granjas ubicadas en el estado de Sonora con la finalidad de disminuir la cantidad de biomasa presente en los estanques, además de garantizar un nivel mínimo de entradas, generar un flujo de efectivo y con esto disminuir el costo del capital de trabajo.

En este caso, las precosechas se realizaron a partir del día 122, cuando el camarón tenía un peso medio de  $11.5 \pm 3.6 \text{ g} \cdot \text{ind}^{-1}$  y la cosecha global sumó el 65% de la biomasa presente en la estanquería. Esta operación permitió disminuir los

porcentajes de recambio diario de agua, en vista de la menor carga biológica de los estanques.

El peso individual registrado en promedio en la fecha de la cosecha final fue de  $20.95 \pm 3.39$  g·ind<sup>-1</sup> y las cantidades de alimento y de fertilizantes utilizados, los datos de producción (que incluyen las precosechas) y algunas otras características del cultivo se presentan en la tabla I.

Tabla I. Características de la operación y rendimientos de la granja Chomojabiri durante el ciclo de producción del 2003.

	Media	DE
Tamaño medio de los estanques (ha)	2.6	0.64
Profundidad de los estanques (m)	1.2	0.04
Columna de agua (cm)	82.5	3.0
Densidad de siembra (ind·m <sup>-2</sup> )	20	1.09
Período de cultivo (días)	190	8.39
Alimento balanceado (kg·ha <sup>-1</sup> ·ciclo <sup>-1</sup> )	4,295	254.90
Producción (kg·ha <sup>-1</sup> ·ciclo <sup>-1</sup> )	2,000	85.39
Recambio de agua (%)	13	1.82
FCA (alimento·peso húmedo ganado <sup>-1</sup> )	2.15	0.21
Fertilización		
Urea (kg·ha <sup>-1</sup> ·ciclo <sup>-1</sup> )	85	0
Fosfato mono amónico (kg·ha <sup>-1</sup> ·ciclo <sup>-1</sup> )	12	0

### III.2. Características del agua influente y efluente de la granja

No se encontraron diferencias significativas entre las características de calidad del agua de los dos efluentes mientras que, con la excepción de la concentración de oxígeno y de fósforo no reactivo disuelto, el análisis estadístico de los resultados

obtenidos durante el período de estudio demostró la existencia de diferencias significativas entre el influente y los dos efluentes.

Por lo anterior, los datos recabados en cada fecha en los dos efluentes se promediaron y se compararon nuevamente con los del influente mediante una prueba de t para muestras pareadas con  $\alpha = 0.05$ , que confirmó los resultados de la prueba anterior (Tabla II).

Tabla II. Características medias ( $\pm$  DE) del agua en la entrada y salida de la granja Chomojabiri durante el ciclo de cultivo 2003. Letras diferentes en cada renglón indican diferencia significativa entre medias ( $P < 0.05$ ,  $a < b$ ).

Variable	Entrada (n = 10)		Salida (n = 10)	
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	29.08	$\pm$ 3.42 <sup>a</sup>	30.07	$\pm$ 3.24 <sup>b</sup>
Salinidad ( $\text{g l}^{-1}$ )	37.59	$\pm$ 2.52 <sup>a</sup>	44.90	$\pm$ 4.84 <sup>b</sup>
Oxígeno disuelto ( $\text{mg l}^{-1}$ )	6.03	$\pm$ 0.74 <sup>b</sup>	5.95	$\pm$ 1.38 <sup>a</sup>
pH	7.98	$\pm$ 0.18 <sup>a</sup>	8.08	$\pm$ 0.19 <sup>b</sup>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ( $\text{mg l}^{-1}$ )	0.02	$\pm$ 0.01 <sup>a</sup>	0.06	$\pm$ 0.02 <sup>b</sup>
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ( $\text{mg l}^{-1}$ )	0.02	$\pm$ 0.01 <sup>a</sup>	0.04	$\pm$ 0.01 <sup>b</sup>
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ( $\text{mg l}^{-1}$ )	0.08	$\pm$ 0.02 <sup>a</sup>	0.12	$\pm$ 0.02 <sup>b</sup>
N orgánico disuelto ( $\text{mg l}^{-1}$ )	0.81	$\pm$ 0.23 <sup>a</sup>	1.10	$\pm$ 0.41 <sup>b</sup>
N orgánico particulado ( $\text{mg l}^{-1}$ )	1.02	$\pm$ 0.33 <sup>a</sup>	1.28	$\pm$ 0.52 <sup>b</sup>
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ( $\text{mg l}^{-1}$ )	0.09	$\pm$ 0.02 <sup>a</sup>	0.12	$\pm$ 0.02 <sup>b</sup>
P no reactivo disuelto ( $\text{mg l}^{-1}$ )	0.03	$\pm$ 0.01 <sup>a</sup>	0.04	$\pm$ 0.02 <sup>a</sup>
P total particulado ( $\text{mg l}^{-1}$ )	0.16	$\pm$ 0.06 <sup>a</sup>	0.20	$\pm$ 0.05 <sup>b</sup>
MTP ( $\text{mg l}^{-1}$ )	60.32	$\pm$ 13.21 <sup>a</sup>	96.07	$\pm$ 40.90 <sup>b</sup>
MIP ( $\text{mg l}^{-1}$ )	37.78	$\pm$ 10.51 <sup>a</sup>	68.65	$\pm$ 35.56 <sup>b</sup>
MOP ( $\text{mg l}^{-1}$ )	22.54	$\pm$ 5.19 <sup>a</sup>	27.43	$\pm$ 7.15 <sup>b</sup>
Clorofila a ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	2.16	$\pm$ 1.29 <sup>a</sup>	6.03	$\pm$ 3.17 <sup>b</sup>

### III.2.1. Variables básicas (temperatura, salinidad, O<sub>2</sub> y pH)

Al inicio del ciclo, la temperatura del agua en el canal de llamada fue de  $23.6 \pm 2.4$  °C e incrementó rápidamente durante el primer mes de cultivo. Los valores más altos ( $31.03 \pm 1.25$  a  $31.53 \pm 1.27$  °C) se registraron de junio a agosto y la temperatura disminuyó posteriormente, alcanzando un mínimo de  $20.6 \pm 1.7$  °C en la fecha correspondiente a las cosechas finales.

En los efluentes se registraron niveles similares, aunque solo en dos muestreos resultaron menores que en el influente: durante las primeras descargas de agua (día 29) la temperatura fue de  $30.5 \pm 0.88$  °C, de junio a agosto aumentó a  $32.0 \pm 0.94$  °C y finalizó con un valor medio de  $21 \pm 1.67$  °C (Figura 1).

Durante la operación de llenado de los estanques la salinidad media fue de  $36 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$  y en el influente se mantuvo fluctuando entre 34 y  $38 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$  hasta el muestreo anterior a la cosecha. El valor mínimo ( $34 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) se registró en los primeros días de agosto, a consecuencia de las abundantes lluvias de ese periodo, mientras que el mayor ( $43 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) ocurrió al final del cultivo.

Ésta fue la única fecha en la cual la salinidad fue mayor en el influente que en el efluente y el aumento fue causado principalmente por la disminución de las tasas de recambio en los días previos a la cosecha, lo cual incrementó el tiempo de residencia en el canal de llamada y favoreció la evaporación.

En los efluentes las salinidades más altas (49 a  $52 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) se presentaron a partir del día 29 después de la siembra, que fue la fecha de inicio de las descargas, hasta el

día 86. A partir de este periodo comenzó a disminuir, debido al efecto combinado del aumento en las tasas de recambio y de la presencia de lluvias. Al final del cultivo la salinidad fue de  $42.5 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$  y resultó  $0.5 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$  menor de la que se registró en esa misma fecha en el canal de llamada (Figura 1).

Las concentraciones medias de oxígeno disuelto registradas durante el llenado de los estanques fueron de  $5.11 \pm 0.79 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  y durante todo el periodo de estudio esta variable se mantuvo entre niveles de  $4.8 \pm 0.66$  y  $7.33 \pm 1.05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Por otro lado, los valores más altos que se registraron en los efluentes ( $5.8 \pm 0.93$  a  $7.8 \pm 0.92 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) se presentaron en la primera parte del ciclo de cultivo, entre los días 29 al 100 y en todos los casos, hasta esa fecha, resultaron superiores a los del agua de entrada.

La mayor diferencia entre la concentración de oxígeno en el agua influente y efluente fue de  $1.8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  y se registró en el muestreo del día 100 (agosto) a partir del inicio del cultivo, después del cual las lecturas en la salida se mantuvieron menores a las que se observaron en la misma fecha en el influente (Figura 1).

El pH en el agua influente se mantuvo en un intervalo de variación limitado. Al inicio del cultivo el valor medio fue de  $8.40 \pm 0.24$ , y mostró una tendencia a disminuir hasta llegar a  $7.72 \pm 0.11$  en el muestreo del día 63, para aumentar nuevamente hasta valores de 8.0 a 8.2. En los efluentes se mantuvo un patrón similar, con valores de  $7.80 \pm 0.04$  a  $8.42 \pm 0.19$ . Las diferencias máximas entre los datos de pH registrados a la entrada y a la salida se presentaron al final del cultivo y fueron de 0.4 unidades (Figura 1).

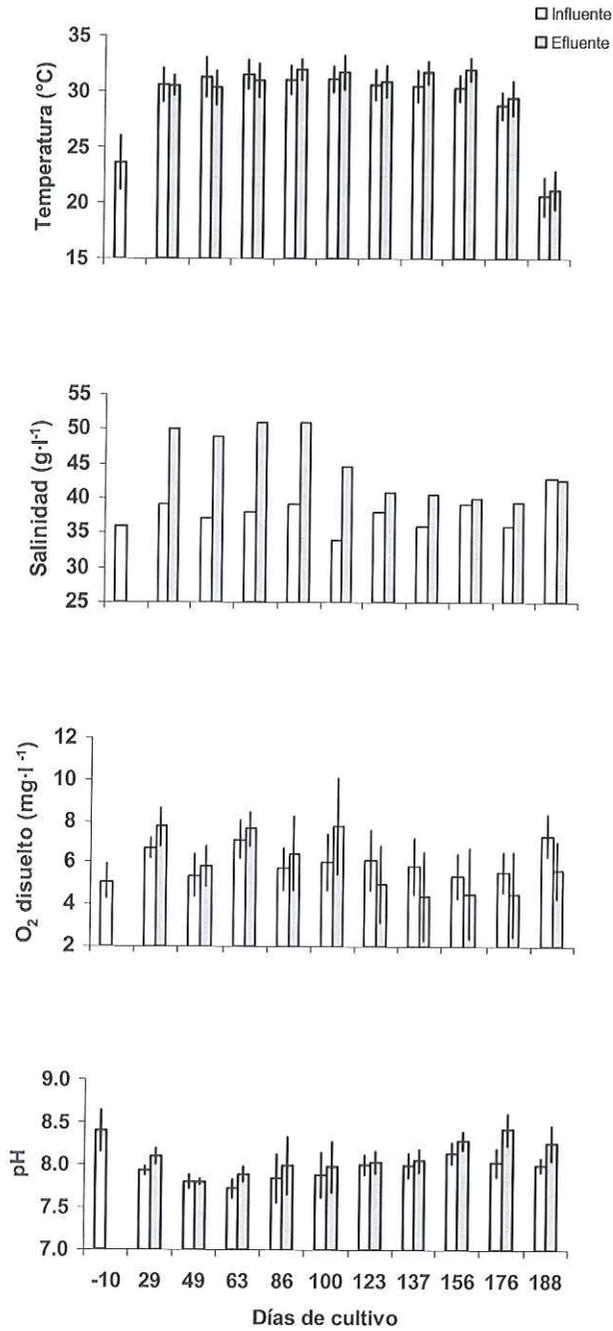


Figura 1. Temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH (media  $\pm$  DE) en el agua de entrada y de salida de la granja durante el ciclo de cultivo del 2003.

En el agua influente los niveles de clorofila a variaron entre  $0.66 \pm 0.19$  y  $4.57 \pm 0.31$   $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . Probablemente debido al largo tiempo de residencia en el canal de llamada, los valores más altos se presentaron al inicio del ciclo de cultivo y a mediados del mes de septiembre (día 137), cuando disminuyeron los porcentajes de recambio de agua en los estanques. Con excepción del día 29, los niveles se mantuvieron mayores en los efluentes, en los cuales variaron entre  $2.0 \pm 1.50$  y  $10.5 \pm 2.33$   $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . La tendencia general indica un aumento progresivo de la concentración de este pigmento, indicando un incremento de la concentración de fitoplancton en los estanques de cultivo (Figura 2).

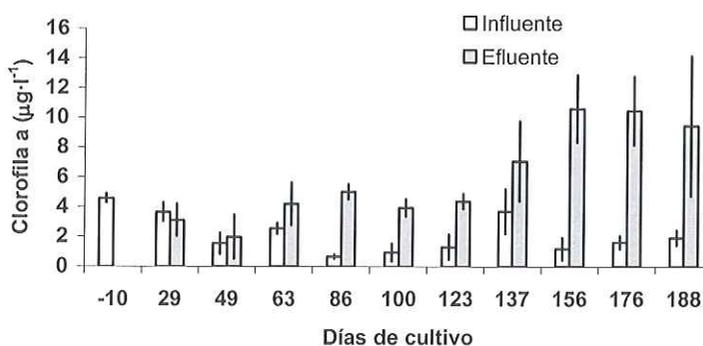


Figura 2. Clorofila a (media  $\pm$  DE) en el agua de entrada y de salida de la granja durante el ciclo de cultivo del 2003.

### III.2.2. N y P disueltos

Durante el llenado de los estanques el amonio ( $\text{N-NH}_4^+$ ) presentó niveles de  $0.02 \pm 0.002 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  y varió moderadamente en el influente, en el cual se mantuvo en un intervalo de  $0.01 \pm 0.006$  a  $0.03 \pm 0.020 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , mientras que en los efluentes tendió a aumentar con la edad del cultivo. Al inicio de las descargas las concentraciones fueron de  $0.045 \pm 0.008 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  y al final del estudio llegaron hasta  $0.083 \pm 0.015 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (Figura 3). La mayor diferencia entre la salida y la entrada fue de  $0.07 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  y se presentó en el muestreo final del periodo de estudio.

En el agua de entrada los niveles de  $\text{N-NO}_2^-$  mostraron oscilaciones irregulares, entre  $0.016 \pm 0.004$  a  $0.038 \pm 0.004 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ; los niveles más altos fueron durante el llenado y en el muestreo del día 100. En los efluentes el valor mínimo ocurrió al inicio de las descargas y el máximo se registró el día 123, durante las precosechas. El intervalo de variación durante el periodo de estudio fue entre  $0.02 \pm 0.002$  y  $0.05 \pm 0.01 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (Figura 3).

La concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  en el agua influente fluctuó irregularmente, en un intervalo de  $0.05 \pm 0.018$  a  $0.10 \pm 0.02 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . En los efluentes, durante las primeras descargas la concentración fue de  $0.09 \pm 0.02 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  y mostró una tendencia general al aumento hasta  $0.15 \pm 0.02 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  al día 123, después del cual inició con un ligero descenso que se mantuvo hasta el final del cultivo (Figura 3). Cabe mencionar que en los efluentes, las concentraciones de  $\text{N-NO}_2^-$  y de  $\text{N-NO}_3^-$  mostraron tendencias similares.

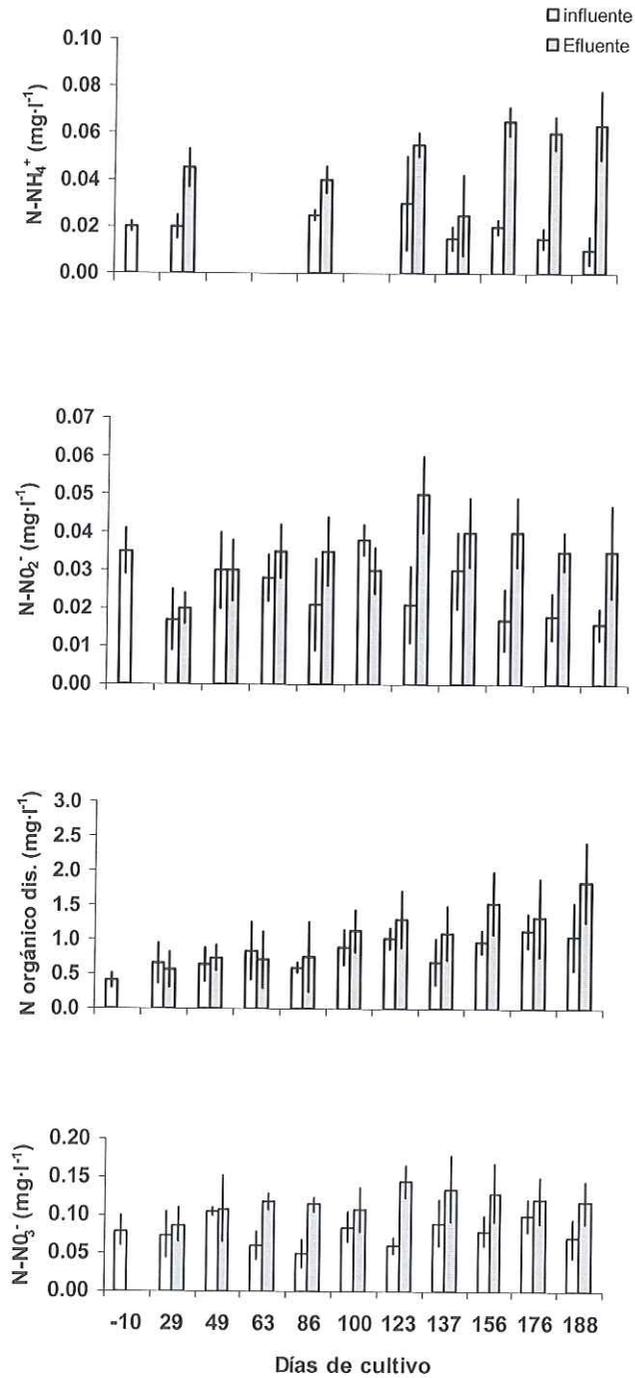


Figura 3. Diferentes formas de N disuelto (media  $\pm$  DE) en el agua de entrada y de salida de la granja durante el ciclo de cultivo del 2003.

El N orgánico disuelto fue la especie más abundante de este elemento tanto en el influente como en el efluente. En el agua de entrada se presentaron niveles de  $0.41 \pm 0.10$  a  $1.13 \pm 0.24$   $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , aunque los valores más frecuentes fueron cercanos a  $1$   $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Por otro lado, en los efluentes las concentraciones fueron generalmente superiores a las registradas en la entrada, con un intervalo de variación de  $0.57 \pm 0.25$  a  $1.84 \pm 0.58$   $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (Figura 3).

El fósforo reactivo ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ) no mostró claras tendencias y aumentó o disminuyó tanto en el agua de entrada como en la de salida. En la entrada el intervalo fue de  $0.05 \pm 0.01$  a  $0.12 \pm 0.04$   $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , en los efluentes de  $0.08 \pm 0.01$  a  $0.14 \pm 0.04$   $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Las mayores diferencias ocurrieron al final del cultivo cuando la concentración de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  en el agua influente presentó niveles similares a las registradas durante el llenado de la estanquería, este fenómeno coincidió con la mayor incidencia de precipitación pluvial por lo que se cree que los escurrimientos pudieron influir en su incremento (Figura 4).

Las concentraciones del fósforo no reactivo disuelto fueron inferiores al  $\text{P-PO}_4^{3-}$  y variaron en el influente entre niveles de  $0.01 \pm 0.009$  y  $0.05 \pm 0.01$   $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , con los valores mayores en los días 176 y 188. En los efluentes el intervalo fue de  $0.02 \pm 0.007$  a  $0.05 \pm 0.01$   $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , tendió a aumentar en las precosechas y posteriormente las concentraciones oscilaron irregularmente hasta el final del cultivo (Figura 4). Las mayores diferencias entre la entrada y la salida se registraron del día 156 al final del estudio.

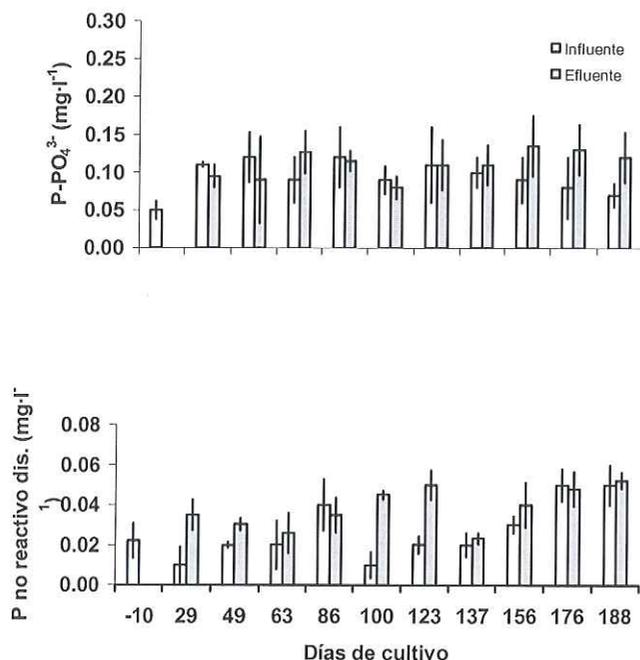


Figura 4. Diferentes formas de P disuelto (media  $\pm$  DE) en el agua de entrada y de salida de la granja durante el ciclo de cultivo del 2003.

### III.2.3. Material particulado

#### III.2.3.1. MTP, MOP y MIP

Durante el periodo de cultivo, la concentración de la materia total particulada (MTP) en el agua de entrada presentó un intervalo de variación de entre  $46.7 \pm 10.8$  y  $88.6 \pm 21.1$  mg·l<sup>-1</sup>. No se observó ningún patrón en particular, pero se registraron dos niveles máximos de concentración, uno de los cuales fue durante el llenado de los estanques y el segundo al día 123.

El primero se debió a que durante el llenado de los estanques el agua que se introdujo era relativamente estancada, debido a su permanencia en el mismo desde la cosecha anterior, en vista de las bajas tasas de renovación por mareas. Además, el flujo y por consiguiente la resuspensión de sedimentos son mayores durante la operación de llenado, en comparación con los causados por los recambios parciales, mientras que el máximo siguiente se debió al efecto del viento y al acarreo de suelo debido a los escurrimientos provocados por la precipitación pluvial.

En los efluentes, la concentración de MTP varió en un intervalo más amplio del registrado en el influente, desde  $56.1 \pm 8.4$  a  $148.2 \pm 47$   $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Los valores más elevados se obtuvieron el día 123, y este aumento coincidió con las actividades de precosecha, las cuales involucran altos volúmenes de descarga (cercaos al 50%) y movilización y resuspensión de sedimentos. Aunado a lo anterior, se presentaron precipitaciones y viento los cuales, junto con el avance del cultivo, provocaron elevadas descargas de MTP en la parte final de este ciclo (Figura 5).

La materia orgánica particulada (MOP) en el agua de entrada presentó concentraciones de  $16.5 \pm 1.2$  a  $32.6 \pm 3.1$   $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  y con respecto a la MTP representó un porcentaje que varió de 31 a 38%. Por otro lado, en los efluentes esta variable fluctuó entre  $16.3 \pm 4.4$  y  $43.3 \pm 3.8$   $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , el porcentaje respecto a la MTP fue de 38.5% al inicio de las descargas pero bajó a 22.5% después del segundo tercio del ciclo de cultivo (Figura 5).

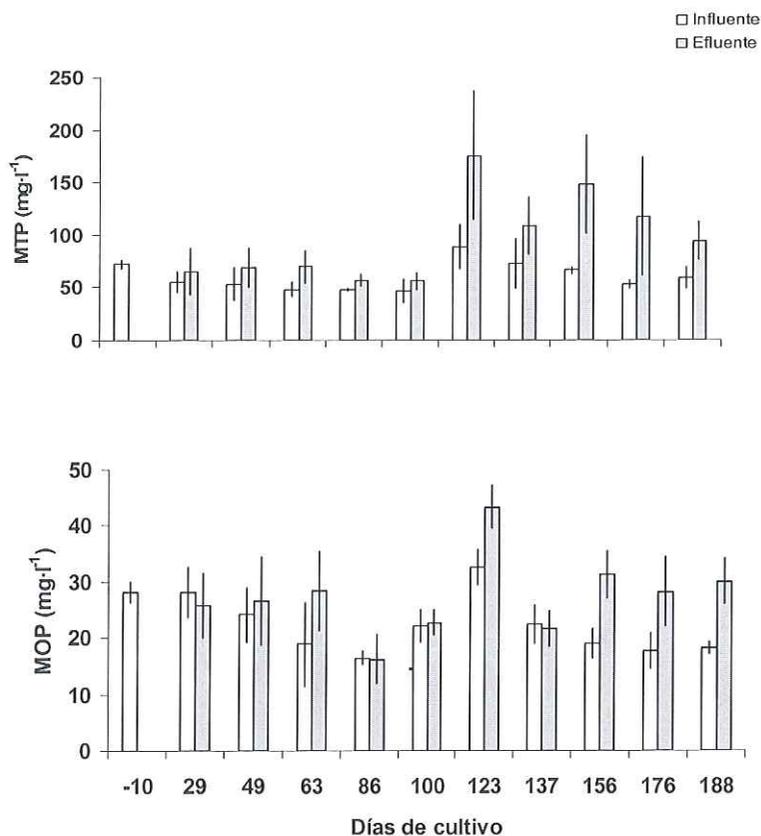


Figura 5. Materia total y orgánica particulada (media  $\pm$  DE) en el agua de entrada y de salida de la granja durante el periodo de cultivo del 2003.

Como ya se mencionó, en el periodo correspondiente a los muestreos del día 123 se estaban realizando precosechas. Además, los registros que mantiene en sus archivos internos la Comisión Nacional del Agua (CNA) indican que en la zona de estudio las lluvias se presentaron de julio a octubre, con niveles de 50.4 a 151.9 mm·mes<sup>-1</sup>, y que de julio a agosto aumentó también la velocidad promedio del

viento, de 9.5 a 12 km·h<sup>-1</sup>. Ambos factores pudieron ser importantes para este aumento del porcentaje de MIP, por efecto de resuspensión de sedimentos causada por una mayor turbulencia, o por aportación de materiales terrígenos debida a los escurrimientos.

### III.2.3.2. N y P particulados

El N orgánico particulado varió en forma paralela con las concentración de MOP, tanto en las muestras del agua de entrada como en las descargas. Los respectivos intervalos de variación fueron de  $0.80 \pm 0.13$  a  $1.41 \pm 0.21$  mg·l<sup>-1</sup> en el primer caso y desde  $0.75 \pm 0.48$  hasta  $2.16 \pm 0.48$  mg·l<sup>-1</sup> en el segundo.

Con la excepción del primer muestreo en las descargas (día 29), cuando fueron mayores en el influente, además de los dos realizados en los días 63 y 86, cuando los datos de entrada y salida resultaron muy similares, los valores fueron constantemente mayores en los efluentes, y las diferencias resultaron particularmente marcadas en el periodo de precosechas y en las dos últimas fechas de observaciones de este ciclo.

El P total particulado aportado por el influente mostró la mayor concentración el día 29 y durante todo el periodo de estudio varió desde  $0.08 \pm 0.01$  hasta  $0.26 \pm 0.03$  mg·l<sup>-1</sup>, mientras que en los efluentes los niveles se mantuvieron entre  $0.11 \pm 0.02$  y  $0.29 \pm 0.05$  mg·l<sup>-1</sup>, con valores mayores que en el agua de entrada a partir del tercer mes de cultivo, con excepción del registrado durante el muestreo del día 137 (Figura 6).

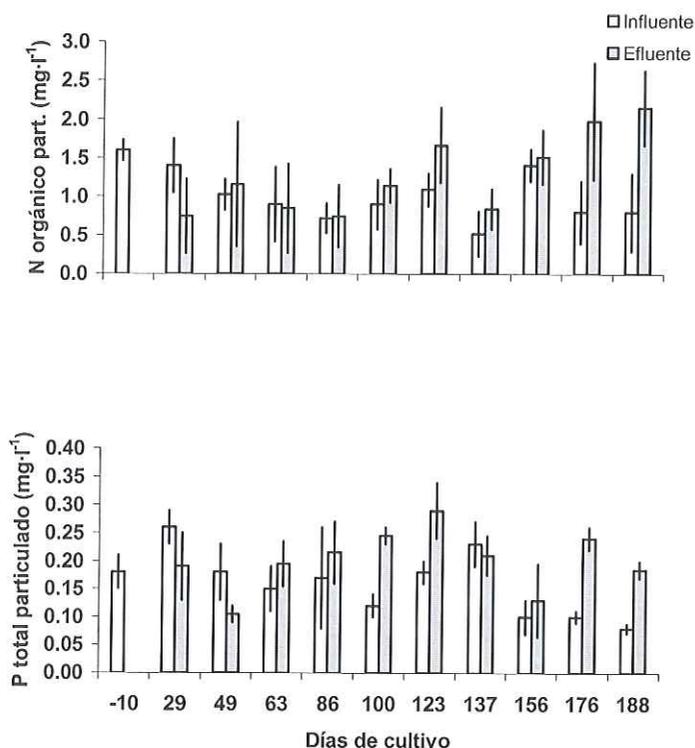


Figura 6. N y P particulados (media  $\pm$  DE) en el agua de entrada y de salida de la granja durante el periodo de cultivo del 2003.

#### III.2.4. Diferencias de las características de calidad del agua influente y efluente

Como se mencionó, con la excepción del oxígeno que resultó significativamente menor en el efluente, y del fósforo no reactivo disuelto, que fue similar en el influente y en los efluentes, todos los valores medios resultaron significativamente mayores en las descargas de los estanques, en los cuales el tiempo de residencia

varió entre 39 días al inicio del ciclo y 5 días antes de las precosechas, con un promedio general de 7.5 días, implicando un deterioro significativo de la calidad del agua causado por la operación de la granja.

Las concentraciones de N orgánico y de P total particulado fueron mayores en los efluentes. No obstante, con respecto a la MOP, sus contenidos porcentuales se mantuvieron similares. Para el N orgánico particulado fueron de 4.5% (entrada) y de 4.7% (salida) y para el P particulado de 0.71% (entrada) y 0.73% (salida). Las respectivas proporciones (átomo:átomo) de N:P fueron 15:1 y 14:1 que, aunque cercanos, son en ambos casos menores de la proporción 16:1, que se considera representativa de los organismos vivos del plancton (Parsons *et al.*, 1984).

### III.3. Flujos y balances de masas

El balance de masa del agua indicó que en total ingresaron a los estanques  $209,138 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ . La mayor parte de este volumen provino de los recambios, mientras que las lluvias aportaron poco más del 1%. Sin embargo, una cantidad considerable de agua, que se estimó en 6.6% del total del agua entrada en los estanques durante el ciclo, salió del sistema por evaporación (Figura 7).

Considerando la producción media reportada por la granja ( $2,000 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$ ) y la cantidad de agua utilizada, se calculó que el consumo de agua fue de  $104.6 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$  de biomasa de camarón cosechada al final de este ciclo. Por otro lado, si se toma en cuenta la duración media del ciclo desde la siembra a la cosecha final (190 d), esta granja utilizó diariamente  $1,101 \text{ m}^3$  de agua  $\cdot \text{ha}^{-1}$ .

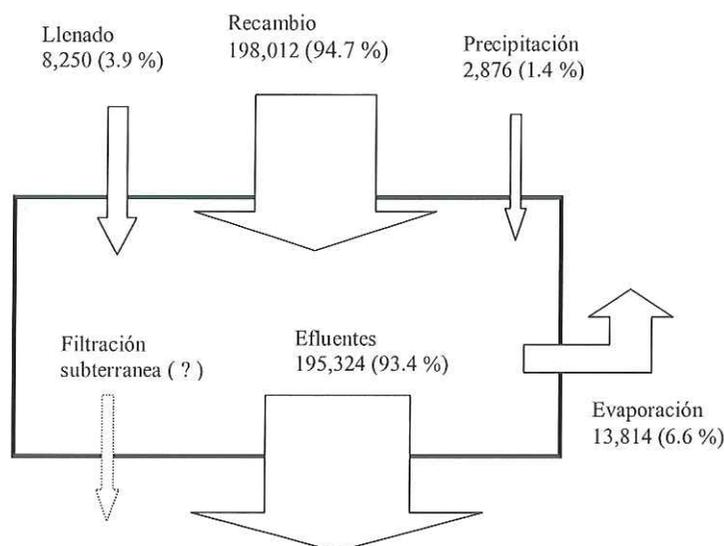


Figura 7. Balance de masas de agua ( $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$ ) en la granja Chomojabiri durante el periodo de cultivo del 2003. La flecha no cuantificada representa una posible fuente de error. El cálculo de la evaporación y de la precipitación, se estimó con información proporcionada por la estación meteorológica "Navojoa" de la CNA.

Cabe mencionar que el balance de agua no corresponde con el balance de sal: considerando la dilución por lluvias y la concentración por evaporación, se puede calcular una salinidad media de los efluentes de  $39.54 \text{ g l}^{-1}$ , en comparación con el valor medio de  $44.90 \text{ g l}^{-1}$  que se registró en las muestras de las descargas. Con base en estos datos, se estimó la salida de la sal hacia el cuerpo receptor en 8,770

ton·ha<sup>-1</sup>·ciclo<sup>-1</sup>, mientras que el ingreso fue de 7,750 ton·ha<sup>-1</sup>·ciclo<sup>-1</sup>, con una exportación neta de 1,020 ton. Esta discrepancia fue causada en parte por los residuos de sal presentes en el sedimento, remanentes del anterior ciclo de producción y principalmente por el acarreo de sal por la brisa, que fue estimado en  $939 \pm 134$  ton·ha<sup>-1</sup>·ciclo<sup>-1</sup>.

La magnitud de la descarga de cada compuesto, ya sea en forma disuelta o particulada, dependió principalmente de la tasa de recambio, la cual se modificó según la fase del cultivo. A partir de la fecha de siembra hasta el día 28 no se consideró necesario realizar recambios de agua, en vista de que la baja cantidad de biomasa presente en los estanques permitió que las condiciones ambientales se mantuvieran en un intervalo que los operadores consideraron adecuado para el crecimiento del camarón.

Posteriormente se iniciaron los recambios con porcentajes bajos de renovación (5%·día<sup>-1</sup>), los cuales, de acuerdo a las bitácoras de manejo de la estanquería, continuaron aumentando en paralelo con el incremento de la biomasa hasta el momento de las precosechas. Con base en esta información se calcularon los flujos netos de la materia particulada, de los nutrientes y de la clorofila a, los cuales se obtuvieron integrando el volumen de agua de ingreso y de egreso por periodo de muestreo y por ha durante el periodo de cultivo.

La cantidad neta de nitrógeno exportada con las descargas de agua sumó un total de 122 kg·ha<sup>-1</sup>·ciclo<sup>-1</sup>. De esta cantidad, 19 kg·ha<sup>-1</sup>·ciclo<sup>-1</sup> (15.5%) se exportaron en

forma inorgánica disuelta ( $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  y  $\text{N-NO}_3^-$ ) y el restante 84.5% ( $103 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$ ) se exportó en forma orgánica, tanto disuelta (49.2%) como particulada (35.3%).

Por otro lado, con respecto al agua de entrada, el P de las descargas representó una exportación de  $14 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$ , de los cuales  $3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$  (21.4%) se descargaron como fosfatos reactivos disueltos y los restantes  $11 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$  (78.6%) correspondieron a la suma del P orgánico o no reactivo, en sus formas disuelta (14.3%) y particulada (64.3%) (Tabla III).

Tabla III. Material total incorporado y descargado en el agua de la granja estimados mediante muestreos de 24 h en periodos quincenales, en la granja Chomojabiri durante el ciclo 2003.  $\Sigma\text{N}$  y P: Totales de N y de P.

Variable	Ingreso ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ )	Egreso ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ )	Neto ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ )
$\text{N-NH}_4^+$	5	12	7
$\text{N-NO}_2^-$	5	8	3
$\text{N-NO}_3^-$	16	25	9
N orgánico disuelto	176	236	60
N orgánico particulado	223	266	43
$\Sigma\text{N}$	425	547	122
$\text{P-PO}_4^{3-}$	20	23	3
P no reactivo disuelto	6	8	2
P total particulado	33	42	9
$\Sigma\text{P}$	59	73	14
MTP	12,352	20,831	8,479
MIP	8,049	15,292	7,243
MOP	4,622	5,539	917
Cla	0.35	1.33	0.9

Los ingresos y egresos de N y P de la tabla III se refieren a la información recabada en los muestreos; sin embargo, la estanquería es un sistema abierto manipulado por el hombre, por lo cual, durante el periodo de cultivo, existieron otros ingresos de ambos nutrientes, los cuales se refieren a las poslarvas de camarón, a los fertilizantes y al alimento balanceado.

Las poslarvas de *L. vannamei* (PL<sub>15-20</sub>, 2.5 mg ind<sup>-1</sup>) con contenido (peso seco) de 10.6% de N y 1.2% de P (Boyd y Teichert Coddington, 1995) sembradas con una densidad inicial de 20 ind m<sup>-2</sup> representaron la contribución de menor importancia ( $1.5 \cdot 10^{-3}\%$  y  $0.1 \cdot 10^{-3}\%$ ). Los fertilizantes inorgánicos, urea (46% de N) y fosfato monoamónico (12% de N y 27% de P) aportaron 5.98% de N y 3.17% de P del total de las entradas de estos dos elementos. El alimento utilizado, con 5.6% de N y 1.05% de P en base seca (Zeigler, 2004) aportó el 31.25% de N y el 38.89% de P.

Cuando estos ingresos se sumaron a los aportados por el agua de entrada y a la contribución representada por los 2,876 m<sup>3</sup> de agua de lluvia, con 69.5 µg l<sup>-1</sup> de N y 41.7 µg l<sup>-1</sup> de P, respectivamente equivalentes a 0.20 kg ha<sup>-1</sup> y 0.12 kg ha<sup>-1</sup>, por cada ha de cultivo ingresaron 677.41 kg de N y 102.05 kg de P (Tabla IV).

Un sistema de cultivo tiene también otros egresos, adicionales al agua de descarga. Entre éstos se consideraron los egresos debidos a las cosechas de camarón, que redituaron 2,000 kg ha<sup>-1</sup>, con porcentajes de 11.4% de N y 1.3% de P en base seca (Boyd y Teichert Coddington, 1995), por lo cual mediante estas cosechas se recuperó el 10.57% y el 8.18% del total de los respectivos ingresos de N y de P.

Entre los egresos, se incluyó también la macrofauna asociada, constituida por un promedio de 5 kg ·ha<sup>-1</sup> de jaibas (peso fresco), que representaron entre 56 y 70 g ·ha<sup>-1</sup> de N y 6-6.5 g ·ha<sup>-1</sup> de P (Miranda Baeza *et al.*, 2006).

Los flujos de entrada de N sumaron 677.41 kg ·ha<sup>-1</sup> ·ciclo<sup>-1</sup>, mientras que los de P fueron de 102.05 kg ·ha<sup>-1</sup> ·ciclo<sup>-1</sup>. Finalmente, al contrastar el total de N y de P que había ingresado al sistema con la cantidad que salió con los efluentes, la biomasa de camarón y la fauna asociada, en ambos casos se encontraron discrepancias, con egresos inferiores al total de los ingresos. Las diferencias se asumieron ser causadas por acumulación sedimentaria o por volatilización de amoníaco o de nitrógeno elemental, mientras que en el caso del P se consideró solamente la posibilidad de acumulación sedimentaria (Tabla IV).

La tabla IV indica que los mayores porcentajes de N y de P ingresaron a los estanques en forma disuelta o particulada con el agua usada para el llenado y los recambios, por lo cual representan una fuente no cuantificada de alimento directo o indirecto para el camarón, en vista de que promueven el crecimiento de zooplancton y zoobentos.

Tabla IV. Balance de masas de N y P en un ciclo de 190 días de cultivo semi-intensivo de camarón en la granja Chomojabiri durante el periodo de cultivo del 2003. Los datos se dan en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  y en porcentajes del total de ingresos y de egresos. Sedimentación y volatilización estimados a partir del total de egresos conocidos.

	N		P	
	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$	%	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$	%
<b>Entradas</b>				
Alimento balanceado	211.66	31.25	39.69	38.89
Agua de entrada	425.00	62.74	59.00	57.82
Agua de lluvia	0.20	0.03	0.12	0.12
Camarón sembrado	0.01	<0.01	0.001	<0.01
Fertilizantes	40.54	5.98	3.24	3.17
Total de entradas	677.41	100	102.05	100
<b>Salidas</b>				
Camarón cosechado	71.58	10.57	8.35	8.18
Agua de salida	547.00	80.75	73.0	71.53
Macrofauna asociada	0.056-0.07	<0.01	0.006	<0.01
Sedimentación y volatilización	58.80	8.68	20.70	20.28
Total salidas	677.41	100	102.05	100

De igual manera, las descargas de agua durante los recambios y en el drenado final se convierten en las salidas más importantes de ambos nutrientes, mientras que la importancia relativa de las otras fuentes de ingreso y especialmente de egreso en forma de camarón cosechado, son de una importancia comparativamente menor (Figura 8).

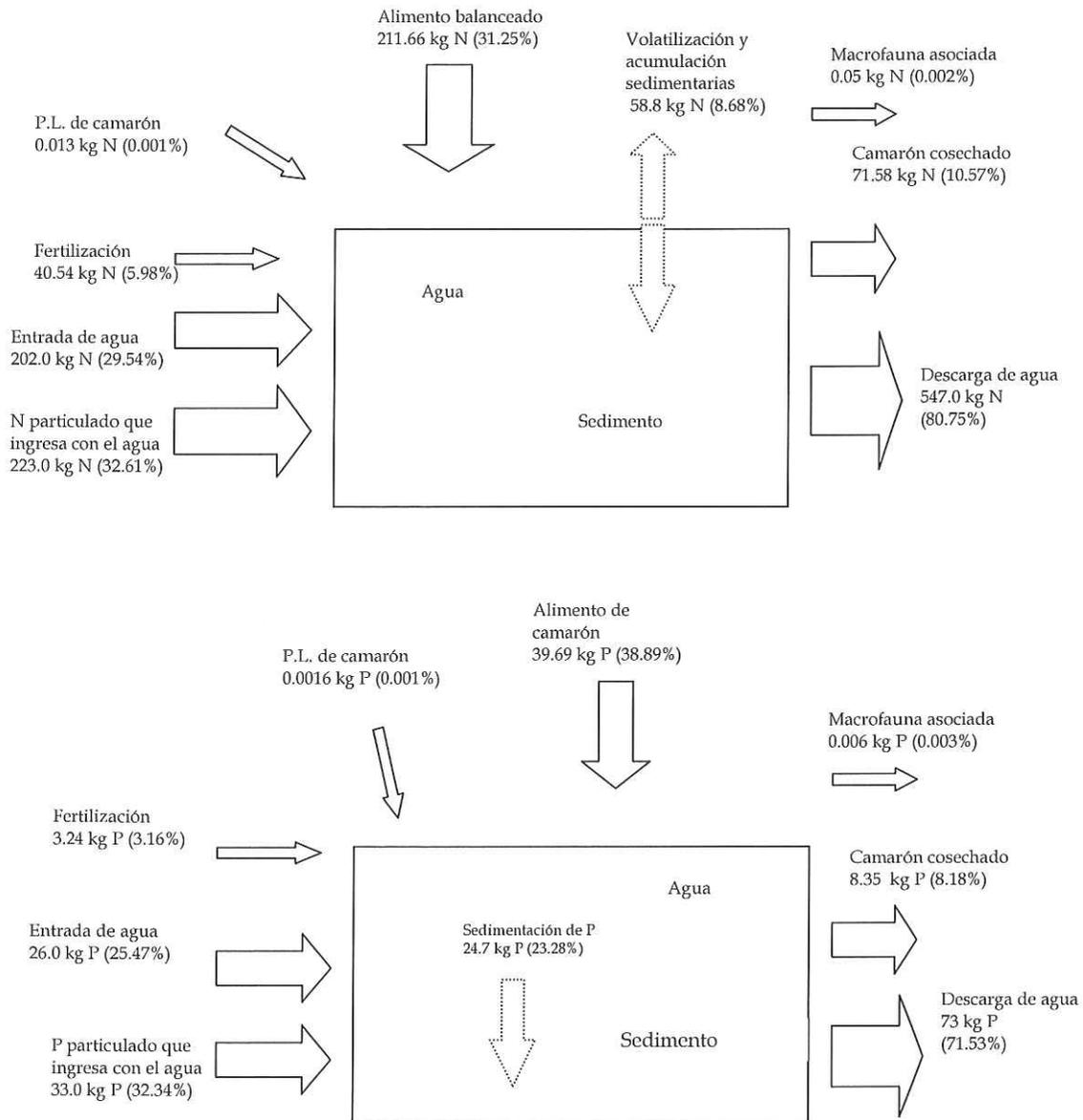


Figura 8. Balance de masas de N y P ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ ciclo}^{-1}$ ) en la granja Chomojabiri durante el ciclo de cultivo del 2003.

#### III.4. Filtración, clarificación y biodepositación de *Anadara tuberculosa* en los efluentes

Cuando la granja no está operando, el agua del canal de descarga permanece estancada debido al asolvamiento causado por las descargas del ciclo anterior, además que por el escaso recambio por marea debido a la baja profundidad de la laguna de Moroncarit en la cual desemboca, por lo cual las almejas se ubicaron con fines de aclimatación en el canal de llamada a partir del mes de marzo 2003.

Cuando iniciaron las operaciones de la granja, el canal de descarga había sido dragado y contenía agua procedente de la estanquería, descargada durante las pruebas de funcionamiento de las compuertas, por lo cual las canastas se trasladaron a este canal 10 días antes de la fecha de siembra.

Los experimentos de filtración se realizaron en diferentes situaciones estacionales y en períodos diferentes, que se consideraron representativos del ciclo de producción, por lo cual difirieron también las condiciones ambientales que se registraron en el transcurso de los experimentos.

Las temperaturas menores se encontraron en la primera y en la última serie de pruebas (26.2 y 21.8 °C, respectivamente), con valores medios que variaron entre 30.7 y 31.0 °C en las tres pruebas restantes, que son típicos de la situación de verano que prevaleció durante el ciclo de producción (Figura 1).

Las salinidades mayores fueron las registradas en la segunda y tercera prueba, y se pueden considerar como representativas para las descargas de estanques con bajos

porcentajes de recambio de agua. En las tres restantes los valores se mantuvieron entre 40 y 41 g l<sup>-1</sup>, a causa de los mayores recambios (experimentos 4 y 5) o, en el caso de la primera, debido al reciente ingreso de agua al canal de descarga, causado por infiltración a través de las compuertas o por las descargas durante las pruebas que se realizaron antes de la siembra para verificar su funcionamiento.

Las mayores concentraciones de oxígeno se registraron en el primero y en el último experimento, propiciadas en ambos casos por las menores temperaturas que incrementan la solubilidad del oxígeno en agua además que, en el primer caso, por la baja biomasa presente en los estanques en esa fecha.

En general, las concentraciones relativas se mantuvieron cercanas a niveles de saturación, aunque en una de las pruebas nocturnas del cuarto experimento se registró una concentración de poco superior a 2 mg l<sup>-1</sup>. Este valor es equivalente a aproximadamente el 35% de saturación y está probablemente relacionado con la alta biomasa presente en la estanquería. Además, las operaciones de precosecha causan una resuspensión de sedimentos, que tiene como consecuencia un incremento de la DBO en la columna de agua.

La MTP suspendida fue similar en las dos primeras series de pruebas y aumentó en los dos siguientes a causa del incremento del porcentaje de recambio de agua. El máximo nivel se encontró en el período de precosechas, para bajar nuevamente en el último experimento. Éste se realizó en correspondencia con las tasas de recambio menores que se utilizan en las fechas inmediatamente anteriores a las cosechas,

cuando se disminuye también la tasa de alimentación y se intenta mantener condiciones estables para evitar fenómenos de estrés, los cuales pudieran favorecer un incremento del porcentaje de mudas, disminuyendo con esto el precio de venta (Clifford, 1997).

La variabilidad más elevada de las concentraciones de MTP se encontró en las dos últimas fechas, con coeficientes de variación del 29.4 y 25.8%, en comparación con valores de 13.9 a 22.2%, cuando no se realizaron recambios de agua, o cuando los recambios fueron menores (Tabla V).

Tabla V. Valores medios de las características del agua durante los experimentos *in situ* (medias  $\pm$  DE).

Día (exp.)	Temperatura (°C)	Salinidad (g·l <sup>-1</sup> )	Oxígeno (mg·l <sup>-1</sup> )	Saturación de Oxígeno (%)	MTP (mg·l <sup>-1</sup> )
1 (1)	26.2 $\pm$ 2.1	41 $\pm$ 0.4	6.2 $\pm$ 0.6	96	59.2 $\pm$ 9.13
29 (2)	30.7 $\pm$ 0.6	50 $\pm$ 0.3	5.7 $\pm$ 1.3	102	59.0 $\pm$ 13.1
49 (3)	30.6 $\pm$ 1.8	49 $\pm$ 0.9	5.8 $\pm$ 1.0	101	72.8 $\pm$ 9.51
123 (4)	31.0 $\pm$ 1.6	40 $\pm$ 0.3	5.6 $\pm$ 2.0	94	156.5 $\pm$ 16.4
188 (5)	21.8 $\pm$ 1.9	41 $\pm$ 0.4	6.9 $\pm$ 1.4	100	108.3 $\pm$ 27.9

Para las pruebas de filtración se seleccionaron organismos con un largo de concha de entre 45 y 50 mm, con el objetivo de evitar que las excesivas diferencias de talla causaran diferencias en la tasa individual de filtración. Por otra parte, se consideró

que los moluscos bivalvos pueden presentar variaciones estacionales en el peso, debido al proceso de acumulación de reservas para la reproducción y a los sucesivos desoves totales o parciales y que además éstos están influenciados por las variables ambientales. Por este motivo, se calculó también el índice medio de condición que, al comparar el peso del tejido del organismo con el volumen total de la concha, es una forma más objetiva de identificar estos eventos.

De acuerdo a este indicador, la condición de los organismos aumentó progresivamente hasta las pruebas realizadas después de 123 días a partir del inicio del ciclo de producción, pero disminuyó entre éstas y las que se realizaron durante uno de los últimos días del ciclo. Esta disminución de la condición, que refleja el menor peso del tejido de los organismos no obstante el mayor volumen de concha disponible, en comparación con el verificado para los especímenes utilizados en la prueba anterior, parece indicar un evento de desove masivo en el periodo transcurrido entre estos ciclos diarios de pruebas (Tabla VI).

Cuando las tasas fisiológicas se estandarizaron a un gramo de peso seco del tejido, la máxima tasa de filtración se encontró en el cuarto experimento, aunque el valor fue similar al calculado para la primera serie de pruebas. En ambos casos, las tasas resultaron entre dos y cuatro veces mayores a las obtenidas en las pruebas restantes. Resultados similares a los anteriores se obtuvieron para las tasas de biodepositación y de clarificación que, con la excepción del cuarto experimento, tendieron a disminuir progresivamente con el máximo valor en la primera prueba.

Tabla VI. Morfometría e índice de condición de los especímenes de *A. tuberculosa* usados para los experimentos de filtración (media  $\pm$  DE).

Día (exp.)	Largo (mm)	Alto (mm)	Espesor (mm)	Peso seco total (g)	Peso seco tejido (g)	Vol. int. de la concha (cm <sup>3</sup> )	IC* <sup>1</sup>
1 (1)	45.6 $\pm$ 2.1	33.4 $\pm$ 2.1	28.3 $\pm$ 1.9	15.5 $\pm$ 4.2	1.0 $\pm$ 0.1	9.6 $\pm$ 2.2	10.8 $\pm$ 2.5
29 (2)	45.5 $\pm$ 2.1	32.8 $\pm$ 0.5	26.3 $\pm$ 1.3	17.4 $\pm$ 1.4	1.0 $\pm$ 0.1	9.5 $\pm$ 2.2	11.3 $\pm$ 2.0
49 (3)	49.1 $\pm$ 3.2	36.8 $\pm$ 3.6	29.6 $\pm$ 1.1	18.2 $\pm$ 2.0	1.6 $\pm$ 0.4	13.3 $\pm$ 3.3	12.5 $\pm$ 2.0
123 (4)	47.3 $\pm$ 2.4	34.0 $\pm$ 0.6	27.3 $\pm$ 1.6	18.9 $\pm$ 1.7	1.4 $\pm$ 0.3	11.4 $\pm$ 2.6	12.5 $\pm$ 1.7
188 (5)	47.9 $\pm$ 2.3	34.5 $\pm$ 3.5	29.3 $\pm$ 1.5	18.8 $\pm$ 1.8	1.0 $\pm$ 0.1	12.0 $\pm$ 2.4	8.8 $\pm$ 0.8

\*<sup>1</sup> IC = PST tejido (g) (100) / volumen de la concha (cm<sup>3</sup>) (Higgins, 1938).

La tasa de biodepositación resultó directamente relacionada con la de filtración, con un valor altamente significativo del índice de correlación ( $r = 0.99$ ;  $p < 0.05$ ). Esto indica una relación estrecha entre la masa de las partículas retenidas por las branquias y la de las desechadas como heces o pseudoheces, que representó en promedio entre el 88.4 y el 96.5% del material particulado retenido por las branquias de los organismos (Tabla VII).

Comparativamente, los máximos niveles de todas las tasas se registraron en el primer experimento, cuando la salinidad media fue  $41.0 \pm 0.4 \text{ g l}^{-1}$ , la temperatura y el oxígeno disuelto ( $26.2 \pm 2.1 \text{ °C}$  y  $6.2 \pm 0.5 \text{ mg l}^{-1}$ ) resultaron intermedios entre los valores máximos y mínimos registrados en el ciclo, la MTP, con  $59.2 \pm 9.13 \text{ mg l}^{-1}$  fue la más baja, conjuntamente con la verificada en el experimento siguiente y el índice de condición resultó cercano al valor mínimo, el cual se encontró en el experimento realizado al final del ciclo de cultivo.

Tabla VII. Tasas fisiológicas de *A. tuberculosa* obtenidas en cada experimento (media  $\pm$  DE). TF, TC y TB = Tasas de filtración, clarificación y biodepositación.  $100TB \cdot TF^{-1}$  = porcentaje del material retenido, depositado como heces y pseudoheces. Letras iguales o comunes indican falta de diferencias significativas (Análisis de varianza por bloques de una vía,  $\alpha = 0.05$ ).

Día (exp.)	TF (mg·h <sup>-1</sup> ·g PS <sup>-1</sup> )	TC (l·h <sup>-1</sup> ·g PS <sup>-1</sup> )	TB (mg·h <sup>-1</sup> ·g PS <sup>-1</sup> )	100 TB · TF <sup>-1</sup>
1 (1)	51.59 $\pm$ 10.7 <sup>b</sup>	0.88 $\pm$ 0.15 <sup>c</sup>	49.79 $\pm$ 10.3	91.2
29 (2)	23.24 $\pm$ 4.61 <sup>a</sup>	0.40 $\pm$ 0.10 <sup>b</sup>	21.68 $\pm$ 3.65	93.3
49 (3)	19.43 $\pm$ 4.99 <sup>a</sup>	0.27 $\pm$ 0.07 <sup>ab</sup>	17.18 $\pm$ 4.59	88.4
123 (4)	56.54 $\pm$ 14.54 <sup>b</sup>	0.36 $\pm$ 0.07 <sup>b</sup>	53.42 $\pm$ 12.3	94.5
188 (5)	14.72 $\pm$ 6.45 <sup>a</sup>	0.14 $\pm$ 0.04 <sup>a</sup>	13.89 $\pm$ 5.54	94.4

También se verificó la posibilidad de diferencias significativas en la tasa de filtración y la tasa de clarificación como efecto del tiempo transcurrido a partir del inicio de cada experimento y en esta prueba no se incluyó la tasa de biodepositación, en vista de su relación con la filtración.

Los resultados indicaron que en el experimento 1 las velocidades de filtración y de aclareo de las almejas fueron diferentes a medida que transcurrieron las horas de duración de este experimento. Por el contrario, en los experimentos 2 al 5 las tasas registradas con las pruebas sucesivas de cada experimento fueron similares, lo cual indica que se puede considerar que en general la actividad de filtroalimentación se mantuvo constante.

En consecuencia, debido a que los experimentos se realizaron *in situ* cubriendo el ciclo natural de luz y de oscuridad, estos resultados parecen demostrar que *A. tuberculosa* no modifica su actividad de filtración, como un efecto de la presencia o de la ausencia de luz (Tabla VIII).

Se realizó también una prueba de análisis de varianza (diseño de bloques) para determinar si la tasa de filtración registrada en los cinco grupos de experimentos resultó diferente y se encontró que efectivamente las almejas presentaron diferentes niveles de filtración a lo largo del estudio ( $F_{4,25} = 50.00$ ;  $P < 0.0001$ ). El análisis a posteriori (HSD de Tukey) mostró la presencia de dos grupos de medias, uno de los cuales correspondió a los niveles bajos de filtración (experimentos 2, 3 y 5) y el segundo a los niveles elevados (experimentos 1 y 4).

Del mismo modo, el análisis de varianza indicó que la tasa de clarificación fue diferente ( $F_{4,25} = 58.48$ ;  $P < 0.0001$ ) y en este caso se presentaron tres grupos de medias que se denominaron a (experimento 5), b (experimentos 2 y 4) y finalmente c (experimento 1). En el experimento 3, la clarificación resultó intermedia entre los grupos a y b (Tabla VIII).

En este caso el experimento 1 mostró una separación general del resto de los experimentos, con una clarificación media de  $0.88 \pm 0.11 \text{ l} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{gPS}^{-1}$ , mientras que el segundo lugar en magnitud lo ocuparon los experimentos 2 y 4, con valores que estuvieron entre el 40% y el 48% del nivel que se registró durante el primer experimento.

Tabla VIII. Resultados del análisis de varianza para determinar diferencias en la tasa de filtración y en la tasa de clarificación de *A. tuberculosa* a partir del inicio de cada experimento (4, 8, 12, 16, 20, 24 h). Todos los experimentos iniciaron a las 12:00 h.

Día (exp.)	Tasa de filtración		Tasa de clarificación	
	F <sub>(5,18 g.l.)</sub>	P	F <sub>(5,18 g.l.)</sub>	P
1 (1)	3.44	0.02	5.95	0.01
29 (2)	1.20	0.25	2.88	0.15
49 (3)	0.41	0.83	0.90	0.49
123 (4)	2.00	0.12	1.65	0.19
188 (5)	0.34	0.87	1.01	0.43

Como una forma de eliminar el posible efecto debido al índice de condición de los organismos sobre los grupos de medias que se obtuvieron aplicando estas pruebas de análisis de varianza, se realizó también un análisis de covarianza, en el cual el índice de condición se incluyó como covariable. Sin embargo, los grupos de medias obtenidos no cambiaron en comparación con los obtenidos con las pruebas anteriores.

Como conclusión general, estos análisis demostraron que las tasas fisiológicas de *A. tuberculosa* medidas en las distintas fechas del periodo de cultivo de camarón, no resultaron constantes, probablemente como una respuesta a las condiciones ambientales, algunas de las cuales variaron ampliamente en el transcurso del periodo de estudio (Tabla V).

### III.5. Relaciones entre las variables ambientales y la filtración y clarificación

El objetivo de realizar los experimentos *in situ* fue el de registrar en condiciones reales la capacidad de remover el material particulado que tiene *A. tuberculosa*, además de conocer el volumen de agua que esta especie puede liberar de partículas en un tiempo determinado y la cantidad de biodepósitos que se producirían con esta estrategia de remediación.

En vista de los cambios causados por las diferentes situaciones estacionales y de los debidos al manejo de la estanquería durante el ciclo de producción, se presentaron escenarios distintos durante cada experimento los cuales, como se mencionó en el punto anterior, pudieron tener influencia sobre la fisiología de la filtración de *A. tuberculosa*.

En primera instancia, se intentó verificar esta posibilidad calculando el grado de relación entre cada una de las variables ambientales y las tasas fisiológicas: la filtración mostró coeficientes de correlación de entre  $r = 0.28$  (con la temperatura) y  $r = -0.59$  (con la salinidad) y en ningún caso estos coeficientes resultaron significativos ( $P > 0.05$ ).

En el caso de la clarificación, los coeficientes fueron generalmente menores (entre  $r = -0.21$  con la salinidad y  $r = 0.06$  con la temperatura), mientras que la biodepositación tuvo coeficientes similares a los de la filtración, a causa de la relación estrecha ya mencionada entre la cantidad del material retenido y del eliminado en forma de heces y pseudoheces (Tabla IX).

Tabla IX. Matriz de correlación lineal simple entre las variables ambientales y las variables fisiológicas de *A. tuberculosa* durante los experimentos *in-situ*.

	Oxígeno	Temperatura	Salinidad	MTP	TF	TC	TB
Oxígeno	1.00						
Temperatura	-0.98	1.00					
Salinidad	-0.42	0.53	1.00				
MTP	-0.01	0.02	-0.62	1.00			
TF	-0.43	0.28	-0.59	0.37	1.00		
TC	-0.22	0.06	-0.21	-0.43	0.66	1.00	
TB	-0.41	0.26	-0.60	0.36	0.99	0.68	1.00

Entre las variables ambientales, la concentración de oxígeno resultó significativamente relacionada con la temperatura, a causa del conocido efecto de esta variable sobre la solubilidad de los gases (Libes, 1992) y no se encontraron otras relaciones significativas, mientras que todas las variables fisiológicas resultaron significativamente relacionadas entre sí, con coeficientes de correlación de entre  $r = 0.66$  y  $r = 0.99$  (Tabla IX).

Es importante señalar que el hecho de no haber obtenido coeficientes de correlación significativos con cada una de las variables ambientales considerada en forma aislada, no implica que éstas no hayan tenido influencia sobre la fisiología de la filtración de *A. tuberculosa*.

La mejor forma de demostrarlo es la de evaluar el efecto combinado de más de una variable sobre las tasas fisiológicas utilizando modelos de superficie de respuesta,

que es la técnica que se utilizó y para la cual, al igual que para los procedimientos anteriores, se omitió la tasa de biodepositación.

En estos cálculos, no se encontraron efectos significativos debidos a la salinidad o a su interacción con otras variables, a pesar de que en un corto periodo de tiempo se rebasaron los 50 %, presumiblemente debido a que la presencia de *A. tuberculosa* ha sido reportada en ambientes caracterizados por altas salinidades (Baqueiro, 1980), como son las lagunas costeras del Golfo de California.

La mayoría de estas lagunas tienen características de antiestuario (Roden y Emilsson, 1980; Cano Pérez, 1991) y cabe recordar que en estas lagunas existen varias comunidades pesqueras que explotan este recurso (Mackenzie, 2001), que implica que estas poblaciones de *A. tuberculosa* tienen una densidad suficiente para sostener esta actividad comercial.

De igual manera el oxígeno, solo o combinado con otras variables, no pareció afectar la filtroalimentación, probablemente porque en la mayoría de los casos se mantuvo en niveles cercanos a la saturación. Por este motivo se puede considerar superior al nivel mínimo requerido por esta especie, la cual se encuentra enterrada o semienterrada en los fondos blandos de las zonas de manglar, donde la concentración de oxígeno es seguramente inferior a la saturación.

El mejor modelo que se obtuvo ( $R^2 = 0.82$ ,  $F_{(5,24 \text{ g.l.})} = 10.42$ ,  $P = 0.0001$ ) demuestra que la tasa de filtración respondió a un efecto combinado de las dos variables restantes, temperatura y concentración de MTP, de acuerdo a la ecuación 11:

$$TF = -84.06 + 18.86T - 2.70MTP + 0.07T \times MTP - 0.48T^2 - 0.003MTP^2 \quad (\text{ecuación 11})$$

donde T = temperatura del agua (°C) y MTP es la concentración de material particulado ( $\text{mg l}^{-1}$ ), los parámetros de este modelo se dan en la tabla X.

Tabla X. Parámetros estadísticos de la respuesta de la tasa de filtración de *A. tuberculosa* al efecto combinado de la materia particulada y la temperatura, durante los experimentos in-situ en los efluentes de la granja camaronera (T= temperatura, MTP = materia total particulada).

Variable	Parámetro	t	P
Intercepción	-84.06	-0.67	0.508
T	18.86	2.18	0.039 *
T <sup>2</sup>	-0.48	-2.99	0.006 *
MTP	-2.70	-4.76	0.001 *
MTP <sup>2</sup>	$-3 \times 10^{-3}$	1.34	0.190
T x MTP	0.07	3.97	0.001 *

\* Significativo ( $\alpha = 0.05$ )

Como en el caso anterior, la tasa de clarificación respondió en mayor grado al efecto de la temperatura y de la MTP ( $R^2 = 0.80$ ,  $F_{(5,24 \text{ g.l.})} = 8.83$ ,  $P < 0.0001$ ), de acuerdo al modelo descrito por la ecuación 12.

$$TC = -1.60 + 0.32T - 0.04MTP - 7 \times 10^{-4}T \times MTP - 7 \times 10^{-3}T^2 - 7 \times 10^{-5}MTP^2 \quad (\text{ecuación 12})$$

Por otra parte, contrariamente a la tasa de filtración, el efecto interactivo de temperatura y concentración de MTP no resultó significativo, lo cual implica que

esta tasa depende principalmente del efecto de estas variables que actúan conjuntamente, pero que las variaciones de una de ellas no modifica el efecto ejercido por la otra variable ambiental (Tabla XI).

Tabla XI. Parámetros estadísticos de la respuesta de la tasa de clarificación de *A. tuberculosa* al efecto combinado de la materia particulada y la temperatura, durante los experimentos in-situ en los efluentes de la granja camaronera (T = temperatura, MTP = materia total particulada).

Variable	Parámetro	t	P
Intercepción	-1.60	-0.85	0.401
T	0.32	2.47	0.020 *
T <sup>2</sup>	-7x10 <sup>-3</sup>	-3.08	0.005 *
MTP	-0.04	-4.53	0.001 *
MTP <sup>2</sup>	-7x10 <sup>-5</sup>	1.98	0.058
T x MTP	-7x10 <sup>-4</sup>	2.52	0.184

\* Significativo ( $\alpha = 0.05$ )

### III.6. Remoción de MOP, N y P

Además de conocer la cantidad de material particulado presente en los efluentes de la granja que puede ser removido por *A. tuberculosa*, otro objetivo de este estudio fue medir la remoción de materia orgánica particulada así como la cantidad de N y de P que ésta tiene asociados.

Al igual que la temperatura, la salinidad y el oxígeno disuelto, las concentraciones de materia orgánica particulada, de N orgánico particulado y de P total

particulado variaron en el transcurso del ciclo de producción. Durante los experimentos, el porcentaje de MOP contenido en la MTP osciló entre 35.3 a 48.1%, el contenido del N orgánico particulado varió entre 1.3 y 2.4% y el del P total particulado entre 0.15 y 0.40% (Tabla XII).

Tabla XII. Materia orgánica particulada (MOP), nitrógeno orgánico particulado (NOP) y fósforo total particulado (PTP) (media y desviación estándar) presentes durante los experimentos con *A. tuberculosa*.

Día de cultivo (experimento)	MOP± DE (mg·l <sup>-1</sup> )	NOP± DE (mg·l <sup>-1</sup> )	PTP± DE (mg·l <sup>-1</sup> )
1 (1)	25.33 ± 3.51	0.82 ± 0.40	0.21 ± 0.04
29 (2)	22.47 ± 4.72	1.52 ± 0.42	0.22 ± 0.02
49 (3)	35.00 ± 4.19	1.37 ± 0.28	0.11 ± 0.02
123 (4)	55.19 ± 5.85	1.95 ± 0.36	0.29 ± 0.04
188 (5)	48.03 ± 5.73	2.56 ± 0.52	0.43 ± 0.06

En vista de las diferentes combinaciones de las características ambientales que se registraron en los efluentes en el transcurso de los experimentos, todas las tasas de remoción variaron ampliamente y las que mostraron la mayor variabilidad fueron las de MOP y de P particulado.

La primera osciló entre  $6.95 \pm 2.19$  y  $22.12 \pm 3.46$  mg·h<sup>-1</sup>·g PS<sup>-1</sup>. Por otra parte, la remoción de N orgánico particulado mostró una mayor homogeneidad, variando entre  $0.37 \pm 0.09$  y  $0.91 \pm 0.45$  mg·h<sup>-1</sup>·g PS<sup>-1</sup>. Finalmente, el P total particulado

retenido por los filtros fue de  $0.03 \pm 0.01$  a  $0.19 \pm 0.02$   $\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g PS}^{-1}$ . En todos los casos el máximo valor se presentó durante la primera serie de pruebas y los más bajos se registraron en el tercero y en el quinto experimento (Tabla XIII).

Tabla XIII. Tasas de remoción de MOP, NOP y PTP (media y DE) de *A. tuberculosa* obtenidos durante los experimentos en los efluentes de la granja camaronera.

Día de cultivo (experimento)	Tasa de remoción de MOP $\pm$ DE ( $\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g PS}^{-1}$ )	Tasa de remoción de NOP $\pm$ DE ( $\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g PS}^{-1}$ )	Tasa de remoción de PTP $\pm$ DE ( $\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g PS}^{-1}$ )
1 (1)	$22.12 \pm 3.46$	$0.91 \pm 0.45$	$0.19 \pm 0.02$
29 (2)	$9.37 \pm 2.50$	$0.61 \pm 0.20$	$0.09 \pm 0.03$
49 (3)	$9.47 \pm 2.09$	$0.37 \pm 0.09$	$0.03 \pm 0.01$
123 (4)	$20.21 \pm 4.80$	$0.71 \pm 0.12$	$0.10 \pm 0.02$
188 (5)	$6.95 \pm 2.19$	$0.37 \pm 0.11$	$0.06 \pm 0.02$

### III.7. Crecimiento y mortalidad de *A. tuberculosa* en el efluente

Al iniciar el cultivo de camarón se contaba con 200 individuos que se utilizaron para estimar el crecimiento medio individual y la mortalidad poblacional. Cuando en la granja se realizó la siembra de camarón, se registraron las características morfométricas de las almejas y se compararon con las obtenidas después de que los organismos permanecieron 190 días en los efluentes de la granja.

Utilizando los valores promedio iniciales y finales, se estimó que el incremento en largo fue de 9.3% y el crecimiento en alto de 11.1%, lo cual indica que esta especie no crece de manera uniforme en sus diferentes dimensiones. Por otro lado, el volumen interno de la concha fue la variable con mayor incremento (49.7%) seguido en magnitud por el peso seco de la concha.

Con el fin de verificar si el incremento de los varios datos biométricos registrados al inicio y al final del estudio causó diferencias significativas, se realizaron pruebas de t de Student, las cuales demostraron que en todos los casos el crecimiento en biomasa y en todas las dimensiones lineales de *A. tuberculosa* fue significativo, indicando que las condiciones del canal de descarga de estas granjas pueden ser consideradas adecuadas para esta especie (Tabla XIV).

Tabla XIV. Datos biométricos de *A. tuberculosa* al inicio y al final del periodo de cultivo de camarón. Letras diferentes en cada renglón indican diferencia significativa entre medias ( $P < 0.05$ ,  $a < b$ ).

Variable	Inicial Media (DE)	Final Media (DE)	% de Incremento
Largo (mm)	44.85 (2.66) <sup>a</sup>	49.0 (2.83) <sup>b</sup>	9.3
Alto (mm)	31.85 (1.53) <sup>a</sup>	35.38 (2.31) <sup>b</sup>	11.1
Espesor (mm)	25.12 (1.49) <sup>a</sup>	27.44 (1.54) <sup>b</sup>	9.3
Volumen interno concha (cm <sup>3</sup> )	8.80 (2.80) <sup>a</sup>	13.17 (2.98) <sup>b</sup>	49.7
Peso seco del tejido (g)	0.86 (0.14) <sup>a</sup>	1.06 (0.44) <sup>b</sup>	23.3
Peso seco de la concha (g)	10.53 (2.09) <sup>a</sup>	14.11 (2.59) <sup>b</sup>	34.0

El crecimiento de un organismo puede ser descrito mediante ecuaciones que indican la tasa de las variaciones de peso o de talla a partir del valor inicial. En este caso, en vista de las pérdidas de peso que se registraron al final del período de cultivo (Tabla VI), se optó por utilizar el largo de la concha, que es la más conspicua de las dimensiones lineales.

Tanto con el modelo lineal como con el exponencial se notó una tendencia de los residuos, la cual indica que la tasa de crecimiento disminuyó con el paso del tiempo. El mejor grado de ajuste se obtuvo con el modelo lineal, de acuerdo al cual el crecimiento en largo de los ejemplares de *A. tuberculosa* mantenidos en los efluentes de la granja puede ser confiablemente descrito por la ecuación 13, donde T = tiempo en días ( $R^2 = 0.944$ ;  $P < 0.001$ ).

$$\text{Largo (mm)} = 45.231 + 0.0217T \quad (\text{ecuación 13})$$

Otra forma de medir el crecimiento de los moluscos bivalvos es basándose en el aumento en el volumen interno de la concha, que es una forma de evaluar el espacio disponible para el tejido de cada individuo. Considerando este indicador, en los 190 días de monitoreo, las almejas incrementaron la cavidad interna de la concha en 4.37 cm<sup>3</sup>, éste volumen es equivalente a un 49.7% con respecto al valor inicial (Figura 9).

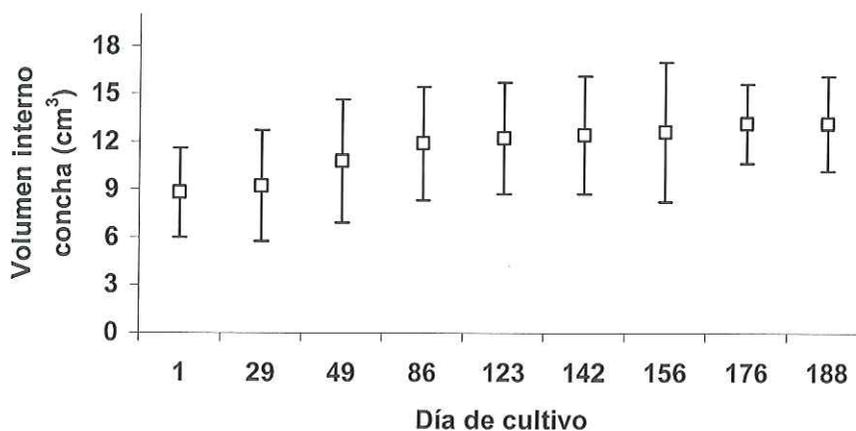


Figura 9. Incremento del volumen interno de los ejemplares de *A. tuberculosa* cultivados en los efluentes de la granja de camarón.

Como se mencionó, el peso no se incluyó como una variable de evaluación del crecimiento, debido a que en estos organismos el peso del tejido puede variar de manera importante, como una consecuencia de los procesos de maduración gonadal y de los sucesivos desoves. Aunque éstos no fueron evaluados en este ciclo de estudio, son altamente probables en vista de la disminución del índice de condición, la cual se observó después del quinto mes de cultivo, fue particularmente notoria en el último muestreo del ciclo, y mostró una tendencia similar a la observada para el peso seco del tejido (Figura 10).

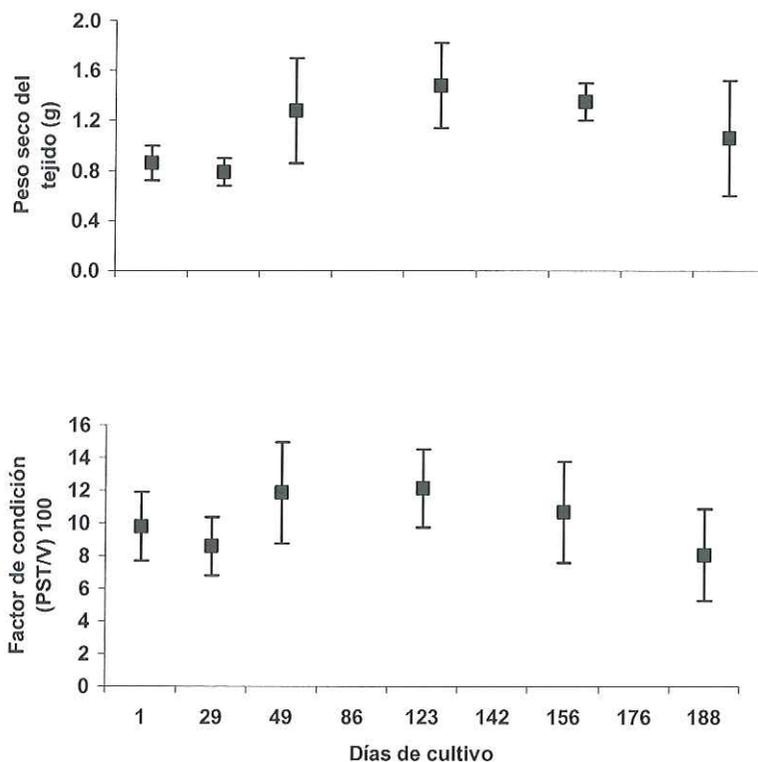


Figura 10. Peso seco del tejido y factor de condición de *A. tuberculosa* durante su permanencia en los efluentes de la granja de camarón.

El tejido representó entre el 7.0 y el 7.6% del peso seco total, varió durante los 5 experimentos entre 0.86 y 1.06 g ind<sup>-1</sup> y estuvo altamente relacionado con la temperatura del agua, con un índice de correlación  $r = 0.83$  ( $p < 0.05$ ) y con los valores más altos cuando la temperatura se mantuvo cercana a los 30°C .

Con el fin de establecer las relaciones biométricas de *A. tuberculosa* en su hábitat natural, se tomaron 25 organismos de la laguna de Agiabampo, Sonora con tallas

de 42 a 67 mm y factor de condición promedio de 12.4 (similar al registrado del día 49 al 156 de estudio). El alto y el grosor correspondieron al 77% y 55.4 % del largo total. Del volumen externo de la concha, el correspondiente a las valvas representó el 32% y el restante 68% correspondió al volumen interno disponible para el tejido. El 70% del peso húmedo total correspondió a las valvas y el 30% al tejido, mientras que en peso seco el 91% correspondió a las valvas y el 9% al tejido, que implica que durante el secado el tejido perdió un 78% de humedad.

El porcentaje del peso seco total que corresponde al tejido para las poblaciones de *A. tuberculosa* de Costa Rica es el 18% (individuos de 42-59.9 mm), que es el doble del encontrado en este estudio. Esta diferencia puede ser debida a diferencias en el índice de condición dominante en las dos poblaciones al momento de realizar la estimación. Adicionalmente, tanto en el estudio de Cruz y Palacios (1983) como en este trabajo se encontró que la relación peso seco del tejido/peso seco total tiende a disminuir conforme aumenta la talla de los individuos, lo cual indica que la masa del tejido no aumenta en forma paralela con el incremento del peso total.

La mortalidad poblacional fue considerable durante los primeros 49 días del periodo de cultivo, al final de los cuales llegó al 24%. Posteriormente, la tasa disminuyó notablemente, de tal manera que al día 190 (final del estudio) la mortalidad acumulada fue de 35.5% (Figura 11), porcentaje que puede considerarse aceptable en vista de que los individuos se encontraban expuestos a condiciones drásticas de salinidad, temperatura y concentración de material

particulado, y que además se mantuvieron en un ambiente diferente a su hábitat natural, que consiste en fondos blandos, principalmente entre las raíces de mangle, los cuales constituyen un ambiente menos variable de las canastas suspendidas en las cuales se mantuvieron durante todo el periodo de estudio.

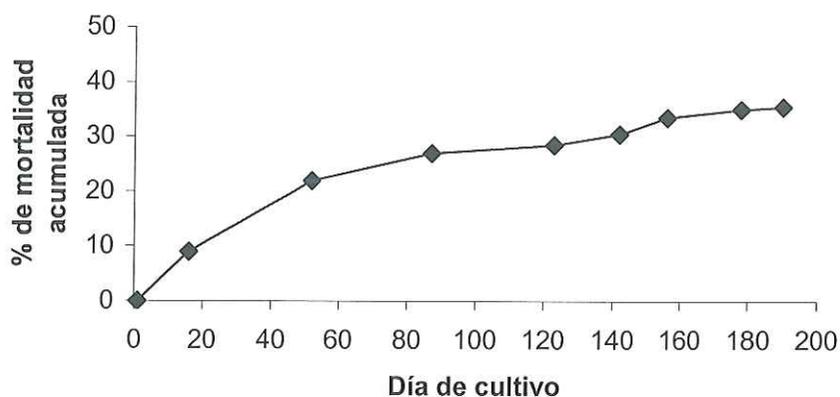


Figura 11. Porcentaje de mortalidad acumulada de *A. tuberculosa* en los efluentes de la granja durante el ciclo de cultivo del 2003.

## IV. DISCUSIÓN

### IV.1. Variables básicas de la calidad del agua

La temperatura del agua tuvo la tendencia esperada, en vista de las variaciones climáticas que se registran en Sonora en los períodos en los cuales es posible cultivar camarones peneidos. El ligero descenso de finales de agosto fue ocasionado por la precipitación y por los nublados que prevalecieron en los días previos al muestreo, aunque es normal registrar variaciones de entre 3 y 5°C en el transcurso de un solo día. En general, el intervalo de las temperaturas registradas en el agua influente y efluente coincide con el señalado por Hernández Ibarra (1999), quien monitoreó las características del agua de una granja semi-intensiva del sur de Sonora.

La fuerte diferencia de salinidad entre la entrada y los efluentes se explica solamente en parte porque el agua introducida a los estanques provino de mar abierto y permaneció varios días en los estanques, con un consiguiente incremento notable de la salinidad causado por la evaporación, la cual es favorecida por el clima seco y por los vientos o brisas prácticamente constantes. Los niveles de 44.9 g l<sup>-1</sup> obtenidos en los efluentes de la granja en estudio fueron similares a los 42.3 g l<sup>-1</sup> reportados por Hernández Ibarra (1999) en Sonora y a los 48.3 g l<sup>-1</sup> reportados durante la temporada seca por Páez Osuna *et al.* (1998a) en Sinaloa, México.

En este estudio, el balance del agua no coincidió con el balance de sal, lo cual coincide con los datos registrados por Briggs y Funge Smith (1994), cuyo trabajo es

el único en el cual se reportan datos de precipitación y de evaporación. En el caso de este estudio, la diferencia puede ser explicada tanto por la acumulación de sal en el suelo, depositado al final de cultivos de ciclos previos, como por el efecto del acarreo de sal por la brisa.

En efecto, Ritvo *et al.* (1998) encontraron que las concentraciones de varios elementos químicos tienen incrementos significativos en el fondo de los estanques de cultivo de camarón entre ciclos de cultivo sucesivos. Uno de estos elementos es el Na, que está entre los más abundantes en el agua de mar. En esta granja en particular, se determinó que al final del periodo de cultivo de 2003 el suelo contenía entre 5.2 y 9.0 kg de sal·m<sup>-2</sup> (estimación basada en muestras de suelo hasta 10 cm de profundidad). Por otra parte, en vista del tipo de suelo, es improbable que toda esta sal esté en solución y que por lo tanto el aumento de la salinidad en los estanques sea también el efecto del acarreo por brisa la cual, de acuerdo a algunas estimaciones puntuales, puede depositar aproximadamente 3-3.5 g de sal m<sup>-2</sup>·semana<sup>-1</sup>.

El intervalo del pH varió en los efluentes de 7.8 a 8.4, con niveles altos al inicio del cultivo causados probablemente por el tratamiento del fondo de los estanques con hidróxido de calcio al final del ciclo de cultivo anterior.

El oxígeno disuelto, que se considera la variable más crítica tanto en los cuerpos de agua naturales como dentro de los sistemas de cultivo, mantuvo niveles similares en el agua influente y en los efluentes. Estos últimos, con promedio de 5.95 mg l<sup>-1</sup>,

resultaron superiores a los  $4.8 \text{ mg l}^{-1}$  reportados por Hernández Ibarra (1999) para una granja semi-intensiva ubicada en el mismo estado, probablemente debido a la mayor tasa de recambio de agua que se usó en la granja Chomojabiri.

En los efluentes el oxígeno disuelto tendió a disminuir conforme aumentó la edad del cultivo, como una respuesta al incremento de la biomasa y de su respiración, además que por el consumo causado por la oxidación de la materia orgánica depositada en el fondo. Por otro lado, en los ciclos diurnos los menores niveles se registraron al amanecer, que coincide con lo mencionado por Páez Osuna y Ruiz Fernández (2001) y que es el resultado de la respiración nocturna combinada con la ausencia de producción de oxígeno por el fitoplancton y fitobentos.

La MTP en el agua influente tuvo un promedio de  $60.3 \text{ mg l}^{-1}$ , valor que se debe a las características del canal de llamada y en especial a la ausencia de un reservorio de mayores dimensiones, que favorecería la sedimentación de los materiales inertes, además que al efecto de la resuspensión por turbulencia y a los escurrimientos provocados por las lluvias. Como efecto del manejo de la estanquería, principalmente en la segunda mitad del ciclo, los niveles incrementaron significativamente en los efluentes y alcanzaron un promedio de  $96.1 \text{ mg l}^{-1}$ .

En algunos efluentes de cultivos semi-intensivos del noroeste de México se han reportado niveles similares a los encontrados en este estudio, de  $80 \text{ mg l}^{-1}$  (Ruíz Fernández, 1995) y  $94 \text{ mg l}^{-1}$  (Páez Osuna *et al.*, 1997), los cuales son mayores de los  $61 \text{ mg l}^{-1}$  reportados por Hernández Ibarra (1999).

Al respecto cabe considerar que el agua influente de la granja Chomojabiri tenía una carga considerable de MTP, comparativamente con los valores reportado por Páez Osuna *et al.* (1997) en Sinaloa y Hernández Ibarra (1999) en Sonora, debido posiblemente al escaso volumen del canal de llamada de la granja que ya se mencionó, el cual equivale al 9.1% del volumen total de la granja, además que al efecto causado por la existencia a la entrada del canal de un cultivo de ostión ( $2 \times 10^6$  individuos).

La biomasa del fitoplancton comúnmente se estima mediante la concentración de la clorofila a y en una revisión de las lagunas costeras de México realizada por Santoyo Reyes (1994) se reportó que el contenido de este pigmento varía del  $< 0.1$  a  $73.8 \mu\text{g l}^{-1}$ ; los niveles ( $2.2 \mu\text{g l}^{-1}$ ) en el agua influente de la granja de estudio se encuentran dentro de este amplio intervalo.

En los efluentes de granjas de camarón del Noroeste de México, Guerrero Galván (1993) reportó concentraciones de  $0.1$  a  $15 \mu\text{g l}^{-1}$  en el período de verano y de  $0.1$  a  $20 \mu\text{g l}^{-1}$  para el período de lluvias y Hernández Ibarra (1999) un promedio de  $23 \mu\text{g l}^{-1}$ , mientras que en los efluentes de la granja Chomojabiri se registraron concentraciones de  $2$  a  $11 \mu\text{g l}^{-1}$ , niveles que concuerdan con los reportados por Guerrero Galván (1993) en periodo de verano, que es la situación que prevaleció en la granja objeto de este estudio.

#### **IV.2. Formas del nitrógeno**

El nitrógeno es de particular interés en los estudios de impacto en la zona costera, pues generalmente es un factor limitante del fitoplancton en el ambiente marino y su presencia puede estimular el incremento de productores primarios y de microorganismos, ya que mientras los vegetales utilizan principalmente las especies inorgánicas (nitrato, nitrito y amonio), las bacterias y otros microorganismos pueden utilizar desde compuestos orgánicos sencillos o complejos como urea y aminoácidos, hasta algunas sales inorgánicas (McCarthy, 1980).

Debido a este motivo, la zona costera de los países en desarrollo es un foco de atención para los especialistas en manejo ambiental, al prever un manejo inadecuado de los recursos y posible aumento en la presencia de florecimientos de algas (GESAMP, 1990).

La concentración de  $N-NH_4^+$  presenta amplios intervalos de variación, aún en zonas cercanas geográficamente, por lo cual la cantidad que ingresa a los estanques de camarón depende de la ubicación de la granja. En este estudio el  $N-NH_4^+$  en el agua influente tuvo un promedio de  $0.02 \text{ mg l}^{-1}$ , cantidad similar a la reportada por Hernández Ibarra (1999) en Sonora, pero diez veces menor que la registrada por Páez Osuna *et al.* (1997) para Sinaloa (Anexo I).

En los efluentes de la granja en estudio, el promedio de  $N-NH_4^+$  fue de  $0.06 \text{ mg l}^{-1}$ , parecido al reportado por Rivera Monroy *et al.* (1999) para granjas semi-intensivas en Honduras y por Hernández Ibarra (1999), en Sonora. En la Anexo II se aprecia

que las granjas intensivas contienen niveles considerablemente superiores a las semi-intensivas, como un efecto de la mayor adición de alimento, de la alta concentración de individuos por unidad de área y por los altos porcentajes de recambio de agua, que no permiten la oxidación completa de los residuos orgánicos de la granja.

Los niveles de  $\text{NO}_2$  registrados en el influente son similares a los mencionados por Briggs y Funge Smith (1994), pero son un orden de magnitud superiores a los encontrados en otros estudios (Anexo I) mientras que la concentración media de los efluentes es similar a los valores reportados por Briggs y Funge Smith (1994), Rivera Monroy *et al.* (1999) y a la mediana calculada por Boyd y Gautier (2000) (Anexo II).

Las diferencias en  $\text{N-NO}_2^-$  en el agua influente pueden deberse a la localización de la granja, mientras que en los efluentes se consideran importantes las características de operación como son las tasas de recambio de agua, tipo de alimento, además de las condiciones de la fuente de agua.

Los niveles de  $\text{N-NO}_3^-$  en el influente son similares a los datos de Briggs y Funge Smith (1994) pero muy diferentes a los de Páez Osuna *et al.* (1997) (Anexo I) y en los efluentes se mantiene el mismo patrón (Anexo II).

El N orgánico, tanto disuelto como particulado, aumentó en los efluentes conforme avanzó el cultivo, que era de esperar considerando que el agua se fue enriqueciendo a causa de las crecientes cantidades de materia orgánica

proveniente del alimento balanceado, heces de camarón, mudas y organismos muertos. En este estudio el agua influente tuvo un 44% de N orgánico disuelto y el 56% de N orgánico particulado y porcentajes similares se encontraron en los efluentes (46% para N orgánico disuelto y 54% para el particulado).

Estos porcentajes fueron consistentes entre la entrada y salida de la granja, sin embargo no se pudo realizar comparación con otros estudios, ya que en la escasa literatura revisada que incluye información sobre N total, no se encontró una separación entre el N orgánico disuelto y el particulado. Por otra parte, Libes (1992) reporta que del N orgánico existente en aguas oceánicas como materia no viva, un 69% se encuentra en forma disuelta y el 31% en forma particulada, mientras que en la granja Chomojabiri el mayor porcentaje correspondió al N particulado, aunque en este caso no se separaron la materia no viva de la materia viviente, cuyo contenido de N es elevado y oscila entre 9 y 9.5% (Oswald, 1988).

Con fines de comparación con otras granjas, se hizo la suma de ambas formas de N, con lo cual se obtuvo un total de  $1.82 \text{ mg l}^{-1}$  en el agua de entrada, que es 2.6 veces superior al reportado por Briggs y Funge Smith (1994) (Anexo I), mientras que en los efluentes la suma fue de  $2.38 \text{ mg l}^{-1}$  y es similar al valor de  $2.78 \text{ mg l}^{-1}$ , que es el promedio reportado por los mismos autores para granjas intensivas de Tailandia y a la mediana de  $2.04 \text{ mg l}^{-1}$ , calculada por Boyd y Gautier (2000) utilizando datos de granjas semi-intensivas e intensivas (Anexo II).

### IV.3. Formas del fósforo

El contenido de  $P-PO_4^{3-}$  en el agua influente tuvo una tendencia similar a la de los efluentes y presentó los niveles más altos a partir de la segunda mitad del cultivo, posiblemente debido a la presencia de lluvias. En efecto, Guerrero Galván (1993) menciona que la concentración de fosfatos en el agua, al igual que la salinidad, nitritos y nitratos, son fuertemente influenciados por la presencia de lluvia.

Comparativamente, en este estudio el contenido de  $P-PO_4^{3-}$  del agua influente fue similar a la reportada por Páez Osuna *et al.* (1997) y Briggs y Funge Smith (1994) (Anexo I), mientras que en los efluentes fue superior a la mayoría de los datos registrados por otros autores (Anexo II) y similar solo al de Boyd y Gautier (2000), lo cual implica que hubo un aumento considerable en este compuesto durante su permanencia en la estanquería. Una posible fuente de este aumento pudieron ser los remanentes de los periodos de cultivo anteriores, además de la aportación por escurrimientos.

En el agua influente el fósforo total particulado fue de  $0.16 \text{ mg } l^{-1}$  y en los efluentes de  $0.2 \text{ mg } l^{-1}$ , con un 33% de incremento y con una tendencia al aumento relacionada con la edad del cultivo, que puede ser explicada por lixiviación del alimento balanceado agregado, producción de heces y el incremento en la densidad de fitoplancton.

No se cuenta con información de otros autores que presenten el P total separado entre particulado y disuelto. Sin embargo, sumando ambas formas, se encontró

que el P total medido en los efluentes de la granja Chomojabiri es muy similar al reportado por Briggs y Funge Smith (1994), Jones y Preston (1999) y Boyd y Gautier (2000) (Anexo II).

#### **IV.4. Modificación de las características del agua influente-efluente en cultivos de camarón**

En términos absolutos resulta difícil realizar comparaciones de la calidad del agua que ingresa y egresa de los estanques entre diferentes granjas, debido a que cada una tiene condiciones particulares de ubicación, fuente de agua e incluso historial de operación. Sin embargo, las comparaciones pueden ser más efectivas si los cambios se consideran en términos de porcentaje.

En este sentido, la concentración de  $\text{N-NH}_4^+$  presentó en esta granja un incremento del 250%, que es superior al reportado para otros cultivos semi-intensivos y del mismo orden de magnitud reportado para cultivos de tipo intensivo, aunque en términos absolutos las concentraciones fueron más bajas. En otros casos se ha reportado una disminución, aunque en la mayoría de los casos el patrón común es el incremento (Anexo II).

Del mismo modo, el  $\text{N-NO}_2^-$  y el  $\text{N-NO}_3^-$  tuvieron los mayores incrementos en comparación con otros estudios, lo cual puede indicar procesos de remineralización superiores que en otros estudios, posiblemente debido a que la concentración de oxígeno fue adecuada para que se aceleraran los procesos de amonificación y posteriormente los de nitrificación dentro de los estanques.

Esto tiene sentido si se considera que el agua influente contenía una considerable carga de materia orgánica particulada, la cual demostró un incremento menor en comparación con los cambios porcentuales calculados con los datos de los estudios de Páez Osuna *et al.* (1997) y de Briggs y Funge Smith (1994) los cuales alcanzaron respectivamente el 105 y el 51% (Anexo III).

Los cambios relativos de las diferentes especies de P muestran que el  $P-PO_4^{3-}$  tuvo un incremento porcentual superior al resto de los valores de la anexo III. Respecto al P total, no se contó con información de granjas semi-intensivas para su comparación y al contrastarlo con el dato para granjas intensivas reportado por Briggs y Funge Smith (1994), el obtenido en este estudio fue considerablemente menor (Anexo III).

De manera general y con base en la información disponible (Anexo III), se puede señalar que en los cultivos intensivos los porcentajes de cambio de variables como  $N-NH_4^+$ , N total, P total y clorofila a entre el influente y el efluente son superiores a los registrados en los semi-intensivos.

Estas variables se relacionan con el aumento de la carga orgánica en los estanques y tienen que ver además con la tasa de recambio de agua. En la granja Chomojabiri la MOP y la clorofila a tuvieron un porcentaje de cambio considerablemente inferior al reportado por Páez Osuna *et al.* (1997) para un cultivo semi-intensivo y al de Briggs y Funge Smith (1994) para un intensivo, que deriva de la alta tasa de

recambio, la cual causó también un elevado volumen de agua bombeada por unidad de biomasa de camarón producido (Anexo IV).

El ingreso de agua a las granjas es necesario para llenar los estanques gradualmente durante el primer mes del cultivo y los recambios sirven para diluir la concentración de los compuestos tóxicos (amonio y nitritos, principalmente) generados en los estanques debido a los altos niveles de la alimentación, de los desechos metabólicos y posiblemente de la excesiva proliferación del fitoplancton (Chien, 1992; Clifford, 1997). Del mismo modo, al descargar materia orgánica en los efluentes se reduce la tasa de respiración del sistema (DBO), pero en el caso de este estudio los altos niveles de oxígeno, el bajo porcentaje de incremento de MOP y los niveles de  $N-NH_4^+$ , indican que la tasa de recambio de agua fue superior a la necesaria.

#### **IV.5. Balances de masas**

Como ya se mencionó, los cálculos del balance de masas de los nutrientes son importantes para evaluar la eficacia de la fertilización y de la alimentación en los estanques, además que para estimar la contaminación potencial causada por los efluentes e identificar los procesos biogeoquímicos del ambiente costero que pudieran ser afectados por las concentraciones excesivas de nutrientes (Hopkins *et al.*, 1993; Briggs y Funge Smith, 1994).

Cuando se comparan los estudios de balance de masa realizados por diversos autores utilizando los datos originales ( $kg \cdot ha^{-1}$ ), se presentan los amplios intervalos

de variación que se mencionaron en el inciso anterior, que son debidos en parte a las condiciones específicas de manejo de las granjas y a su particular ubicación, pero que son causados principalmente por la falta de estandarización de criterios sobre las especies de N y de P que se debieran incluir en este tipo de estudios, y sobre las técnicas usadas para cuantificarlas.

Por ejemplo, en algunos estudios no se incluye el N orgánico disuelto (Anexo I), el cual en este estudio es la especie disuelta que más contribuyó a los flujos totales de N, y se ignora generalmente la contribución del P disuelto no reactivo, que contribuyó aproximadamente al 30% del P disuelto total. Por otro lado, no todos los autores consideran las mismas fuentes y destinos; entre las fuentes, algunos estudios incluyen al agua de lluvia y otros a los escurrimientos, mientras que en las salidas en algunos trabajos se omite a la macrofauna asociada y en otros se incluye el concepto de concentración inicial en el fondo y de remoción de sedimentos, que es una forma de cuantificar la depositación de este elemento (que en éste y en otros estudios se cuantificó por diferencia).

Por ejemplo, Briggs y Funge Smith (1994) realizaron un balance de nitrógeno y de fósforo en cultivos intensivos de *P. monodon*, en el cual todos los flujos de ingreso sumaron  $858 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$  de N y  $291.1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$  de P, y la misma cantidad en los egresos. En el noroeste de México, Páez Osuna (2001) reportó  $142 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$  de N y  $28 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$  de P, pero en ese estudio no se midieron directamente los compuestos orgánicos de N y el P total (disuelto y particulado).

En este estudio, se calcularon  $683.7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ciclo}^{-1}$  de N y  $106.0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ciclo}^{-1}$  de P. Aunque estas cantidades son menores a las reportadas por Briggs y Funge Smith (1994), se consideran altas para un cultivo semi-intensivo y una de las razones de estos valores tan elevados es la cantidad de agua usada en los recambios, a través de la cual ingresó y salió gran parte del N y del P (Anexo V).

En términos porcentuales, los resultados de los balances de masas de varios autores ubican al alimento balanceado como una de las principales fuentes de ingreso de N, cuya aportación varía del 31.7 al 76% en cultivos semi-intensivos y llega al 92% en los intensivos; en segundo lugar está el agua introducida a los estanques, que contribuyen entre el 17.8 y el 62.1%.

Estos porcentajes pueden disminuir considerablemente cuando se reducen las tasas de recambio de agua, ya que Briggs y Funge Smith (1994) reportaron que en Tailandia por esta vía ingresó solamente el 5% del total de N (Anexo V), sin embargo hay que remarcar que estos cultivos son los que presentan la relación más baja entre el volumen de agua bombeado y la biomasa de camarón producida (Anexo IV).

En las salidas de N en cultivos semi-intensivos, el primer lugar lo ocupa el agua de los efluentes con porcentajes de 36.7 a 82.0%, seguido por el camarón cosechado que puede variar entre 10.5 y 35.5%, mientras que en los cultivos intensivos un porcentaje importante se debe a la remoción de los fondos, que implica una tasa elevada de sedimentación.

En los balances de masas de P calculados para cultivos semi-intensivos, los porcentajes de las fuentes de ingreso son similares a los del N: el primer lugar es ocupado por el alimento balanceado (de 38 a 83%), seguido por el agua usada en el llenado y en los recambios de los estanques, mientras que en las salidas el agua de los efluentes representa entre el 30 y el 68% y es seguida por la biomasa de camarón (Anexo VI).

Siguiendo con las comparaciones respecto al manejo de la granja y a su efecto en las descargas de nutrientes, al considerar la cantidad de N y P suministrados al cultivo como alimento y el porcentaje que se recuperó como biomasa de camarón, se encontró que la mayor parte del N y P agregados como alimento a los estanques de la granja Chomojabiri se perdieron al medio. Comparativamente con los sistemas semi-intensivos, la granja en estudio tuvo la más baja eficiencia en la transferencia del N, aunque el porcentaje fue superior al calculado para sistemas intensivos. Por otra parte, el porcentaje de P convertido en biomasa de camarón fue tres veces superior al reportado por Páez Osuna (2001) (Anexo VII).

Considerando la normatividad vigente sobre los niveles de descargas hacia los cuerpos de agua receptores indicados por la NOM-001-ECOL-1996 y a los estándares propuestos por Boyd y Gautier (2000) a través de la Alianza Global de Acuicultores (GAA), los niveles de las descargas de la granja en estudio estuvieron dentro de los requisitos establecidos por la Norma Oficial Mexicana, con la excepción de la concentración de SST (MTP), lo cual pone de manifiesto que esta

norma es muy general y que los niveles específicos que se deberían aplicar en el caso de las granjas camaroneras deberían ser diferentes.

Por un lado, la NOM-001-ECOL-1996 establece concentraciones muy elevadas para el N total y para el P total, que probablemente reflejan la necesidad de controlar la calidad de efluentes industriales, agrícolas o urbanos, dentro de los límites realísticos que es necesario observar en este tipo de controles, pero que difícilmente pueden ser alcanzados por los efluentes de una granja camaronera, por lo menos según los trabajos que se consultaron para este estudio.

Por otra parte, la norma señala niveles muy bajos para los SST ( $75 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), los cuales en efecto se pueden registrar hasta en el agua del canal de llamada. Se consideran más adecuados los estándares objetivo de la GAA, los cuales son propuestos específicamente para cultivos de camarón y que indican que los datos recabados en la granja en estudio estuvieron dentro de los límites, nuevamente con la excepción de la MTP (Anexo VIII).

De la MTP que se descarga de las granjas, el componente inorgánico puede aumentar la turbidez del agua y la sedimentación en el cuerpo receptor, mientras que el componente orgánico, cuya concentración no está considerada en la NOM-001-ECOL-1996 y en los estándares objetivo de la GAA, puede alterar las condiciones bióticas del cuerpo receptor cuando está presente en concentraciones excesivas, debido al consumo de oxígeno para su oxidación tanto en la columna de agua como en los sedimentos (Mistri *et al.*, 2000; Lenihan y Micheli, 2001).

#### IV.6. Efecto de algunas variables sobre la filtración y la clarificación

Cada especie presenta un intervalo de tolerancia a los diferentes factores ambientales y, mientras se encuentre en las condiciones idóneas, realiza con eficiencia los diversos procesos fisiológicos como alimentación, asimilación del alimento, crecimiento y reproducción.

En ambientes con altas cargas orgánicas, como pueden ser los efluentes de las granjas de camarón, algunas variables como el oxígeno pueden tener niveles muy bajos y por consecuencia, en casos extremos, los organismos pueden morir. Sin embargo, la mayoría de las veces los efectos adversos de las bajas concentraciones de este gas se expresan como crecimiento reducido y mayor susceptibilidad a las enfermedades. Tales efectos son obviamente una función de tiempo de exposición y de la concentración mínima tolerable, que varía con la especie, con el tamaño y con el estado fisiológico de los organismos.

En los efluentes de la granja Chomojabiri, la concentración de oxígeno durante el periodo de estudio tuvo niveles promedio de  $5.95 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ; sin embargo, durante los meses de julio y agosto se presentaron concentraciones puntuales cercanas a  $2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , generalmente antes del amanecer.

No obstante, en esos experimentos no se encontraron diferencias entre las pruebas realizadas en horas diurnas y nocturnas, que demuestra que *A. tuberculosa* puede adaptarse sin dificultad a concentraciones de oxígeno reducido. Ésta es una adaptación importante para su supervivencia en su hábitat particular que se debe a

la presencia de hemoglobina en sus heritrocitos, la cual es un captador de oxígeno más eficiente de la hemocianina (Bayne, 1973).

Otra variable importante en la fisiología de las especies acuáticas es la temperatura del agua, ya que este factor es el principal regulador del metabolismo (Winter, 1978). Algunas especies de moluscos bivalvos como *Anadara*, debido a su hábitat, están sujetas a variaciones drásticas: en la orilla del agua de los esteros, durante un día soleado, la temperatura puede llegar a 40 °C y por la noche disminuir considerablemente, por lo que especies como ésta deben tener un intervalo amplio de tolerancia.

#### **IV.7. Filtración, clarificación y biodepositación de *A. tuberculosa* en los efluentes**

Conocer las tasas de filtración, biodepositación y de clarificación de los moluscos bivalvos ha resultado de gran interés en los últimos años, por ser una forma de determinar la capacidad de carga de los sistemas marinos costeros. En algunos casos se ha comprobado que la acumulación elevada de estos individuos puede afectar de manera importante la dinámica de la materia particulada y de los nutrientes en los ecosistemas (Pillay, 1992; García Esquivel *et al.*, 2004)

El objetivo de este estudio fue similar, en el sentido que el conocimiento de estas tasas fisiológicas pudiera servir para evaluar la factibilidad de usar la almeja *A. tuberculosa* para la remoción de materia particulada en los canales de descarga de las granjas camaroneras y de este modo evitar su llegada a los cuerpos de agua receptores.

En la literatura existen pocos estudios que hayan determinado estas tasas en especies del género *Anadara*. Uno de ellos fue desarrollado en el laboratorio por Wong *et al.* (1997) que estimaron que la tasa de clarificación de *A. tuberculosa* varió entre 1.14 y 2.62 l·h<sup>-1</sup>·gPS<sup>-1</sup> (reportada para organismos con tallas de entre 4 y 4.5 cm de diámetro, convertida a peso con las relaciones biométricas reportadas por Cruz y Palacios (1983) en individuos de la misma población). Otro estudio en laboratorio con semilla de *A. grandis* (largo de 9.50 mm) indicó que un gramo de peso seco de tejido (equivalente a 546 individuos) tuvo una tasa de filtración de 131 a 234 mg·h<sup>-1</sup>·gPS<sup>-1</sup> y una tasa de clarificación de 9.82 a 14.19 l·h<sup>-1</sup>·gPS<sup>-1</sup> (Miranda Baeza *et al.*, sometida), en ambos casos con diferencias significativas debidas a la temperatura del agua y a la concentración de material particulado.

Aunque no se localizó información sobre estimaciones de filtración de *Anadara* en experimentos realizados *in situ*, existe información para otras especies, en las cuales se midió la tasa de filtración en esteros y lagunas costeras. En uno de estos se estudió la filtración de *Crassostrea edulis*, *C. gigas* y *Mytilus edulis* en su hábitat natural, con concentraciones de material particulado de 0 a 100 mg·l<sup>-1</sup> y se observó que la tasa de filtración aumentó en forma casi lineal y que además, con una concentración de 90 mg·l<sup>-1</sup> de material particulado, la TF fue cercana a 320 mg·h<sup>-1</sup>·gPS<sup>-1</sup> en las tres especies (Hawkins *et al.*, 1998). En otro estudio, García Esquivel *et al.* (2004) estimaron una TF de 4.77 a 7.11 mg·h<sup>-1</sup>·gPS<sup>-1</sup> para *C. gigas* con concentraciones de material particulado de 2.5 a 14.3 mg·l<sup>-1</sup>.

La TF estimada en el presente estudio varió de 14.72 a 53.42  $\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{gPS}^{-1}$  y es considerablemente inferior a los niveles reportados por Hawkins *et al.* (1998), pero superior a la de García Esquivel *et al.* (2004), a pesar de que durante los experimentos el agua de los efluentes de la granja llegó a tener en promedio hasta 156.5  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  de material particulado. Estas diferencias pueden deberse a la biología de las especies y a las características particulares de los ambientes donde se realizaron las determinaciones. En el caso de Hawkins *et al.* (1998) y de García Esquivel *et al.* (2004) los experimentos se realizaron en cuerpos de agua costeros, mientras que el presente estudio, fue en los efluentes de una granja de camarón.

Hawkins *et al.* (1998) encontraron que la biodepositación está directamente relacionada con la TF y representa aproximadamente el 93% de material filtrado. Del mismo modo, García Esquivel *et al.* (2004) reportaron que la TB varió de 4.31 a 6.91  $\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{gPS}^{-1}$  y representó entre 90.4 y 97.1% del material retenido. Estos resultados coinciden con los registrados en este estudio, en el cual se encontró una alta correlación entre filtración y biodepositación ya que entre el 88.4 y el 94.5% del material retenido fue expulsado como heces y pseudoheces.

El uso de moluscos bivalvos para reducir la materia particulada en los efluentes de los cultivos de camarón ha sido estudiada por Jones y Preston (1999), quienes realizaron estudios con *C. gigas* y determinaron una reducción significativa de la materia total particulada, de la clorofila y del N y P total usando individuos de 55 g de peso fresco en experimentos de corta duración.

Si se considera el promedio de los cinco ciclos de experimentos realizados en este estudio, *A. tuberculosa* podría filtrar  $33.10 \pm 18.77 \text{ mg}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$  y clarear  $0.41 \pm 0.27 \text{ l}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$  y si se asume una actividad constante, un gramo de peso seco de esta especie puede retener en un día 795 mg y clarear 9.8 l de agua de los efluentes de una granja de camarón en condiciones similares a las de este estudio.

En la tabla II se presentaron las características medias del agua de entrada y de salida de la granja y la diferencia entre ambas, la cual representa el incremento neto de materia agregada al agua como efecto del proceso de cultivo de camarón y es la cantidad que se esperaría remover mediante el uso de *A. tuberculosa*.

El número (N) de almejas que se requiere para remover la materia particulada de la granja se calculó con la ecuación 14, donde V = volumen de agua descargado, en  $\text{l}\cdot\text{h}^{-1}$ , MTP = material particulado que entra y sale de la granja ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), TF = tasa de filtración en  $\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{gPS}^{-1}$ . Para las condiciones presentes durante el ciclo de cultivo 2003 en la granja Chomojabiri, con un periodo de cultivo de 190 días, 23 ha de estanquería y una tasa de recambio del 13%:  $V = 985,187 \text{ l}\cdot\text{h}^{-1}$ ,  $\text{MTPe} = 60.32 \text{ mg}\cdot\text{h}^{-1}$ ,  $\text{MTPs} = 96.07 \text{ mg}\cdot\text{h}^{-1}$  y  $\text{TF} = 33.11 \text{ mg}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ . Sustituyendo estos valores en la ecuación 14, se obtuvo que serían necesarias  $1.1 \cdot 10^6$  almejas para remover el aporte neto de MTP (con fines de estimación se consideraron individuos con peso seco del tejido de 1 g o largo de 45 mm, similares a los utilizados durante los experimentos).

$$N = V (\text{MTPs} - \text{MTPe}) \cdot \text{TF}^{-1} \quad (\text{ecuación 14})$$

Sin embargo, dado que la mayor cantidad de material filtrado es precipitado como heces y pseudoheces, las  $1.1 \cdot 10^6$  almejas necesarias para remover la carga neta de 195.07 ton de MTP agregado durante el cultivo (Tabla II), generarían entre 171.4 y 188.7 ton de biodepósitos en un periodo de 190 días.

Los moluscos filtradores pueden tener una influencia importante en la precipitación de materia suspendida de la columna de agua. Por ejemplo, Figueras (1989) estimó que una balsa con 800,000 mejillones puede filtrar  $70 \cdot 10^6$  l de agua·d<sup>-1</sup> y producir hasta 180 ton de biodepósitos en un ciclo, mientras que en Japón se estimó que en un periodo de 9 meses 420,000 ostras produjeron 16 ton de biodepósitos (Pillay, 1992).

#### **IV.8. Crecimiento y mortalidad**

Por otro lado, el conocer la capacidad de filtración y los flujos de material particulado no es suficiente para promover el cultivo de los bivalvos en efluentes acuícolas con el fin de generar ingresos y mejorar a la vez la calidad del agua, ya que es necesario también que la especie propuesta sobreviva e incorpore los elementos nutritivos de los efluentes a su tejido.

Las especies del género *Anadara* tienen un crecimiento lento, comparado con especies como *C. gigas*: Broom (1982) reportó que el crecimiento de *A. granosa* mantenida en corrales artificiales a partir de semilla, es de 30 mm (largo) en 12 meses, sin embargo la tasa de crecimiento depende de las condiciones del lugar de cultivo, pues Pathansali (1966, citado por Broom, 1985), reportó un crecimiento de

18 a 32 mm en un periodo de 10 a 12 meses con densidades de cultivo de 525 a 1,050 ind·m<sup>-2</sup>.

Por otro lado, Power y Walter (2001) cultivaron *A. ovalis* en bolsas de malla en un estero y reportaron un incremento en el largo de 14 mm (de 32 a 46 mm) en 12 meses y una mortalidad acumulada de 55%. En este estudio, el largo de *A. tuberculosa* incrementó 4.15 mm (de 44.85 a 49.0 mm) en 6.3 meses, con una mortalidad acumulada de 35.5 % y además los organismos sobrevivieron en las condiciones ambientales del canal de descarga, se mantuvieron activos y presentaron un crecimiento del 49.7% en el volumen interno de la concha, lo cual la hace un candidato potencial para la biorremediación de efluentes en las granjas de camarón.

Cabe también resaltar el posible efecto que tienen los efluentes de las granjas camaroneras sobre los cuerpos de agua receptores. Durante el ciclo de cultivo de 2003, la granja Chomojabiri descargó sus efluentes en la laguna Moroncarit. Esta forma parte del complejo de la laguna de Yavaros, Sonora y es un cuerpo de agua maduro, de alta evaporación, que recibe abundantes cantidades de sólidos terrígenos a través de los drenajes agrícolas, así como de sedimentos de origen marino (Ayala Castañares *et al.*, 1980). Su volumen total varía de 120,000 a 150,000 m<sup>3</sup> y con base en la velocidad promedio de las corrientes y el tipo de marea presente, se estimó un tiempo medio de residencia de 3 a 5 días (Miranda Baeza *et al.*, 2006).

La granja Chomojabiri descarga diariamente un promedio de 23,644 m<sup>3</sup> de agua, que equivale a entre el 16 y el 20% del volumen total de la laguna. El agua descargada en un ciclo de cultivo contiene cerca de 480 t de sedimentos, que pueden contribuir de manera significativa a la evolución de la laguna así como a su estado trófico. Sin embargo, dado que el canal de descarga tiene una longitud aproximada de 2 km, se desconoce cual es el volumen real de material particulado que llega a la laguna de Moroncarit, ya que las partículas más grandes tienden a precipitar en los primeros metros de la descarga (Brown *et al.*, 1989).

En el medio natural, la materia particulada y los biodepositos pueden caer verticalmente, o bien ser dispersados. El desplazamiento horizontal depende de la velocidad de corriente, de la velocidad de sedimentación de la partícula y de la profundidad del cuerpo de agua y puede ser estimado según la ecuación 15 (Gowen *et al.*, 1989):

$$D = P (V_h) \cdot V_1^{-1} \quad (\text{ecuación 15})$$

Donde: D = Distancia de dispersión, P = Profundidad, V<sub>h</sub> = Velocidad de corriente horizontal y V<sub>1</sub> = Velocidad de sedimentación de las partículas, aunque existen ciertas condiciones que no están consideradas en el modelo, como posible consumo de heces por peces silvestres u otros organismos, resuspensión de sedimentos, características del fondo (tipo de suelo), efecto de los organismos bentónicos y procesos de tipo microbiológico y químico.

Para el caso de la granja Chomojabiri, se estimó que la  $V_h = 0.37 \text{ m}\cdot\text{seg}^{-1}$  (cuando se realiza la máxima tasa de recambio  $20\% \cdot \text{día}^{-1}$ ),  $V_1 = 0.016 \text{ m}\cdot\text{seg}^{-1}$  (estimada en laboratorio para varios tamaños de heces y pseudoheces, con salinidad de  $40 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  y contenido orgánico en los biodepósitos del 30%). Al sustituir los valores se obtuvo que la distancia máxima de dispersión de los biodepósitos es de 11.6 m. Con base en esto, se puede establecer que las heces y pseudoheces producidas por *A. tuberculosa*, serían depositadas debajo de las estructuras de cultivo. La resuspensión por efecto de la corriente se considera nula debido a la baja velocidad de la corriente vertical y a la ausencia de efectos de oleaje en el canal de descarga. Por otro lado no existe información que permita evaluar los procesos de resuspensión debido al fraccionamiento por efectos físicos, químicos y biológicos.

#### **IV.9. Descargas de nutrientes al Golfo de California**

En los países donde se cultiva camarón en estanquería de tierra, la magnitud de las descargas por efectos del cultivo pueden ser considerables y es necesario recordar que en México el cultivo de camarón se ha desarrollado principalmente en el noroeste de país, donde se concentra cerca del 97 % de la estanquería dedicada a esta actividad y que a pesar de la problemática actual (presencia de enfermedades y variaciones en los precios de mercado), las granjas continúan operando y en algunos casos tienen planes de expansión, por lo que los volúmenes de las descargas de las granjas a los cuerpos de agua costeros posiblemente seguirán en aumento.

Páez Osuna (2001) estimó en 1998 una superficie de 24,000 ha de estanquería de camarón con una exportación neta de N y P de 2,501 y 403 ton, que representó una contribución al aporte global al Golfo de California de 1.3% (N) y 0.77% (P). Sin embargo con base en este estudio y considerando las diferentes formas de N y de P que entran y salen de las granjas (algunos de los cuales no fueron medidos por ese autor) se realizó un nuevo cálculo, encontrando que la contribución en 1988 debió haber sido de 3,693 y 433 ton de N y P, que representan 2% y 0.84% de la contribución global respectivamente. Durante el periodo de cultivo del 2003 las 55,948 ha de estanquería de camarón que descargaron sus efluentes al Golfo de California, exportaron 8,936 ton de N y 1,054 ton de P (Miranda Baeza *et al.*, 2006).

Por otro lado, en la zona adyacente al Golfo de California, la superficie de tierra cultivable para la agricultura intensiva no ha incrementado significativamente debido a la limitación en la disponibilidad de agua y a pesar de que la población urbana ha aumentado, su tasa anualizada de crecimiento se ha mantenido entre 2-3%, mientras que el cultivo de camarón lo ha hecho a una tasa > 10%.

De acuerdo a esto y re-estimando los valores reportados por Páez Osuna (2001), se calculó que el total de descargas al Golfo en el 2003 fue de 49,469 ton de N: 34,178 (69.1%) de la agricultura, 6,346 (12.8%) de las descargas urbanas y 8,936 (18.1%) de efluentes de camarón y 11,272 ton de P: 8,536 (75.7%) de la agricultura, 1,642 (14.9%) de las descargas urbanas, 1,054 (9.4)% de los efluentes de camarón, indicando que el cultivo de camarón puede considerarse como una fuente

significativa de eutrofización y que se deben aplicar alternativas viables para disminuir sus volúmenes de descarga de nutrientes.

El uso de moluscos bivalvos para reducir la materia particulada en los efluentes de los cultivos de camarón ha sido estudiada por Jones y Preston (1999), quienes realizaron estudios con *C. gigas* y determinaron una reducción significativa de la materia total particulada, de la clorofila y del N y P total usando individuos de 55 g de peso fresco en experimentos de corta duración. Por el momento, la información de este estudio demuestra que *A. tuberculosa* tiene un uso potencial en la remoción de materia particulada de las granjas de camarón en latitudes tropicales y subtropicales. Por otro lado, plantea la necesidad de considerar métodos adicionales para remover la materia orgánica disuelta y los nutrientes que son descargados de las granjas, para lo cual se está evaluando el uso de las macroalgas (Paredes Escalona, 1999).

Un posible escenario para la operación en el futuro de las granjas camaroneras es la integración de otros cultivos adicionales al camarón, con el fin de aprovechar las salidas de un sistema como entradas para otro, maximizando el uso de los recursos y disminuyendo las descargas de nutrientes y de materia orgánica al medio (Jones e Iwama, 1991; Shpigel y Blaylock 1991).

Finalmente cabe señalar que los moluscos del género *Anadara* son extraídos en la costa del Pacífico por aproximadamente 15,000 pescadores artesanales en 10 países y que la mayoría de estos pescadores tienen como único ingreso la colecta de las

especies *A. tuberculosa* y *A. grandis*. Entre estos países se encuentran México, Honduras y Ecuador, en los cuales la camaronicultura es una actividad económica importante, por lo cual el cultivo de *A. tuberculosa* pudiera ser una fuente alternativa de ingreso, aunque sería necesario verificar si los organismos cultivados en los canales de descarga de las granjas camaroneras son susceptibles de ser usados para consumo humano. Además, con esto se podría reducir la presión por pesca que, aunque no pone en peligro las poblaciones de estos recursos, tiene como consecuencia una baja talla media de captura, con una consecuente disminución de los ingresos de los pescadores (Mackenzie, 2001).

## V. CONCLUSIONES

- Se encontraron diferencias significativas entre las características de calidad del agua influente y de los efluentes con excepción de la concentración de oxígeno y de fósforo no reactivo disuelto.
- Los niveles de las variables ambientales en los efluentes fueron influenciados por diversos factores, la temperatura estuvo relacionada con la estacionalidad, la salinidad con las tasas de recambio y la evaporación, el oxígeno disuelto con la temperatura del agua y el incremento de biomasa en los estanques y la materia particulada con la carga del influente, con el incremento de la biomasa en los estanques y con las cosechas de camarón.
- La cantidad neta de N exportada como efecto del cultivo de camarón fue de  $122 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$ , de la cual el 85% ( $103 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$ ) se exportó en forma orgánica tanto disuelta (49.2%) como particulada (35.3%). El P de las descargas representó una exportación de  $14 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$ , de los cuales  $11 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$  (78.6%) correspondieron a la suma del P orgánico o no reactivo, en sus formas disuelta (14.3%) y particulada (64.3%).
- El balance de agua indicó un ingreso total de  $209,138 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$ . La mayor parte provino de los recambios, mientras que las lluvias aportaron poco más del 1%. El consumo de agua fue de  $104.6 \text{ m}^3 \cdot \text{kg} \cdot \text{camarón}^{-1}$ , cantidad que se considera superior a la requerida, basados en los niveles

que presentaron algunas variables como el oxígeno, el  $\text{NH}_4^+$  y la salinidad en los efluentes de la granja.

- Los balances de masa indicaron para el N un ingreso total de 677.41  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$ , del cual el agua de mar aportó el 62.74% y fue seguida por el alimento balanceado (31.25%); por otro lado el ingreso total de P fue de 102.05  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$ ; al igual que en el caso anterior, el agua y el alimento balanceado aportaron las cantidades mayores (57.82 y 38.89% respectivamente).
- Considerando el promedio de los cinco ciclos de experimentos de filtración, *A. tuberculosa* podría filtrar  $32.88 \pm 19.15 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{g}^{-1}$  y clarear  $0.41 \pm 0.28 \text{ l} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{g}^{-1}$  y la precipitación de biodepositos puede oscilar entre el 87.9 y 96.8% del material filtrado. Además se puede considerar que en periodos de 24 h, la especie sujeta a estudio presenta una actividad constante ya que en el 80% de los casos, la TF no presentó diferencias significativas entre pruebas diurnas y nocturnas.
- Durante los experimentos *in situ*, la tasa de filtración y la de clarificación respondieron en mayor grado al efecto combinado de la temperatura y de la MTP ( $R^2 = 0.81, P = 0.0001$ ;  $R^2 = 0.77, P = 0.0009$ ) respectivamente.
- *A. tuberculosa* tuvo un crecimiento significativo durante su permanencia en los efluentes de la granja Chomojabiri. Con los valores medios iniciales y

finales se estimó que el incremento en largo fue de 9.3% y en alto de 11.1% y volumen interno de la concha de 49.7%.

- La mortalidad poblacional fue de 35.5%, la cual es aceptable al tomar en cuenta que los individuos no se encontraban en su hábitat natural, por lo cual se considera que esta especie es un buen candidato para la remoción de sólidos particulados en los efluentes de las granjas camaroneras del noroeste de México.

## VII. RECOMENDACIONES

- Basado en los resultados de este trabajo y dada la escasa información existente, se sugiere que se realicen más estudios de flujos de nutrientes y balances de masas en los efluentes de las granjas, no solo en las de camarón, sino en general en los cultivos acuícolas, ya que aportan elementos adecuados para cuantificar los volúmenes de las fuentes y los destinos de los nutrientes.
- Realizar estudios para determinar si los ejemplares de *A. tuberculosa* cultivados en las granjas de camarón pueden ser aptos para el consumo humano o como suplemento de proteína para alimentos balanceados.
- Evaluar en los canales de descarga la precipitación de materia particulada y las transformaciones que ocurren en el fondo durante el periodo de descarga de las granjas camaroneras.
- Realizar cultivos piloto de *A. tuberculosa* en granjas camaroneras para evaluar diferentes sistemas de cultivo y estimar los posibles costos fijos y variables, así como los eventuales ingresos netos.
- Estimar la remoción de la materia particulada en los efluentes de las granjas con otras especies de moluscos bivalvos nativos.
- Medir *in situ* la remoción de nutrientes por parte de macroalgas y microalgas, con el fin de evaluar el efecto de su cultivo junto con el de moluscos bivalvos y de camarón.

## VI. LITERATURA CITADA

- Anger, K. y J. Harms. 1990. Elemental (CHN) and proximate biochemical composition of decapod crustacean larvae. *Comp. Biochem. Physiol.* 97B:69-80 p.
- Anónimo. 1997. Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación. Tomo DXX. 68-83 p.
- Ayala Castañares, A., U.M. Malpica y M. Gutierrez. 1980. Geología marina de la región de Yavaros, Sonora, México. *An. Centro Cien. Mar. Limnol.* 7:275-290 p.
- Baqueiro, E. 1980. Population structure of the mangrove cockle *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) from eight mangrove swamps in Magdalena and Almejas Bays, Baja California Sur, Mexico. *Proc. Nat. Shellfish. Assoc.* 70:201-206 p.
- Bardach, J.H. 1997. Aquaculture, pollution and biodiversity. En: J. Bardach (ed.). *Sustainable aquaculture.* John Wiley and Sons. New York. 87-100 p.
- Bayne, B.L. 1973. The responses of three species of bivalve mollusk to declining oxygen tension at reduced salinity. *Comp. Biochem. Physiol.* 45A:793-806 p.
- Bayne, B.L., J. Hawkins, E. Navarro y P. Iglesias. 1989. Effects of seston concentration on feeding, digestion and growth in the mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 55:47-54 p.
- Boyd, C.E. y D. Teichert Coddington. 1995. Dry matter, ash and elemental composition of pond-cultured *Penaeus vannamei* and *P. stylirostris*. *J. World Aquac. Soc.* 26: 88-92 p.
- Boyd, E.C. y D. Gautier. 2000. Effluent composition and water quality standards. *Global Aquac. Advocate.* 5:61-66 p.
- Briggs, M.R. y S.J. Funge Smith. 1994. A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand. *Aquac. Fish. Manag.* 25:789-811 p.
- Broom, J. 1985. The biology and culture of marine bivalve molluscs of the genus *Anadara*. ICLARM. Manila, Philippines. 37 pp.

- Brown, J., A. Colling, D. Park, J. Phillips, D. Rothery y J. Wright. 1989. Ocean chemistry and deep-sea sediments. Pergamon. England. 134 pp.
- Brusca, R.C. 1980. Common intertidal invertebrates of the Gulf of California. University of Arizona. Tucson, USA. 638 pp.
- Cano Pérez, F.A. 1991. Golfo de California. Oceanografía física. En: G. De la Lanza Espino (ed.). Oceanografía de los mares mexicanos. AGT Editor. México, D.F. 453-514 p.
- Chien Y. H. 1992. Water quality requirements and management for marine shrimp culture. En: J. Wyban (ed.). Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming. World Aquaculture Society, Baton Rouge, L.A. 144-156 p.
- Clifford, H. 1997. Manual de operación para el manejo de super shrimp en estanques. División de Servicios Técnicos. Super Shrimp, S.A. de C.V. Mazatlán, México. 105 pp.
- Cobin, S. y L. Young. 1997. Planning, regulation and administration of sustainable aquaculture. En: J. Bardach (ed.). Sustainable aquaculture. John Wiley and Sons, New York, 201-234 p.
- Cruz, R.A. y J.A. Palacios. 1983. Biometría del molusco *Anadara tuberculosa* (Pelecypoda:Arcidae) en Punta Morales, Puntarenas, Costa Rica. Rev. Biol. Trop. 31:175-179 p.
- Currie, D.J. 2000. Aquaculture: an opportunity to benefit mankind. World Aquaculture. 31: 44-49 p.
- Eisma, D. 1993. Suspended matter in the aquatic environment. Springer-Verlag. Berlin, Germany. 420 pp.
- FAO. 1998. Food and agriculture organization production statistics, 1987-1996. FAO Fish. Circ. 815:34-45 p.
- FAO. 2000. The state of world fishery and aquaculture in the year 2000. FAO. Roma. 200 pp.
- FAO. 2002. FAO Fishtat PC. Fishery Information, data and statistics unit. FAO, Rome. Databases: [Ftp.fao.org/fi/stat/windows/fishplus/aquaq.zip](ftp://ftp.fao.org/fi/stat/windows/fishplus/aquaq.zip); [Ftp.fao.org/fi/stat/windows/fishplus/aquav.zip](ftp://ftp.fao.org/fi/stat/windows/fishplus/aquav.zip).

- Figueras, A.J. 1989. Mussel culture in Spain and France. *World Aquaculture*. 20 (4):8-17 p.
- Galtsoff, P.S. 1964. The american oyster *Crassostrea virginica* Gmelin. *Fish. Bull.* 64:1-480 p.
- García Esquivel, Z., M.A. González-Gómez, F. Ley Luo y A. Mejía Trejo. 2004. Potencial ostrícola del brazo oeste de Bahía San Quintín: biomasa actual y estimación preliminar de la capacidad de carga. *Ciencias Marinas*. 30(1A):71-84 p.
- GESAMP. 1990. The state of the marine environment. (IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection) Rep. Stud. GESAMP 39. FAO. Rome. 111 pp.
- Gowen, R.H., N.B. Bradbury y J.R. Brown. 1989. The use of a simple model in assessing two of the interactions between fish farming and the marine environment. En: N. de Pauw, E. Jaspers, A. Ackefors y N. Wilkins (eds.). *Aquaculture, biotechnology in progress. Proceedings of the International Conference Aquaculture Europe 1987, 2-5 jun. Amsterdam Netherlands, Vol 2:1071-1080 p.*
- Grant, J. 1996. The relationship of bioenergetics and the environment to the field growth of cultured bivalves. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 200:239-256 p.
- Guerrero Galván, S. R. 1993. Estudio de la calidad del agua en una granja camaronícola semi-intensiva: flujo de materiales y nutrimentos, producción de oxígeno por fotosíntesis y consumo por respiración. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Mazatlán, México. 162 pp.
- Hach. 1992. Procedures manual. Hach Co. Loveland, Co, USA. 560 pp.
- Halvart, M., S. Funge Smith y J. Moehl. 2003. The role of aquaculture in rural development. *FAO Fish. Circ.* 886 (Rev. 2): 47-58 p.
- Harald, R. 1994. Aquaculture and the environment. *World Aquaculture*. 25(2):4-17 p.

- Hawkins, A.J., B.L. Bayne, S. Bougrier, M. Héral, J.I.P. Iglesias, E. Navarro, R.F.M. Smith y M.B. Urrutia. 1998. Some general relationships in comparing the feeding physiology of suspension-feeding bivalve mollusks. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 219:87-103 p.
- Hernández Ibarra, A. 1999. Comportamiento de la calidad del agua en una granja camaronícola del Noroeste de México. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico del Mar. Guaymas, México. 56 pp.
- Hildreth, D.I. y D.J. Crisp. 1976. A corrected formula for calculation of filtration rate of bivalve molluscs in a experimental flowing system. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 56:111-120 p.
- Higgins, E. 1938. Progress in biological inquiries, 1937. *Bull. U.S. Bureau Fish. Admin. Rep. No. 30*:1-70 p.
- Hopkins J.S., Villalón J. 1992. Synopsis of industrial panel input on shrimp pond management. En: Wyban J. A. (ed.). *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming. World Aquaculture Society, Baton Rouge*, 138-143 p.
- Hopkins, J.S., D.R. Hamilton, P.A. Sandifer, L.C. Browdi y D.A. Stokes. 1993. Effect of water quality, effluent characteristics and nitrogen budgets of intensive shrimp ponds. *J. World Aquac. Soc.* 24:305-320 p.
- Jakob, S.G., D. Pruder y W. Jaw-Kai. 1993. Growth trial with the american oyster *Crassostrea virginica* using shrimp pond water as feed. *J. World Aquac. Soc.* 3:344-351 p.
- Jones, O.T. y K.J. Iwama. 1991. Polyculture of pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg), with chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*. *Aquaculture.* 92:313-322 p.
- Jones, A.B. y N.P. Preston. 1999. Sydney rock oyster, *Saccostrea commercialis* (Iredale & Roughley), filtration of shrimp farm effluent: the effects on water quality. *Aquac. Res.* 30:51-57 p.
- Jones, A.B., M.J. O'Donohue, J. Udy y W.C. Dennison. 2001. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: biological indicators with standard water quality analyses. *Est. Coast. Shelf Sci.* 52:91-109 p.
- Jørgensen, B.C. 1990. Bivalve filter feeding: hydrodynamics, bioenergetics, physiology and ecology. Olsen and Olsen. Denmark. 141 pp.

- Landesman, L. 1994. Negative impacts of coastal aquaculture development. *World Aquaculture*. 25(2):12-17 p.
- Lefebvre, S., L. Barrillé y M. Clerck. 2000. Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) feeding responses to a fish-farm effluent. *Aquaculture*. 187:185-198 p.
- Lei, J.S., B. Payne y Y.S. Wang. 1996. Filtration dynamics of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53:29-37 p.
- Lenihan, S.H. y F. Micheli. 2000. Soft-sediment communities. En: M.D. Bertness, S.D. Gaines y M.E. Hay (eds.). *Marine ecological processes*. Sinauer Ass. Inc. Sunderland, MA. USA, 253-285 p.
- Libes, M.S. 1992. *An introduction to marine biogeochemistry*. John Wiley. New York. 732 pp.
- Lim, C.F. 1966. A comparative study of the ciliary feeding mechanisms of *Anadara* species from different habitats. *Biol. Bull.* 130:106-117 p.
- Lin, C.K., P. Ruamthavcesub y P. Wanuchsoonthorn. 1993. Integrated culture of the green mussel (*Perna viridis*) in wastewater from an intensive shrimp pond: concept and practice. *World Aquaculture*. 24(2): 68-73 p.
- Mackenzie, C.L. 2001. The fisheries for mangrove cockles *Anadara* spp. from Mexico to Peru, with descriptions of their habitats and biology, the fishermen's lives, and the effect of shrimp farming. *Mar. Fish. Rev.* 63:1-39 p.
- McCarthy, J.J. 1989. Nitrogen. En: Morris, I. (ed). *The physiological ecology of phytoplankton*. Univ. of California Press. Berkeley and Los Angeles. 191-233 p.
- Miranda Baeza, A. 2004. *La acuicultura y su entorno productivo, ambiental, socioeconómico y normativo*. CICESE. Departamento de Acuicultura, Monografía 17239. Ensenada, B.C., México. 140 pp.
- Miranda Baeza, A., D. Voltolina, M.A. Brambilla Gámez y A.L. Martínez Valenzuela. 2006. Effluent characteristics and nutrient budget of a semi-intensive shrimp farm in NW Mexico. *Vie et Milieu*. 56(4): en prensa.
- Miranda Baeza, A., D. Voltolina y B. Cordero Esquivel. (sometida). Filtration and clearance rates of *Anadara grandis* juveniles (Pelecypoda, Arcidae) with different temperatures and suspended matter concentrations. *Biol. Trop.*

- Mistri, M., E.A. Fano, G. Rossi, K. Caselli y R. Rossi. 2000. Variability in macrobenthos communities in the Valli di Comacchio, northern Italy, a hypereutrophized lagoonal ecosystem. *Est. Coast. Shelf Sci.* 51: 599-611 p.
- Navarro, J.M. y J. Widdows. 1997. Feeding physiology of *Cerastoderma edule* in response to a wide range of seston concentrations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 152:175-186 p.
- Neori, A., M. Shpigel y D. Ben-Ezra. 2000. A sustainable integrated system for culture of fish, seaweed and abalone. *Aquaculture.* 186:279-291 p.
- Nuñez, V.J., D. Voltolina, M. Nieves, P. Piña, A. Medina y M. Guerrero. 2001. Nitrogen budget in *Scenedesmus obliquus* cultures with artificial wastewater. *Biores. Technol.* 78:161-164 p.
- Oswald, W.J. 1988. Microalga and wastewater treatment . En: M.A. Borowitzka y L.J. Borowitzka (eds.). *Microalgae and waste-water treatment.* Cambridge University Press, Cambridge. 305-328 p.
- Paerl, H.W., J.L. Pinckney, J.M. Fear y B.L. Pierls. 1998. Ecosystems responses to internal and watershed organic matter loading: consequences for hypoxia in the eutrophying Neuse River Estuary, North Carolina USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 166:17-25 p.
- Páez Osuna, F., S.R. Guerrero Galván y A.C. Ruíz. 1998a. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the Gulf of California. *Mar. Poll. Bull.* 38:585-592 p.
- Páez Osuna, F., S.R. Guerrero Galván y A.C. Ruíz. 1998b. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in Mexico. *Mar. Poll. Bull.* 36:65-72 p.
- Páez Osuna, F. 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects, and mitigating alternatives. *Env. Manag.* 28(1):131-140 p.
- Páez Osuna, F. y A.C. Ruiz Fernández. 2001. La calidad del agua en la camaronicultura: conceptos, manejo y normatividad. En: F. Páez-Osuna (ed.). *Camaronicultura y medio ambiente.* Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. México, D.F. 100-134 p.

- Páez Osuna, F., A. Gracia, V.F. Flores, L. Lyle Fritch, R. Alonso-Rodríguez, A. Roque y A.C. Ruíz-Fernández. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Mar. Poll. Bull.* 46: 806-815 p.
- Paredes Escalona, E. 1999. *Gracilaria pacifica* Abbott (Rodophyta) como biofiltro en un cultivo semi-intensivo con dos especies de camarón *Penaeus stylirostris* y *Penaeus vannamei*. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada B.C., México, 42 pp.
- Parsons, T.R., M. Takahashi y B. Hargrave. 1984. Biological oceanographic processes. 3<sup>rd</sup> Ed., Pergamon Press, Oxford. 330 pp.
- Pilditch, C.A. y J. Grant. 1999. Effect of variations in flow velocity and phytoplankton concentration on sea scallop (*Placopecten magellanicus*) grazing rates. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 240:111-136 p.
- Pillay, T. 1992. Aquaculture and the environment. John Wiley and Sons, New York. 189 pp.
- Pillay, T. 1996. The challenges of sustainable aquaculture. *World Aquaculture.* 27(2):7-9 p.
- Pouvreau, S., G. Jonquierés y D. Buestel. 1999. Filtration by pearl oyster, *Pinctada margaritifera*, under conditions of low seston load and small particle size in a tropical lagoon habitat. *Aquaculture.* 176:295-314 p.
- Pouvreau, S., A. Bodo y D. Buestel. 2000a. In situ suspension feeding behaviour of the pearl oyster, *Pinctada margaritifera*: combined effects of body size and weather-related seston composition. *Aquaculture.* 181:91-113 p.
- Pouvreau, S., C. Bacher y M. Heral. 2000b. Ecophysiological model of growth and reproduction of the black pearl oyster, *Pinctada margaritifera*: potential applications for pearl farming in French Polynesia. *Aquaculture.* 86:117-144 p.
- Pullin, R.S. 1993. An overview of environmental issues in developing-country aquaculture. En: R.S. Pullin, J. Rosenthal y J.L. Maclean (eds.). Environment and aquaculture in developing countries. ICLARM. Manila, The Philippines, 1-19 p.

- Ritvo G., J.B. Dixon, A.L. Lawrence, T.M. Samocha, W.H. Nelly y M.F. Speed. 1998. Accumulation of chemical elements in Texas shrimp pond soils. *J. World Aquac. Soc.* 29:422-431 p.
- Rivera Monroy V, L. A. Torres, N. Bahamon, F. Newmark y R. R. Twilley. 1999. The potential use of mangrove forest as nitrogen sinks of shrimp aquaculture effluents: the role of denitrification. *J. World. Aquac. Soc.* 30: 12-25.
- Rodier, J. 1981. *Análisis de las aguas*. Omega. Barcelona. 1059 pp.
- Roden, G.I. y I. Emilsson. 1980. *Oceanografía física del Golfo de California*. Centro de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. Contribución No. 90. México D.F. 67 pp.
- Rosenthal, H. 1994. Aquaculture and the environment. *World Aquaculture*. 25(2):4-17 p.
- Ruíz Fernández, A.C. 1995. *Calidad del agua en cuatro granjas camaronícolas en el Noroeste de México: estudio comparativo de las características físicas, químicas y de contribución orgánica en aguas de ingreso y egreso*. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Mazatlán, México. 133 pp.
- SAGARPA/CONAPESCA. 2001. [www.sagarpa.mx/pesca/anuario2001](http://www.sagarpa.mx/pesca/anuario2001).
- Samocha, T.M., I.M. López, E.R. Jones, S. Jackson y A.L. Lawrence. 2004. Characterization of intake and effluent waters from intensive and semi-intensive shrimp farms in Texas. *Aquac. Res.* 35:321-339 p.
- Santoyo Reyes, H. 1994. Fitoplancton y productividad. En: de la Lanza Espino G. y Cáceres Martínez, C. (Eds.). *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*. Universidad Autónoma de Baja California Sur. Baja California Sur, 221-265 p.
- Shang, C. y A. Tisdell. 1997. Economic decision making in sustainable aquacultural development. En: J. Bardach (ed.). *Sustainable aquaculture*. John Wiley & Sons. New York, USA. 127-148 p.
- Shpigel, M. y R.A. Blaylock. 1991. The Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, as a biological filter for a marine fish aquaculture pond. *Aquaculture*. 92:187-197 p.

- Shpigel, M., A. Gasith y E. Kimmel. 1997. A biomechanical filter for treating fish-pond effluents. *Aquaculture*. 152:103-117 p.
- Sobral, P. y J. Widdows. 2000. Effects of increasing current velocity, turbidity and particle size selection on the feeding activity and scope for growth of *Ruditapes decussatus* from Ria Formosa, Southern Portugal. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 245:111-125 p.
- Squires, H.J., M. Estevez, O. Varona y O. Mora. 1975. Mangrove cockles, *Anadara* spp. (Mollusca:Bivalvia) of the Pacific coast of Colombia. *Veliger*. 18:57-68 p.
- Stewart, J. 1997. Environmental impact of aquaculture. *World Aquaculture*. 28(1):47-52 p.
- Stirling, H.P. y I. Okimus. 1995. Growth and reproduction of mussels (*Mytilus edulis*) suspended at salmon cages and shellfish farms in two scottish sea lochs. *Aquaculture*. 134:193-210 p.
- Subasinghe, R. 2003. An outlook for aquaculture development: major issues, opportunities and challenges. *FAO Fish. Circ.* 886 (Rev. 2): 31-37 p.
- Sullivan, G.E. 1960. Functional morphology, micro-anatomy and histology of the Sydney cockle, *Anadara trapezia* (Deshayes) (Lamellibranchiata:Arcidae). *Aust. Zool.* 9:219:257 p.
- Tacon, A. G. 2000. Increasing the contribution of aquaculture for food security and poverty alleviation. En: Conference on aquaculture in the third millennium. February 20-25. 2000 Bangkok, Thailand. NACA-FAO, 101-106 p.
- Teichert Coddington, D., D. Martínez y E. Ramírez. 1996. Characterization of shrimp farm effluents in Honduras and chemical budget of selected nutrients. PD/A CRSP Thirteenth annual report. U. S.A. 14 pp.
- Torres, A. 2000. Producción de camarón de cultivo en el Noroeste de México. *Panorama Acuícola*. 6(1):14-21 p.
- Tukey, W.J. 1987. Exploratory data analysis. Addison Wesley. U.S.A. 640 pp.
- Villalón, J. R. 1991. Practical manual for semi-intensive commercial production of marine shrimp. Texas A & M University. Austin, Texas. 103 pp.

- Voltolina, D., B. Cordero, M. Nieves y L. Soto. 1998. Growth of *Scenedesmus* sp. in artificial wastewater. *Biores. Technol.* 68:265-268 p.
- Voltolina, D., H. Gómez Villa y G. Correa. 2004. Biomass production and nutrient removal in semicontinuos cultures of *Scenedesmus* sp. (Clorophyceae) in artificial wastewater, under a simulated day-night cycle. *Vie Milieu.* 54:21-25 p.
- Winter, J.E. 1978. Fundamental knowledge of suspension-feeding in lamellibranchiate bivalves, with special reference to artificial aquaculture systems. *Aquaculture.* 13:1-13 p.
- Wong, E., M.I. Gonzáles, F. Antillón y E. Glenn. 1997. Efecto de varios agentes, a diferentes niveles de pH, sobre la tasa de filtración de la piangua, *Anadara tuberculosa* (Prionodontida: Arcidae). *Rev. Biol. Trop.* 45: 1-8 p.
- Wong, W.H. y S.G. Cheung. 1999. Feeding behaviour of the green mussel, *Perna viridis* (L.): responses to variation in seston quantity and quality. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 236:191-207 p.
- Yu, N. y D.A. Culver. 1999. Estimating the effective clearance rate and refiltration by zebra mussels, *Dreissena polymorpha*, in a stratified reservoir. *Freshw. Biol.* 41:481-492 p.
- Zar, J. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. Englewood Cliffs, USA. 720 pp.
- Zeigler, 2004. <http://www.zeiglerfeed.com/shrimp.asp>

## ANEXO I

Características medias ( $\pm$  DE) en el agua influente de cultivos de camarón (SI= semi-intensivo, I = intensivo).

Variable	México (SI) Páez Osuna <i>et al.</i> (1997) <sup>*1</sup>	México (SI) Hernández Ibarra (1999)	México (SI) Este estudio	Tailandia (I) Briggs y Funge Smith (1994) <sup>*2</sup>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0.25±0.09	0.02±0.03	0.02±0.01	0.08±0.02
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0.006±0.001	0.0014±0.001	0.02±0.01	0.02±0.06
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0.007±0.002	1.47±0.25	0.08±0.02	0.11±0.03
N orgánico disuelto (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	0.81±0.23	-
N orgánico particulado (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	1.02±0.33	-
N total (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	1.82±0.53	0.69±0.74
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0.043±0.01	0.30±0.18	0.09±0.02	0.04±0.01
P no reactivo disuelto (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	0.03±0.01	-
P total particulado (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	0.16±0.06	-
P total (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	0.19±0.05	0.12±0.02
MTP (mg l <sup>-1</sup> )	74.0±22.0	38.3±18.2	60.3±13.2	107.7±22.7
MIP (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	37.78±10.5	-
MOP (mg l <sup>-1</sup> )	8.7±3.9	-	22.54±5.2	26.7±7.2
Clorofila a (µg l <sup>-1</sup> )	1.6±1.0	7.7±5.2	2.16±1.3	11.7±5.7

<sup>\*1</sup> Estación seca

<sup>\*2</sup> Promedio de 3 granjas 3 ciclos de producción

## ANEXO II

Características medias ( $\pm$  DE) en efluentes de cultivos semi-intensivos (SI) e intensivos (I) de camarón en varios países.

Variable	México (SI) Páez Osuna <i>et al.</i> (1997) <sup>1</sup>	México (SI) Hernández Ibarra (1999)	Australia (SI) Jones y Preston (1999) <sup>2</sup>	Honduras (SI) Rivera Monroy <i>et al.</i> (1999) <sup>3</sup>	México (SI) Este estudio	Tailandia (I) Briggs y Funge Smith (1994) <sup>5</sup>	Varios (I y SI) Boyd y Gautier (2000) <sup>6</sup>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0.16 $\pm$ 0.090	0.03 $\pm$ 0.005	-	0.07 $\pm$ 0.012	0.06 $\pm$ 0.02	0.50 $\pm$ 0.35	0.38
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0.01 $\pm$ 0.004	0.002 $\pm$ 0.001	-	0.034 $\pm$ 0.01 <sup>4</sup>	0.04 $\pm$ 0.01	0.02 $\pm$ 0.02	0.05
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0.007 $\pm$ 0.001	1.61 $\pm$ 0.35	-	-	0.12 $\pm$ 0.02	0.07 $\pm$ 0.035	0.30
N orgánico disuelto (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	1.10 $\pm$ 0.41	-	-
N orgánico particulado (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	1.28 $\pm$ 0.52	-	-
N total (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	1.40 $\pm$ 0.00	-	2.38 $\pm$ 0.90	2.78 $\pm$ 0.63	2.04
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0.04 $\pm$ 0.01	0.04 $\pm$ 0.01	-	-	0.12 $\pm$ 0.02	0.04 $\pm$ 0.02	0.09
P no reactivo disuelto (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	0.04 $\pm$ 0.02	-	-
P total particulado (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	0.2 $\pm$ 0.05	-	-
P total (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	0.15 $\pm$ 0.00	-	0.24 $\pm$ 0.07	0.33 $\pm$ 0.06	0.26
MTP (mg l <sup>-1</sup> )	94.0 $\pm$ 27.0	60.96 $\pm$ 35.3	130.0 $\pm$ 5.2	-	96.0 $\pm$ 40.9	140.0 $\pm$ 22.9	108
MIP (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	91.0 $\pm$ 4.0	-	68.7 $\pm$ 35.6	-	-
MOP (mg l <sup>-1</sup> )	17.8 $\pm$ 7.2	-	35.0 $\pm$ 7.0	-	27.4 $\pm$ 7.2	50.4 $\pm$ .28	43
Clorofila a ( $\mu$ g l <sup>-1</sup> )	10.0 $\pm$ 8.0	21.21 $\pm$ 21.3	44.1 $\pm$ 4.1	-	6.0 $\pm$ 3.1	98 $\pm$ 47.28	67

<sup>1</sup> Estación seca

<sup>2</sup> Muestreo puntual de 24 h

<sup>3</sup> Promedio de 3 granjas 3 ciclos de producción

<sup>4</sup> Suma de (N-NO<sub>2</sub> y N-NO<sub>3</sub>)

<sup>5</sup> promedio de 3 estanques 2-3 ciclos de producción

<sup>6</sup> Mediana de 14 reportes (incluye semi-intensivos e intensivos)

## ANEXO III

Porcentajes de cambio de algunas variables entre el influente y el efluente en cultivos de camarón (I=intensivo, SI = semi-intensivo; cifras negativas indican disminución).

Variable	México (SI)	México (SI)	México (SI)	Tailandia (I)
	Páez Osuna <i>et al.</i> (1997) <sup>*1</sup>	Hernández Ibarra (1999)	Este estudio	Briggs y Funge Smith (1994) <sup>*2</sup>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	-34	37	250	557
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	75	43	100	25
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	24	10	50	-37
N orgánico disuelto (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	29	-
N orgánico particulado (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	26	-
N total (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	27	308
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	21	16	33	11
P no reactivo disuelto (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	33	-
P total particulado (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	25	-
P total (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	21	175
MTP (mg l <sup>-1</sup> )	27	30	59	29
MIP (mg l <sup>-1</sup> )	-	-	82	-
MOP (mg l <sup>-1</sup> )	105	-	22	51
Clorofila a (µg l <sup>-1</sup> )	525	186	179	744

\*1 Estación seca

\*3 Promedio de 3 granjas 3 ciclos de producción

## ANEXO IV

Cantidad de agua bombeada por kilogramo de camarón producido en granjas de camarón.

Sistema	Agua utilizada (m <sup>3</sup> .kg camarón <sup>-1</sup> )	Referencia
Intensivo (Tailandia)	12.2 - 13.94	Briggs y Funge Smith (1994)
Semi-intensivo (Sonora, México)	44.6	Hernández Ibarra (1999)
Semi-intensivo estación seca (Sinaloa, México)	11.5 - 21.6	Páez Osuna <i>et al.</i> (1997)
Semi-intensivo estación lluviosa (Sinaloa, Méx.)	9.0 - 17.3	Páez Osuna <i>et al.</i> (1997)
Semi-intensivo (Sonora, México)	101.2 - 105.2	Este estudio
Intervalo mundial	39.0 -199.0	Hopkins y Villalón (1992)

## ANEXO V

Balances de masas de N (en porcentajes) en cultivos de camarón (I=intensivo, SI = semi-intensivo).

Variable	Honduras (SI) Teichert Coddington <i>et</i> <i>al.</i> (1996)	México (SI) Páez Osuna <i>et</i> <i>al.</i> (1997)	México (SI) Este estudio	Tailandia (I) Briggs y Funge Smith (1994)
<b>Entradas</b>				
Alimento balanceado	40.00	76.00	31.78	92.00
Agua de bombeo	58.00	17.80	62.16	5.00
Agua de lluvia	-	-	0.13	0.20
Escurrimientos	-	-	-	0.04
Camarón sembrado	0.00	0.01	0.01	0.02
Fertilizantes	2.00	6.20	5.91	3.00
Total de entradas	100.00	100.00	100.00	100.00
<b>Salidas</b>				
Camarón cosechado	16.00	35.50	10.47	21.00
Macrofauna asociada	-	0.40	0.056	-
Agua de salida	82.00	36.70	80.01	35.00
Sedimentación y volatilización	2.00	-	9.51	-
Denitrificación y volatiliz. de NH <sub>3</sub>	-	27.40	-	13.00
Remoción de sedimento	-	-	-	31.00
Total salidas	100.00	100.00	100.00	100.00

## ANEXO VI

Balances de masas de P (en porcentajes) en cultivos de camarón (I=intensivo, SI = semi-intensivo).

Variable	Honduras (SI) Teichert Coddington <i>et al.</i> (1996)	México (SI) Páez Osuna <i>et al.</i> (1997)	México (SI) Este estudio	Tailandia (I) Briggs y Funge Smith (1994)
<b>Entradas</b>				
Alimento balanceado	54.00	83.40	38.38	51.00
Agua de bombeo	44.00	13.40	55.64	2.00
Agua de lluvia	-	-	0.09	0.10
Escurrimientos	-	-	-	0.05
Camarón sembrado	0.00	<0.40	0.01	0.01
Fertilizantes	2.00	3.20	5.88	21.00
Remanentes cosecha anterior	-	-	-	26.00
Total de entradas	100.00	100.00	100.00	100.00
<b>Salidas</b>				
Camarón cosechado	10.00	6.1	7.83	6.00
Macrofauna asociada	-	<0.40	0.006	-
Agua de salida	58.00	30.30	68.84	10.00
Sedimentación (diferencia)	32.00	63.50	23.28	--
Remoción de sedimento	-	-	-	84.00
Total salidas	100.00	100.00	100.00	100.00

## ANEXO VII

Descarga de N y P (como % del total contenido en el alimento agregado) en granjas de camarón.

Elemento	Convertido en biomasa (%)	Perdido al medio (%)	Referencia
Semi-intensivo			
N	54	46	Rivera Monroy <i>et al.</i> (1999)
N	47	53	Páez Osuna (2001)
N	33	67	Este estudio
P	7	93	Páez Osuna (2001)
P	21	79	Este estudio
Intensivo			
N	18	82	Hopkins <i>et al.</i> (1993)
N	22	78	Briggs y Funge Smith (1994)

## ANEXO VIII

Promedio de algunas variables de los efluentes de la granja Chomojabiri, límites objetivo propuestos por la GAA para efluentes de granjas camaroneras y estándares de la NOM-001-ECOL-1996 para descargas hacia esteros y lagunas costeras de México.

Variable	Granja Chomojabiri	Límites objetivo propuestos por GAA (Boyd y Gautier, 2000)	Límite máximo permisible (PM) NOM-001-ECOL-1996 (Anónimo, 1997)
Temperatura °C	30.07	-	40
pH	8.08	6.0 - 9.5	-
Oxígeno disuelto (mg·l <sup>-1</sup> )	5.95	≤ 5	-
DBO <sub>5</sub> días (mg·l <sup>-1</sup> )	-	≥ 30	75
N total (mg·l <sup>-1</sup> )	2.38	-	15
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.06	≥ 3.0	-
P total (mg·l <sup>-1</sup> )	0.2	≥ 0.3	5
MTP (mg·l <sup>-1</sup> )	96.07	≥ 50	75
MOP (mg·l <sup>-1</sup> )	27.43	-	-

PM= promedio mensual