



ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL
Facultad de Ingeniería Marítima y Ciencias del Mar

“Efecto de la turbidez sobre el crecimiento de tres especies de moluscos con perspectiva de utilizarlas en el tratamiento de efluentes camaroneros”

Tesis de Grado

Previa a la obtención del título de:

MAGISTER EN CIENCIAS

Presentada por:

Noemí Andrea Solar Bacho

Guayaquil – Ecuador

2007

TESIS ELABORADA CON EL SOPORTE DE:



FUNDACIÓN CENAIM-ESPOL



COOPERACIÓN TÉCNICA BELGA



**UNIVERSIDAD DE GANTE
BÉLGICA**



**UNIVERSIDAD CATÓLICA
DE LOVAINA – BÉLGICA**

VITA

Noemí Andrea Solar Bacho, hija de Guillermo Solar Vásquez y Delia Bacho Castillo, nació el 18 de octubre de 1976 en la ciudad de Iquique, Chile. Estudió en la Universidad Católica del Norte en Coquimbo, Chile, donde obtuvo el título de Biólogo Marino en septiembre del 2004. Fue aceptada en el programa de Maestría en Acuicultura Marina de la Escuela Superior Politécnica del Litoral, becada por la Cooperación Técnica Belga, en septiembre del 2004.

DECLARACIÓN EXPRESA

“La responsabilidad por los hechos, ideas y doctrinas expuestos en esta tesis, me corresponden exclusivamente; y el patrimonio intelectual de la misma, a la ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL.”

(Reglamento de Exámenes y Títulos Profesionales de la ESPOL).

Noemí Solar Bacho

TRIBUNAL DE TESIS

Presidente del Tribunal

Laurence Massaut, Ph. D.**Director de Tesis**

Enrique Blacio, M. Sc.**Miembro del Tribunal**

María del Pilar Cornejo, Ph. D.**Miembro del Tribunal**

Julia Nieto, Ph. D.**Miembro del Tribunal**

AGRADECIMIENTOS

En esa hoja quisiera plasmar los nombres de aquellas personas de buena voluntad, que Dios puso en mi camino para realizar de mejor manera esta investigación.

Primero quisiera agradecer a mi familia: a los más fieles seguidores de mi pasos, “Mis Padres”, quienes pese a la distancia, siempre me han comprendido, protegido y motivado para finalizar esta Maestría en el Ecuador. A mis hermanas Alejandra y Natalia, junto a mis sobrinos Matías y E. Andrés, que son las personas que más alegrías me han regalado para atesorarlas como alicientes en los momentos que he querido estar en Chile. También a mis abuelos por sus buenos deseos y oraciones, a todos mis tíos que me acompañaron, aconsejaron y se alegraron de mi esfuerzo, a mis primos los cuales siempre me han socorrido de diversas maneras. Y a Raúl Bielsa.

Por supuesto hay otras personas que con sus conocimientos, paciencia y buena voluntad me han brindado su apoyo: mi directora la Doctora Laurence Massaut, Elna Manzanares, Carlos Pico, Juan Ramírez y Luis Arturo Granda. Además, otros amigos me han apoyado principalmente en el análisis de muestras, durante los experimentos y con su compañía: Jessica Salcedo, María Gabriela Casco, Yessenia Pozo, William Bonilla y Cristian Villegas.

Existe otro grupo de personas en el CENAIM a las cuales debo mi agradecimiento, ellos son: Rafael Álvarez, Pascal Ángel, Pedro Aquino, Julio Baque, Bonny Bayot, Enrique Blacio, Víctor Hugo Borbor, Cecilia Campoverde, Alexandra Carvajal, Alionte Carvajal, Manuel Carvajal, Ricardo Cedeño, Fabrizio Echeverria, Víctor Granados, Ana Gutiérrez,

Rosa Malave, Jorge Muñoz, Juan Muñoz, Julia Nieto, Pedro Orrala, María Panchana, Andrés Pedrazzoli, Doris Reyes, Fanny Rodríguez, Nancy Rodríguez, Sandra Rodríguez, Walter Rodríguez, Freddy Salinas, María Auxiliadora Sotomayor, Stanislaus Sonnenholzner, Jorge Suárez, e Yordan Vivanco.

Y por supuesto a la Cooperación Técnica Belga que junto a la Fundación CENAIM-ESPOL hicieron posible conseguir este grado académico.

Recuerden, ser amable aún es gratis. Gracias a todos.

DEDICATORIA

Quisiera dedicar este trabajo a tres personas muy especiales en mi vida.

A Natalia y Alejandra por ser las mejores hermanas, siempre buenas amigas, con voluntad de apoyar y comprender.

Y a Matías mi dulce sobrino fiel al deporte, siempre sonriente para su tía y con una voluntad de oro.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS.....	xi
LISTA DE TABLAS	xii
LISTA DE ABREVIATURAS	xv
RESUMEN	xvi
1. INTRODUCCIÓN	1
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	4
2.1. La producción camaronera y el balance de nutrientes en estanques camaroneros ..	
.....	4
2.2. Calidad del agua de efluentes de granjas camaroneras	5
2.3. El tratamiento de los efluentes camaroneros	8
2.4. Comparación económica entre diferentes sistemas de tratamiento de efluentes	11
2.5. El efecto de sólidos en suspensión sobre el cultivo de moluscos bivalvos.....	12
3. MATERIALES Y MÉTODOS	15
3.1. Características generales de los moluscos utilizados.....	15
3.2. Desarrollo de los experimentos.....	18
3.2.1. Obtención y aclimatación de los animales.....	18
3.2.2. Fuente de agua	19
3.2.3. Diseño experimental	20
3.3. Análisis de las muestras	22
3.3.1. Medición de los parámetros ambientales	22
3.3.2. Biometría de los animales	22
3.3.3. Determinación del estado de madurez sexual	24
3.3.4. Evaluación de los parámetros de calidad de agua.....	24

3.4. Análisis estadísticos	25
4. RESULTADOS.....	27
4.1. Crecimiento de la ostra del Pacífico y efecto de la resuspensión de sólidos	27
4.2. Efecto de la ostra del Pacífico sobre la calidad del agua en los tanques sin resuspensión de sólidos.....	30
4.3. Crecimiento de la ostra de roca y efecto de la resuspensión de sólidos	31
4.4. Efecto de la ostra de roca sobre la calidad del agua en los tanques sin resuspensión de sólidos.....	35
4.5. Crecimiento de la almeja y efecto de la resuspensión de sólidos	36
4.6. Efecto de la almeja sobre la calidad del agua en los tanques sin resuspensión de sólidos	40
5. DISCUSIÓN	42
5.1. Aclimatación y crecimiento de los moluscos.....	42
5.2. Efecto de la resuspensión de sólidos sobre el crecimiento de los moluscos.....	45
5.3. Efecto de los moluscos sobre las variables de calidad del agua	47
6. CONCLUSIONES	50
7. RECOMENDACIONES.....	52
8. BIBLIOGRAFÍA	53
ANEXO 1	63
ANEXO 2	64
ANEXO 3	65

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Foto de un ejemplar de <i>C. gigas</i> utilizado durante el estudio.	16
Figura 2: Foto de un ejemplar de <i>O. iridescens</i> utilizado durante el estudio.....	17
Figura 3: Foto de un ejemplar de <i>C. subrugosa</i> utilizado durante el estudio.	18
Figura 4: Indicación de los registros biométricos evaluados durante los experimentos. ...	23
Figura 5: Distribución porcentual de los diferentes estados de madurez en <i>C. gigas</i> al final de la aclimatación y al final del experimento para cada tratamiento.....	29
Figura 6: Distribución porcentual de los diferentes estados de madurez en <i>O. iridescens</i> al final de la aclimatación y al final del experimento para cada tratamiento.....	34
Figura 7: Distribución porcentual de los diferentes estados de madurez en <i>C. subrugosa</i> al final de la aclimatación y al final del experimento para cada tratamiento.....	39

LISTA DE TABLAS

Tabla 1:	Promedios (\pm desviación estándar) de las variables de calidad del agua en afluentes y efluentes de algunas camaroneras.	9
Tabla 2:	Costos asociados con el tratamiento de efluentes acuícolas a través de la implementación de canales de sedimentación para dos granjas camaroneras en Honduras (Adaptado de Valderrama y Engle, 2002) o por su uso en el riego de campo de arroz (Adaptado de Kouka y Engle, 1994).	12
Tabla 3:	Valores promedios (\pm desviación estándar), mínimos y máximos de las variables de calidad del agua evaluadas en el pantano del Sector A de la estación experimental de la Fundación CENAIM-ESPOL, durante el programa de monitoreo quincenal de sus efluentes (del 9 de enero al 24 de julio del 2006).	20
Tabla 4:	Promedios (\pm desviación estándar) de la concentración de TSS en los tanques sin y con resuspensión artificial de sólidos. Donde: n = tamaño de la muestra y p = probabilidad asociada a la prueba de t-Student para muestras independientes de comparación de medias.	21
Tabla 5:	Valores promedios (\pm desviación estándar), mínimos y máximos de las variables ambientales que se presentaron durante el periodo experimental, para todos los tanques utilizados en los experimentos.	22
Tabla 6:	Promedios (\pm desviación estándar) de los registros biométricos de <i>C. gigas</i> para los ocho tanques (Todos los animales) y para los cuatro tanques de cada tratamiento (Sin resuspensión de sólidos y Con resuspensión de sólidos); donde p es el resultado de la prueba de t-Student y n el tamaño de la muestra.	28

Tabla 7:	Promedios (\pm desviación estándar) de los registros biométricos finales de <i>C. gigas</i> por tratamiento y la probabilidad asociada (p) para la comparación de media con la prueba de t-Student.....	29
Tabla 8:	Promedios semanales (\pm desviación estándar) de turbidez y de las concentraciones de clorofila <i>a</i> , TSS y vibrios en los tanques de <i>C. gigas</i> sin resuspensión de sólidos.....	31
Tabla 9:	Promedios (\pm desviación estándar) de los registros biométricos de <i>O. iridescens</i> para los ocho tanques (Todos los animales) y para los cuatro tanques de cada tratamiento (Sin resuspensión de sólidos y Con resuspensión de sólidos); donde p es el resultado de la prueba de t-Student y n el tamaño de la muestra.	33
Tabla 10:	Promedios (\pm desviación estándar) de los registros biométricos finales de <i>O. iridescens</i> por tratamiento y la probabilidad asociada (p) para la comparación de media con la prueba de t-Student.	34
Tabla 11:	Promedios semanales (\pm desviación estándar) de turbidez y de las concentraciones de clorofila <i>a</i> , TSS y vibrios en los tanques de <i>O. iridescens</i> sin resuspensión de sólidos.	36
Tabla 12:	Promedios (\pm desviación estándar) de los registros biométricos de <i>C. subrugosa</i> para los ocho tanques (Todos los animales) y para los cuatro tanques de cada tratamiento (Sin resuspensión de sólidos y Con resuspensión de sólidos); donde p es el resultado de la prueba de t-Student y n el tamaño de la muestra.	38
Tabla 13:	Promedios (\pm desviación estándar) de los registros biométricos finales de <i>C. subrugosa</i> por tratamiento y la probabilidad asociada (p) para la comparación de media con la prueba de t-Student.	39

Tabla 14: Promedios semanales (\pm desviación estándar) de turbidez y de las concentraciones de clorofila <i>a</i> , TSS y vibrios en los tanques de <i>C. subrugosa</i> sin resuspensión de sólidos.....	41
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS

NTU	Unidad nefelómetro de turbidez (Nephelometer Turbidity Unit)
PHPB	Peso húmedo de las partes blandas
PHT	Peso húmedo total
PHV	Peso húmedo de las valvas
PSPB	Peso seco de las partes blandas
PSV	Peso seco de las valvas
TAN	Nitrógeno total amoniacal (Total Ammonia Nitrogen)
TM	Tonelada métrica
TSS	Total de sólidos en suspensión (Total Suspended Solids)

RESUMEN

Se evaluó el efecto de la turbidez del agua sobre el crecimiento de dos ostras (*C. gigas* y *O. iridescens*) y una almeja (*C. subrugosa*), con perspectiva de utilizarlas en el tratamiento de efluentes camaroneros. Se llenaron 24 tanques de una tonelada, con agua del pantano del Sector A de la estación experimental de la Fundación CENAIM-ESPOL ($22.7 \pm 0.7^\circ\text{C}$, 41 ± 1 g/L de salinidad, 150 ± 12 mg CaCO_3/L , 0.175 ± 0.234 mg/L de nitrógeno amoniacal total) y cada semana se renovó el 50% del volumen del agua de cada tanque con la misma fuente de agua. Se sembraron ejemplares adultos de *C. gigas* (54.9 – 225.0 g de peso total húmedo) y de *O. iridescens* (59.3 – 328.3 g) a una densidad de 35 animales/ m^3 en cuarto pearl-nets por tanque. Mientras que, ejemplares adultos de *C. subrugosa* (5.1 – 13.3 g) fueron sembrados a una densidad de 132 animales/ m^2 sobre una capa de sedimento de 6 cm de espesor. Se utilizaron ocho tanques para cada especie; cuatro tanques fueron sometidos a un tratamiento sin resuspensión de sólidos y los cuatro tanques restantes a un tratamiento con resuspensión de sólidos (diferencia en la concentración de TSS entre los tratamientos de 24 mg/L; $p < 0.01$). En cada tanque, 10 animales fueron marcados para realizar un seguimiento biométrico durante 64 días. Paralelamente se midieron el día siguiente al recambio de agua y el día anterior al próximo recambio, los siguientes parámetros de calidad del agua: turbidez, clorofila *a*, sólidos totales en suspensión y *Vibrio* sp.. A pesar de las altas salinidades y la concentración promedio de nitrógeno amoniacal total registradas durante el experimento, la tasa de mortalidad fue baja ($\leq 3.2\%$). El peso húmedo total de *C. gigas* presentó un aumento promedio de 6.7 g ($p < 0.01$), asociado con un incremento en los demás registros biométricos evaluados ($p < 0.01$ en todos los casos). Además, no hubo diferencia significativa entre tratamientos para ninguno de los parámetros biométricos evaluados

($p > 0.05$ en todos los casos). *O. iridescens* tuvo un aumento del peso húmedo total promedio de 2.6 g ($p < 0.01$), sin presentar un incremento en el peso de las valvas. Además, se observó un efecto negativo de la resuspensión de sólidos sobre el alto de esa ostra ($p < 0.01$). *C. subrugosa* presentó un aumento del peso húmedo total promedio de 0.3 g ($p < 0.01$), sin mostrar un incremento en el peso de las valvas. De nuevo, se detectó un efecto negativo de la resuspensión de sólidos sobre el peso húmedo de las partes blandas ($p = 0.02$), el peso seco de las partes blandas ($p = 0.01$), el ancho ($p = 0.03$) y el largo ($p < 0.01$) de los animales. Los índices de condición incrementaron ($p < 0.01$) para las tres especies evaluadas, sin embargo, los valores encontrados para las ostras (2.1 para *C. gigas* y 1.9 para *O. iridescens*) se encuentran en la parte baja de los rangos reportados para ejemplares adultos evaluados en condición natural. Finalmente, se observó una disminución de la turbidez (del 27 al 92% de los valores iniciales) en seis de las ocho semanas para los tanques sembrados con *C. gigas* y *C. subrugosa*, y solamente en cuatro semanas para los tanques sembrados con *O. iridescens*. En base a los resultados presentados, se estable que las tres especies de moluscos se adaptaron a la calidad del efluente y se recomendaría ampliar los estudios del efecto de su presencia sobre la calidad de los efluentes camaroneros, principalmente con *C. gigas*.

1. INTRODUCCIÓN

Los sistemas de cultivos de camarón se basan en la adición de alimento balanceado y en algunas ocasiones, en programas de fertilización, para incrementar la productividad primaria y así generar niveles más altos de producción (Jamu *et al.*, 1999). Sin embargo, los camarones no asimilan todo el alimento suministrado (Sandifer y Hopkins, 1996) y sólo un 15 a un 40% es incorporado dentro de sus tejidos (Jackson *et al.*, 2004). El alimento no consumido y la parte no incorporada se convierten en desechos, incrementando la carga orgánica en los estanques y favoreciendo el crecimiento del fitoplancton, lo que suscita el recambio de grandes volúmenes de agua (Boyd y Tucker, 1998).

Tres son los principales componentes del agua de granjas camaroneras que tienen un potencial efecto de degradación sobre el medio ambiente: los sólidos en suspensión, el nitrógeno amoniacal y el fitoplancton (Kwei y Yang, 2003; Jackson *et al.*, 2004). Adicionalmente, al momento de la cosecha, los nutrientes inorgánicos y los sólidos en suspensión se concentran en el último 20% de la descarga, incrementando el impacto negativo de esta última fracción de la columna de agua sobre los cuerpos receptores (Teichert-Coddington *et al.*, 1999; Boyd, 2003; Thakur y Lin, 2003). La conservación de los cuerpos de agua es vital para asegurar una óptima calidad de agua que ingrese en los estanques de cultivos y la sostenibilidad de la actividad acuícola. Bajo éste contexto, es imperativo investigar alternativas de manejo que contribuyan en mantener las fuentes hidrológicas libres de contaminación, para evitar brotes de enfermedades y/o afectar el crecimiento de los animales en cultivo (Halide *et al.*, 2003).

Existen varios métodos para mejorar la calidad de los efluentes antes de descargarlos al medio ambiente y todos apuntan a utilizar un sistema costo-efectivo que garantice su implementación al nivel de las granjas acuícolas. El uso de piscinas de sedimentación, sin y con la introducción de moluscos o macroalgas son estrategias efectivas que han demostrado mejorar la calidad de los efluentes (Shpigel y Neori, 1996; Brzeski y Newkirk, 1997; Lefebvre *et al.*, 2000; Mazzola y Sarà, 2001). Los moluscos bivalvos que se introducen en los canales de efluentes o en las piscinas de sedimentación se alimentan por filtración reciclando productos de desperdicio (materia orgánica en diferentes estados de descomposición, heces, plancton, etc.), reduciendo los niveles de turbidez del agua a su alrededor (Brzeski y Newkirk, 1997). Un estudio en Australia demostró que la ostra de roca australiana, *Saccostrea commercialis*, fue capaz de reducir la concentración de bacterias (al 35% de la concentración inicial), clorofila (39%), partículas en suspensión (29%), nitrógeno total (66%) y fósforo total (56%) de los efluentes de un cultivo semi-intensivo de *Penaeus japonicus* (Jones *et al.*, 2002). En Ecuador, Osorio *et al.* (1993) demostraron que la presencia de la ostra del Pacífico, *Crassostrea gigas*, en piscinas de cultivo de *Penaeus vannamei* tiene la capacidad de mejorar la calidad del agua.

Sin embargo, los moluscos, y especialmente los moluscos de tipo alimentadores suspensívoros, son vulnerables a niveles elevados de sólidos en suspensión (Walne, 1979; Pouvreau *et al.*, 2000). Varios autores reportan que cuando incrementa la concentración de sólidos en suspensión, decrece la tasa de filtración del molusco, interfiriendo con el consumo de oxígeno disuelto y, como consecuencia, disminuye su crecimiento (Grant y Thorpe, 1991; Cheung y Shin, 2005). Para evitar este problema, Jones *et al.* (2001) en un estudio con *S. commercialis* y efluentes de camaroneras en Australia, recomendaron

reducir la concentración de las partículas en suspensión antes de que las ostras filtren esa agua. Sin embargo, se sabe que algunos invertebrados bentónicos poseen una variedad de mecanismos compensatorios para asistir en la regulación sobre la captura de las partículas y optimizar la energía ingestada. Esto puede incluir variaciones en la duración e intensidad de la tasa de alimentación, o que sobre cierto umbral de sólidos en suspensión, ocurre una expulsión del exceso de material inorgánico filtrado, en forma de pseudoheces (Bricelj y Malouf, 1984; Summers *et al.*, 1996; Bacon *et al.*, 1998).

El objetivo de la presente investigación fue evaluar el efecto de dos niveles de turbidez sobre el crecimiento de dos ostras (*C. gigas* y *Ostrea iridescens*) y una almeja (*Chione subrugosa*), con perspectiva de utilizarlas en el tratamiento de efluentes camaroneros. Además, se analizó el potencial uso de estos moluscos para mejorar la calidad del agua del efluente de la estación experimental de la Fundación CENAIM-ESPOL.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. LA PRODUCCIÓN CAMARONERA Y EL BALANCE DE NUTRIENTES EN ESTANQUES CAMARONEROS:

La contribución de la acuicultura al suministro mundial de peces, crustáceos, moluscos y otros productos acuáticos, aumentó del 3.9% en 1970 al 27.1% en el 2000 y al 32.4% en el 2004 (FAO, 2007). Al nivel de volumen, la producción mundial de la acuicultura ha crecido notablemente durante los últimos 50 años, pasando de menos de un millón de toneladas a comienzos de la década del 1950 a 59 millones en el 2004 (FAO, 2007). Se estima que la acuicultura necesita incrementar en 50 millones de toneladas métricas (TM) para el año 2050 si pretende responder a la futura demanda (Troell *et al.*, 2003). Este incremento dependerá principalmente de la realización de más investigación científica y del mejoramiento en las prácticas de manejo, del acceso a la tecnología apropiada y a los recursos financieros, así como de evaluar las consecuencias para el medio ambiente y prevenir las enfermedades (Troell *et al.*, 2003).

Al nivel mundial, la producción global de camarones se ha incrementado notablemente, desde 208,000 toneladas en 1985 hasta cerca de 2,000,000 toneladas en el 2004 (Achupallas, 2007). Hoy en día, las granjas camaroneras representan más del 30% de la producción mundial de camarón (Martínez y Martínez, 2006). En Ecuador se produce en cuatro provincias del país al camarón blanco del Pacífico, *P. vannamei*, de manera extensiva y semi-intensiva. El 2006 fue un buen año para el sector camaronero en el Ecuador, produciendo 120,000 toneladas que fueron para exportación (Achupallas, 2007).

Los sistemas de cultivos de camarón se basan en la adición de alimento balanceado y en algunas ocasiones en programas de fertilización, para incrementar la productividad primaria y así generar niveles más altos de producción (Jamu *et al.*, 1999). La mayor parte del nitrógeno y del fósforo presentes en los estanques de cultivo provienen del alimento balanceado (Saldias, 2001; Thakur y Lin, 2003). Sin embargo, los camarones no asimilan todo el alimento suministrado y varios estudios demostraron que entre 25 y 45% del nitrógeno y de 15 a 30% del fósforo suministrados en el alimento, son convertidos en tejido del camarón (Boyd y Teichert-Coddington, 1995; Teichert-Coddington *et al.*, 2000; Saldias, 2001; Jackson *et al.*, 2004; Casillas *et al.*, 2006). El alimento no consumido y la parte no incorporada se convierten en desechos, incrementando la carga orgánica en los estanques. Casillas *et al.* (2006) estimaron que alrededor de 54% del nitrógeno y 45% del fósforo que entran en los estanques se acumulan en el sedimento o se volatilizan hacia la atmósfera, el resto es generalmente desechado con los efluentes.

2.2. CALIDAD DEL AGUA DE EFLUENTES DE GRANJAS CAMARONERAS:

Los impactos de los efluentes sobre las aguas costeras son múltiples y generalmente se reconoce en el caso de las granjas camaroneras los siguientes incrementos: en las concentraciones de sólidos en suspensión, nitrógeno inorgánico disuelto (principalmente nitrógeno total amoniacal) y fitoplancton, en la demanda bioquímica de oxígeno y en la resistencia de bacterias a antibióticos (Cripps y Berghein, 2000; Brzeski y Newkirk, 1997; La Rosa *et al.*, 2001). Estos efectos sobre las aguas costeras pueden impactar directamente a las camaroneras con el re-bombeo de aguas contaminadas, disminuyendo la calidad del agua en los estanques de cultivo y aumentando el riesgo de enfermedades (Halide *et al.*, 2003).

La calidad de los efluentes puede variar entre camaroneras y generalmente está directamente relacionada con la calidad del agua entrando a las granjas (afluente), el tipo de manejo y la densidad de siembra (Boyd y Tucker, 1998). En la Tabla 1 se comparan rangos para los parámetros químico-biológicos de afluentes y efluentes de algunas granjas de cultivo de camarones. Generalmente, los valores son más elevados en los efluentes que en los afluentes, atribuido al ingreso de alimentos y fertilizantes en los sistemas de producción (Tookwinas y Songsangjinda, 1999; Saldias, 2001; Samocha *et al.*, 2004; Casillas *et al.*, 2006). Las variables con mayor diferencia son la concentración total de sólidos en suspensión (TSS), el nitrógeno total y/o el nitrógeno total amoniacal (TAN), la clorofila *a* y la demanda bioquímica de oxígeno. Esta diferencia entre afluente y efluente de las granjas camaroneras se acentúa a medida que incrementa la densidad de siembra (Boyd y Tucker, 1998; Saldias, 2001).

Tabla 1: Promedios (\pm desviación estándar) de las variables de calidad del agua en afluentes y efluentes de algunas camaroneras.

Especie y país de cultivo	<i>P. vannamei</i> Ecuador ^(a)	<i>P. vannamei</i> EE.UU. ^(b)	<i>P. vannamei</i> México ^(c)	<i>P. vannamei</i> Ecuador ^(a)	<i>P. vannamei</i> Ecuador ^(a)	<i>P. vannamei</i> EE.UU. ^(b)	<i>P. vannamei</i> Ecuador ^(a)	<i>P. monodon</i> Tailandia ^(d)
Densidad de siembra	4-9 PL/m ²	15 PL/m ²	15 PL/m ²	13-19 PL/m ²	13-19 PL/m ²	50 PL/m ²	80-100 PL/m ²	\approx 60 PL/m ²
Variables del afluente								
DBO (mg/L)	11.4 \pm 9.9	3.7 \pm 0.9	-	9.1 \pm 11.4	6.8 \pm 4.1	3.7 \pm 0.3	11.8 \pm 9.6	6.5 \pm 5.3
TSS (mg/L)	89 \pm 40	17 \pm 3	93 \pm 41	86 \pm 20	93 \pm 27	14 \pm 1	75 \pm 18	-
Clorofila <i>a</i> (μ g/L)	38 \pm 52	-	7 \pm 6	33 \pm 25	21 \pm 21	-	47 \pm 47	-
TAN (mg N/L)	-	0.02 \pm 0.00	0.08 \pm 0.06	-	-	0.20 \pm 0.02	-	0.2 \pm 0.5
N total (mg N/L)	5.9 \pm 2.4	-	-	5.2 \pm 1.1	6.0 \pm 1.2	-	4.8 \pm 1.2	-
P total (mg P/L)	0.24 \pm 0.21	0.30 \pm 0.01	-	0.13 \pm 0.04	0.06 \pm 0.04	0.10 \pm 0.01	0.23 \pm 0.05	-
Variables del efluente								
DBO (mg/L)	14.2 \pm 8.4	9.2 \pm 0.8	-	12.9 \pm 12.2	12.5 \pm 4.4	3.6 \pm 0.3	14.3 \pm 8.3	10.4 \pm 5.1
TSS (mg/L)	115 \pm 31	95 \pm 10	124 \pm 7	121 \pm 29	132 \pm 57	100 \pm 6	134 \pm 58	-
Clorofila <i>a</i> (ug/L)	80 \pm 65	-	15 \pm 0	76 \pm 49	74 \pm 45	-	61 \pm 42	-
TAN (mg N/L)	-	0.04 \pm 0.01	0.10 \pm 0.01	-	-	1.10 \pm 0.10	-	0.2 \pm 0.2
N total (mg/L)	6.5 \pm 1.1	-	-	6.2 \pm 0.9	8.0 \pm 1.3	-	5.8 \pm 1.7	-
P total (mg/L)	0.53 \pm 0.26	0.50 \pm 0.02	-	0.19 \pm 0.08	0.15 \pm 0.05	0.20 \pm 0.02	0.42 \pm 0.17	-

^(a)Saldias, 2001; ^(b)Samocha *et al.*, 2004; ^(c)Casillas *et al.*, 2006; ^(d)Tookwinas y Songsangjinda, 1999.

2.3. EL TRATAMIENTO DE LOS EFLUENTES CAMARONEROS:

La industria camaronera mundial está invirtiendo en nuevas tecnologías para proteger a sus fuentes de agua, a través del tratamiento de sus efluentes (Burford y Rothlisberg, 1997; Johnston *et al.*, 2002). Los principales tratamientos incluyen a las piscinas de sedimentación sin o con la inclusión de macroalgas o moluscos y al uso de humedales. Sin embargo, es importante recalcar que existen estrategias de cultivo que pueden disminuir los costos de producción y contribuir a reducir el potencial efecto contaminante de un efluente camaronero. Aquellas estrategias de manejo son: reducir la tasa de recambio diario de agua, utilizar comederos para el suministro del alimento, dejar sedimentar en los estanques mismos el último 10% de la columna de agua al momento de la cosecha antes de descargarlo, recircular parcialmente el efluente a través de un biofiltro de mangles, realizar cosechas parciales (sin vaciar completamente a los estanques) y finalmente realizar siembra en bloque (Boyd y Tucker, 1998; Valderrama y Engle, 2002).

Las piscinas de sedimentación sin plantas acuáticas han sido utilizadas para el tratamiento de los efluentes, reteniendo el agua de recambio o el agua de cosecha el tiempo suficiente para que sedimenten los sólidos en suspensión. En el proceso de sedimentación, las partículas tienen la propiedad de decantar de acuerdo a tres factores: su tamaño, su naturaleza (p.e., mineral u orgánica) y su forma (Boyd y Tucker, 1998; Hewitt, 2002). Un estudio de laboratorio con efluentes sintéticos elaborados con suelos que contenían de 28 a 55% de arena, de 15 a 32% de materia orgánica y de 30 a 42% de arcilla, presentaron una reducción en el 75% de los sólidos totales en suspensión (TSS) y fósforo total y en un 40% de la DBO, después de ocho horas de sedimentación (Boyd y Tucker, 1998). En teoría, la tasa de sedimentación en aguas salinas es más rápida, porque la fuerza iónica de

las sales neutraliza las cargas negativas de las arcillas, detritus y partículas coloidales suspendidas (Teichert-Coddington *et al.*, 1999), lo que podría mejorar el tratamiento de los efluentes de granjas camaroneras con alta salinidad.

Una variante a las piscinas de sedimentación es el manglar. Su uso como tratamiento para mejorar los efluentes fue evaluado durante tres meses, donde un área de 120 ha de manglar que rodeaba una granja de 286 ha de producción de *P. vannamei* actuaba como un biofiltro para el efluente, logrando la remoción del 95% de los TSS (desde 110 mg/L a 12 mg/L) con un tiempo promedio de residencia del efluente en el biofiltro de cuatro días, dependiendo de la marea (Gautier *et al.*, 2001). Sin embargo, el estudio indicó que la compleja dinámica de los nutrientes en el manglar puede hacer que el tratamiento de los efluentes sea menos predecible de lo esperado, debido principalmente a que el manglar genera sus propios nutrientes (Gautier *et al.*, 2001).

Otra alternativa es a través de la práctica de la ingeniería ecológica, utilizando los efluentes como fuente de nutrientes para organismos extractivos (limpiadores), incrementando así sus niveles de producción a bajo costo (Chopin *et al.*, 2001; Troell *et al.*, 2003; Martínez y Martínez, 2006). El cultivo de la macroalga *Gracilaria* sp. fue llevado con agua de efluente camaronero en Hawai y Brasil, resultando en un crecimiento más rápido y una producción más alta en comparación con macroalgas cultivadas en aguas naturales (Nelson *et al.*, 2001; Marinho *et al.*, 2002). Los efectos de la presencia de las macroalgas sobre la calidad de los efluentes fue principalmente de disminuir la concentración de nutrientes inorgánicos disueltos, teniendo poco efecto sobre la concentración de sólidos en suspensión o materia orgánica (Troell y Norberg, 1998; Chopin *et al.*, 2001). Además, el estudio en Brasil indica que la carga en mineral

presente en el efluente tiende a depositarse sobre los talos de las macroalgas impidiendo la transmisión de luz, afectando negativamente a su crecimiento y requiriendo la constante limpieza de los talos con el riesgo de fragmentarlos (Marinho *et al.*, 2002).

También se han utilizados animales filtradores en el tratamiento de efluentes. Erler *et al.* (2004) evaluaron la efectividad de tratar el efluente de una granja camaronera con dos peces omnívoros (*Mughil cephalus* y *Siganus nebulosus*) logrando retener en sus tejidos un 4% del nitrógeno disponible en el agua (132 ± 21 mg N/día). Sin embargo, el uso de moluscos bivalvos es más eficiente para el tratamiento de efluentes que el uso de peces. En un ensayo en laboratorio, Jones *et al.* (2001) comparando el efecto de la sedimentación con la siembra de la ostra de roca australiana, *S. commercialis*, lograron una mayor reducción en un periodo de 24 horas en las concentraciones de clorofila *a* (de 130 a 11 $\mu\text{g/L}$), TSS (de 0.17 a 0.02 g/L) y de bacterias (de 19 a 6×10^{10} células/L), con la presencia de ostras. En el mismo estudio, se comparó también el efecto de la presencia de macroalgas, logrando la disminución de la concentración de TAN (de 51 a 1.3 μM) mientras que en el tratamiento con ostras y en los tanques control esta variable incrementó (de 18 a 51 μM y de 18 a 29 μM , respectivamente), pero las algas no fueron eficientes en disminuir la concentración de TSS, tampoco de bacterias (Jones *et al.*, 2001).

Sin embargo, la mayoría de los ejemplos de estrategias integradas están relacionados con el cultivo de peces marinos en jaulas, principalmente con el cultivo de salmón. En un estudio realizado al sur de Chile donde se instalaron líneas de mejillones bajo las jaulas de salmón, se notó una disminución en la concentración de desechos particulados (Troell y Norberg, 1998). Siguiendo la dirección de la corriente, se instalaron también líneas con

macroalgas que ocasionaron una reducción en la concentración de los nutrientes disueltos (Troell y Norberg, 1998). En un estudio en el mar Mediterráneo, donde se cultivó de manera intensiva a *Dicentrachus labrax* y *Sparus aurata* en conjunto con una almeja (*Tapes* sp.), el uso de un marcador radioactivo indicó que el 30% del alimento ingerido por las almejas provenía del cultivo de peces disminuyendo así la contaminación con material orgánico en los alrededores de la zona de cultivo (Mazzola y Sarà, 2001).

2.4. COMPARACIÓN ECONÓMICA ENTRE DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES:

Solo una pequeña porción de los estudios de tratamiento de efluentes acuícolas presentan evaluaciones económicas (Troell *et al.*; 2003). Generalmente se incorporan los gastos de la producción en caso de la introducción de organismos extractivos, omitiendo el costo de nuevas inversiones o prácticas de manejo. Disponer de información sobre la factibilidad tecnológica y económica de un proyecto es determinante cuando se desea comparar diferentes alternativas y diseños experimentales.

Los costos mínimos para tratar un efluente incluyen generalmente a la modificación (subdivisión) de un canal o estanque para utilizarlo como piscina de sedimentación, a la instalación de un cultivo secundario o al uso posterior de los efluentes para el cultivo de otras especies (animal o planta). En el caso de la adaptación de una parte de la camaronera en canal de sedimentación, el mayor costo está asociado con el movimiento de tierra y levantamiento de muros, además de posibles costos asociados con el cambio en el flujo de los efluentes. En la Tabla 2 se muestran los costos de movimiento de tierra para la construcción de canales de sedimentación, así como los costos de reingeniería para dos granjas camaroneras de Honduras (Valderrama y Engle, 2002). El siguiente

ejemplo es para el uso del efluente para irrigar campos agrícolas. Se estimó que en el caso del riego de un campo de arroz se requería de 0.29 ha de cultivo de bagre de canal por cada hectárea de cultivo de arroz, donde el costo mayor está asociado con el bombeo del agua si el terreno no permite una irrigación por pendiente, así como el costo del cultivo de arroz mismo (compra o alquiler del terreno, semilla, cultivo y cosecha del arroz) (Kouka y Engle, 1994).

Tabla 2: Costos asociados con el tratamiento de efluentes acuícolas a través de la implementación de canales de sedimentación para dos granjas camaroneras en Honduras (Adaptado de Valderrama y Engle, 2002) o por su uso en el riego de campo de arroz (Adaptado de Kouka y Engle, 1994).

Rubro	Canal sedimentación		Irrigación arroz
	7.3 ha	25 ha	
Estudio topográfico	\$ 1,954	\$ 1,954	
Movimiento de tierra	\$ 7,943	\$ 27,202	
Construcción canal de ingreso	\$ 3,552	\$ 3,551	
Amortización anual*	\$ 8,137	\$ 59,015	
Costo de estructuras	\$ 8,435	\$ 8,435	\$ 54/ha
Área adicional			\$ 133/ha
Bombeo de agua			\$ 47/ha

* = costo de amortización basado en 5 años.

2.5. EL EFECTO DE SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN SOBRE EL CULTIVO DE MOLUSCOS BIVALVOS:

Los moluscos bivalvos juegan un rol importante en muchos ambientes costeros debido a su gran capacidad de filtración, controlando las poblaciones de fitoplancton (Norkko *et al.*, 2001; Mao *et al.*, 2006). Su cultivo es una potencial y sustentable forma de maricultura, la cual puede operar a gran escala sin adicionar alimento artificial, ya que los animales pueden obtener los nutrientes desde el fitoplancton, fitobentos y otros tipos de detritus orgánicos presentes en los ambientes costeros. En el caso de los estanques de

producción de camarón, el fitoplancton y la materia orgánica suspendida se encuentran normalmente en altas concentraciones y podrían ser aprovechados por parte de los moluscos convirtiéndolos en biomasa (Mao *et al.*, 2006). Incluso, se argumenta que la presencia de moluscos puede también ayudar a disminuir la concentración de sedimentos en la columna de agua y mejorar la calidad del agua en los cultivos de camarón (Osorio *et al.*, 1993; Martínez y Martínez, 2006).

La exposición de los bivalvos a altas concentraciones de partículas suspendidas puede tener un efecto positivo o negativo dependiendo de las siguientes condiciones: la concentración y la calidad de las partículas, la especie de bivalvo considerada y su capacidad de procesar las partículas para ganar suficiente energía y crecer (Coutteau, 1992). Es importante recordar que la mayor fuente de sólidos provenientes de estanques camaroneros son partículas minerales suspendidas por la erosión de los muros y fondos de estanques, la materia orgánica particulada resultante de los desechos del alimento y de los fertilizantes, detritus y el fito- y zooplancton (Boyd y Tucker, 1998; Gautier *et al.*, 2001).

Los efectos negativos de la presencia de partículas en suspensión sobre los moluscos generalmente aparecen cuando incrementan sus concentraciones, afectando al crecimiento, la condición, la reproducción, la tasa de ingestión, el consumo de oxígeno y la excreción de desperdicios metabólicos por parte de los animales (Grant y Torpe, 1991; Hewitt, 2002; Cheung y Shin, 2005). Grant y Thorpe (1991) realizaron un experimento de larga exposición (35 días) con la almeja *Mya arenaria* que fue suspendida en un flujo de agua con sedimento intermareal (100-200 mg/L) y mediciones semanales demostraron una disminución del 6% en el consumo de oxígeno y un incremento del 86% en la

excreción de amonio después de los 35 días de exposición cuando comparados con animales expuestos a agua de mar filtrada.

Sin embargo, varios estudios demuestran que algunos invertebrados bentónicos poseen una variedad de mecanismos compensatorios para asistir en la regulación sobre la captura de partículas, principalmente variando la duración e intensidad de la tasa de alimentación o a través de la expulsión del exceso de material inorgánico filtrado en forma de pseudoheces (Bricelj y Malouf, 1984; Summers *et al.*, 1996; Bacon *et al.*, 1998). El molusco *Dressenia polymorpha* puede soportar incrementos bruscos de turbidez en el agua provocados por tormentas, con la producción de pseudoheces que le permite limpiar las branquias, favoreciendo el intercambio gaseoso y la respiración aeróbica y permitiendo obtener la cantidad de energía suficiente para su crecimiento y reproducción (Alexander *et al.*, 1994; Summers *et al.*, 1996). En el caso del ostión epibionte *Placopecten magallanicus* y de la almeja *M. arenaria* expuestos a un incremento en la concentración de seston combinado con diferentes concentraciones de arcilla, ambos animales redujeron su tasa de filtración, incrementaron la producción de pseudoheces y lograron mantener altas tasas de ingestión (Bacon *et al.*, 1998). Finalmente, un estudio experimental demostró que el mitílido *Perna viridis* de las costas de Hong Kong puede sobrevivir en aguas con altos niveles de TSS (sobre los 1200 mg/L), sin presentar mortalidad después de 96 horas de exposición (Shin *et al.*, 2002).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LOS MOLUSCOS UTILIZADOS:

En Ecuador se han descrito 112 especies de moluscos (Mora, 1990), de los cuales varios de ellos son comercializados localmente: la ostra de roca, la ostra japonesa, la ostra de manglar, la concha prieta, la pata de mula, la concha blanca y varios mejillones y almejas. Entre estos posibles candidatos se han escogido para el estudio a tres especies: la ostra japonesa (*Crassostrea gigas* Thunberg 1793), la ostra de roca (*Ostrea iridescens* Hanley 1854) y una almeja (*Chione subrugosa* Wood 1828).

La ostra japonesa u ostra del Pacífico consiste en un cuerpo blando encerrado por una concha dura de dos valvas. Generalmente la valva que permanece sobre el sustrato es más dura, casi plana y larga, mientras que la valva superior es más delgada, de forma irregular con estrías concéntricas onduladas y de menor tamaño (Fig. 1). La ostra japonesa es relativamente grande y puede llegar a medir más de 100 mm (Quayle y Newkirk, 1989). Como lo indica su nombre, es nativa de las costas de Japón, pero ha sido introducida en muchos otros lugares como reemplazo de especies locales sobre-explotadas, donde se ha desarrollado con éxito (Quayle y Newkirk, 1989). Las ostras son organismos que pueden desarrollarse en aguas salobres y saladas, su hábitat típico es el intermareal y presentan requerimientos de calidad de agua similares a los de un camarón (Osorio *et al.*, 1993). *C. gigas* se destaca por su eficiente capacidad de filtración, rápido crecimiento y tolerancia a un amplio rango de parámetros físicos tales como temperatura, salinidad y carga de limo en el agua (Shpigel y Blaylock, 1991; Almeida *et al.*, 1999).



Figura 1: Foto de un ejemplar de *C. gigas* utilizado durante el estudio.

La ostra de roca (*O. iridescens*) se caracteriza por tener una concha de talla mediana a grande (longitud promedio de 110 mm con un ancho promedio de 150 mm para los adultos), gruesa y de forma irregular (desde triangular, sub-rectangular hasta ovalada) (Fig. 2). La valva inferior, generalmente unida al sustrato, puede ser plana o cóncava; mientras que la superior, es menos plana y ligeramente arqueada (Mora, 1990). Su charnela es ancha con una serie de denticiones en los bordes laterales del margen dorsal. El color exterior es gris verdoso e interiormente tiene un lustre marrón metálico. Esta especie habita en costas rocosas del mar abierto, formando densos bancos entre el tercio inferior de la línea intermareal hasta los 7 m, pero también ha sido encontrada entre los 24-79 m de profundidad (Mora, 1990). Su distribución geográfica va desde La Paz, en el Golfo de California (México) hasta el norte de Perú y en Ecuador, se encuentra a lo largo de la costa incluyendo Esmeraldas, Manta, Puerto Cayo, Machalilla, Salango, Palmar, Playas y Data de Posorja (Mora, 1990). En ensayos preliminares en el CENAIM, *O. iridescens* ha demostrado resistir temperaturas de 34.5°C y salinidad de hasta 49 g/L.



Figura 2: Foto de un ejemplar de *O. iridescens* utilizado durante el estudio.

La almeja *C. subrugosa*, comúnmente llamada arrechita o concha rayada, se caracteriza por tener una concha pequeña, gruesa y de forma triangular redondeada, con su lado posterior más prolongado e inclinado que el anterior (Fig. 3). Su superficie externa presenta finas estrías concéntricas bien marcadas en la zona del umbo (Mora, 1990). Su color es variable, desde un blanco cremoso hasta café pálido, con tres a cuatro franjas radiales de color gris. En su talla adulta tiene una longitud promedio de 40 mm con un alto de 33 mm (Mora, 1990). Su distribución geográfica va desde Bahía Magdalena en Baja California (México) hasta el norte de Perú y en Ecuador se encuentra principalmente en Playas, Puerto El Morro, Puerto Bolívar y el archipiélago de Jambelí (Mora, 1990). *C. subrugosa* habita en áreas desprovistas de vegetación al borde del manglar, encontrándose en la superficie sobre un sustrato mixto de fango y arena, en el límite de la alta y baja marea. Esta almeja fue escogida por presentar una opción de filtrar el agua del efluente más cercana al fondo de un potencial estanque de sedimentación, ya que vive

enterrado en el sustrato. Según experimentos preliminares en el CENAIM, esta almeja resiste una temperatura de 32°C y a salinidades de hasta 42 g/L.



Figura 3: Foto de un ejemplar de *C. subrugosa* utilizado durante el estudio.

3.2. DESARROLLO DE LOS EXPERIMENTOS:

3.2.1. Obtención y aclimatación de los animales:

Adultos de *C. gigas* fueron cosechados del canal reservorio de la estación experimental de la Fundación CENAIM-ESPOL, donde estaban expuestos a rangos de temperaturas y salinidad de entre 25 y 30°C y de 34 a 40 g/L, respectivamente. Ejemplares adultos de *O. iridescens* y *C. subrugosa* fueron obtenidos con buceo apnea por parte de buzos locales y previa identificación de bancos naturales en las cercanías de San Pablo (Península de Santa Elena) y playa El Morro, respectivamente. Todos los animales fueron transportados en cubetas y sin agua por un periodo de máximo 24 horas hasta las instalaciones de la Fundación CENAIM-ESPOL donde se desarrollaron los bioensayos.

Del 15 de mayo al 13 de junio del 2006, los animales fueron aclimatados en el set experimental #20 del CENAIM. Las almejas fueron repartidas de noche en nueve

tanques de una tonelada cada uno, sobre una capa de 10 cm de sedimento traído de la estación experimental de la Fundación CENAIM-ESPOL y con agua de mar filtrada. Las ostras fueron repartidas de noche en 16 tanques de una tonelada cada uno y con agua de mar filtrada. Todos los tanques tenían aeración continua y estaban bajo la sombra de una malla ubicada a 3 metros del suelo para evitar registros de temperatura alta en las tardes. Durante la semana después del traslado e instalación en el CENAIM, se observaron desoves espontáneos en la mitad de los tanques con *O. iridescens*. Después de 10 días, todos los animales fueron aclimatados a una salinidad de 41 g/L, con la adición de agua del pantano del sector A de la estación experimental, mediante un incremento diario de 2 g/L. Cada día durante el periodo de aclimatación, se repartió de manera equitativa entre todos los tanques, 70 litros de un cultivo de *Chaetoceros* sp. en una concentración de 6×10^6 células/mL (resultando en una concentración aproximada de 200.000 células/mL en los tanques de aclimatación). En el laboratorio de Moluscos de la Fundación CENAIM-ESPOL, *Chaetoceros* sp. es utilizada con éxito como alimento para larvas y reproductores de *C. gigas*, por lo cual fue elegida como alimento en estos experimentos.

3.2.2. Fuente de agua:

El agua descargada del cultivo semi-intensivo de *P. vannamei* en el sector A de la estación experimental de la Fundación CENAIM-ESPOL, es recolectada en un pantano de 0.64 ha con 1 m de profundidad en promedio. El agua de este pantano fue trasladada y utilizada en la fase de aclimatación de los animales y durante el experimento. Los resultados de un programa de monitoreo quincenal para la calidad del agua de este pantano se presentan en la Tabla 3 (datos no publicados, Fundación CENAIM-ESPOL).

Tabla 3: Valores promedios (\pm desviación estándar), mínimos y máximos de las variables de calidad del agua evaluadas en el pantano del Sector A de la estación experimental de la Fundación CENAIM-ESPOL, durante el programa de monitoreo quincenal de sus efluentes (del 9 de enero al 24 de julio del 2006).

Variable	Promedio \pm D.E.	Valor mínimo	Valor máximo
Oxígeno disuelto (mg/L)	3.5 \pm 2.4	0.6	8.7
Temperatura (°C)	28.0 \pm 1.8	25.4	30.7
Salinidad (g/L)	39 \pm 3	35	46
pH	8.0 \pm 0.3	7.7	8.7
Alcalinidad total (mg CaCO ₃ /L)	160 \pm 28	79	189
Clorofila <i>a</i> (μ g/L)	100 \pm 38	29	172
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	8.17 \pm 6.22	3.00	25.53
Nitrógeno amoniacal total (mg N/L)	0.35 \pm 0.28	0.01	0.98
Nitrógeno total (mg N/L)	2.38 \pm 1.03	1.17	4.75
Fósforo total (mg P/L)	0.42 \pm 0.16	0.19	0.77
Total de sólidos en suspensión (mg/L)	141 \pm 79	13	350
Turbidez (NTU)	45.2 \pm 45.1	7.3	155.1

3.2.3. Diseño experimental:

Entre el 13 de junio y 8 de agosto del 2006 (ocho semanas), se corrieron en paralelo tres experimentos en el set experimental #20 del CENAIM, para evaluar el efecto de dos niveles de turbidez sobre el crecimiento de las tres especies de moluscos bivalvos. Veinticuatro tanques rectangulares de una tonelada (1.79 m de largo por 0.72 m de ancho y 0.60 m de profundidad) recibieron una capa de 6 cm de sedimento proveniente de la estación experimental de la Fundación CENAIM-ESPOL. Dieciséis tanques fueron sembrados cada uno con 27 ejemplares adultos de ostras repartidos en 4 pearl-nets instalados a 35 cm de la superficie del agua (densidad de siembra equivalente a 35 ostras por m³); de los cuales ocho recibieron ejemplares de *C. gigas* y los demás fueron sembrados con *O. iridescens*. Finalmente, los ocho tanques restantes fueron sembrados cada uno con 170 ejemplares adultos de *C. subrugosa* distribuidos sobre la capa de sedimento (densidad de siembra equivalente a 132 almejas por m²).

Todos los tanques se llenaron al inicio y tuvieron un recambio de agua semanal del 50%, con agua traída del pantano del Sector A de la estación experimental de la Fundación CENAIM-ESPOL, como forma de simular cosechas regulares que llegan a una potencial piscina de sedimentación. Además, todos los tanques recibían cada día alrededor de 70 L de un cultivo de *Chaetoceros* sp., la que lograba una concentración de entre 10,000 y 80,000 células/mL de esta alga como fuente de alimento suplementaria. Todos los tanques tenían aireación continua a través de una piedra difusora instalada a 20 cm de la superficie del agua. Sin embargo, para lograr dos niveles de sólidos en suspensión, la mitad de los tanques (cuatro tanques por cada especie de molusco) tenía un segundo sistema de aireación dirigido al fondo del tanque sobre una cantidad de sedimento contenido en un tubo de PVC (10 cm de diámetro y 6 cm de altura) que se llenaba dos veces al día y que fueron monitoreados cada dos horas durante el día. Como se indica en la Tabla 4, este segundo sistema de aireación favoreció la resuspensión del sedimento e incrementó de manera artificial la concentración de sólidos en suspensión ($p < 0.01$). En total, se tenían ocho tanques por especie de molusco, repartidos en dos tratamientos (sin y con resuspensión de sólidos), con cuatro réplicas para cada tratamiento.

Tabla 4: Promedios (\pm desviación estándar) de la concentración de TSS en los tanques sin y con resuspensión artificial de sólidos. Donde: n = tamaño de la muestra y p = probabilidad asociada a la prueba de t-Student para muestras independientes de comparación de medias.

Fecha	Sin resuspensión	Con resuspensión	N	p
12 Junio 2006 ⁽¹⁾	96 \pm 6	124 \pm 10	12 – 12	<u><0.01</u>
15 Junio - 8 Agosto 2006 ⁽²⁾	89 \pm 26	113 \pm 25	96 – 96	<u><0.01</u>

⁽¹⁾Prueba de contraste entre los dos tratamientos durante la fase de aclimatación de los animales.

⁽²⁾Diferenciación entre los dos tratamientos durante la corrida de los experimentos, basada en la concentración total de sólidos en suspensión medida cada semana, el día posterior al recambio del 50% del volumen de agua de los tanques experimentales.

3.3. ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS:

3.3.1. Medición de los parámetros ambientales:

Cada día a las 08h30, se revisaron todos los tanques para reportar animales muertos y se registraron la temperatura y la concentración de oxígeno disuelto con un oxigenómetro (modelo YSI 55). Cada semana después de terminar el recambio de agua, se registraron la salinidad con la ayuda de un refractómetro (marca VITAL-SINE), el pH del agua mediante pHmetro (modelo TOA HM 55) y se tomaron muestras de agua para evaluar la alcalinidad total por titulación con una solución de ácido sulfúrico hasta alcanzar un pH de 4.5 (APHA *et al.*, 1998). Los valores promedios de estos diferentes parámetros ambientales se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5: Valores promedios (\pm desviación estándar), mínimos y máximos de las variables ambientales que se presentaron durante el periodo experimental, para todos los tanques utilizados en los experimentos.

Variable	Promedio \pm D.E.	Valor mínimo	Valor máximo	# muestras
Oxígeno disuelto (mg/L)	5.33 \pm 1.09	1.97	8.19	1,008
Temperatura (°C)	22.7 \pm 0.7	21.1	25.9	1,353
Salinidad (g/L)	41 \pm 1	39	43	240
pH	8.3 \pm 0.3	7.5	8.9	408
Alcalinidad total (mg CaCO ₃ /L)	150 \pm 12	117	179	192
TAN (mg/L)	0.175 \pm 0.234	0.002	1.894	408

3.3.2. Biometría de los animales:

Al final del periodo de aclimatación y antes de repartir a los animales de manera aleatoria entre los diferentes tanques, se seleccionaron 27 representantes al azar de cada grupo de animales para disección y separación del tejido blando de las valvas, los cuales fueron pesados separadamente en una balanza semi-analítica (METTLER AE 240, 0.0001 g de precisión), secados a 60°C durante 24 horas y pesados de nuevo. Con estos datos se obtuvieron los siguientes parámetros biométricos: peso húmedo de la parte blanda

(PHPB), peso húmedo de las valvas (PHV), peso seco de la parte blanda (PSPB), y peso seco de las valvas (PSV). Estos datos fueron también utilizados para el cálculo del índice de condición (IC) de acuerdo a la siguiente fórmula (Smolders *et al.*, 2002):

$$\text{Índice de condición (IC)} = \frac{\text{Peso Seco de las Partes Blandas}}{\text{Peso Seco de las Valvas}} \times 100$$

Durante el transcurso del experimento, se estimó tres veces el peso húmedo total (PHT) de una sub-muestra de 10 animales marcados de cada tanque con una balanza electrónica (Shimadzu, Libror EB-3200D; 0.1 g de precisión). Además, se midieron con un calibrador (0.01 mm de precisión) los siguientes parámetros de biometría: el largo (dimensión antero-posterior máxima, paralela a la charnela), el alto (dimensión dorso-ventral máxima, perpendicular a la charnela) y el ancho (Fig. 4; Coutteau, 1992). Al final del experimento y después de la última biometría, los mismos 10 animales de cada tanque fueron disectados para separar el tejido blando de las valvas y evaluar los siguientes pesos finales: PHV, PHPB, PSV y PSPB, así como el índice de condición de acuerdo a la fórmula presentada arriba.

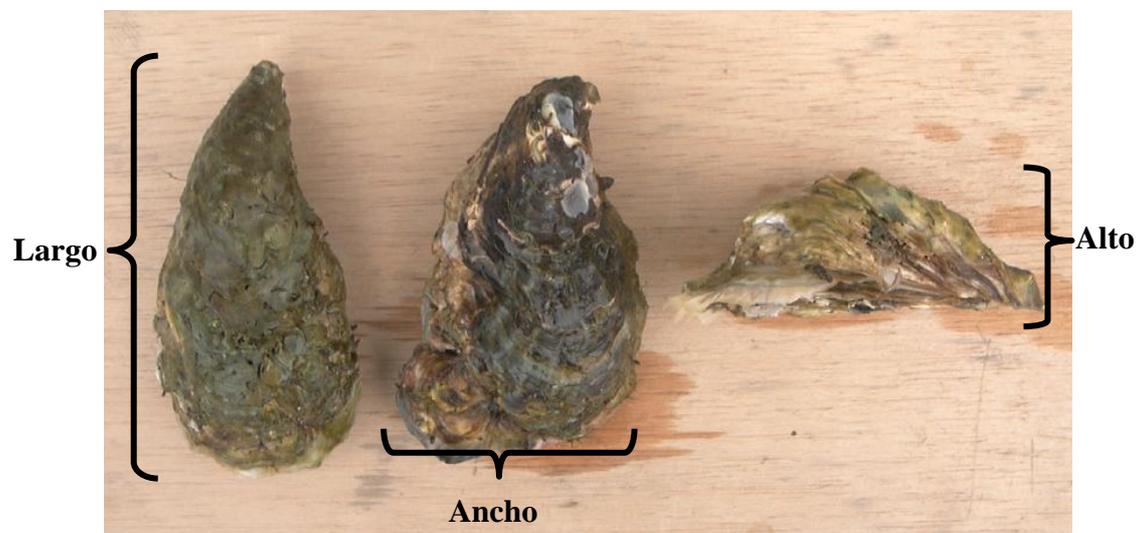


Figura 4: Indicación de los registros biométricos evaluados durante los experimentos.

3.3.3. Determinación del estado de madurez sexual:

Al inicio del experimento se determinó el estado de madurez desde la sub-muestra de 27 animales de cada molusco, seleccionados desde el grupo de cada animales aclimatados, mediante una evaluación visual cualitativa en una escala de desarrollo de 0 (no maduro) a 4 (maduro). El mismo proceso se repitió al final de los experimentos con cada uno de los 10 animales marcados muestreados en cada tanque.

3.3.4. Evaluación de los parámetros de calidad de agua:

Dos veces a la semana, el día antes y el día después del recambio del 50% del volumen de agua, se colectó 1 L de agua en la parte central de cada tanque que fue llevado al laboratorio para análisis. Sobre una sub-muestra de 100 mL, se determinó la concentración total de sólidos en suspensión (TSS) retenidos sobre un filtro Whatman GF/F (0.7 μm de apertura de poro) después de secado a 104°C durante 24 horas (APHA *et al.*, 1998). Se utilizó otra sub-muestra de 20 mL para determinar la turbidez con ayuda de un Nefelómetro (APHA *et al.*, 1998). Además, entre 100 y 500 mL de la muestra original fueron filtrados (filtro Whatman GF/F de 0.7 μm de apertura poro) y los pigmentos de la muestra retenida sobre el filtro fueron extraídos con una solución de acetona:metanol (5:1) a temperatura de 65°C para la determinación de la concentración de clorofila *a* mediante lectura con espectrofotómetro (GENESYS 20) a una absorbancia de 665 nm y con corrección por feofitina (Pechar, 1987). Sobre el agua filtrada, se determinó la concentración de nitrógeno amoniacal total (TAN) por el método del fenolhipoclorito (Solórzano, 1969). Finalmente, se tomaron muestras de 50 mL en

frascos estériles para cuantificación de *Vibrio* sp. por siembra duplicada en agar TCBS (Colwell, 1984).

3.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS:

Para evaluar si hubo crecimiento o no de los moluscos durante las ocho semanas de los experimentos, se compararon los promedios de biometría obtenidos al final del periodo de aclimatación o en el primer registro de biometría con los promedios obtenidos al final de los experimentos, mediante pruebas t-Student. Las pruebas se realizaron separadamente para cada molusco, sobre todos los animales de los dos tratamientos o dentro de cada tratamiento sobre los animales correspondientes. Para cumplir con los requisitos de la prueba de t-Student, se comprobaron la normalidad de los datos (prueba de Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de las varianzas (prueba de Bartlett) (Zar, 1996) y se transformaron los datos en caso necesario al Log_{10} de la variable o $\frac{1}{x}$ (ver Anexo 1 para detalles de las transformaciones realizadas). Con los datos de PHPB, PHV, PSPB, PSV e IC, se realizaron pruebas t-Student para muestras independientes; mientras que con los datos de PHT, Alto, Ancho y Largo se realizaron pruebas de t-Student para muestras pareadas por haber registrado estos parámetros sobre animales marcados.

Para evaluar el efecto de la concentración de sólidos en suspensión sobre el crecimiento de los moluscos, se compararon los promedios finales de biometría entre tratamientos (animales sometidos a la resuspensión de sedimento y animales de tanques sin resuspensión de sedimento), mediante pruebas de t-Student para muestras independientes, en forma separada para cada molusco. Para cumplir con los requisitos de la prueba, se comprobaron la normalidad de los datos (prueba de Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de las varianzas (prueba de Bartlett) y se transformaron los datos en caso

necesario a Log_{10} o seno de la variable (ver Anexo 2 para detalles de las transformaciones realizadas).

Finalmente, para evaluar el efecto de la siembra de los moluscos sobre la calidad del agua, se realizaron pruebas t-Student para muestras pareadas, comparando el promedio de las variables de calidad de agua (clorofila *a*, turbidez, TSS y *Vibrio* sp.) de los cuatro tanques sin resuspensión de sedimentos de un molusco, del día justo después del recambio de agua (tiempo 0) con el promedio del siguiente muestreo correspondiente al día justo antes del siguiente recambio de agua (tiempo 1). Las comparaciones se repitieron ocho veces, aprovechando de las mediciones que se tomaron a lo largo de las ocho semanas de los experimentos. No se utilizaron los datos evaluados en los tanques con resuspensión de sólidos, por estimar que la resuspensión artificial y continua de los sólidos interfiere con la evaluación del efecto de filtración de los diferentes moluscos. Una vez más, para cumplir con los requisitos de la prueba, se comprobaron la normalidad de los datos (prueba de Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de las varianzas (prueba de Bartlett). En casos necesarios, se transformaron los datos a Log_{10} de la variable, Log_{10} de la variable + 1, o se cambió a la prueba no paramétrica equivalente de Wilcoxon para muestras pareadas (ver Anexo 3 para detalles de las transformaciones realizadas y de las ocasiones en las cuales se utilizaron pruebas no paramétricas).

Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el programa computacional STATISTICA 4.1 (1994-2000, StatSoft, Oklahoma, EE.UU.).

4. RESULTADOS

4.1. CRECIMIENTO DE LA OSTRAS DEL PACÍFICO Y EFECTO DE LA RESUSPENSIÓN DE SÓLIDOS:

Se sembraron un total de 216 ejemplares adultos de *C. gigas* y se observaron siete animales muertos durante el transcurso del experimento, lo que equivale a una tasa de mortalidad del 3.2%. El registro de ostras muertas fue similar en ambos tratamientos (tres ostras muertas en el tratamiento sin resuspensión y cuatro en el tratamiento con resuspensión de sólidos) y coincidió con la cuarta y la octava semanas del experimento.

Las ostras del Pacífico tenían un peso húmedo total (PHT) al inicio de entre 54.9 y 225.0 g y se registró un incremento promedio para todos los tanques de 6.7 g ($p < 0.01$) después de las ocho semanas de cultivo (Tabla 6). Este incremento en peso húmedo fue asociado con un incremento significativo de los demás registros biométricos ($p < 0.01$ en todos los casos), del orden del 63-70% para el peso de las partes blandas, del 21-29% para el peso de las valvas y del 5% en las mediciones de longitud. El mayor incremento del peso de las partes blandas en relación con las valvas, ocasionó un aumento del índice de condición en los animales al final del bioensayo ($p < 0.01$).

Este comportamiento general del crecimiento de las ostras del Pacífico, se confirmó con el análisis de los datos biométricos dentro de cada tratamiento (Tabla 6). Además, al comparar los resultados biométricos al final del bioensayo entre los dos tratamientos, no se detectó un efecto de la resuspensión de sólidos sobre ninguno de los registros evaluados para *C. gigas* (Tabla 7). A pesar de no ser significativo, es interesante notar

que los registros de PHPB, PSPB y PSV fueron superiores en el tratamiento con resuspensión de sólidos.

Tabla 6: Promedios (\pm desviación estándar) de los registros biométricos de *C. gigas* para los ocho tanques (Todos los animales) y para los cuatro tanques de cada tratamiento (Sin resuspensión de sólidos y Con resuspensión de sólidos); donde p es el resultado de la prueba de t-Student y n el tamaño de la muestra.

TODOS LOS ANIMALES					
Registro biométrico	Final aclimatación (10 junio)	Inicio biometría (16 junio)	Final biometría (12 agosto)	p	n
PHPB (g)	6.56 \pm 2.03		10.69 \pm 3.31	<0.01	27 - 71
PHV (g)	87.2 \pm 21.5		105.9 \pm 27.1	<0.01	27 - 71
PSPB (g)	0.96 \pm 0.30		1.63 \pm 0.51	<0.01	27 - 71
PSV (g)	62.4 \pm 17.5		80.7 \pm 22.8	<0.01	27 - 71
PHT (g)		137.2 \pm 35.8	143.9 \pm 35.5	<0.01	73 - 73
Alto (mm)		36.4 \pm 6.1	38.1 \pm 5.1	<0.01	73 - 73
Ancho (mm)		52.3 \pm 7.1	55.1 \pm 7.1	<0.01	73 - 73
Largo (mm)		104.8 \pm 14.0	107.8 \pm 13.6	<0.01	73 - 73
IC (%)	1.58 \pm 0.45		2.07 \pm 0.57	<0.01	27 - 71
ANIMALES EN TANQUES SIN RESUSPENSIÓN DE SÓLIDOS					
Registro biométrico	Final aclimatación (10 junio)	Inicio biometría (16 junio)	Final biometría (12 agosto)	p	n
PHPB (g)	6.56 \pm 2.03		10.46 \pm 3.69	<0.01	27 - 35
PHV (g)	87.2 \pm 21.6		101.7 \pm 28.2	0.03	27 - 35
PSPB (g)	0.96 \pm 0.30		1.59 \pm 0.57	<0.01	27 - 35
PSV (g)	62.4 \pm 17.5		77.9 \pm 24.6	<0.01	27 - 35
PHT (g)		134.9 \pm 39.0	144.0 \pm 38.8	<0.01	37 - 37
Alto (mm)		35.6 \pm 5.7	37.7 \pm 4.9	<0.01	37 - 37
Ancho (mm)		52.0 \pm 6.0	55.5 \pm 5.9	<0.01	37 - 37
Largo (mm)		104.0 \pm 14.8	108.1 \pm 14.3	<0.01	37 - 37
IC (%)	1.58 \pm 0.45		2.11 \pm 0.68	<0.01	27 - 35
ANIMALES EN TANQUES CON RESUSPENSIÓN DE SÓLIDOS					
Registro biométrico	Final aclimatación (10 junio)	Inicio biometría (16 junio)	Final biometría (12 agosto)	p	n
PHPB (g)	6.56 \pm 2.03		10.90 \pm 2.93	<0.01	27 - 36
PHV (g)	87.2 \pm 21.5		110.0 \pm 25.7	<0.01	27 - 36
PSPB (g)	0.96 \pm 0.30		1.66 \pm 0.44	<0.01	27 - 36
PSV (g)	62.4 \pm 17.5		83.5 \pm 20.8	<0.01	27 - 36
PHT (g)		139.7 \pm 32.6	143.8 \pm 32.3	<0.01	36 - 36
Alto (mm)		37.3 \pm 6.4	38.6 \pm 5.3	0.03	36 - 36
Ancho (mm)		52.5 \pm 8.2	54.6 \pm 8.2	<0.01	36 - 36
Largo (mm)		105.6 \pm 13.3	107.5 \pm 13.0	<0.01	36 - 36
IC (%)	1.58 \pm 0.45		2.03 \pm 0.44	<0.01	27 - 36

Tabla 7: Promedios (\pm desviación estándar) de los registros biométricos finales de *C. gigas* por tratamiento y la probabilidad asociada (p) para la comparación de media con la prueba de t-Student.

Registro biométrico	Sin resuspensión de sólidos	Con resuspensión de sólidos	p	n
PHPB (g)	10.46 \pm 3.69	10.90 \pm 2.93	0.58	35-36
PHV (g)	101.7 \pm 28.2	110.0 \pm 25.7	0.20	35-36
PSPB (g)	1.59 \pm 0.57	1.66 \pm 0.44	0.59	35-36
PSV (g)	77.9 \pm 24.6	83.5 \pm 20.8	0.31	35-36
PHT (g)	144.0 \pm 38.8	143.8 \pm 32.3	0.98	37-36
Alto (mm)	37.7 \pm 4.9	38.6 \pm 5.3	0.44	37-36
Ancho (mm)	55.5 \pm 5.9	54.6 \pm 8.2	0.62	37-36
Largo (mm)	108.1 \pm 14.3	107.5 \pm 13.0	0.85	37-36
IC (%)	2.11 \pm 0.68	2.03 \pm 0.44	0.53	35-36

Al final de la aclimatación, cerca del 50% de *C. gigas* estuvo en estado 0 de madurez, mientras que 26% de los 27 ejemplares se encontraban en estado 1 (Fig. 5). Sin embargo, al final del experimento, en los animales de los tanques sin resuspensión de sólidos predominaron los estados 0, 2 y 3 (alrededor de 25-30% en cada categoría), mientras que la mayoría de los animales de los tanques con resuspensión de sólidos estaban en estado 1 (36%), con algunos animales que ya presentaban un estado de madurez 4 (3%; n=35).

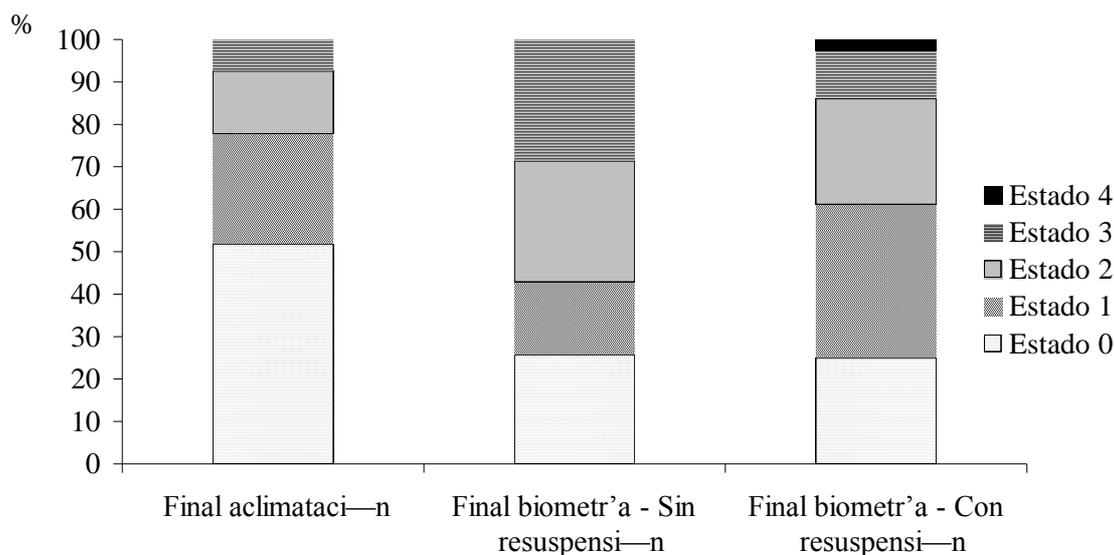


Figura 5: Distribución porcentual de los diferentes estados de madurez en *C. gigas* al final de la aclimatación y al final del experimento para cada tratamiento.

4.2. EFECTO DE LA OSTRA DEL PACÍFICO SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA EN LOS TANQUES SIN RESUSPENSIÓN DE SÓLIDOS:

Los valores de turbidez reportados durante el experimento en los tanques de *C. gigas* sin resuspensión de sólidos estuvieron entre 0.6 y 14.0 NTU, observando los valores más altos en la tercera semana del bioensayo (Tabla 8). Al nivel de las concentraciones de clorofila *a* y TSS, no se observan variaciones entre semanas con unos valores promedios de 19 µg/L y 89 mg/L, respectivamente. Finalmente, las concentraciones de *Vibrio* sp. fluctuaron entre 0 y 2,695 UFC/mL, con valores promedios más altos en la tercera y sexta semanas del bioensayo.

Al comparar los promedios de las variables de calidad de agua en el día después del recambio del 50% del volumen de agua (Día 1) con el día justo antes del siguiente recambio de agua (Día 6), se observó una disminución significativa de la turbidez durante el transcurso de estos 5 días, en 75% de las semanas (Tabla 8). El porcentaje de disminución o remoción de la turbidez de la columna de agua estuvo entre 27 y 92%. En dos de las semanas (semanas 6 y 7) se observó también una reducción en la concentración de clorofila *a* ($p=0.02$ en ambos casos), correspondiente a un porcentaje de remoción de entre 38 y 54%. Sin embargo, las comparaciones para la concentración total de sólidos en suspensión indicaron una reducción significativa del 44% solamente en la cuarta semana donde también se observó una disminución de la turbidez, mientras que se detectó un incremento del 60% en la siguiente semana ($p<0.01$ y $p=0.02$, respectivamente). En el caso de *Vibrio* sp., la alta variabilidad entre tanques no permite observar un patrón definido en sus concentraciones, notando únicamente un alto incremento durante la segunda semana del bioensayo ($p=0.02$) y, a pesar de no ser significativo, una fuerte disminución en la sexta semana ($p=0.08$).

Tabla 8: Promedios semanales (\pm desviación estándar) de turbidez y de las concentraciones de clorofila *a*, TSS y *Vibrio* sp. en los tanques de *C. gigas* sin resuspensión de sólidos.

Turbidez (NTU)								
Semana	1	2	3	4	5	6	7	8
Día 1	2.1 \pm 0.2	1.5 \pm 0.1	12.8 \pm 1.5	3.2 \pm 0.5	2.0 \pm 0.2	2.1 \pm 0.7	0.4 \pm 0.1	1.8 \pm 0.2
Día 6	1.0 \pm 0.1	1.0 \pm 0.3	1.0 \pm 0.3	0.7 \pm 0.1	0.6 \pm 0.0	1.5 \pm 0.4	0.1 \pm 0.0	1.8 \pm 0.5
p	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.07	0.04	0.03	1.00
% cambio	-52	-34	-92	-79		-27	-49	
Clorofila a (μg/L)								
Semana	1	2	3	4	5	6	7	8
Día 1	20 \pm 4	17 \pm 6	28 \pm 11	26 \pm 13	25 \pm 14	29 \pm 12	17 \pm 3	13 \pm 5
Día 6	19 \pm 13	24 \pm 7	20 \pm 7	15 \pm 4	10 \pm 1	13 \pm 5	11 \pm 4	11 \pm 4
p	0.98	0.39	0.36	0.23	0.14	0.02	0.02	0.55
% cambio						-54	-38	
Sólidos total en suspensión (mg/L)								
Semana	1	2	3	4	5	6	7	8
Día 1	73 \pm 34	58 \pm 9	99 \pm 5	105 \pm 3	66 \pm 12	69 \pm 45	114 \pm 12	89 \pm 26
Día 6	54 \pm 19	91 \pm 21	95 \pm 1	59 \pm 4	105 \pm 25	107 \pm 14	103 \pm 11	123 \pm 31
p	0.17	0.11	0.32	<0.01	0.02	0.22	0.26	0.31
% cambio				-44	+60			
<i>Vibrio</i> sp. (UFC/mL)								
Semana	1	2	3	4	5	6	7	8
Día 1	207 \pm 186	94 \pm 87	941 \pm 833	38 \pm 51	11 \pm 10	1625 \pm 1210	108 \pm 110	280 \pm 447
Día 6	110 \pm 53	900 \pm 293	103 \pm 62	91 \pm 143	69 \pm 67	15 \pm 13	605 \pm 843	146 \pm 153
p	0.38	0.02	0.15	0.52	0.19	0.08	0.34	0.58
% cambio		+6699						

Donde Día 1 = un día después del recambio del 50% del volumen de agua; Día 6 = un día antes del siguiente recambio de agua; p = la probabilidad asociada a la prueba t-Student para muestras pareadas entre los dos promedios; y % cambio = la estimación del porcentaje de disminución o incremento de estas variables durante el transcurso de los cinco días cuando se detectó una diferencia significativa entre los dos promedios.

4.3. CRECIMIENTO DE LA OSTRA DE ROCA Y EFECTO DE LA RESUSPENSIÓN DE SÓLIDOS:

Se sembraron un total de 216 ejemplares adultos de *O. iridescens* y se observaron solamente cuatro animales muertos durante el transcurso de las ocho semanas del experimento, obteniéndose una mortalidad final del 1.9%. Como observado con las ostras del Pacífico, el registro de animales muertos ocurrió en la cuarta y octava semanas del bioensayo.

Al inicio del experimento, las ostras de roca tenían un peso húmedo total de entre 59.3 y 328.3 g y se registró un incremento promedio para todos los tanques de 2.6 g ($p < 0.01$) después de las ocho semanas de cultivo (Tabla 9). Este incremento general en peso fue asociado con un incremento del orden del 24-33% en los pesos reportados para las partes blandas ($p < 0.01$, en los dos casos) y en un rango del 12-19% en las mediciones de longitud ($p < 0.01$ en los tres casos). Sin embargo, no hubo incremento en el peso de las valvas, ya sea estimado como peso húmedo ($p = 0.65$) o como peso seco ($p = 0.59$). El incremento en peso de las partes blandas se reflejó en un incremento del índice de condición de los animales ($p < 0.01$) al final del experimento.

Este comportamiento general del crecimiento de las ostras de roca, se confirmó con una análisis de los datos biométricos dentro de cada tratamiento (Tabla 9), con la excepción del grupo de animales sometidos a la resuspensión de sólidos por los cuales no se obtuvo un incremento en el peso seco de las partes blandas ($p = 0.06$), en el alto ($p = 0.51$), ni en el ancho ($p = 0.08$). Esta diferencia obtenida con las mediciones del alto del animal se confirman al comparar los resultados entre tratamientos al final del bioensayo, donde los animales en tanques con resuspensión de sólidos presentaron un promedio en esta medición más bajo que los animales de tanques sin resuspensión ($p < 0.01$; Tabla 10). Las diferencias al final del experimento entre los dos grupos de animales para el PHT y el PHPB apuntan hacia el mismo patrón ($p = 0.08$ y $p = 0.07$; respectivamente).

Tabla 9: Promedios (\pm desviación estándar) de los registros biométricos de *O. iridescens* para los ocho tanques (Todos los animales) y para los cuatro tanques de cada tratamiento (Sin resuspensión de sólidos y Con resuspensión de sólidos); donde p es el resultado de la prueba de t-Student y n el tamaño de la muestra.

TODOS LOS ANIMALES					
Registro biométrico	Final aclimatación (11 junio)	Inicio biometría (22 junio)	Final biometría (13 agosto)	p	n
PHPB (g)	12.62 \pm 4.69		16.92 \pm 5.12	<0.01	26 - 70
PHV (g)	170.1 \pm 52.1		165.5 \pm 47.1	0.65	26 - 70
PSPB (g)	2.10 \pm 0.75		2.61 \pm 0.92	0.01	26 - 70
PSV (g)	146.3 \pm 47.4		140.9 \pm 40.8	0.59	26 - 70
PHT (g)		194.1 \pm 55.2	196.8 \pm 55.7	<0.01	78 - 78
Alto (mm)		34.8 \pm 6.3	35.4 \pm 6.5	<0.01	78 - 78
Ancho (mm)		69.7 \pm 15.5	71.0 \pm 16.1	<0.01	78 - 78
Largo (mm)		103.6 \pm 12.3	104.8 \pm 11.8	<0.01	77 - 77
IC	1.48 \pm 0.42		1.91 \pm 0.57	<0.01	26 - 70
ANIMALES EN TANQUES SIN RESUSPENSIÓN DE SÓLIDOS					
Registro biométrico	Final aclimatación (11 junio)	Inicio biometría (22 junio)	Final biometría (13 agosto)	p	n
PHPB (g)	12.62 \pm 4.69		17.91 \pm 4.55	<0.01	27 - 38
PHV (g)	170.1 \pm 52.1		172.1 \pm 41.9	0.79	27 - 38
PSPB (g)	2.10 \pm 0.75		2.74 \pm 1.04	<0.01	27 - 38
PSV (g)	146.3 \pm 47.4		145.6 \pm 36.4	0.95	26 - 38
PHT (g)		203.7 \pm 47.7	207.1 \pm 47.9	<0.01	39 - 39
Alto (mm)		36.1 \pm 6.3	37.1 \pm 6.4	<0.01	39 - 39
Ancho (mm)		70.7 \pm 15.2	72.6 \pm 15.7	<0.01	39 - 39
Largo (mm)		103.0 \pm 10.7	104.3 \pm 9.2	0.05	39 - 39
IC	1.48 \pm 0.42		1.94 \pm 0.65	<0.01	26 - 38
ANIMALES EN TANQUES CON RESUSPENSIÓN DE SÓLIDOS					
Registro biométrico	Final aclimatación (11 junio)	Inicio biometría (22 junio)	Final biometría (13 agosto)	p	n
PHPB (g)	12.62 \pm 4.69		15.74 \pm 5.56	0.02	27 - 32
PHV (g)	170.1 \pm 52.1		157.7 \pm 52.3	0.41	27 - 32
PSPB (g)	2.10 \pm 0.75		2.45 \pm 0.73	0.06	27 - 32
PSV (g)	146.3 \pm 47.4		135.4 \pm 45.4	0.38	26 - 32
PHT (g)		183.6 \pm 61.2	184.9 \pm 61.6	<0.01	38 - 38
Alto (mm)		33.2 \pm 6.1	33.3 \pm 6.1	0.51	38 - 38
Ancho (mm)		68.7 \pm 16.2	69.5 \pm 16.8	0.08	38 - 38
Largo (mm)		104.1 \pm 13.8	105.4 \pm 14.1	0.02	38 - 38
IC	1.48 \pm 0.42		1.88 \pm 0.48	<0.01	26 - 32

Tabla 10: Promedios (\pm desviación estándar) de los registros biométricos finales de *O. iridescens* por tratamiento y la probabilidad asociada (p) para la comparación de media con la prueba de t-Student.

Registro biométrico	Sin resuspensión de sólidos	Con resuspensión de sólidos	p	n
PHPB (g)	17.91 \pm 4.55	15.74 \pm 5.56	0.07	38-32
PHV (g)	172.1 \pm 41.9	157.7 \pm 52.3	0.28	38-32
PSPB (g)	2.74 \pm 1.04	2.45 \pm 0.73	0.19	38-32
PSV (g)	145.6 \pm 36.4	135.4 \pm 45.4	0.29	38-32
PHT (g)	207.1 \pm 47.9	184.9 \pm 61.6	0.08	39-38
Alto (mm)	37.1 \pm 6.4	33.3 \pm 6.1	≤ 0.01	39-38
Ancho (mm)	72.6 \pm 15.7	69.5 \pm 16.8	0.40	39-38
Largo (mm)	104.3 \pm 9.2	105.4 \pm 14.1	0.69	39-38
IC (%)	1.94 \pm 0.65	1.88 \pm 0.48	0.67	38-32

Al final de la aclimatación el 67% de *O. iridescens* estuvo en los estados 0 y 1 de madurez (n=27), con el resto de los animales en los estados 2, 3 y 4 (Fig. 6). Al final del experimento, se presentó un incremento de animales en estado 1 y no se observaron animales en estado 4, independientemente del tratamiento. Además, en los tanques sin resuspensión de sólidos se mantuvieron el 19% de los animales en estado 2 y el 8% en estado 3, mientras que en los tanques con resuspensión de sólidos no presentaban animales en estado 3.

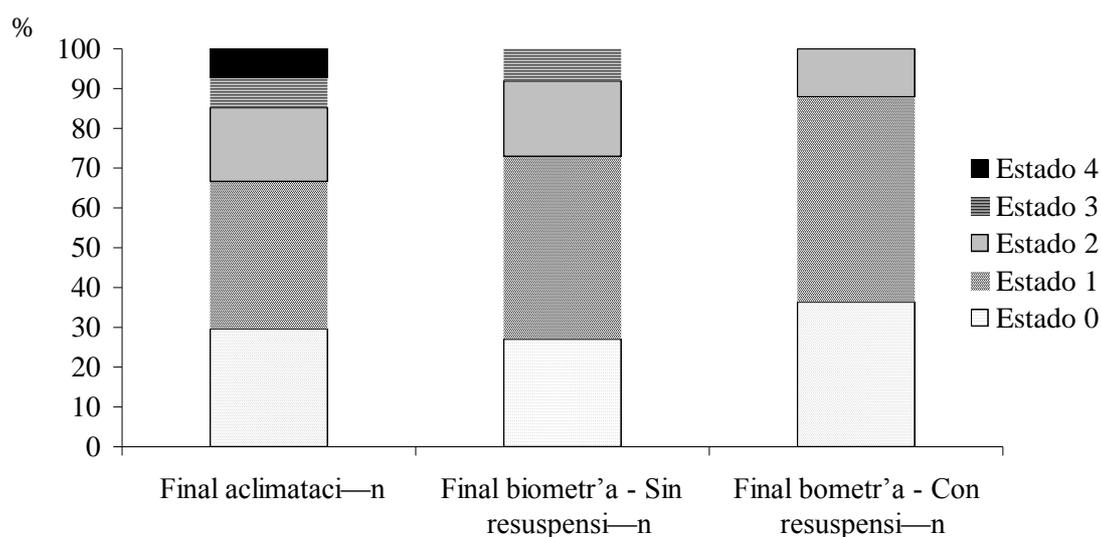


Figura 6: Distribución porcentual de los diferentes estados de madurez en *O. iridescens* al final de la aclimatación y al final del experimento para cada tratamiento.

4.4. EFECTO DE LA OSTRAS DE ROCA SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA EN LOS TANQUES SIN RESUSPENSIÓN DE SÓLIDOS:

Los valores de turbidez, concentración total de sólidos en suspensión y concentración de *Vibrio* sp. en los tanques de *O. iridescens* sin resuspensión de sólidos presentaron promedios estables entre semanas, oscilando entre 0.1 y 6.2 NTU, 43 y 172mg/L, y 0 y 3,760 UFC/mL, respectivamente (Tabla 11). Al contrario, las concentraciones de clorofila *a* que fueron comprendidas entre 0 y 150 µg/L, fueron más altas en la quinta semana del bioensayo y presentaron un promedio de 87 µg/L.

Al comparar los promedios de las variables de calidad del agua en el día después del recambio del 50% del volumen de agua (Día 1) con el día justo antes del siguiente recambio de agua (Día 6), se observó una disminución significativa de la turbidez en la cuarta, quinta, sexta y séptima semanas (Tabla 11). En dos de las semanas (semanas 5 y 7) se observó también una reducción de la concentración de clorofila *a* ($p < 0.01$ y $p = 0.01$, respectivamente), mientras que la concentración total de sólidos en suspensión presentó una reducción significativa la cuarta semana ($p = 0.01$). El porcentaje de disminución de estas variables osciló entre 41 y 83%. En el caso de *Vibrio* sp., se observó un patrón similar al encontrado para la ostra del Pacífico, con un incremento durante la segunda semana del bioensayo ($p < 0.01$) y, en este caso, una disminución significativa en la sexta semana ($p = 0.03$).

Tabla 11: Promedios semanales (\pm desviación estándar) de turbidez y de las concentraciones de clorofila *a*, TSS y *Vibrio* sp. en los tanques de *O. iridescens* sin resuspensión de sólidos.

Turbidez (NTU)								
Semana	1	2	3	4	5	6	7	8
Día 1	3.2 \pm 1.3	2.5 \pm 1.4	1.9 \pm 0.8	4.0 \pm 1.5	3.4 \pm 1.0	1.9 \pm 0.4	2.8 \pm 0.6	1.7 \pm 0.4
Día 6	2.5 \pm 1.8	1.8 \pm 1.8	1.3 \pm 0.8	1.1 \pm 0.8	0.7 \pm 0.2	1.1 \pm 0.2	0.9 \pm 0.5	1.1 \pm 0.4
p	0.13	0.06	0.18	<u>0.05</u>	<u><0.01</u>	<u>0.03</u>	<u>0.02</u>	0.18
% cambio				-69	-79	-41	-68	
Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)								
Semana	1	2	3	4	5	6	7	8
Día 1	39 \pm 6	35 \pm 11	38 \pm 15	56 \pm 22	87 \pm 29	33 \pm 14	21 \pm 5	15 \pm 12
Día 6	38 \pm 22	28 \pm 18	37 \pm 38	31 \pm 26	14 \pm 6	17 \pm 4	12 \pm 7	11 \pm 1
p	0.90	0.31	0.93	0.31	<u><0.01</u>	0.12	<u>0.01</u>	0.59
% cambio					-83		-47	
Sólidos total en suspensión (mg/L)								
Semana	1	2	3	4	5	6	7	8
Día 1	96 \pm 53	52 \pm 7	106 \pm 5	109 \pm 4	78 \pm 17	101 \pm 5	104 \pm 7	108 \pm 6
Día 6	71 \pm 20	92 \pm 26	99 \pm 7	64 \pm 14	107 \pm 17	101 \pm 9	100 \pm 9	112 \pm 25
p	0.52	0.07	0.33	<u>0.01</u>	0.18	0.94	0.26	0.81
% cambio				-41				
<i>Vibrio</i> sp. (UFC/mL)								
Semana	1	2	3	4	5	6	7	8
Día 1	44 \pm 51	38 \pm 31	275 \pm 177	6 \pm 9	11 \pm 10	1450 \pm 1752	13 \pm 10	194 \pm 305
Día 6	64 \pm 45	938 \pm 982	185 \pm 191	208 \pm 42	69 \pm 67	18 \pm 17	206 \pm 186	38 \pm 75
p	0.53	<u><0.01</u>	0.65	0.14	0.19	<u>0.03</u>	0.24	0.43
% cambio		+34				-92		

Donde Día 1 = un día después del recambio del 50% del volumen de agua; Día 6 = un día antes del siguiente recambio de agua; p = la probabilidad asociada a la prueba t-Student para muestras pareadas entre los dos promedios; y % cambio = la estimación del porcentaje de disminución o incremento de estas variables durante el transcurso de los cinco días cuando se detectó una diferencia significativa entre los dos promedios.

4.5. CRECIMIENTO DE LA ALMEJA Y EFECTO DE LA RESUSPENSIÓN DE SÓLIDOS:

Se sembraron un total de 1,360 ejemplares adultos de *C. subrugosa* y se observaron un total de 37 animales muertos, lo que equivale a una tasa de mortalidad final del 2.7%. Tres de los animales marcados del tratamiento con resuspensión de sólidos murieron. Los restantes 34 animales se encontraron muertos al final del experimento, enterrados en el lodo, 27 animales pertenecientes al tratamiento sin resuspensión de sólidos y siete pertenecientes al tratamiento con resuspensión de sólidos.

Al inicio del experimento, las almejas tenían un peso húmedo total de entre 5.1 y 13.3 g y se registró un incremento promedio para todos los tanques de 0.3 g ($p < 0.01$), después de las ocho semanas de cultivo (Tabla 12). Este incremento general en peso fue asociado con un incremento del orden del 18-31% en los pesos de las partes blandas ($p < 0.01$ en los dos casos) y en un rango del 2% en las mediciones de longitud ($p < 0.01$ en los tres casos). Sin embargo, no hubo incremento en el peso de las valvas, ya sea estimado como peso húmedo ($p = 0.36$) o como peso seco ($p = 0.39$). El incremento en peso de las partes blandas se reflejó en un aumento del índice de condición de los animales ($p < 0.01$) al final del experimento.

Este comportamiento general del crecimiento de las almejas se confirmó con un análisis de los datos biométricos dentro de cada tratamiento (Tabla 12), con la excepción del grupo de animales sometidos a la resuspensión de sólidos para los cuales no se obtuvo un incremento en el peso seco de las partes blandas ($p = 0.08$). Al comparar los resultados biométricos al final del bioensayo entre los tratamientos, se observó un efecto negativo de la resuspensión de sólidos sobre el PHPB ($p = 0.02$), el PSPB ($p = 0.01$), el ancho ($p = 0.03$) y el largo ($p < 0.01$) de los animales (Tabla 13). A pesar de no ser significativo es interesante notar que los registros de PHV, PSV, PHT e IC fueron superiores en el tratamiento sin resuspensión de sólidos ($p = 0.13$, $p = 0.06$, $p = 0.13$ y $p = 0.12$, respectivamente).

Tabla 12: Promedios (\pm desviación estándar) de los registros biométricos de *C. subrugosa* para los ocho tanques (Todos los animales) y para los cuatro tanques de cada tratamiento (Sin resuspensión de sólidos y Con resuspensión de sólidos); donde p es el resultado de la prueba de t-Student y n el tamaño de la muestra.

TODOS LOS ANIMALES					
Registro biométrico	Final aclimatación (9 junio)	Inicio biometría (14 junio)	Final biometría (11 agosto)	p	n
PHPB (g)	1.29 \pm 0.25		1.69 \pm 0.36	<0.01	30 - 75
PHV (g)	6.7 \pm 0.8		7.1 \pm 1.1	0.36	30 - 75
PSPB (g)	0.28 \pm 0.06		0.33 \pm 0.08	<0.01	30 - 75
PSV (g)	6.7 \pm 0.8		6.9 \pm 1.1	0.39	30 - 75
PHT (g)		9.5 \pm 1.6	9.8 \pm 1.5	<0.01	77 - 77
Alto (mm)		16.9 \pm 1.0	17.2 \pm 1.0	<0.01	77 - 77
Ancho (mm)		30.5 \pm 1.8	31.0 \pm 1.7	<0.01	77 - 77
Largo (mm)		24.6 \pm 1.6	25.3 \pm 1.9	<0.01	77 - 77
IC (%)	4.19 \pm 0.69		4.84 \pm 0.99	<0.01	30 - 75
ANIMALES EN TANQUES SIN RESUSPENSIÓN DE SÓLIDOS					
Registro biométrico	Final aclimatación (9 junio)	Inicio biometría (14 junio)	Final biometría (11 agosto)	p	n
PHPB (g)	1.29 \pm 0.25		1.78 \pm 0.39	<0.01	30 - 38
PHV (g)	6.7 \pm 0.8		7.3 \pm 1.1	0.11	30 - 38
PSPB (g)	0.28 \pm 0.06		0.35 \pm 0.09	<0.01	30 - 38
PSV (g)	6.7 \pm 0.8		7.1 \pm 1.1	0.08	30 - 38
PHT (g)		9.7 \pm 1.6	10.1 \pm 1.5	<0.01	40 - 40
Alto (mm)		16.9 \pm 0.9	17.3 \pm 0.9	<0.01	40 - 40
Ancho (mm)		30.7 \pm 1.7	31.4 \pm 1.6	<0.01	40 - 40
Largo (mm)		25.1 \pm 1.4	25.8 \pm 1.9	<0.01	40 - 40
IC (%)	4.19 \pm 0.69		5.01 \pm 1.11	0.02	30 - 38
ANIMALES EN TANQUES CON RESUSPENSIÓN DE SÓLIDOS					
Registro biométrico	Final aclimatación (9 junio)	Inicio biometría (14 junio)	Final biometría (11 agosto)	p	n
PHPB (g)	1.29 \pm 0.25		1.59 \pm 0.29	<0.01	30 - 37
PHV (g)	6.7 \pm 0.8		6.9 \pm 1.1	0.98	30 - 37
PSPB (g)	0.28 \pm 0.06		0.31 \pm 0.06	0.08	30 - 37
PSV (g)	6.7 \pm 0.8		6.6 \pm 1.1	0.85	30 - 37
PHT (g)		9.3 \pm 1.6	9.5 \pm 1.5	0.02	37 - 37
Alto (mm)		16.9 \pm 1.0	17.1 \pm 1.0	<0.01	37 - 37
Ancho (mm)		30.2 \pm 2.0	30.6 \pm 1.7	<0.01	37 - 37
Largo (mm)		24.2 \pm 1.8	24.6 \pm 1.6	<0.01	37 - 37
IC (%)	4.19 \pm 0.69		4.66 \pm 0.82	0.02	30 - 37

Tabla 13: Promedios (\pm desviación estándar) de los registros biométricos finales de *C. subrugosa* por tratamiento y la probabilidad asociada (p) para la comparación de media con la prueba de t-Student.

Registro biométrico	Sin resuspensión de sólidos	Con resuspensión de sólidos	p	n
PHPB (g)	1.78 \pm 0.39	1.59 \pm 0.29	0.02	38-37
PHV (g)	7.3 \pm 1.1	6.9 \pm 1.1	0.13	38-37
PSPB (g)	0.35 \pm 0.09	0.31 \pm 0.06	0.01	38-37
PSV (g)	7.1 \pm 1.1	6.6 \pm 1.1	0.06	38-37
PHT (g)	10.1 \pm 1.5	9.5 \pm 1.5	0.13	40-37
Alto (mm)	17.3 \pm 0.9	17.1 \pm 1.0	0.26	40-37
Ancho (mm)	31.4 \pm 1.6	30.6 \pm 1.7	0.03	40-37
Largo (mm)	25.8 \pm 1.9	24.6 \pm 1.6	<0.01	40-37
IC (%)	5.01 \pm 1.11	4.66 \pm 0.82	0.12	38-37

Al final de la aclimatación, cerca del 90% de *C. subrugosa* estuvo en estados 1 y 2 de madurez y el resto de los animales en estado 3 (n=27; Fig. 7). Sin embargo, al final del experimento, los animales de ambos tratamientos estuvieron mayormente en estado 1 (74% para los tanques sin resuspensión de sólidos y 54% para los tanques con resuspensión de sólidos), con porcentajes menores de animales en estados 0 y 2. En ningún momento se observaron animales en estado 4.

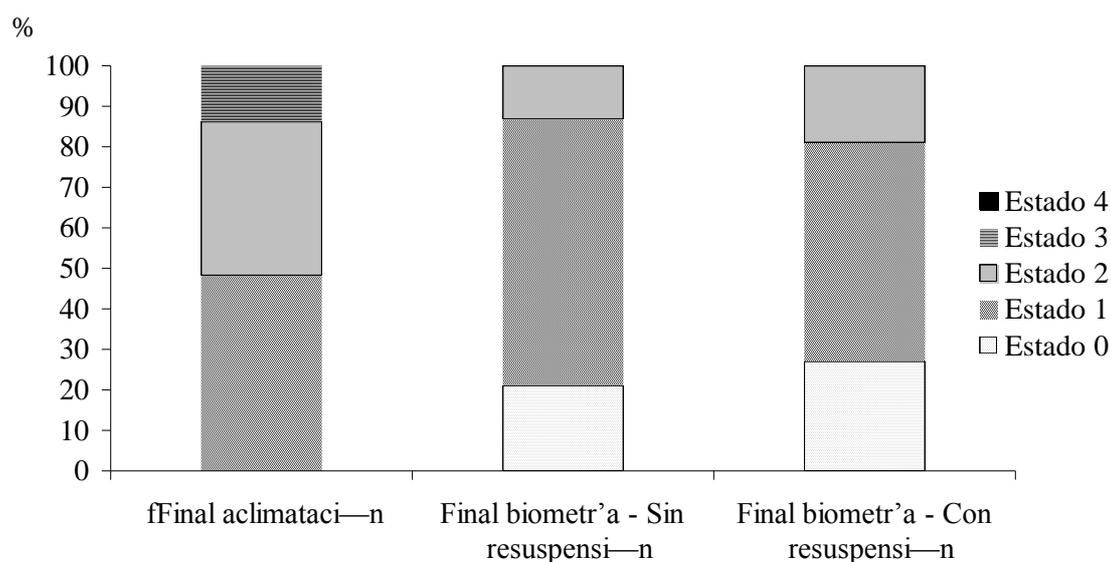


Figura 7: Distribución porcentual de los diferentes estados de madurez en *C. subrugosa* al final de la aclimatación y al final del experimento para cada tratamiento.

4.6. EFECTO DE LA ALMEJA SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA EN LOS TANQUES SIN RESUSPENSIÓN DE SÓLIDOS:

Los valores de turbidez reportados durante el experimento en los tanques de *C. subrugosa* sin resuspensión de sólidos estuvieron entre 0.9 y 9.5 NTU, observando los valores más altos en la cuarta semana del bioensayo (Tabla 14). Al nivel de las concentraciones de clorofila *a*, el promedio fue de 31 µg/L, con valores más altos de la cuarta a la sexta semana. Las concentraciones de TSS oscilaron entre 26 y 171 mg/L con promedios más altos la tercera, cuarta, séptima y octava semanas del bioensayo. Finalmente, las concentraciones de *Vibrio* sp. fluctuaron entre 0 y 2,755 UFC/mL, con valores promedios más altos en la tercera y sexta semanas del bioensayo, comportamiento idéntico al observado en los tanques con los dos otros tipos de moluscos.

A comparar los promedios de las variables de calidad del agua en el día después del recambio del 50% del volumen de agua (Día 1) con el día justo antes del siguiente recambio de agua (Día 6), se observó una disminución significativa de la turbidez en 75% de las semanas (Tabla 14). En dos de las semanas (semanas 5 y 7), se observó también una reducción de la concentración de clorofila *a* ($p < 0.01$ y $p = 0.02$, respectivamente), mientras que la concentración total de sólidos en suspensión presentó una reducción significativa en la cuarta semana ($p < 0.01$). El porcentaje de disminución de estas variables osciló entre 35 y 77%. Sin embargo, es importante notar el incremento significativo en la concentración de TSS durante la quinta semana, a pesar que se observó una disminución significativa de la turbidez y de la concentración de clorofila *a*. En el caso de *Vibrio* sp., se observó un patrón similar al encontrado con las dos ostras, presentando un incremento durante la segunda semana del bioensayo ($p < 0.01$) y, a pesar de no ser significativa, una disminución en la sexta semana ($p = 0.06$). Sin embargo, se

observó también un alto incremento en la concentración de *Vibrio* sp. durante la cuarta semana.

Tabla 14: Promedios semanales (\pm desviación estándar) de turbidez y de las concentraciones de clorofila *a*, TSS y *Vibrio* sp. en los tanques de *C. subrugosa* sin resuspensión de sólidos.

Turbidez (NTU)								
Semana	1	2	3	4	5	6	7	8
Día 1	3.0 \pm 0.6	3.8 \pm 2.9	3.0 \pm 1.0	7.5 \pm 2.0	4.4 \pm 0.8	3.6 \pm 0.5	3.8 \pm 0.7	2.6 \pm 0.8
Día 6	1.9 \pm 1.1	2.4 \pm 1.9	3.4 \pm 3.6	1.9 \pm 0.8	1.5 \pm 0.6	1.8 \pm 0.9	1.6 \pm 0.6	1.7 \pm 0.6
p	0.03	0.07	0.76	0.02	<0.01	0.01	<0.01	0.02
% cambio	-39			-73	-68	-51	-59	-35
Clorofila a (μg/L)								
Semana	1	2	3	4	5	6	7	8
Día 1	24 \pm 5	31 \pm 8	35 \pm 5	52 \pm 23	83 \pm 13	63 \pm 16	22 \pm 8	14 \pm 9
Día 6	27 \pm 10	35 \pm 13	21 \pm 2	26 \pm 11	20 \pm 8	17 \pm 7	17 \pm 7	14 \pm 6
p	0.59	0.67	0.01	0.21	<0.01	0.02	0.52	0.92
% cambio			-39		-77	-72		
Sólidos total en suspensión (mg/L)								
Semana	1	2	3	4	5	6	7	8
Día 1	76 \pm 11	67 \pm 9	107 \pm 7	106 \pm 7	65 \pm 5	80 \pm 36	105 \pm 4	104 \pm 8
Día 6	86 \pm 58	85 \pm 19	99 \pm 3	64 \pm 9	97 \pm 5	121 \pm 7	100 \pm 5	101 \pm 9
p	0.71	0.24	0.06	<0.01	<0.01	0.07	0.35	0.76
% cambio				-39	+49			
<i>Vibrio</i> sp. (UFC/mL)								
Semana	1	2	3	4	5	6	7	8
Día 1	36 \pm 24	30 \pm 24	165 \pm 80	3 \pm 5	15 \pm 24	95 \pm 36	14 \pm 21	51 \pm 38
Día 6	109 \pm 92	1361 \pm 963	125 \pm 141	124 \pm 109	21 \pm 33	16 \pm 21	869 \pm 1232	88 \pm 95
p	0.26	<0.01	0.56	<0.01	0.80	0.06	0.86	0.47
% remoción		+56		+4133%				

Donde Día 1 = un día después del recambio del 50% del volumen de agua; Día 6 = un día antes del siguiente recambio de agua; p = la probabilidad asociada a la prueba t-Student para muestras pareadas entre los dos promedios; y % cambio = la estimación del porcentaje de disminución o incremento de estas variables durante el transcurso de los cinco días cuando se detectó una diferencia significativa entre los dos promedios.

5. DISCUSIÓN

5.1. ACLIMATACIÓN Y CRECIMIENTO DE LOS MOLUSCOS:

Los factores ambientales más importantes para la supervivencia de los moluscos en cultivo son la temperatura, la disponibilidad en alimento, la concentración en sólidos inorgánicos, la salinidad del agua y la concentración en nutrientes inorgánicos disueltos (Coutteau, 1992; Sobral y Widdows, 2000; Baker *et al.*, 2002). El rango de temperatura observado en el experimento (21-26°C) coincide con rangos reportados para estas especies en sus hábitats naturales, lo que pudo haber contribuido a las bajas tasas de mortalidades observadas (3.2% para *C. gigas*, 1.9% para *O. iridescens* y 2.7% para *C. subrugosa*), muy comparables a datos obtenidos con cultivos de moluscos en ambiente natural. Una evaluación del cultivo de *C. gigas* en la Bahía de Marennes-Oléron (Francia) reporta una tasa de mortalidad del 5% durante el mes de Julio cuando se presentan temperaturas similares a las reportadas en este experimento (20-25°C) (Soletchink *et al.*, 2005). En el caso de *O. iridescens*, estudios en México reportan una tasa mensual de mortalidad del 0.2% para temperaturas de 23 a 32°C, salinidades de 31-34 g/L y una concentración de oxígeno disuelto de 3-5 mg/L (Stuardo y Martinez, 1975; Melchor, 2002). Finalmente, en el caso particular de las almejas, la tasa de mortalidad se ve también afectada por la disponibilidad de sustrato para enterrarse. El porcentaje de mortalidad observado para *C. subrugosa* en este estudio es comparable con los rangos de mortalidad observados con la almeja *Tapes dorsatus* de entre 0 y 2%, en una evaluación del efecto del sustrato (lodo o arena) sobre el crecimiento y la supervivencia de este molusco (animales de 10 ± 0.2 g, 6 meses de prueba, 21-26°C y 27-31 g/L de salinidad) (Paterson y Nell, 1997).

Sin embargo, el rango de salinidad (39-43 g/L), la concentración promedio de nitrógeno amoniacal total (0.175 ± 0.234 mg/L) y algunos registros de sólidos totales en suspensión (>100 mg/L) fueron más altos que valores reportados generalmente en aguas costeras, sin ser anormales para efluentes de granjas camaroneras. Se establece que los animales no se vieron afectados por estas condiciones y se concluye que se adaptaron a la calidad del efluente de la estación experimental de la Fundación CENAIM-ESPOL. Otros estudios también mostraron la capacidad de adaptación de los moluscos a algunos parámetros ambientales fuera de los rangos naturales. Jones *et al.* (2002) mantuvieron a la ostra *S. commercialis* en el agua de un efluente de granjas camaroneras con concentraciones de TSS de 140 mg/L y de clorofila *a* de 26 µg/L, reportando una mortalidad de 1.5%. Por otro lado, Nell y Paterson (1997) trabajando con las almejas *T. dorsatus* y *Katelia rhytiphora*, no observaron mortalidades al mantenerlas durante siete y nueve días, respectivamente, a 40 g/L de salinidad.

El crecimiento de los moluscos tiene una variación estacional, anual, regional e incluso entre sitios cercanos (Quayle y Kewkirk, 1989). Generalmente, sigue el modelo de von Bertalanffy que predice que el tamaño de un animal está relacionado con su edad, presentando una curva de crecimiento exponencial en las edades menores y una disminución en la pendiente de la curva a medida que pasa el tiempo (Melchor, 2002; Chávez *et al.*, 2005). Todos los parámetros biométricos registrados para *C. gigas* incrementaron durante los 64 días entre las dos mediciones, para todos los animales, estando o no sometidos a la resuspensión de sólidos. Sin embargo, *O. iridescens* y *C. subrugosa* no presentaron crecimiento en el peso de las valvas, a pesar de reportar pequeños incrementos significativos en las mediciones de longitud (alto, ancho y largo).

Los pesos secos de las partes blandas de las ostras (1.63 g para *C. gigas* y 2.61 g para *O. iridescens* al final del experimento) se encuentran dentro del rango obtenido por Ren *et al.* (2003) de 1.2 a 2.8 g para *C. gigas* cultivadas en el estrecho de Marlborough (Nueva Zelanda). El incremento en el peso húmedo de las partes blandas registrado para las dos ostras (4.1 g para *C. gigas* y 4.3 g para *O. iridescens*) entre el final del periodo de aclimatación y el final del bioensayo, equivale a un crecimiento diario de 0.06-0.07 g, muy parecido a las tasas de crecimiento observadas en el ambiente natural para animales adultos. Muniz *et al.* (1986), en un seguimiento durante un año, obtuvieron un crecimiento diario promedio de 0.03 g para *C. gigas* cultivadas en Cabo Frio, Brasil (animales con un peso húmedo total de 100 g). El incremento en peso húmedo de las partes blandas de la almeja fue de 0.40 g, equivalente a un crecimiento diario de 0.01 g, siendo el valor más bajo registrado en este estudio si se expresa de forma porcentual.

El índice de condición es comúnmente utilizado para evaluar el posible efecto de las condiciones medioambientales y/o diferentes contaminantes sobre el crecimiento de los bivalvos (Mercado, 2005). El aumento significativo que se obtuvo para este parámetro en las tres especies refuerza la opinión que las condiciones del bioensayo no fueron adversas. Sin embargo, los índices de condición obtenidos al final del estudio para *C. gigas* y *O. iridescens* (2.07 y 1.91, respectivamente) se encuentran en la parte baja de los rangos reportados en la literatura para ostras adultas. Mercado (2005) reporta índices de condición para ejemplares de *Crassostrea virginica* (≥ 78 mm de largo) en la Bahía de Sapelo (Georgia, EE.UU., 23-26°C, 26-29 g/L de salinidad) de 2.01 para animales expuestos a un pobre aporte de nutrientes y de 2.40 para animales expuestos a una mayor circulación de agua y mejores condiciones nutricionales. Un índice de condición similar de 2.4 fue obtenido para *C. gigas* utilizadas en el tratamiento de un efluente camaronero

(temperatura $>27^{\circ}\text{C}$; exposición de tres meses) (Shpigel y Blayock, 1991). Finalmente, Volety y Encomio (2001) reportan un índice de condición de 2.11 para *C. virginica* adultos expuestos a una salinidad de 32 g/L y una concentración total de sólidos particulados de 400 mg/L durante cinco semanas. En el caso de la almeja *C. subrugosa*, el índice de condición de 4.84 alcanzado al final del experimento refleja el buen estado fisiológico de los animales y es mayor al valor obtenido con la almeja *Rangia cuneata* (animales con un peso seco de las partes blandas de 0.25 g) de 1.5 en un estudio del efecto de la concentración de sólidos en suspensión sobre su crecimiento (Volety y Encomio, 2001).

Es interesante notar que el índice de condición inicial de las ostras del Pacífico en este estudio fue en promedio de 1.58, por debajo de los valores reportados en la literatura o los encontrados al final del experimento. Ese bajo índice podría ser el resultado del exceso de animales en el sistema de pearl-nets utilizado para su cultivo en el canal reservorio de la estación experimental, previo a su uso en el experimento (observaciones personales). De igual manera, el índice de condición inicial de *O. iridesens* (1.48) fue relativamente bajo, debido a los desoves que se observaron durante el periodo de aclimatación. Las reservas de glicógeno que se acumulan a medida que madura el molusco contribuyen al peso de la gónada, lo que influye sobre el peso de las partes blandas y por ende sobre el índice de condición del molusco (Cruz, 1986; Ngo *et al.*, 2002; Chávez *et al.*, 2007).

5.2. EFECTO DE LA RESUSPENSIÓN DE SÓLIDOS SOBRE EL CRECIMIENTO DE LOS MOLUSCOS:

La resuspensión de partículas en el agua es un fenómeno que ocurre de manera natural, ya sea por un fuerte viento en los ecosistemas someros o por una tormenta, y puede

incrementar los niveles de sólidos suspendidos hasta valores de 1000 mg/L (Baker *et al.*, 2002; Ellis *et al.*, 2002). Una de las respuestas de los moluscos a un incremento en sólidos es disminuir su tasa de filtración. En el caso de la almeja *Ruditapes decussatus* (34.6 mm de largo, 20°C, 32 g/L de salinidad, tres horas de exposición) esa respuesta fue observada cuando la concentración de sedimentos en suspensión superó los 300 mg/L (Sobral y Widdows, 2000), mientras que para las almejas *Paphies australis* y *Austrovenus stutchburyi* ocurrió en una concentración de TSS mayor a 500 mg/L (Hewitt, 2002; Hewitt y Norkko, 2007). Otra respuesta de los moluscos es a través del procesamiento del material inorgánico filtrado desde la columna de agua, envolviéndolo en un mucus antes de ingerirlo o eliminarlo al medio, lo que genera un gasto energético extra (Hancock y Hewitt, 2004).

Aunque en este experimento, la resuspensión artificial fue suficiente para producir dos tratamientos diferentes, no fue posible conseguir un efecto generalizado sobre las tres especies utilizadas, debido principalmente a las relativas bajas concentraciones de TSS registradas (104 ± 30 mg/L, con un valor mínimo de 2 mg/L y un valor máximo de 262 mg/L) y el corto tiempo del experimento (64 días). La ostra *C. gigas* no resultó afectada por la resuspensión de sólidos en ningunos de sus registros biométricos. Sin embargo, se observó en la cara interna de las valvas de algunos ejemplares, una acumulación de sedimento que fue cubierto por capas posteriores de carbonato de calcio. El género *Crassostrea* se caracteriza por la presencia de una cavidad interna donde se pueden acumular sedimentos y material no ingeridos y que funcionaría como un mecanismo de limpieza de los animales, permitiendo un gran flujo de agua sin invadir la cámara exhalante con sedimentos (Castillo y García, 1984).

En el caso de *O. iridescens* y *C. subrugosa* el incremento en sólidos en suspensión afectó de manera significativa a su crecimiento: en los registros de peso de las valvas y del peso seco de las partes blandas para ambas especies, y en el alto y el ancho de la ostra. Además, al comparar los registros biométricos de estas dos especies al final del bioensayo entre los animales sometidos a la resuspensión artificial de sedimentos y los animales en tanques control, se observó un efecto negativo de los sólidos sobre el alto de la ostra de roca, y sobre los pesos de las partes blandas, el ancho y el largo de las almejas, siendo esta última especie la más vulnerable de los tres moluscos ensayados. Turner y Miller (1991) reportan un efecto similar para la almeja *Mercenaria mercenaria* (19.2 mm de largo, experimento de cuatro meses) con una disminución del 38% en su crecimiento cuando los animales fueron expuestos a niveles promedios de sólidos en suspensión de 193 mg/L.

5.3. EFECTO DE LOS MOLUSCOS SOBRE LAS VARIABLES DE CALIDAD DEL AGUA:

El diseño experimental utilizado en este trabajo fue formulado para evaluar el crecimiento de los bivalvos, pero un registro semanal de algunos parámetros ambientales permitió evaluar el posible efecto de los moluscos sobre la calidad del agua. Sin embargo, las disminuciones obtenidas en los cuatro parámetros evaluados (turbidez, clorofila *a*, sólidos en suspensión y *Vibrio* sp.) se pudo generar por un efecto de la presencia de los moluscos, así como por un efecto de la sedimentación ocurrida en el transcurso de los 5 días entre los dos muestreos evaluados semanalmente.

La turbidez fue el parámetro de calidad del agua que presentó con más frecuencia disminuciones significativas en un rango del 27 al 92%. Se observaron disminuciones en

seis de las ocho semanas en los tanques sembrados con *C. gigas* y *C. subrugosa*. *O. iridescens* fue menos efectiva en transparentar el agua registrando disminuciones significativas en turbidez solamente en cuatro semanas. En algunas ocasiones, estos cambios observados en los niveles de turbidez coincidieron con cambios en la concentración de clorofila *a* (en 17% de las ocasiones). Sin embargo, los cambios observados (incrementos o disminuciones) en la concentración total de sólidos en suspensión o en la concentración de *Vibrio* sp. parecen ser independientes del tipo de molusco sembrado por presentarse simultáneamente en los todos los tanques.

La relativa baja eficiencia de los moluscos en mejorar la calidad del agua encontrada en este experimento puede ser sustentada por tres razones. Boyd y Tucker (1998) reportan una disminución de tipo exponencial para sólidos en suspensión ocasionada por el efecto de la sedimentación, logrando 75% de remoción después de ocho horas de sedimentación. Durante esta investigación las muestras de agua para evaluar los parámetros de calidad del agua fueron tomadas más de 12 horas después del recambio semanal de agua. Este hecho podría explicar los niveles relativamente bajos de TSS registrados en algunos muestreos y la relativa baja remoción observada entre el día después del recambio y seis días más tarde. Por otro lado, los cambios observados podrían resultar más bien del efecto directo de los moluscos y no tanto del efecto de la sedimentación, reforzando la idea que la ostra del Pacífico y la almeja *C. subrugosa* podrían ser más eficientes en el tratamiento de los efluentes que la ostra de roca *O. iridescens*.

Por otro lado, las densidades de siembra evaluadas en este experimento en el caso de las ostras (35 por m³ o 0.03 ostra por L) fueron seleccionadas para proporcionar un adecuado crecimiento, pero se encuentran muy por debajo de los rangos de densidades utilizados en

ensayos de tratamiento de efluentes acuícolas. Jones y Preston (1999) compararon el efecto de diferentes densidades de *S. commercialis* (0.7, 0.5 y 0.2 ostra por L) sobre la calidad del efluente de una granja de producción de *P. japonicus*. A medida que incrementa la densidad de ostra, incrementa los niveles de remoción para los diferentes parámetros de calidad de agua evaluados, logrando a la densidad más alta un 92% de remoción para clorofila *a*, 51% para TSS, 42% para total de bacterias, 20% para nitrógeno total y 33% para fósforo total (Jones y Preston, 1999). Finalmente, el fitoplancton en el efluente de la estación experimental está dominado por la cianobacteria *Synechocystis* sp. que mide alrededor de 1 μm de diámetro (Datos no publicados, Fundación CENAIM-ESPOL). Estudios sobre la selectividad de las ostras sobre diferentes tipos de fitoplancton indican que prefieren ingerir partículas en un rango de talla de entre 15 y 45 μm , bajando significativamente sus tasas de remoción para partículas con diámetro menor a 10 μm (Barillé *et al.*, 1993; Dunphy *et al.*, 2006).

6. CONCLUSIONES

1. Se observaron bajas tasas de mortalidades en el transcurso de las ocho semanas del experimento (3.2% para *C. gigas*, 1.9% para *O. iridescens* y 2.7% para *C. subrugosa*), sin observar diferencias entre tanques con o sin resuspensión de sólidos.
2. El rango de temperatura observado en el experimento (21-26°C) coincide con rangos reportados para estas especies en sus hábitats naturales. Sin embargo, el rango de salinidad (39-43 g/L), la concentración promedio de nitrógeno amoniacal total (0.175 ± 0.234 mg/L) y algunos registros de sólidos totales en suspensión (>100 mg/L) fueron más altos que valores reportados en aguas costeras, sin ser anormales para efluentes de granjas camaroneras.
3. Todos los parámetros biométricos y el índice de condición registrados para *C. gigas* incrementaron durante los 64 días del experimento, para todos los animales, sin encontrar diferencia entre los animales sometidos o no a la resuspensión de sólidos. El peso húmedo total tuvo un incremento diario promedio de 0.07 g, mientras que los pesos de las partes blandas y de las valvas presentaron un incremento de entre 63-70% y 21-29%, respectivamente. El incremento promedio en las mediciones de longitud fue de 5%.
4. *O. iridescens* y *C. subrugosa* no presentaron un crecimiento significativo en el peso de las valvas, a pesar de reportar pequeños incrementos significativos en las mediciones de longitud (del 12 al 19% para *O. iridescens* y del 2% para *C. subrugosa*). Además, ambas especies fueron afectadas por la resuspensión de sólidos,

presentando valores menores en los pesos de las valvas y en el peso seco de las partes blandas para animales sometidos a la resuspensión de sólidos.

5. En base a las bajas mortalidades reportadas, los crecimientos positivos observados al final del experimento, el mejoramiento de los índices de condición y el hecho que los pesos secos de las partes blandas coinciden con rangos observados en condiciones naturales para animales adultos, se establece que las tres especies de moluscos se adaptaron a la calidad del efluente de la estación experimental de la Fundación CENAIM-ESPOL.

6. Se observó una disminución de la turbidez (del 27 al 92% del valor inicial en el transcurso de cinco días) en seis de las ocho semanas, para tanques sembrados con *C. gigas* y *C. subrugosa*, y solamente en cuatro semanas para tanques sembrados con *O. iridescens*. En el 17% de las ocasiones, estas disminuciones coincidieron con cambios en la concentración de clorofila *a*. No se encontró una coincidencia con las concentraciones de sólidos totales en suspensión, tampoco para las concentraciones de *Vibrio* sp.

7. RECOMENDACIONES

1. Es probable que un período de estudio más prolongado hubiese marcado algunas tendencias que se dejaron ver en este trabajo, las cuales sumarían evidencias del efecto de los sólidos en suspensión sobre la fisiología de estos moluscos. En el caso de *C. gigas* se observó una acumulación de sedimento en la cara interna de las valvas de algunos animales, que fue cubierta por capas posteriores de carbonato de calcio. Por otro lado, *O. iridescens* y *C. subrugosa* fueron negativamente afectadas por la resuspensión de los sólidos en algunos de sus parámetros biométricos. Se recomienda evaluar el efecto de una exposición larga (>12 meses) a efluentes camaroneros con concentraciones de TSS ≥ 100 mg/L, sobre la fisiología de ejemplares juveniles y adultos de las tres especies evaluadas en este estudio.
2. El presente estudio indica que los tres moluscos tienen potencial para adaptarse a efluentes camaroneros y mejorar su calidad, principalmente en reducir la turbidez del agua. Sin embargo, los resultados encontrados con la turbidez no fueron siempre confirmados con las variables de clorofila *a* y/o TSS. Se recomienda evaluar en un experimento específico, el potencial efecto de remoción de los tres moluscos sobre diferentes poblaciones naturales del fitoplancton, además de su efecto sobre la calidad de un efluente camaronero, y compararlo con el efecto de la sedimentación.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Achupallas, J. 2007. Problemática actual y futura de los ingredientes de los alimentos acuícolas. *Aqua Cultura* 61:12-13.
- Alexander, J., J. Thorpe, y R. Fell. 1994. Turbidity and temperature effects on oxygen consumption in the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 25:179-184.
- Almeida, M., J. Machado, y J. Coimbra. 1999. Growth and biochemical composition of *Crassostrea gigas* (Thunberg) and *Ostrea edulis* (Linné) in two estuaries from the north of Portugal. *Journal of Shellfish Research* 18(1):139-146.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association, y Water Environment Federation. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th Edition. APHA, Washington D.C., EE.UU.
- Bacon, G., B. Macdonald, y E. Ward. 1998. Physiological responses on infaunal (*Mya arenaria*) and epifaunal (*Placopecten magallanicus*) bivalve to variations in the concentration and quality of suspended particles. I. Feeding activity and selection. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 219:105-125.
- Baker, S., D. Heuberger, E. Phlips, y L. Sturmer, 2002. Water quality and its role on hard clam production. Technical Bulletin (University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences, Cooperative Extension Services) 6 pp.
- Barillé, L., J. Prou, M. Héral, y S. Bougrier. 1993. No influence of food quality, but ration-dependent retention efficiencies in the Japanese oyster *Crassostrea gigas*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 171:91-106.
- Boyd, C.E. 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture* 226:101-112.

- Boyd, C.E., y D. Teichert-Coddington. 1995. Dry matter, ash and elemental composition of pond culture *Penaeus vannamei* and *Penaeus stylirostris*. *Journal of the World Aquaculture Society* 26:88-92.
- Boyd, C.E., y C.S. Tucker. 1998. *Pond Aquaculture Water Quality Management*. Kluwer Academic Publishers, Massachusetts, EE.UU.
- Bricelj, V., y R. Malouf. 1984. Influence of algal and suspended sediment concentrations on the feeding physiology of the hard clam *Mercenaria mercenaria*. *Marine Biology* 84:155-165.
- Brzeski, V., y G. Newkirk. 1997. Integrated coastal food production systems – a review of current literature. *Oceanological and Coastal Management* 34(1):55-71.
- Burford, M., y P. Rothlisberg. 1997. Factors limiting phytoplankton production in a tropical continental shelf ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48:541-549.
- Casillas-Hernández, R., F. Magallón-Barajas, G. Portillo-Clarck, y F. Páez-Osuna. 2006. Nutrient mass balance in semi-intensive shrimp ponds from Sonora, México using two feeding strategies: trays and mechanical dispersal. *Aquaculture* 258:289-298.
- Castillo, Z. y A. García. 1984. Taxonomía y anatomía comparada de las ostras en las costas de México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, Contribución 484, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Chávez-Villalba, J., M. Lopez-Tapia, J. Mazón-Suástegui y M. Robles-Mungaray. 2005. Growth of the oyster *Crassostrea corteziensis* (Hertlein, 1951) in Sonora, México. *Aquaculture Research*, 36:1337-1344.

- Chávez-Villalba, J., R. Villelas-Ávila, y C. Cáceres-Martínez. 2007. Reproduction, condition and mortality of the pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg) in Sonora, México. *Aquaculture Research* 38:268-278.
- Cheung, S., y P. Shin. 2005. Size effects of suspended particles on gill damage in green-lipped mussel *Perna viridis*. *Marine Pollution Bulletin* 51:801-810.
- Chopin, T., A. Buschmann, C. Halling, M. Troell, N. Kautsky, A. Neori, G. Kraemer, J. Zertuche-González, C. Yarish, y C. Neefus. 2001. Integrating seaweeds into marine aquaculture systems: a key toward sustainability. *Journal of Phycology* 37:975-986.
- Colwell, R. 1984. *Vibrios in the Environment*. John Wiley & Sons, Inc., New York, EE.UU.
- Coutteau, P. 1992. Baker's yeast as substitute for micro-algae in the culture of filter-feeding organisms. PhD thesis, University of Ghent, Belgium.
- Cripps, J. A. y Berghein. 2000. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering* 22:33-56.
- Cruz, R. 1986. Gametogénesis y desove de *Chione subrugosa* (Wood, 1928) (Bivalvia: Veneridae) en el golfo de Nicoya, Costa Rica. *Uniciencia* 3:31-35.
- Dunphy, B.J., R.M.G. Wells, y A.G. Jeffs. 2006. Oxygen consumption and enzyme activity of the subtidal flat oyster (*Ostrea chilensis*) and intertidal Pacific oyster (*Crassostrea gigas*): responses to temperature and starvation. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 40(1):149-158.
- Ellis, J., V. Cummings, J. Hewitt, S. Thrush, y A. Norkko. 2002. Determining effects of suspended sediment on condition of a suspension feeding bivalve (*Atrina zelandica*): results of a survey, a laboratory experiment and a field transplant experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 267:147-174.

- Erlar, D., P. Pollard, P. Duncan, y W. Knibb. 2004. Treatment of shrimp farm effluent with omnivorous finish and artificial substrates. *Aquaculture Research* 35: 816-827.
- Gautier, D., J. Amador, y F. Newmark. 2001. The use of mangrove wetland as a biofilter to treat shrimp pond effluents: preliminary results of an experiment on the Caribbean coast of Colombia. *Aquaculture Research* 32:787-799.
- Grant, J., y B. Thorpe. 1991. Effects of suspended sediment on growth, respiration and excretion of the soft-shell clam (*Mya arenaria*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 48:1285-1292.
- Halide, H., P. Ridd, E. Peterson, y D. Foster. 2003. Assessing sediment removal capacity of vegetated and non-vegetated settling ponds in prawn farms. *Aquacultural Engineering* 27:295-314.
- Hancock, N., y J. Hewitt. 2004. Modeling the effects of muddy waters on shellfish. *Water and Atmosphere* 12(2):16-17.
- Hewitt, J. 2002. Effect of increased suspended sediment on suspension-feeding shellfish. *Water and Atmosphere* 10(4): 26-27.
- Hewitt, J. y J. Norkko. 2007. Incorporating temporal variability of stressors into studies: an example using suspension-feeding bivalves and elevated suspended sediment concentrations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 341:131-141.
- Jackson, C., N. Preston, y P. Thompson. 2004. Intake and discharge nutrient loads at three intensive shrimp farms. *Aquaculture Research* 35:1053-1061.
- Jamu, D., L. Zhimin, y R. Piedrahita. 1999. Relationship between Secchi disk visibility and chlorophyll *a* in aquaculture ponds. *Aquaculture* 170:205-214.
- Johnston, D., M. Lourey, D. Van Tien, T. Luu, y T. Xuan. 2002. Water quality and plankton densities in mixed shrimp-mangrove forestry farming systems in Vietnam. *Aquaculture Research* 33:785-798.

- Jones, A., y N. Preston. 1999. Sydney rock oyster, *Saccostrea commercialis* (Iredale and Roughley) filtration of shrimp farm effluent: the effects on water quality. *Aquaculture Research* 30:51-58.
- Jones, A., W. Dennison, y N. Preston. 2001. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. *Aquaculture* 193:155-178.
- Jones, A., N. Preston, y W. Dennison. 2002. The efficiency and condition of oysters and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. *Aquaculture Research* 33:1-19.
- Kouka, P., y C., Engle, 1994. Cost of alternative effluent treatments for catfish production. Southern Regional Aquaculture Center Publication No. 467, Southern Regional Aquaculture Center, Stoneville, MS.
- Kwei, L.C., e Y. Yang. 2003. Minimizing environmental impacts of freshwater aquaculture and reuse of pond effluents and mud. *Aquaculture* 226: 57-68.
- La Rosa, T., S. Mirto, A. Marina, V. Alonzo, T.L. Maueri, y A. Mazzola. 2001. Heterotrophic bacteria community and pollution indicators of mussel-farm impact in the Gulf of Gaeta (Tyrrhenian Sea). *Marine Environmental Research* 25:301-321.
- Lefebvre, S., L. Barillé, y M. Clerc. 2000. Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) feeding responses to a fish-farm effluent. *Aquaculture* 187:185-198.
- Mao, Y., Y. Zhou, Y. Hongsheng, y R. Wang. 2006. Seasonal variation in metabolism of cultured Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, in Sanggou Bay, China. *Aquaculture* 253:322-333.
- Marinho-Soriano E., C. Morales, y W. Moreira. 2002. Cultivation of *Gracilaria* (Rhodophyta) in shrimp pond effluents in Brazil. *Aquaculture Research* 33:1081-1086.

- Martínez-Cordova, L., y M. Martínez-Porchas 2006. Polyculture of Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, giant oyster, *Crassostrea gigas*, and black clam, *Chione fluctifraga*, in ponds in Sonora, México. *Aquaculture* 258:321-326.
- Mazzola, A., y G. Sarà. 2001. The effect of fish farming organic waste on food availability for bivalve mollusk (Gaeta Gulf, Central Tyrrhenian, MED): stable carbon isotopic analysis. *Aquaculture* 192:361-379.
- Melchor, J. 2002. Mortalidad y crecimiento del ostión de roca, *Crassostrea iridescens* (Hanley 1854), en San Ignacio, Sinaloa, México. *Ciencias Marinas* 28(2):125-132.
- Mercado-Silva, N. 2005. Condition index of the Eastern Oyster, *Crassostrea virginica*, in Sapelo Island Georgia: effects of site, position on bed and pea crab parasitism. *Journal of Shellfish Research* 24(1): 121-126.
- Mora, E. 1990. Catálogo de Bivalvos Marinos del Ecuador. Instituto Nacional de Pesca, Boletín Científico y Técnico, Volumen X(1), Guayaquil, Ecuador.
- Muniz, E, S. Jacob, y M. Helm. 1986. Condition index, meat yield, and biochemical composition of *Crassostrea brasiliensis* and *Crassostrea gigas* grown in Cabo Frio Brasil. *Aquaculture* 59(3-4):235-250.
- Nell, J., y J. Paterson. 1997. Salinity studies on the clams *Katylsia rhytiphora* (Lamy) and *Tapes dorsatus* (Lamarck). *Aquaculture Research* 28:115-119.
- Nelson, S., P. Glenn, J. Conn, D. Moore, T. Walsh, y M. Akutagawa. 2001. Cultivation of *Gracilaria parvispora* (Rhodophyta) in shrimp-farm effluent ditches and floating cages in Hawaii: a two-phase polyculture system. *Aquaculture* 193:239-248.
- Ngo, T., S. Kang, y K. Choi. 2002. Seasonal changes in reproductive condition of the Pacific oysters, *Crassostrea gigas* (Thunberg) from suspended culture in Gosung bay, Korea. *Korean Journal of Environmental Biology* 2003:266-275.

- Norkko, A., J. Hewitt, S. Thrush, y G. Funnell. 2001. Benthic-pelagic coupling and suspension-feeding bivalves: linking site-specific sediment flux and biodeposition to benthic community structure. *Limnology and Oceanography* 46(8):2067-2072.
- Osorio, V., S. Akaboshi, R. Álvarez, P. Lombeida, y D. Ortega. 1993. Cultivo integrado de la ostra del pacífico (*Crassostrea gigas*) y el camarón blanco (*Penaeus vannamei*) en Ecuador. *Acuicultura Tropical* 1:1-5.
- Paterson, J., y J. Nell. 1997. Effect of different growing techniques and substrate types on the growth and survival of the clams *Tapes dorsatus* (Lamarck) and *Katelysia rhytiphora*. *Aquaculture Research* 28:707-715.
- Pechar, L. 1987. Use of an acetone:metanol mixture for the extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll-a in phytoplankton. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 78:99-117.
- Pouvreau, S., A. Bodoy, y D. Buestel. 2000. In situ suspension feeding behavior of the pearl oyster, *Pinctada margaritifera*: combined effects of body size and weather-related seston composition. *Aquaculture* 181:91-113.
- Quayle, D., y G. Newkirk. 1989. *Farming Bivalve Mollusks: Methods for Study and Development*. The World Aquaculture Society, Advances in World Aquaculture, Baton Rouge, Louisiana, EE.UU.
- Ren J., I. Marsden, A. Ross, y D. Schiel. 2003. Seasonal variation in the reproductive activity and biochemical composition of the pacific oyster (*Crassostrea gigas*) from the Marlborough Sounds, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 37:171-182.
- Saldias, C. 2001. Efluentes y balance de nutrientes en piscinas camaroneras con diferentes prácticas de manejo. Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias, Escuela Superior Politécnica del Litoral, Guayaquil, Ecuador

- Samocha, T., M. Lopez, E. Jones, S. Jackson, y A. Lawrence. 2004. Characterization of intake and effluent waters from intensive and semi-intensive shrimp farms in Texas. *Aquaculture Research* 35:321-339.
- Sandifer, P., y S. Hopkins. 1996. Conceptual design of a sustainable pond-based shrimp culture system. *Aquacultural Engineering* 15(1): 41-52.
- Shin, P.F., F. Yau, S. Chow, K. Tai, y S. Cheung. 2002. Responses of the green-lipped mussel *Perna viridis* (L.) to suspended solids. *Marine Pollution Bulletin* 45:157-162.
- Shpigel, M., y R. Blaylock. 1991. The pacific oyster, *Crassostrea gigas*, as a biological filter for a marine fish aquaculture pond. *Aquaculture* 92:187-197.
- Shpigel, M., y N. Neori. 1996. The integrated culture of seaweed, abalone, fish and clams in modular intensive land-based systems. I. Proportions of size and projected revenues. *Aquacultural Engineering* 15(5):313-326
- Smolders, R., L. Bervoets, y R. Blust. 2002. Transplanted zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) as active biomonitors in an effluent-dominated river. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21(9):1889-1896.
- 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. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 245:111-125.
- Solórzano, L.. 1969. Determination of ammonia in natural waters by phenol-hypochlorite method. *Limnology and Oceanography* 14:799-801.
- Stuardo, J., y A. Martínez. 1975. Relaciones entre algunos factores ecológicos y la biología, de poblaciones de *Crassostrea corteziensis* (Hertlein, 1951), de San Blas, Nayarit, México. V Congreso Nacional de Oceanografía, 22 Octubre 1975, Universidad Nacional Autónoma de México, ciudad de México, México.

- Summers, R., J. Thorpe, J. Alexander, y R. Fell. 1996. Respiratory adjustment of dreissenid mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*) in response to chronic turbidity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 53:1626-1631.
- Teichert-Coddington, D., D. Rouse, A. Potts, y C.E. Boyd. 1999. Treatment of harvest discharge from intensive shrimp ponds by settling. *Aquacultural Engineering* 19:147-161.
- Thakur, D., y C. Lin. 2003. Water quality and nutrient budget in closed shrimp (*Penaeus monodon*) culture systems. *Aquacultural Engineering* 27:159-176.
- Tookwinas, S., y P. Songsangjinda. 1999. Water quality and phytoplankton communities in intensive shrimp culture ponds in Kung Krabaen bay, eastern Thailand. *Journal of the World Aquaculture Society* 30(1):36-45.
- Troell, M., y J. Norberg. 1998. Modeling output and retention of suspended solids in an integrated salmon-mussel culture. *Ecological Modeling* 110:65-77.
- Troell, M., C. Halling, A. Neori, T. Chopin, A. Buschmann, N. Kautsky, y C. Yarish. 2003. Integrated mariculture: asking the right questions. *Aquaculture* 226:69-90.
- Turner, E., y D. Miller. 1991. Behavior and growth of *Mercenaria mercenaria* during simulated storm events. *Marine Biology* 111:55-64.
- Valderrama, D., y C.R. Engle. 2002. Economics of Better Management Practices (BMP) for Semi Intensive Shrimp Farms in Honduras and Shrimp Cooperatives in Nicaragua. Report prepared under the World Bank, NACA, WWF and FAO Consortium Program on Shrimp Farming and the Environment. Work in Progress for Public Discussion. Published by the Consortium.
- Volety, A., y V. Encomio. 2006. Biological effects of suspended sediments on shellfish in the Charlotte Harbor watershed – implications for water releases and dredging

activities. Final Report, Charlotte Harbor National Estuary Program, Florida Gulf Coast University, Florida, EE.UU.

Walne, P. 1979. Culture of Bivalve Molluscs. Fishing News Books Ltd., Londres, Grand Bretaña.

Zar, J. 1996. Biostatistical Analysis. Third edition. Prentice Hall, New Jersey, EE.UU.

ANEXO 1

Tabla resumen de las transformaciones realizadas sobre cada variable para cumplir con las asunciones de normalidad en los datos (prueba de Kolmogorov-Smirnov) y de homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett), durante las pruebas de t-Student para evaluar si hubo o no crecimiento de los moluscos, para todos los animales o dentro de cada tratamiento sobre los animales correspondientes. “-” indica que no hubo necesidad de transformación.

<i>C. gigas</i>	Todos los animales	Animales sin resuspensión de sedimento	Animales con resuspensión de sedimento
PHPB	Log ₁₀	Log ₁₀	Log ₁₀
PHV	-	-	-
PSPB	Log ₁₀	Log ₁₀	Log ₁₀
PSV	-	Log ₁₀	-
IC	-	Log ₁₀	-
Peso húmedo total	-	-	-
Alto	-	-	-
Ancho	-	-	-
Largo	-	-	-
<i>O. iridescens</i>			
PHPB	-	-	-
PHV	-	-	-
PSPB	-	Log ₁₀	-
PSV	-	-	-
IC	Log ₁₀	Log ₁₀	-
Peso húmedo total	-	-	-
Alto	-	-	-
Ancho	-	-	-
Largo	-	-	-
<i>C. subrugosa</i>			
PHPB	Log ₁₀	Log ₁₀	-
PHV	-	-	-
PSPB	Log ₁₀	Log ₁₀	-
PSV	-	-	-
IC	Log ₁₀	1/x	-
Peso húmedo total	-	-	-
Alto	-	-	-
Ancho	-	-	-
Largo	-	Log ₁₀	-

ANEXO 2

Tabla resumen de las transformaciones realizadas sobre cada variable para cumplir con las asunciones de normalidad en los datos (prueba de Kolmogorov-Smirnov) y de homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett), durante las pruebas de t-Student para evaluar el efecto de la concentración de sólidos en suspensión sobre el crecimiento de los moluscos. “-” indica que no hubo necesidad de transformación.

Variables	<i>C. gigas</i>	<i>O. iridescens</i>	<i>C. subrugosa</i>
PHPB	-	-	-
PHV	-	-	-
PSPB	-	Log ₁₀	-
PSV	-	-	-
IC	-	-	-
Peso húmedo total	-	-	-
Alto	-	-	-
Ancho	-	-	-
Largo	-	seno	-

ANEXO 3

Tabla resumen de las transformaciones realizadas sobre cada variable para cumplir con las asunciones de normalidad en los datos (prueba de Kolmogorov-Smirnov) y de homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett), durante las pruebas de t-Student para evaluar el efecto de la presencia de los moluscos sobre la calidad del agua. “-” indica que no hubo necesidad de transformación, mientras que “Prueba no paramétrica” indica que se utilizó la prueba no paramétrica de Wilcoxon para muestras pareadas.

	<i>C. gigas</i>	<i>O. iridescens</i>	<i>C. subrugosa</i>
<i>Clorofila a</i>			
Semana 1	-	-	-
Semana 2	-	-	-
Semana 3	-	-	-
Semana 4	-	-	-
Semana 5	Prueba no paramétrica	Log ₁₀	-
Semana 6	-	Log ₁₀	-
Semana 7	-	-	-
Semana 8	-	Prueba no paramétrica	-
<i>Turbidez</i>			
Semana 1	-	-	-
Semana 2	-	-	-
Semana 3	Log ₁₀	-	-
Semana 4	Log ₁₀	-	-
Semana 5	Prueba no paramétrica	Log ₁₀	-
Semana 6	-	-	-
Semana 7	Log ₁₀	-	-
Semana 8	-	-	-
<i>TSS</i>			
Semana 1	-	-	-
Semana 2	-	-	-
Semana 3	-	-	-
Semana 4	-	-	-
Semana 5	-	-	-
Semana 6	-	-	-
Semana 7	-	-	-
Semana 8	-	-	-
<i>Vibrio sp.</i>			
Semana 1	-	-	-
Semana 2	-	Log ₁₀	Log ₁₀
Semana 3	-	-	-
Semana 4	-	Log ₁₀	Log ₁₀ (x+1)
Semana 5	-	-	-
Semana 6	Log ₁₀	Log ₁₀	-
Semana 7	-	Log ₁₀	Log ₁₀
Semana 8	-	-	-