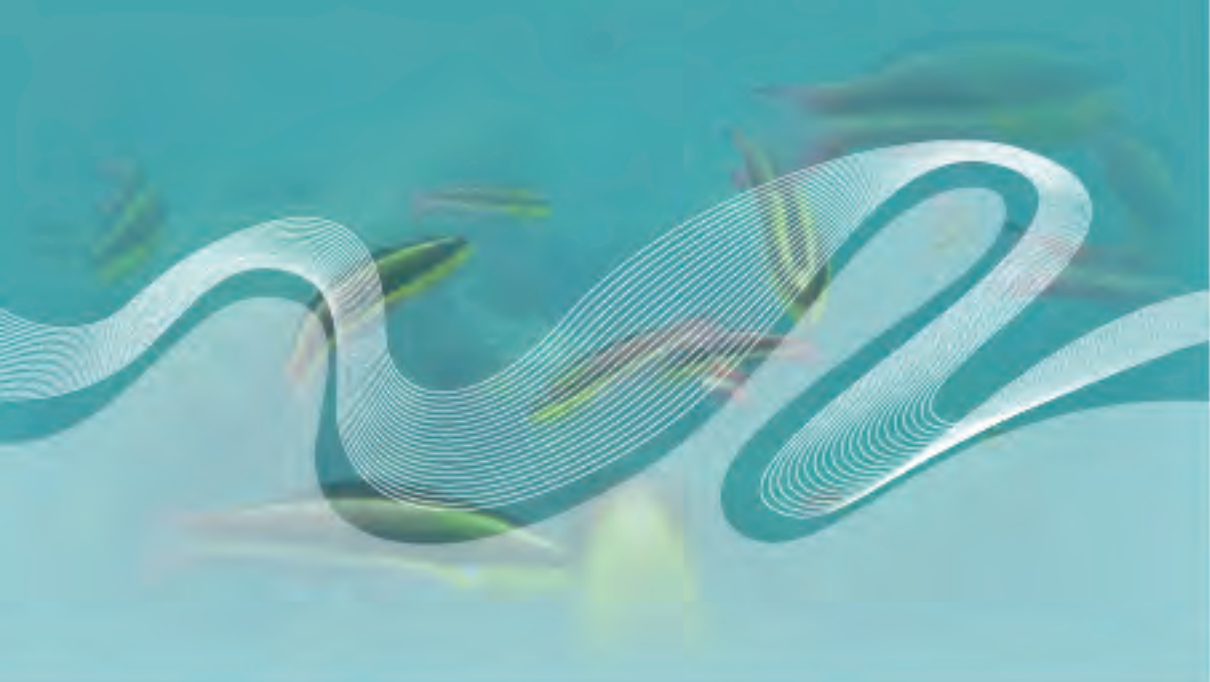


Estudios **acuícolas y marinos** en el Pacífico mexicano

Ramón Sosa Ávalos
Manuel Gerardo Verduzco Zapata
Editores



UNIVERSIDAD DE COLIMA

AUTORES PARTICIPANTES

A. Olivos Ortiz	J. León-Félix
A. Rojas	J. Violante González
Á. Ruiz Ibarra	J.C. Chávez-Comparán
A.B. Herrera-Álvarez	J.C. Leyva-Aguilera
A.F. Parés	J.H. Gaviño Rodríguez
A.H. Escobedo	J.L. García-Corona
A.L. Domínguez	J.T. Nieto Navarro
A.M. Góngora	J.T. Ponce Palafox
B. García-Castañeda.	L. Galeana-Miramontes
B. González-Rodríguez	L. Martínez-Cárdenas
B. Lara Chávez	L. Silva-Íñiguez
B.P. Villanueva	M. Alcalá Carrillo
C. Figueroa Beltrán	M. García
C. Franco-Gordo	M. Patiño-Barragán
C. Hernández	M.A. Galicia-Pérez
C. Ramírez	M.C. Álvarez
C.D. Ortega-Ortiz	M.C. Arredondo-García
C.G. Gutiérrez-Corona	M.F. Orozco-Rivera
D. Arana	M.G. Torres
D. Voltolina	M.G. Verduzco-Zapata
E. Bernabé Moreno	M.L. Reséndiz Flores
E. Pérez-León	N.G. Pelkastre Mendoza
E. Torres-Orozco	O. Cervantes
E.A. Reyes Herrera	O.D. Cervantes-Rosas
F. Olea	P. Flores Rodríguez
F.A. García	P. Osuna
F.G. Olea de la Cruz	R. Flores-Garza
F.J. Ocampo-Torres	R. Pérez-López
F.J. Valencia-Santana	R.B. González-Chan
G. Pelayo-Martínez	S.G. Castillo Vargasmachuca
G. Valencia Castañeda	S. García Ibáñez
G.A. Jiménez-Ramón	S.I. Quijano-Scheggia
H. Alafita	T. Kono-Martínez
H.M. García	V. Navarrete Maldonado
I. Espejel-Carbajal	Y. Silva-Carrillo
I. Osuna López	

COMITÉ REVISOR

Dra. Sonia I. Quijano Scheggia. Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas.

Aramis Olivos Ortiz. Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima.

Marco A. Liñán Cabello. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima.

Omar D. Cervantes-Rosas. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima.

Estudios
acuícolas y marinos
en el Pacífico mexicano

enfoque académico

UNIVERSIDAD DE COLIMA

Mtro. José Eduardo Hernández Nava, Rector

Mtro. Christian Torres Ortiz Zermeño, Secretario General

Licda. Ma. Guadalupe Carrillo Cárdenas, Coordinadora General de Comunicación Social

Mtra. Gloria Guillermina Araiza Torres, Directora General de Publicaciones

Estudios acuícolas y marinos en el Pacífico mexicano

Ramón Sosa Ávalos
Manuel Gerardo Verduzco Zapata
Editores



UNIVERSIDAD DE COLIMA

© UNIVERSIDAD DE COLIMA, 2015
Avenida Universidad 333
C.P. 28040, Colima, Colima, México
Dirección General de Publicaciones
Teléfonos: (312) 316 10 81 y 316 10 00, extensión 35004
Correo electrónico: publicaciones@ucol.mx
www.ucol.mx

ISBN: 978-607-8356-38-6

Derechos reservados conforme a la ley
Impreso en México / *Printed in Mexico*

Proceso editorial certificado con normas ISO desde 2005
Dictaminación y edición registradas en el Sistema Editorial Electrónico PRED
Registro: LI-011-13
Recibido: Agosto de 2013
Publicado: Marzo de 2015

Índice

CAPÍTULO I

- Presencia de hepatitis A y norovirus como indicadores de riesgo de salud pública en aguas marinas de uso recreativo: caso playa La Boquita de Miramar en Manzanillo, Colima 9
L. Galeana-Miramontes, L. Silva-Íñiguez, J. León-Félix y C.G. Gutiérrez-Corona

CAPÍTULO II

- Búsqueda de actividad antimicrobiana en extractos de esponja marina *Aplysina gerardogreeni* 27
J.L. García-Corona, B. García-Castañeda y R.B. González-Chan

CAPÍTULO III

- Efecto de probióticos comerciales sobre las concentraciones de nitrógeno y fósforo soluble y particulado en cultivos larvarios de *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) 47
V. Navarrete Maldonado, I. Osuna López, G. Valencia Castañeda y D. Voltolina

CAPÍTULO IV

- Biomasa y estructura del zooplancton en el Pacífico Central Mexicano durante invierno y verano de 2010 63
G. Pelayo-Martínez, A. Olivos-Ortiz y C. Franco-Gordo

CAPÍTULO V

- Composición del fitoplancton y quistes de dinoflagelados en sedimentos superficiales de la Laguna Juluapan, Colima, durante el año 2011 83
M.L. Reséndiz Flores, S.I. Quijano-Scheggia, A. Olivos Ortiz, M.C. Álvarez, J.H. Gaviño Rodríguez, E. Torres-Orozco y M.A. Galicia-Pérez

CAPÍTULO VI

- Efecto de la sustitución de la harina de pescado con harina de soya sobre el crecimiento, utilización de alimento, composición corporal y química sanguínea en juveniles de pargo flamenco *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1869) 105
Y. Silva-Carrillo, C. Hernández, S.G. Castillo-Vargasmachuca y B. González-Rodríguez

CAPÍTULO VII

- Cultivo experimental de callo de hacha (*Atrina maura*) en el estero La Pitahaya, en Guasave, Sinaloa 125
A.M. Góngora, B.P. Villanueva, M. García y A.L. Domínguez

CAPÍTULO VIII

- Crecimiento y supervivencia del ostión japonés *Crassostrea gigas* cultivado en la isla Los Redos, Navolato, Sinaloa 141
B.P. Villanueva, A.M. Góngora, M. García y A.L. Domínguez

CAPÍTULO IX

- Contribuciones de la arqueología y la historia ambiental a la gestión costera 155
C. Figueroa Beltrán

CAPÍTULO X

- Parámetros poblacionales y estimación de tallas de *Chiton articulatus* (Sowerby, 1832) en Acapulco, Guerrero, México 175
E. Bernabé Moreno, S. García Ibáñez, J.T. Nieto Navarro, R. Flores-Garza, P. Flores Rodríguez, J. Violante González y F.G. Olea de la Cruz

CAPÍTULO XI

- Condiciones hidrográficas en la zona costera del Pacífico Tropical Mexicano con relación a la distribución de mamíferos marinos durante el año 2011 191
T. Kono-Martínez, C.D. Ortega-Ortiz, E. Torres-Orozco y A. Olivos-Ortiz

CAPÍTULO XII

- Análisis preliminar de la relación entre factores endógenos de *Chiton articulatus* y exógenos del litoral de Acapulco, Guerrero, México 215
C. Ramírez, S. García Ibáñez, J. Violante, R. Flores-Garza, P. Flores Rodríguez, M.G. Torres y F.A. García

CAPÍTULO XIII

- Seguimiento al estudio poblacional de *Crocodylus acutus* en el Vaso III de la Laguna de Cuyutlán, Colima, México 233
E.A. Reyes Herrera, J.H. Gaviño Rodríguez, S.I. Quijano-Scheggia, A. Olivos Ortiz, M. Patiño-Barragán, M.A. Galicia-Pérez, B. Lara Chávez, A.H. Escobedo y H.M. García

CAPÍTULO XIV

- Indicadores ecológicos de *Plicopurpura pansa* (Gould, 1853) y *Chiton articulatus* (Sowerby, 1832) con relación al sustrato y oleaje en Acapulco, Guerrero 251
F.J. Valencia-Santana, S. García Ibáñez, P. Flores Rodríguez, R. Flores-Garza, A. Rojas, F. Olea y D. Arana

CAPÍTULO XV

- Efecto de dos productos profilácticos en la sobrevivencia del huachinango *Lutjanus peru* (Nichols and Murphy, 1922) en cautiverio 269
N.G. Pelkastre Mendoza, S.G. Castillo Vargasmachuca, J.T. Ponce Palafox, Á. Ruiz Ibarra, M. Alcalá Carrillo y L. Martínez-Cárdenas

CAPÍTULO XVI

- Descripción y análisis de la transmisión de la energía del oleaje irregular debido a su interacción con obstáculos rectangulares sumergidos 275
M.G. Verduzco-Zapata, F.J. Ocampo-Torres, P. Osuna y A.F. Parés

CAPÍTULO XVII

- Las playas certificadas de recreación y los sistemas de gestión ambiental (SGA) en México 293
O. Cervantes y H. Alafita

CAPÍTULO XVIII

Recicla. Técnica que auxilia a la educación ambiental 305

R. Pérez-López, L. Silva-Íñiguez, C.G. Gutiérrez-Corona

y E. Pérez-León

CAPÍTULO I

Presencia de hepatitis A y norovirus como indicadores de riesgo de salud pública en aguas marinas de uso recreativo: caso playa La Boquita de Miramar en Manzanillo, Colima

L. Galeana-Miramontes, L. Silva-Íñiguez,
J. León-Félix y C.G. Gutiérrez-Corona

Resumen

El uso recreativo de la zona costera es un factor importante para impulsar el turismo, pero en México, la información científica sobre la presencia de virus de hepatitis A (VHA) y norovirus (NV) en agua de mar para uso recreativo es limitada, a pesar del riesgo sanitario que esto representa, y no existen lineamientos o normas que regulen la presencia de virus patógenos como en otros sitios del mundo. En las costas de Colima no hay antecedentes de si existe o no virus en aguas marinas recreativas, por lo tanto, el propósito del presente estudio es determinar la presencia de ambos virus en agua de mar en la playa La Boquita, de Manzanillo. Para ello se colectaron 16 muestras de agua (20 litros), en cuatro periodos durante las estaciones de lluvias y estiaje, que fueron filtradas in situ, midiendo temperatura, salinidad y oxígeno disuelto; así mismo se colectaron muestras de agua para determinar sólidos suspendidos y totales. Para detectar la presencia de los virus se utilizó la técnica de RT-PCR y PCR. Revelando la presencia del VHA en ocho de 16 muestras y en dos de 16 de NV, y la presencia simultánea de los virus sólo fue detectada en una de 16 muestras. Por los resultados obtenidos, es recomendable monitorear las playas más visitadas del Estado para tomar acciones preventivas y disminuir el riesgo de salud a los usuarios.

Introducción

El uso recreativo de la zona costera es un factor importante para impulsar el turismo en el Estado, pero la calidad de sus aguas debe garantizar la protección de la salud de los usuarios y apoyar el desarrollo del sector turístico, así las playas, al contar con un nivel aceptable de la calidad, adquieren un valor agregado (SS, 2004). El análisis de dicha calidad debe realizarse continuamente a fin de controlar el riesgo sanitario que representa (Pina, 2001), lo que ha dado lugar a la utilización de indicadores de contaminación fecal. La Organización Mundial de la Salud (OMS, 2003) utiliza como indicadores los Enterococos fecales. En nuestro país, en 2003 se implementó el Programa Integral de Playas Limpias (Sectur, 2004), y en él se determina la calidad de agua para uso recreativo mediante el análisis de los niveles de Enterococos fecales, estableciendo como límite máximo permisible 0-200 NMP/100ml (SS, 2010).

Actualmente se sabe que los parámetros de calidad microbiológica no ofrecen seguridad en los riesgos a infecciones virales y parasitarias en aguas de uso recreativo con contacto primario, ya que las bacterias indicadoras son menos resistentes en el ambiente y más susceptibles a los tratamientos de desinfección del agua (Pina, 2001). La contaminación del agua en las playas tiende a verse incrementada por el aporte pluvial en temporada de lluvias, basura, descargas de aguas residuales, desperdicios agroindustriales y heces fecales, provocando así un cambio en su calidad y representando un riesgo a la salud humana, ya que puede servir como medio de transmisión de microorganismos patógenos como: bacterias, protozoarios y virus, los cuales pueden ser transmitidos a la población a través del contacto directo o ingestión del agua durante las actividades recreativas (OMS, 2003; Semarnat, 2005; Tejedor *et al.*, 2005).

En el medio acuático, los virus de alto peligro para la salud pública son los entéricos, que se transmiten por vía fecal-oral (APHA, 1998; Griffin *et al.*, 2003), y están asociados a enfermedades en humanos. Siendo la gastroenteritis la infección viral más frecuente, producida por norovirus (NV), siguiéndole en importancia clínica el virus de hepatitis A (VHA) (Bofill-Mas *et al.*, 2005). Desafortunadamente los ancianos, embarazadas y niños son los más susceptibles a desarrollar este tipo de infecciones (Griffin *et al.*, 2003).

La baja concentración viral y las características del agua marina contribuyen a que la detección de los virus entéricos en agua sea un proceso complejo (Huang *et al.*, 2000). Actualmente se carece de una metodología estandarizada que se aplique a todos los tipos de agua y a los diferentes géneros de virus (Pina, 2001); sin embargo, el proceso de ultrafiltración ha tenido mayor porcentaje de éxito en la recuperación de bacterias, protozoarios y virus (Winona *et al.*, 2001; Morales-Morales *et al.*, 2003; Olszewisky *et al.*, 2005; Hill *et al.*, 2005; Hernández-Morga *et al.*, 2009). Este sistema puede purificar, concentrar y fraccionar, simultáneamente, moléculas orgánicas de flujo regulado.

Recientemente, las técnicas moleculares han permitido la detección e identificación de virus en muestras ambientales; en particular, la reacción en cadena de la polimerasa (PCR por sus siglas en inglés), que en el caso del virus —donde su material genético es ARN— requiere como paso previo la retro-transcripción (RT-PCR) de dicho material genético (Kittigul *et al.*, 2006). Estas técnicas proporcionan rapidez, sensibilidad y especificidad (Rosenfield *et al.*, 1999), y permiten la detección y caracterización genética de los virus (Bofill-Mas *et al.*, 2005).

En Colima, como ya se mencionó, se carece de información sobre la presencia de virus entéricos patógenos en playas de uso recreativo y de mayor afluencia turística, debido a que los estudios microbiológicos realizados en las principales playas están dirigidos a la cuantificación de indicadores de contaminación fecal (Galeana-Miramontes, 2005; Laureano-Nieves, 2005).

Metodología

Lugar y toma de muestras

Durante el periodo de octubre 2009 a abril de 2010 se realizaron cuatro muestreos bimensuales en cuatro estaciones; obteniéndose un total de 16 muestras de agua de mar en contenedores estériles de polipropileno de 20 litros. La colecta de la muestra se realizó conforme a los lineamientos de la Secretaria de Salud (2004), para determinar la calidad de agua de mar para uso recreativo con contacto primario. Las muestras fueron colectadas durante el periodo de lluvias intensas y moderadas (en los meses de octubre y

diciembre de 2009, respectivamente) y el de estiaje (febrero y abril de 2010). Este último periodo consideró la afluencia moderada y alta de turistas, realizándose tres muestreos en febrero y uno en abril (Semana Santa), en el periodo de mayor afluencia turística.

La playa La Boquita de Miramar se localiza en la bahía de Santiago en Manzanillo, Colima, México (figura 1), se comunica de manera directa con la laguna de Juluapan, en la que se realizan actividades recreativas, de pesca y mantenimiento de moluscos, que son preparados en los restaurantes locales.

Figura 1
Localización de la playa La Boquita



Las muestras de agua se filtraron previamente en tamices de acero inoxidable de 106, 53 y 38 μm , para eliminar la arena y los sólidos suspendidos o flotantes en el agua, y de esa manera evitar

el daño a los filtros de polisulfona (Hernández-Morga *et al.*, 2009); posteriormente fueron transportadas a 4 °C al Laboratorio de la Facultad de Ciencias Marinas de la Universidad de Colima y refrigeradas para su posterior análisis (en un tiempo menor a nueve horas).

Parámetros fisicoquímicos

In situ se midió la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto, con un mini CTD (YSI-85), También se colectaron 1,000 ml de agua de mar en botes de plástico y se transportaron al laboratorio de la Facultad de Ciencias Marinas a 4 °C para medir inmediatamente el pH con un potenciómetro Orión 410A, y posteriormente determinar los sólidos suspendidos totales (SST) con base en la NMX-AA-034-SCFI-200.

Indicador de contaminación fecal

Para determinar el NMP de Enterococos fecales/100ml, se utilizó la técnica de sustrato definido® (DST™, Defined Sustrate Technology) de IDEXX. Colectándose aproximadamente 80 ml de agua de mar en bolsas estériles.

Para verificar si el agua de mar era apta para uso recreativo con contacto primario se compararon los valores obtenidos del NMP de Enterococos fecales/100 ml con los establecidos por la SS (2010) (véase tabla I).

Tabla I
Criterio para clasificar las playas en el país (SS, 2010)

Enterococos fecales (NMP/100 ml)	Clasificación de playa
0 - 200	Apta para uso recreativo
> 200	No apta para uso recreativo

Concentración viral

Para conocer la concentración viral fue necesario construir un sistema de ultrafiltración (SUF) siguiendo el diseñado por Hill *et al.* (2005), que también fue adaptado y modificado por Hernández-Morga *et al.* (2009). Dicho sistema requirió de un tratamiento previo un día antes de cada experimento, y consistió en agregarle 250 ml de suero bovino a 5% y agitarlo durante la noche a 4 °C por un

tiempo aproximado de ocho horas. Posteriormente, las muestras fueron tratadas con polifosfato de sodio (NaPP) al 0.01 % y agitadas manualmente antes de iniciar la recirculación en el SUF (sin flujo de permeado), a una velocidad de 1,700 ml/1 minuto y 15-20 psi de presión por 10 minutos. Acto seguido se abrió el flujo de permeado y se concentró la muestra (de 20 litros) a un volumen de 170 ml, que se retira del SUF.

A continuación se colocó en un matraz 150 ml de Tween 80 con 0.001 % de antiespumante y se recirculó por 10 minutos en el SUF. Dicha solución se mezcla con la muestra concentrada que había sido retirada previamente del SUF (170 ml) obteniéndose un volumen final de 320 ml. Es importante resaltar que para cada muestra se utilizaron filtros perfectamente esterilizados.

Al retenido de 320 ml se le agregó polietilenglicol 8000 al 12% y cloruro de sodio 0.8M y se agitó por 30 minutos, dejándose precipitar toda la noche a 4°C. La solución se colocó en tubos cónicos de 50 ml y se centrifugó a 10,000 g/2 horas a 4°C. La pastilla de los ocho tubos se resuspendió en 5 ml de solución amortiguadora de fosfatos y se purificó con un volumen igual (1:1) de cloroformo/butanol, agitándose por inversión aproximadamente 10 veces; después se centrifugó a 12,000 g/15 minutos a 4°C y la fase acuosa fue colectada y resuspendida en 80 µl de agua destilada para la extracción de RNA viral, utilizando el mini kit QIAamp para ARN viral (QIAGEN, USA) y siguiendo las instrucciones del fabricante.

Para la identificación de los VHA y NV se realizó la técnica de RT-PCR, empleando el kit Access RT-PCR System (Promega, USA). Para los VHA se usaron los oligonucleótidos descritos por Robertson *et al.* (1992); en sentido (+) 2,949 (5'-TAT TTG TCT GTC ACA GAA CAA TCA G-3'); y antisentido (-) (5'-AGG AGG AGG TGG AAG CAC TTC ATT TGA-3') que amplifican un fragmento de 267 pb. Las condiciones de amplificación para la RT-PCR se realizaron de acuerdo a lo descrito por Kingsley y Richards (2001). Para la confirmación de resultados e incremento de sensibilidad se realizó una PCR anidada utilizando el kit PCR CoreSystem (Promega, USA), y empleando como molde 1 µl del producto de PCR con los oligonucleótidos diseñados por Kingsley y Richards (2001), dKA24 (5'-CCT CCT GAG CAT ACT TGA GTC-3') y dKA25 (5'-CCA GAG

CTC CAT TGA ACT C-3'), que amplifican un fragmento de 200 pb de la región VP1-2A.

Para identificar NV, la técnica RT-PCR se realizó según las condiciones descritas por Vinje *et al.* (2003), utilizando los oligonucleótidos MJV12 (5'-TAY CAY TAT GAT GCH GAY TA-3') y Reg A (5'-CTC RTC ATC ICC ATA RAA IGA-3') que amplifican un fragmento de 327 pb. Para la conformación de resultados e incremento de sensibilidad, se realizó una PCR semianidada con los oligonucleótidos Reg A y Mp 290 (5'-GAY TAC TCY CSI TGG GAY TC-3') que amplifican un fragmento de 316 pb de la región A. Los fragmentos de ADN amplificados fueron analizados y confirmados por electroforesis en geles de agarosa al 1 % teñidos con bromuro de etilo y visualizados en un transiluminador de luz ultravioleta (spectroline).

Análisis estadístico

La normalidad de los datos se verificó mediante la prueba de bondad de ajuste de Kolomogorov-Smirnov y se comprobó la homogeneidad de varianzas. Posteriormente se realizó un análisis de varianzas (ANOVA de una vía) utilizando los factores Estaciones y Muestreos. Por último, se empleó la prueba a posteriori conocida como diferencia verdaderamente significativa (DVS) de Tukey, para la determinación de diferencias significativas entre los muestreos. También se aplicó la prueba Spearman no paramétrica de correlación múltiple de indicadores bacteriológicos de contaminación fecal con los parámetros ambientales ($R > 0.50$). Todos estos análisis se realizaron en el programa Statistica 8.0 para Windows.

Resultados

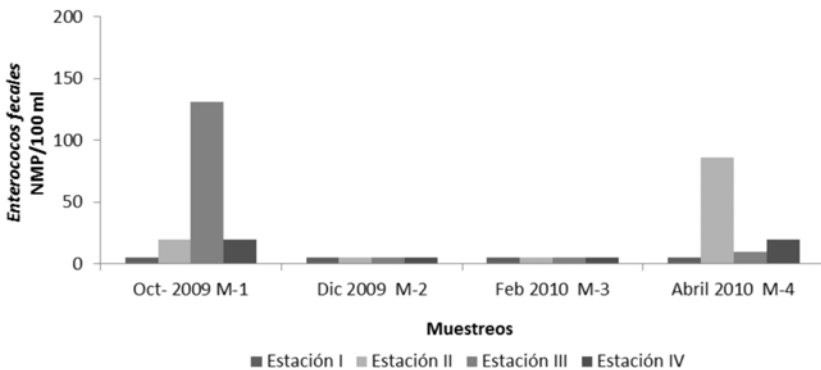
Calidad microbiológica del agua

Los recuentos de bacterias Enterococos fecales se presentan en la figura 2 y en donde se muestran los valores encontrados, que fueron inferiores a 200 NMP/100 ml en todos los muestreos en las cuatro estaciones.

En los muestreos 1 y 4 (periodo de lluvias y periodo de máxima afluencia turística, respectivamente) se presentó la mayor cantidad de bacterias Enterococos fecales (131 NMP/100 ml), en la estación III y 86 NMP/100 ml en la estación II. La menor

abundancia de los cuatro muestreos se encontró en la estación I y durante los muestreos 2 y 3 en todas las estaciones se registraron < 10 NMP/100 ml de bacterias. Estadísticamente no hubo diferencia significativa ($p > 0.05$) en ninguno de los muestreos.

Figura 2
Abundancia de enterococos fecales
para cada muestreo en las cuatro estaciones

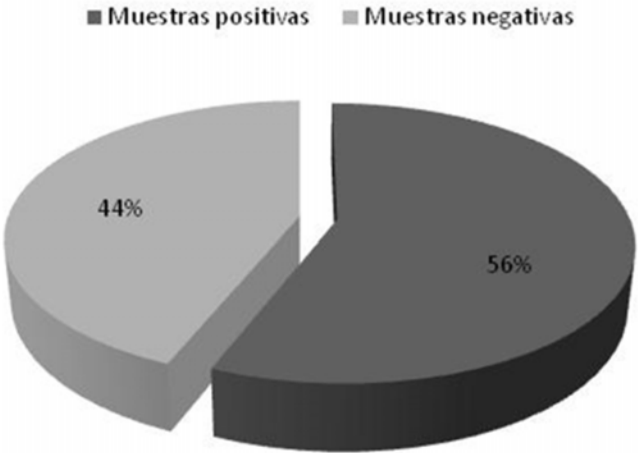


Ninguno de los cuatro muestreos en todas las estaciones sobrepasa el valor de 200 NMP/100 ml, el cual es el límite máximo permisible para aguas de uso recreativo con contacto primario propuesto por la SS (2010). Lo que indica que el agua en la playa durante el periodo evaluado se considera apta para su uso recreativo.

Presencia de virus entéricos

Se encontró la presencia de virus en nueve de 16 muestras analizadas (56.25%) y solamente en una de ellas (6.25%) se detectaron ambos virus: VHA y NV, (véase figura 3).

Figura 3
Porcentaje de muestras positivas y negativas



La RT-PCR mostró ocho muestras de VHA y una de NV presuntamente negativas como positivas, debido al uso de oligonucleótidos anidados, ya que estos aumentan la sensibilidad y especificidad de la reacción. De las cuales 50% (8/16 muestras) se presentaron en el periodo de lluvias (intensas y moderadas) en todas las estaciones, así como una muestra (6.25%) colectada durante el muestreo 3 (en periodo de secas) con máxima afluencia turística (estación 4) (véase tabla II).

Tabla II
Presencia de virus en aguas marinas de uso recreativo

Muestreo	Periodo	Muestras positivas	
		VHA	NV
1	Lluvias intensas (70 a 150 mm)	4	0
2	Lluvias moderadas (5 a 20 mm)	4	1
3	Máxima afluencia turística	0	1
4	Moderada afluencia turística	0	0
Total		8	2

VHA: Virus de hepatitis A. NV: Norovirus.

Hepatitis A

Se detectó la presencia de VHA en ocho de 16 muestras analizadas (50%) correspondientes a los muestreos 1 y 2 durante el periodo de lluvias, en todas las estaciones. En la figura 4 se observan las muestras que dieron positivas, amplificando un fragmento de 200pb para dicho virus.

Figura 4

Producto de PCR anidada. Marcador de peso molecular (M), muestras de agua de mar (carriles 1 al 16), control positivo (carriles 18 al 20) y control negativo (carril 21).

La flecha indica el tamaño del producto amplificado

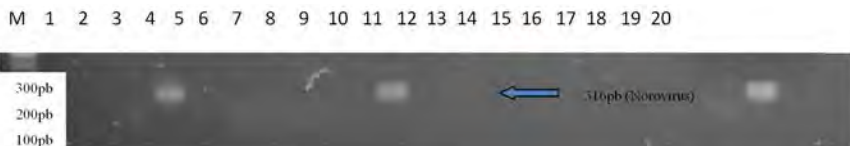
*Norovirus*

La presencia de NV se manifestó en dos de 16 muestras analizadas (12.5%), como se observa en la figura 5, una muestra positiva en el carril 4 se presentó en periodo de lluvias moderadas (muestreo 2), en la estación 4 localizada en la desembocadura de la Laguna Julupan. La segunda muestra positiva se localiza en el carril 10, que representa la estación 2 y que está situada en el área de bañistas frente a las ramadas, durante el periodo de máxima afluencia turística.

Figura 5

Producto de PCR semianidada. Marcador de peso molecular (M), muestras de agua de mar (carriles 1 al 16), control negativo (carriles 17 al 19) y control positivo (carril 20).

La flecha indica el tamaño del producto amplificado



Calidad fisicoquímica del agua

Durante el periodo de muestreo se observaron cambios en la calidad fisicoquímica del agua (tabla III), el rango de temperatura osciló entre 25.3 y 30.8 °C, registrándose la mayor temperatura en la estación III del muestreo 1 y la menor temperatura en la estación IV del muestreo 3. Esta variación de la temperatura fue significativa ($p < 0.05$) al dar como resultado el primer muestreo diferente. Los valores de oxígeno disuelto (OD) variaron entre 3.88 y 6.18 mg/l en la estación I durante los muestreos 2 y 3, respectivamente, presentando diferencias significativas únicamente entre dichos muestreos. La salinidad fluctuó entre 29.9 a 36.8, ambos valores se midieron en la estación I en los muestreos 1 y 4, respectivamente, siendo el muestreo 1 el que varió significativamente ($p < 0.05$) con el resto.

Los valores de pH oscilaron entre 8.01 a 8.22, el primero de ellos en las estaciones I, II y III de los muestreos 2 y el segundo para las estaciones III y IV de los muestreos 1, presentándose diferencia significativa ($p < 0.05$) en el muestreo 1 con el 2 y el 4; en el muestreo 2 con el 3 y en el muestreo 3 con el 4. Los valores obtenidos de los SST fluctuaron entre 1.0 y 46.4 mg/l, registrándose en la estación III durante los muestreos 2 y 4. Las concentraciones se encontraron dentro de los límites permisibles (150 mg/l) para aguas recreativas con base a la Ley Federal de Derechos (2010).

Tabla III
Parámetros fisicoquímicos del agua de mar
en la playa La Boquita de Miramar

Muestreo	Toma de muestra	Parámetros ambientales				
		T °C	OD	S	pH	SST
1	Lluvias intensas	29.9 - 30.8	4.22 - 5.19	29.9 - 30.8	8.2 - 8.22	17 - 39
2	Lluvias moderadas	25.7-26.4	3.88 - 4.79	31.9 - 34.7	8.01 - 8.09	1 - 7.2
3	Máxima afluencia turística	25.3 - 26	4.8 - 6.18	33.8 - 34.6	8.15 - 8.19	1.2 - 6.2
4	Moderada afluencia turística	25.8 - 26.6	3.91 - 5.07	34.1 -36.8	8.03 - 8.12	25 - 46.4

De acuerdo a la prueba Spearman no paramétrica de correlación múltiple, el parámetro fisicoquímico de los SST fue el único que mostró correlación directa con la presencia de enterococos fecales ($R > 0.50$).

Discusiones

El estudio de la presencia de virus entéricos en aguas costeras se inició hace más de 30 años en diversas regiones del mundo, como España, Japón, Finlandia y Estados Unidos, principalmente, reportando la presencia de VHA y NV (Griffin *et al.*, 1999; Pina, 2001; Katayama *et al.*, 2002; Horman *et al.*, 2003; Gersberg *et al.*, 2006) y recientemente en México (por León-Félix *et al.*, 2009 y Hernández-Morga *et al.*, 2009). Su importancia ha adquirido mayor auge en los últimos años, debido a que la presencia de virus patógenos, como VHA y NV en agua costera para uso recreativo, representan un problema de salud pública y, además, trae consecuencias económicas y sociales; y diversos estudios epidemiológicos demuestran el riesgo de adquirir enfermedades infecciosas asociadas con agua de uso recreativo (Pina, 2001; Griffin *et al.*, 2003).

En la última década, la industria turística en el estado de Colima creció hasta posicionarse dentro de los sectores económicos más competitivos, siendo Manzanillo el principal destino del Estado. Durante el periodo de noviembre 2009 a diciembre de 2010, la afluencia turística alcanzó los 707,705 visitantes, dejando una derrama económica por este concepto de casi los tres mil millones de pesos (Primer Informe de Gobierno del Estado de Colima, 2010). No obstante es importante resaltar que la playa La Boquita de Miramar es el área con mayor afluencia de visitantes, y la falta de infraestructura sanitaria adecuada podría ocasionar el incremento en la abundancia de microorganismos patógenos, como bien lo señalan Katayama *et al.* (2002), Fernández y Guzmán-Ramos (2003), Galeana-Miramontes (2005) y Delgado-Gómez *et al.* (2008), quienes afirmaron que en playas recreativas el flujo de turistas y la intensidad de su uso son factores que propiciaron el incremento en las concentraciones de indicadores bacterianos y degradación en las playas a lo largo de los años.

De acuerdo con Whitman y Nevers (2008) y Wright *et al.* (2009), otra posible fuente de microorganismos fecales en la playa La Boquita es la presencia de animales domésticos y aves marinas que comúnmente habitan, como: perros, gatos, caballos, gallinas, patos, pelicanos, gaviotas, entre otros. Además, el incremento de enterococos fecales estuvo asociado a factores climáticos como la lluvia, que actúa como un vehículo o transporte de bacterias que encontradas en áreas aledañas a la playa y a la laguna. Casos similares fueron reportados por Katayama *et al.* (2002); Dorfman (2004) y Pommeypuy *et al.* (2006).

La presencia de VHA y NV en las muestras de agua de la playa La Boquita de Miramar, bajo condiciones de temperatura de 25.3-30.8 °C y salinidad de 29-36.8, coinciden con las reportadas por Griffin *et al.* (1999) en canales de Florida y por León-Félix *et al.* (2009) en la bahía de Altata y otras playas de Mazatlán, Sinaloa.

Además, la presencia de microorganismos patógenos en La Boquita de Miramar puede estar asociada a otros factores, como el que la playa es un cuerpo receptor de la Laguna Juluapan que impacta en la bahía de Santiago, sobre todo en periodos de lluvias, como se reportó en el año 2002 para playas de Japón por Katayama *et al.* En la zona también se detecta una intensa actividad restaurantera y, desafortunadamente, no se cuenta con la infraestructura sanitaria adecuada ni suficiente para la cantidad de turistas que recibe en las diferentes temporadas vacacionales y fines de semana. Respecto a este punto, las autoridades municipales no otorgan los servicios de agua potable ni alcantarillado debido a que el espacio físico donde se ubican los restaurantes, comercios y prestadores de servicios, no cuenta con el permiso legal ni la concesión de zona federal.

De los resultados obtenidos, incluyendo los muestreos con ausencia/presencia de los virus de interés, es importante considerar que un resultado negativo no asegura la ausencia del virus, debido a que los virus están sometidos a diferentes condiciones, como la temperatura del agua, que favorecen la viabilidad, ineffectividad o estabilidad de los virus (Lo *et al.*, 1976 y Bitton, 1994).

Conclusión

El agua de la playa La Boquita de Miramar y zonas adyacentes resultó apta para uso recreativo con contacto primario durante el periodo evaluado; sin embargo, se registró la presencia de VHA y NV en una relación de 4:1, poniendo de manifiesto que dicha zona presentó contaminación de origen viral, lo que hace necesario un monitoreo constante en las playas de destino turístico para priorizar las fuentes de microorganismos patógenos.

Literatura citada

- American Public Health Association (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th Ed. Estados Unidos: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association and Water Environmental Federation.
- Bitton, G. (1994). Wastewater microbiology. En: Wiley-Liss Inc. (Ed.), *Department of environmental engineering sciences* (pp. 83-94). Estados Unidos: University of Florida, Gainesville.
- Bofill-Mas, S.; Casares, P.C.; Albiñana-Gimenéz, N.; De Motes Porta, C.M.; Hundesa Gola, A. y Girones Llop, R. (2005). Efectos de la contaminación de agua y alimentos sobre la salud por virus emergentes humanos. *Revista especializada en Salud Pública*, 79: 253-269.
- Dorfman, M. (2004). Testing the waters. A guide to water quality at vacation beaches. *Natural Resources Defense Council*, 6-14. Consultado el 6 de junio de 2010. Disponible en: www.nrdc.org.
- Galeana-Miramontes, L. (2005). Calidad bacteriológica del agua en la playa La Boquita de Miramar durante el periodo de máxima afluencia turística del 2004. Tesis de Licenciatura. México: Universidad de Colima-Facultad de Ciencias Marinas.
- Gersberg, M.R.; Rose, A.M.; Robles-Sikisaka, R. y Dhar, K.A. (2006). Quantitative detection of hepatitis A virus and enteroviruses near the United States-Mexico border and correlation with levels of fecal indicator bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 72: 7438-7444.
- Griffin W.D.; Donaldson, K.A.; Paul, J.H. y Rose, J.B. (2003). Pathogenic human viruses in coastal waters. *Clinical Microbiology Reviews*, 16 (1): 129-143.
- Hernández-Morga, J.; León Félix, J.; Peraza-Garay, F.; Gil-Salas, B.G. y Chaidéz, C. (2009). Detection and characterization of hepatitis A and norovirus in estuarine water samples using ultrafiltration-RT-PCR integrated methods. *Journal of Applied Microbiology*: 1579-1590.

- Hill, V.R.; Polaczyk, A.M.; Hahn, D.; Narayanan, J.; Cromeans, T.; Roberts, J.M. y Amburgey, J.E. (2005). Development of a rapid method for simultaneous recovery of diverse microbes in drinking water by ultrafiltration with sodium polyphosphate and surfactants. *Applied and Environmental Microbiology*, 71 (11): 6878-6884.
- Horman, A.; Rimhanen-Fine, R.; Maunula, L.; Bonsdorff, C.; Torvela, N.; Heikinheimo, A y Hanninen, M. (2003). Cambpylo bacter ssp., giardia spp., cryptosporidium spp., noroviruses, and indicator organism in surface water in Southwestern Finland, 2000-2001. *Applied and Environmental Microbiology*, 1: 87-95.
- Huang, P.W.; Laborde, D.; Land, V.R.; Matson, D.O.; Smith, A.W. y Hang, X. (2000). Concentration and detection of calciviruses in water samples by RT-PCR. *American Society for Microbiology*, 66 (10): 4383-4387.
- Katayama, H.; Shimasaki, A. y Ohgaki, S. (2002). Development of virus concentration method and its application to detection of Enterovirus and Norkwalks virus from coastal seawater. *Applied and Environmental Microbiology*, 68 (3): 1033-1039.
- Kingsley, H.D. y Richards, P.R. (2001). Rapid and efficient extraction method for reverse transcription-PCR detection of hepatitis A and Norwalk-like viruses in shellfish. *Applied and Environmental Microbiology*, 67: 4152-4157.
- Kittigul, L.; Uthaisin, A.; Ekchaloemkiet, S.; Utrarachkij, F. y Luksamijarulkul, P. (2006). Detection and characterization of hepatitis A virus in water samples in Thailand. *Journal Applied Microbiology*, 100 (6): 1318-1323.
- Laureano-Nieves, K. (2005). *Calidad ambiental de playas de Manzanillo, Colima*. Tesis de Licenciatura. México: Universidad de Colima-Facultad de Ciencias Marinas.
- Léon-Félix, J.; Cháidez Fernandez, Y.; Velarde-Félix, J.; Valdez-Torres, B. y Cháidez, C. (2009). Detection and phylogenetic analysis of hepatitis A virus and norovirus in marine recreational Waters of México. *Journal of Water and Health*: 269-278.
- Ley Federal de Derechos (2010). Disposiciones aplicables en materia de aguas nacionales.
- Lo, S.; Gilbert, J. y Hetric, F. (1976). Stability of human enteroviruses in estuarine and marine waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 32: 245-249.
- Morales-Morales, H.A.; Vidal, G.; Olszewisky, J.; Rock, M.; Desgupta, D.; Oshima, H. y Smith, B. (2003). Optimization of reusable hollow-fiber ultrafilter for simultaneous concentration of enteric bacteria, protozoa, and viruses from water. *Applied and Environmental Microbiology*, 69: 4098-4102.
- Olszewiski, J.; Winona, L. y Oshima, K.H. (2005). Comparison of 2 ultrafiltration systems for the concentration of seeded viruses from environmental waters. *Can. J. Microbiology*, 51: 295-303.

- Organización Mundial de la Salud (2003). Guidelines for safe recreational water environments. *Coastal and Fresh Waters*, 1 (1): 1-19.
- Pina, P.S. (2001). Detección y caracterización de virus patógenos humanos en muestras ambientales y moluscos bivalvos. España: Universidad de Barcelona-Facultad de Biología.
- Pommepuy, M.; Hervio-Heatj, D.; Caprais, M.P.; Gourmelon, M.; Le Saux, J.C. y Le Guyader, F. (2006). Fecal contamination in coastal areas: An engineering approach. En: Belking y Colwell (Eds.), *Oceans and health: Pathogens in the marine environment* (pp. 331-359). New York: Springer.
- Robertson, B.H.; Jansen, R.W. y Khanna, B. (1992). Genetic relatedness of hepatitis A virus strains recovered from different geographical regions. *Journal of general virology*, 73: 1365-1377.
- Rosenfield, S.I. y Jaykus, L.A. (1999). A multiplex reverse transcription polymerase chain reaction method for the detection of foodborne viruses. *Journal of Food Protection*, 62 (10): 1210-1214.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (2005). *Programa integral de playas limpias*. Consultado el 29 de diciembre de 2009. Disponible en: <http://www.SEMARNAT.gob.mx/>.
- Secretaría de Salud (2004). Lineamientos para determinar la calidad de agua de mar para uso recreativo con contacto primario.
- Secretaría de Salud (2010). Lineamientos para determinar la calidad de agua de mar para uso recreativo con contacto primario.
- Secretaría de Turismo (2004). *Programa playas limpias*. Evaluación 2003 y perspectivas 2004-2006. Consultado el 26 de julio de 2009. Disponible en: [http:// www.sectur.gob.mx/wb2/sectur/sec](http://www.sectur.gob.mx/wb2/sectur/sec).
- Tejedor, J.M.T.; Toledo, M.L.P.; Sosa, C.V.; De León, L.M.; Martín, M.G.; González, C.F. y Delgado, M.M. (2005). Calidad bacteriológica de las playas de Gran Canaria (Islas Canarias, España). *Higiene y Sanidad Ambiental*, 5: 120-122.
- Whitman, R. y Nevers, M.B. (2009). Summer *E. coli* patterns and responses along 23 Chicago Beaches. *Environ. Sci. Technol*, 42 (24): 9217-9224.
- Wright, M.E.; Solo-Gabriele, H.M.; Elmir, S. y Fleming, L.E. (2009). Microbial load from animal feces at a recreational beach. *Mar. Pollut. Bull.*, 58 (11): 1649-1656.

CAPÍTULO II

Búsqueda de actividad antimicrobiana en extractos de esponja marina *Aplysina gerardogreeni*

J.L. García-Corona, B. García-Castañeda
y R.B. González-Chan

Resumen

En la actualidad existe una necesidad urgente de desarrollar nuevos medicamentos antimicrobianos de bajo costo que sustituyan a los que han resultado ya ineficaces debido al desarrollo de resistencia microbiana. Sin el apoyo de las actividades de investigación, las enfermedades causadas por agentes infecciosos microbianos como la tuberculosis, paludismo, neumonía, disentería, etcétera, pueden resultar intratables en países que no pueden costearse medicamentos de alto costo. En el presente trabajo se llevó a cabo la búsqueda de compuestos con actividad antimicrobiana en extractos orgánicos obtenidos a partir de la esponja marina *Aplysina gerardogreeni* colectada en el complejo insular Espíritu Santo - La Partida, Baja California Sur. A partir de un extracto etanólico puro de la esponja marina *A. gerardogreeni*, y por medio de distintas técnicas cromatográficas se logró obtener cinco fracciones que contenían compuestos que mostraron actividad antimicrobiana contra la bacteria Gram (+) *Bacillus subtilis*, lo cual hace aún más interesante el continuar este estudio y realizar la caracterización de las estructuras químicas responsables de dicha actividad inhibitoria. En el Golfo de California, la gran diversidad de organismos marinos ha motivado el desarrollo de proyectos científicos con el propósito de estudiar estos recursos en busca de nuevas sus-

tancias biológicamente activas y contribuir a la solución del problema de la falta de nuevos y revolucionarios compuestos con actividad biológica que puedan ser, en un futuro, caracterizados como nuevos fármacos.

Introducción

Durante las últimas décadas se ha dado un incremento importante en la investigación de compuestos naturales y, aunque la búsqueda de sustancias bioactivas había sido canalizada principalmente a organismos terrestres, la obtención de sustancias orgánicas con actividad biológica a partir de organismos marinos ha mostrado su enorme potencial en el campo de la biomedicina y acuicultura, no obstante los productos naturales marinos, por su complejidad química, han sido difíciles de caracterizar y sintetizar en las cantidades requeridas para la evaluación preclínica y desarrollarlos como fármacos (Muñoz, 2004).

Las sustancias bioactivas son compuestos que causan algún efecto sobre el metabolismo de los organismos vivos, entre los cuales se incluyen sustancias con valor terapéutico como antibióticos, antitumorales, antivirales, entre otros; así mismo, incluyen sustancias citotóxicas, insecticidas, sustancias atrayentes y repelentes (De Lara, 1992). Los organismos marinos representan un arsenal de nuevas y novedosas sustancias de increíble diversidad. Esta variedad de estructuras químicas pueden ser utilizadas como herramientas para la síntesis de nuevas moléculas, con el fin de desarrollar productos útiles en la industria farmacéutica y acuícola (Hernández y Hernández, 2005).

Los innumerables compuestos bioactivos presentes en los organismos marinos, representan la vasta variabilidad química que reside dentro de la diversidad biológica de las especies marinas, en la cual los organismos necesitan desarrollarse y sobrevivir en un medio muy competitivo, por lo que han ingeniado sofisticadas herramientas bioquímicas y fisiológicas para su química defensiva, ante las agresiones del medio (virus, hongos y depredadores) o para otras funciones como la reproducción y comunicación (McClintock *et al.*, 1993; Pérez *et al.*, 1998; Bull *et al.*, 2000; Faulkner, 2000). Sin embargo, el estudio de productos naturales proceden-

tes de organismos marinos es relativamente reciente, es un campo lleno de grandes posibilidades. Los océanos representan la mayor parte del planeta y en ellos viven la mayoría de especies animales y vegetales. Muchos ejemplos de caracterización bioquímica han sido desarrollados en un marco de investigación farmacológica encaminada al descubrimiento de nuevos compuestos químicos útiles al hombre (Jaspars, 2001).

Los organismos marinos están sometidos a condiciones ambientales complejas y únicas, lo que provoca que sinteticen gran variedad de moléculas que no tienen equivalencia con las terrestres y que les han permitido sobrevivir en ese medio. Además, la potencialidad de los océanos, como fuente de nuevos fármacos, aún no ha sido explorada. Cerca de 80% de los organismos del reino animal habitan en el mar y menos de 1% de las especies marinas han sido investigadas con este propósito (Garateix *et al.*, 2003; Garateix, 2006). Así, los organismos marinos y particularmente los invertebrados sésiles han sido reconocidos como una fuente atractiva de potenciales compuestos farmacéuticos (Faulkner, 2002).

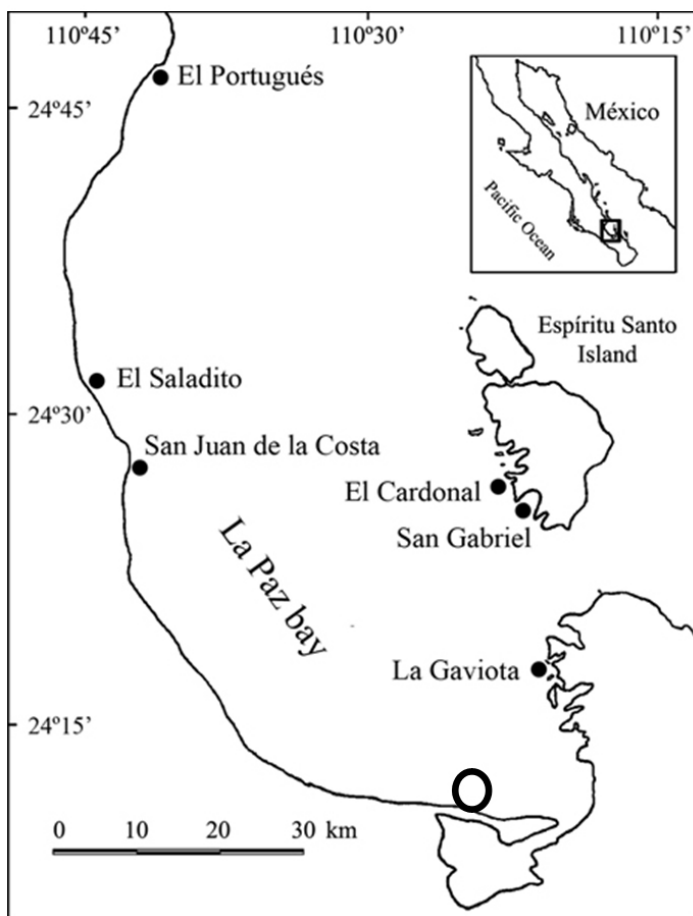
Las esponjas marinas son una fuente prolífica con un arsenal impresionante de compuestos naturales, cubriendo casi todos los tipos estructurales (Haefner, 2003), por lo que se han convertido en una de las sustancias bioactivas más prometedoras para el desarrollo de nuevos fármacos (Dimayuga *et al.*, 2003; Blunt *et al.*, 2006). El género *Aplysina* ha despertado gran interés en la búsqueda de compuestos bioactivos, debido a que contienen metabolitos bromados con actividad citotóxica, antimicrobiana, antiinflamatoria y antidepredatoria de amplio espectro (Munro *et al.*, 1999).

El objetivo general es obtener fracciones que contengan compuestos con actividad antimicrobiana a partir de un extracto etanólico de la esponja marina *Aplysina gerardogreeni*, a través de diferentes técnicas cromatográficas y microbiológicas; así como formar un criterio de selección de los recursos marinos con potencial biológico y adiestrarse en la metodología empleada en el aislamiento y purificación de los compuestos activos en busca de una fracción o compuesto activo proveniente de un organismo marino potencialmente activo.

Metodología

Se colectó una esponja *A. gerardogreeni* de 1.97 kg mediante buceo SCUBA, entre los 5 y 12 m de profundidad (figura 2) en el complejo insular Isla Espíritu Santo, BCS, localizado entre los 24°28'49"N y 122°23'54"O (figura 1).

Figura 1
Área de extracción
de las muestras de la esponja marina *A. gerardogreeni*.



Los organismos colectados fueron limpiados de materiales extraños y preservados a baja temperatura (-10 °C) en hieleras portátiles y protegidos de la incidencia de la luz directa para su posterior identificación taxonómica. Previamente fue necesaria la documentación sobre esta especie de esponja marina, y para ello se consultó información de distintos institutos de investigación como la Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS), el Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) y el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), entre otras instituciones de La Paz, BCS. La identificación taxonómica de los organismos fue realizada por el Dr. Carlos Armando Sánchez Ortiz en el Laboratorio de Fauna Arrecifal de la UABCS.

Figura 2
Fotografías de *Aplysina gerardogreeni*



Para la obtención de extractos se pusieron en un mortero con mano 1.97 kg del organismo marino colectado, previamente enjuagado con agua de mar para eliminar restos de arena y detritus, molido o cortado, libre de todo material extraño, a macerar con 2 x 200 ml de diclorometano (CH_2Cl_2) o Acetato de Etilo. Se hizo el cambio de solventes a las seis horas de haberlo puesto a macerar por primera vez y se dejó macerando toda la noche. Transcurridas las 24 horas se filtro y se dio inicio a la concentración del filtrado por evaporación a temperatura ambiente en una campana de extracción o empleando un rotavapor con vacío a una temperatura

no mayor a 40 °C. Una vez seco el organismo se puso a macerar con 2 x 200 ml de Etanol y se procedió de igual forma que como se hizo con el CH_2Cl_2 .

Una vez que se terminó de concentrar el extracto etanólico en el rotavapor se vertió con ayuda de una pipeta al vial, previamente tarado, y se dejó evaporar el etanol a baño María hasta la sequedad, dejando enfriar el extracto. Se obtuvo por diferencias de peso la cantidad obtenida del extracto cloruro de metileno y del etanólico y se pesaron 20 mg del extracto etanólico (REDO01EtOH) para la prueba de actividad antimicrobiana.

Se probó la solubilidad del extracto activo disolviéndolo en diferentes mezclas a diferentes proporciones de solventes como metanol (MeOH), etanol (EtOH), acetato de etilo (EtOAc), propaona (Me_2CO), Éter, etcétera (5 mg de extracto por 1 ml de solvente). Con el método de cromatografía en capa fina (CCF) se llevó a cabo la búsqueda de un sistema en gradiente de polaridades, con el cual se obtuviese un buen cromatograma, para lo cual se empezaron a probar dos sistemas de solventes: CHCl_3 : MeOH 9:1 y EtOAc:EtOH 9:1. Para la placa cromatográfica se empleó el sistema en el que fue más soluble el extracto y se corrió la CCF, dejando evaporar el solvente de la placa. Se observó el cromatograma con luz UV y después se reveló la placa con H_2SO_4 y calor. El mismo proceso se repitió tantas veces fue necesario hasta encontrar el sistema en gradiente de polaridad que se emplearía en la cromatografía en columna (CC) para el fraccionamiento de las mezclas con los compuestos activos.

La aplicación de la CC se realizó pesando 500 mg de extracto activo disuelto en un ml de solventes y homogeneizado en 2g de silica gel. Se hizo el montaje en húmedo con hexano (Hex) puro de la columna cromatográfica con 60 gramos de silica gel 70-230 malla, la cual se corrió con la muestra en una relación 1:200 (muestra: silica) y el sistema de solventes en gradiente de menor a mayor polaridad elegidos anteriormente. Se colectaron en tubos de ensayo fracciones de 1-2 ml. Se determinó por CCF qué fracciones se podían unir por su semejanza polar; y evaporando a baño María las fracciones unidas y por diferencias de peso, se calculó la cantidad obtenida de cada fracción. Se determinó por CCF las diferencias

existentes en cada una de las fracciones obtenidas y se pesaron 20 mg de cada fracción para la prueba de actividad antimicrobiana.

Para la determinación de la actividad biológica de las fracciones obtenidas de la CC se siguió el método de difusión en agar, descrito por la NCCLS M2-A8; Antimicrobial Disk Difusion Susceptibility (método de Bauer *et al.*, 1966); para lo cual se prepararon medios de cultivo con agar Mueller-Hinton, esterilizados en autoclave a 15lb/in² (121 °C) durante 15 minutos. Aproximadamente 22 ml de medio fueron añadidos a cada caja de *Petri* estéril de 100 mm. Las incubaciones se hicieron por 24 horas a 37 °C para control de esterilidad. El inóculo se preparó suspendiendo una colonia de microorganismos de prueba *Bacillus subtilis* en caldo de triptica-seina de soya (5 ml) incubado durante 24 horas a 37 °C. La densidad celular fue estandarizada con el Nefelómetro de Mc Farland a $\sigma = 0.5$ (1.5×10^6 células). El microorganismo de prueba fue obtenido del banco de cepas bacterianas del laboratorio de microbiología de la UABCS e inoculado en forma masiva con un hisopo en la superficie de una placa de agar, sobre la cual se colocaron discos de papel filtro Whatman No. 1 de 7 mm de diámetro impregnados con 100 μ l de una solución stock de la fracción preparada con 20 mg/ml de disolvente para obtener la concentración de 2 mg/disco. Fueron utilizados discos impregnados con el disolvente para la solución stock como control negativo y con extracto etanólico de Garambullo como control positivo, técnicas reconocidas en estudios previos (Encarnacion-Dimayuga, 1996) y ante la Fundación de Farmacognosia y Medicina Complementaria de Baja California Sur, por su amplia actividad antimicrobiana. Las placas fueron incubadas por 24 horas a 37 °C. Durante la incubación, el compuesto activo se difundió radialmente desde el disco a través del agar y el diámetro del área de inhibición fue medido en mm a las 24 horas de su incubación.

Resultados

A partir de los 1.97 kg de esponja *A. gerardogreeni* colectados, se logró obtener una cantidad de 170 g de extracto etanólico activo (figura 3).

Figura 3

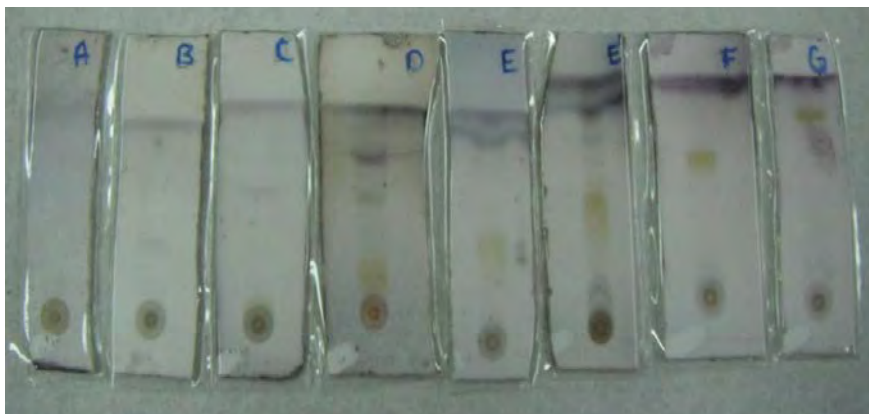
Extracto etanólico obtenido a partir de *Aplysina gerardogreeni*



De los seis tipos de solventes orgánicos usados en la prueba de solubilidad de la muestra pura, sólo el sistema integrado MeOH: EtOH (6:4) fue en el que el extracto etanólico se solubilizó por completo (anexo I). Para las CCP se emplearon en total 31 sistemas de solventes diferentes (anexo II), cada uno de ellos conformado por dos solventes orgánicos diferentes en distintas proporciones, siendo el más eficiente el sistema Hex:Me₂CO (5:5), con el cual fue posible obtener el mejor cromatograma y el que sirvió para establecer el sistema en gradiente de polaridad, y que se empleó en la CC para el fraccionamiento de las mezclas con los compuestos activos (véase figura 4).

Figura 4

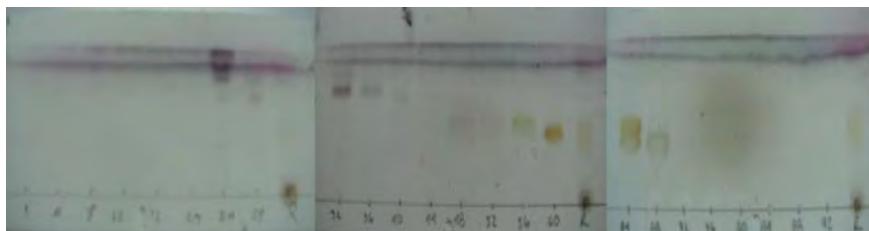
Cromatograma obtenido de la aplicación de la CCF usando el sistema en gradiente de polaridades previamente prediseñado



El sistema en gradiente de polaridades estuvo conformado por cinco sistemas de Hex:Me₂CO en diferentes proporciones, comenzando con un una concentración más alta del compuesto menos polar (Hex) y terminando con un sistema muy polar (mayor concentración de Me₂CO) (anexo III), de este mismo sistema en gradiente de polaridades se obtuvo una serie de cromatogramas con las diferentes fases de compuestos, separados por orden de polaridad, que se encontraban mezclados en la muestra original.

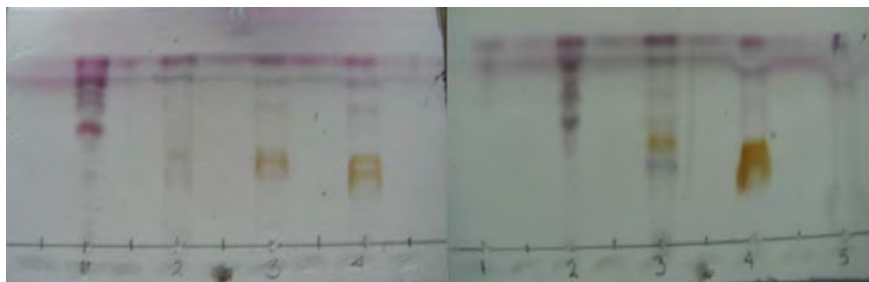
En la aplicación de la CC se consideró un volumen efectivo de 143.58 cm³, el cual fue empleado para determinar las cantidades exactas de los solventes en los sistemas de gradientes de polaridad del anexo III. De cada uno de los cinco sistemas empleados se extrajeron varias series de tubos de ensayo de 2 ml con las fracciones activas que se encontraban mezcladas en la muestra (anexo IV). Estas mismas fracciones fueron unidas de acuerdo a su similitud polar, la cual se determinó mediante la lectura de un cromatograma resultante de la aplicación de una CCP, usando el sistema de solventes más eficiente; es decir, el conformado por Hex:Me₂CO (5:5) (véase figura 5). Este cromatograma se hizo empleando algunas de las fracciones representativas (cada cinco tubos del total de fracciones obtenidas de CC).

Figura 5
Cromatograma resultante de la aplicación
de CCF a las 101 fracciones obtenidas de la CC



El cromatograma realizado a las fracciones obtenidas arrojó la unión de cinco nuevas fracciones concentradas (figura 5), a las cuales se les aplico una nueva CCP cuya lectura de su respectiva placa sirvió para cerciorarse de la afinidad polar de las fracciones que las conformaban (figura 6).

Figura 6
CCF aplicada a las fracciones obtenidas
de la unión de la serie de fracciones de la CC



En cuanto a las pruebas de actividad antimicrobiana, de las cinco fracciones que se obtuvieron por CC del extracto etanólico original de *A. gerardogreeni*, la fracción PSA2 presentó una ligera actividad de inhibición de crecimiento de la colonia de *B. subtilis* (halo de inhibición de 9 mm), seguido de las fracciones PSA3 y PSA5 que también presentaron actividad antimicrobiana aunque menores que la de PSA2 (halo de inhibición de 7.4 mm). La actividad antimicrobiana de la fracción PSA4 no fue permisible a simple vista y no fue

posible realizar la medición en mm de los diámetros de los halos de inhibición microbiana dado su pequeño tamaño. En general, las cuatro fracciones obtenidas a partir de *A. gerardogreeni* presentaron actividad inhibitoria frente a la bacteria *B. subtilis*; sin embargo, dicha actividad fue menor a la presentada por el control positivo que se empleó en los bioensayos (extracto de Garambullo) (figura 7).

Figura 7
Prueba de actividad antimicrobiana por MDA
de las fracciones obtenidas de la CC



Discusión

Las esponjas marinas del orden verongida (*Phylum Porifera*, clase Desmospongia) son un recurso de gran interés biológico y químico, debido a la presencia de un tipo inusual de metabolitos secundarios que contienen varios residuos de bromotirosina y clorotirosina (Kernan *et al.*, 1990), aislados de esponjas pertenecientes a este orden, el cual incluye los géneros *Aplysina*, *Lanthella*, *Psam-*

maplysilla, *Pseudoceratina* y *Verongula*, entre otros (Ciminiello *et al.*, 1994). Tal y como se demostró en esta investigación, la mayoría de los compuestos organohalogenados presentan algún tipo de actividad biológica. En los organismos marinos, dichos compuestos están involucrados principalmente en mecanismos de defensa química, de manera importante en el aspecto ecológico (Gribble, 1999). Por otro lado, Muñoz (2004) menciona que la presencia de compuestos bromados (principalmente aminoácidos) del tipo de la aerotionina, permite suponer la existencia de otros metabolitos secundarios pertenecientes a la familia de derivados de la 3,5-dibromotirosina, ya que este tipo de compuestos son considerados como marcadores taxonómicos del orden Verongida (Bergquist, 1978).

El aislamiento de las fracciones activas presentes en el extracto etanólico de *A. gerardogreeni* no fue sencillo, tal y como Moore y Dalrymple (1976) lo mencionan en su obra, una de las partes más tardadas y que requiere de mayor paciencia es una adecuada selección de un eluyente adecuado (anexo I), que depende directamente de la naturaleza química (polaridad) del componente o de la mezcla que se desea separar y el material en el que la separación se llevará a cabo; esto para que después de eluir y revelar una sustancia o fracción de la mezcla, se observe como una mancha bien definida. Sin embargo, durante el revelado de las placas cromatográficas se suscitó la presencia de manchas irregulares, las cuales Morrison y Boyd (1998) las definen como que son producto de impurezas disueltas en los solventes y que dejan varias manchas o estelas en su recorrido a través de la placa cromatográfica. Además, Morrison y Boyd *et al.* (1998) afirman que para obtener una óptima separación de los componentes de una mezcla compleja es sumamente importante que la cámara cromatográfica en la que se realizara la CCF esté lo más saturada posible con el sistema de eluyentes previamente seleccionados.

Estudios previos (Cruz *et al.*, 1990; Rodríguez y Piña, 1993) sobre estos metabolitos bromados justifican satisfactoriamente la actividad antimicrobiana de los extractos como los que se obtuvieron en este experimento a partir de la esponja *A. gerardogreeni*, ya que presentan actividad biológica contra bacterias Gram (+) y Gram (-) in vitro e in vivo. Aunado a lo anterior, trabajos como los

de Jurek *et al.* (1993) y Fu y Schmitz (1999), reportan que extractos de esponjas del género *Aplysina* poseen amplia actividad citotóxica contra bacterias como *Mycobacterium tuberculosis*; sin embargo, el presente estudio sólo enfatiza la actividad antimicrobiana de dichos extractos.

Autores como Acosta y Rodríguez (1992); Gunasekera y Cross (1992), afirman que las especies del género *Aplysina* presentan compuestos procedidos de la bromotirosina y alcaloides derivados de triptófano, todos ellos con actividad antimicrobiana. En estudios similares (Dimayuga *et al.*, 2003; León, 2003; Muñoz, 2004) la actividad inhibitoria de las fracciones que obtuvieron de extractos CH_2Cl_2 de *A. gerardogreeni* en los discos de los bioensayos fue muy notoria, registrando halos de inhibición de hasta 13.5 mm de diámetro en bacterias Gram (+), como *Staphylococcus aureus*, *Bacillus subtilis* y *Streptococcus fecalis*, y en bacterias Gram (-) como *Escherichia coli*.

En el presente experimento también se demostró la actividad antimicrobiana de cuatro fracciones obtenidas de un extracto EtOH de la misma esponja contra la bacteria Gram (+) *B. Subtilis*; sin embargo, los halos inhibitorios de dichos extractos no fueron tan grandes y notorios (de 7.4 a 9 mm de diámetro) como los que estos investigadores obtuvieron en sus experimentos (halos de inhibición mayores a los 10 mm de diámetro). El hecho de que la actividad antimicrobiana de las fracciones aisladas en este experimento no haya sido tan notoria como en otras investigaciones, podría ser atribuido a diversas causas, como los diferentes sistemas de solventes empleados para obtener los extractos originales, la cantidad de muestra utilizada en la CC, la cantidad en miligramos de fracciones obtenidas, los medios de cultivo, las cepas de microorganismos empleados, etcétera.

Los resultados de las pruebas de actividad biológica concuerdan al 100% con los que Muñoz (2004) obtuvo al fraccionar un extracto CH_2Cl_2 de la esponja *A. gerardogreeni*, ya que en su investigación se muestra que la actividad antimicrobiana de las fracciones obtenidas se encuentra en número descendiente de polaridad; es decir, al igual que en este experimento, las fracciones menos polares fueron las más activas (en este caso las fracciones

PSA2 y PSA3) (anexos III y IV y figura 7). El mismo autor señala que este hecho, desde el punto de vista de difusión, es contradictorio, ya que se esperaría que por difusión fueran más activas las fracciones más polares (es decir, PSA4 y PSA5 en este experimento), ya que estos organismos marinos se encuentran inmersos en una matriz polar (agua) que facilita la difusión del compuesto activo; sin embargo, los resultados del experimento demuestran todo lo contrario. La explicación podría estar fundamentada en lo que Muñoz (2004) menciona sobre la posibilidad de que en las mezclas se encuentren algunos compuestos polares que sean los responsables de dicha actividad, y que se encuentren presentes en muy baja concentración, pero que tienen la potencia química necesaria para inhibir el crecimiento de los microorganismos, lo cual pone de manifiesto la potencia antimicrobiana de este tipo de compuestos bromados.

Conclusiones

Los estudios en el campo de los bioactivos marinos aún son escasos en México, porífera es el phylum que mayor atención ha recibido en los últimos años. En cuanto a la necesidad de nuevos y revolucionarios compuestos para su aprovechamiento en la farmacología y acuicultura, los invertebrados sésiles —como las esponjas marinas— prometen innovadoras estructuras químicas que puede llegar a convertirse en drogas comerciales para uso en estos campos. Así, los organismos marinos en toda su extensión pueden brindar un inmenso potencial biotecnológico. Estos por muy pequeños y poco complejos que sean, presentan las más ingeniosas estrategias para la supervivencia, mostrando un secreto armamento que puede ser utilizado para el beneficio del hombre en el campo biomédico y ecológico. Además, el conocimiento de la biología y la ecología de estos organismos, sirve como herramienta en la biomedicina y farmacología marina para la síntesis de nuevos compuestos a partir de innovadoras estructuras químicas.

Los resultados muestran claramente que los extractos obtenidos de la esponja marina *A. gerardogreeni* de la Isla Espíritu Santo, BCS, poseen compuestos químicos que inhiben el desarrollo de bacterias como *B. subtilis*, por lo que resulta interesante conti-

nuar con su estudio químico, dirigido a identificar los compuestos químicos específicos causantes de estas actividades inhibitorias en microorganismos bacterianos, los cuales podrían tener un importante potencial en la industria farmacológica. Los productos naturales de origen marino, como un área del conocimiento, podrían ser también una referencia para concientizar en la importancia y preservación de nuestra inmensa biodiversidad.

Agradecimientos

Al Departamento de Biología Marina de la Universidad Autónoma de Baja California Sur por el apoyo al facilitar las instalaciones del Laboratorio de Farmacognosia Marina, así como los materiales, sustancias y equipos necesarios para la realización de este trabajo.

Literatura citada

- Acosta, A.L. y Rodríguez, A.D. (1992). 11-oxoaerothionin: A cytotoxic antitumor bromotyrosine-derived alkaloid from the Caribbean marine sponge *Aplysina lacunose*. *Journal of Natural Products*, 55 (7): 1007-101.
- Bauer, A.W.; Kirby, W.M.; Sherris, J.C. y Turck, M. (1966). Antibiotic susceptibility testing by standardized single disk method. *American Journal Clinical Pathology*, 45: 493-496.
- Bergquist, R.P. (1978). *Sponges*. Berkeley: Universidad de California Press.
- Blunt, J.W.; Copp, B.R.; Munro, M.H.G.; Nortcote, P.T. y Prinsep, M.R. (2006). Marine. *Journal of Natural Products*, 23: 26-78.
- Bull, A.; Ward, A. y Goodfell, M. (2000). Search and discovery strategies for biotechnology: the paradigm shift. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 64 (3): 573-606.
- Ciminiello, P.; Costantino, V.; Fattorusso, E.; Magno, S.; Mangoni, A. y Pansini, M. (1994). Chemistry of Verogida sponges, II. Constituents of the Caribbean sponge *Aplysina fistularis* forma *fulva*. *Journal of Natural Products*, 57 (6): 705-712.
- Cruz, F.; Quijano, L.; Gómez-Garibay, F. y Ríos, T. (1990). Brominated metabolites from the sponge *Aplysina* (*Verongia*) *thiona*. *Journal of Natural Products*, 53 (3): 543-554.
- De Lara, G. (1992). Toxic properties of some marine algae. *Revista Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 43: 81-85.
- Dimayuga, R.E.; Ramírez, M.R. y Luna, H.J. (2003). Aerothionin, a bromotyrosine derivative with antimycobacterial activity from the marine sponge *Aplysina gerardogreeni* (*Demospongia*). *Pharmaceutical Biology*, 41 (5): 384-387.

- Encarnación-Dimayuga, R. (1996). *Medicina tradicional y popular de Baja California Sur*. México: Ed. Artes Graficas-UABCS.
- Faulkner, D.J. (2000). Marine pharmacology. *Antonie van Leeuwenhoek*, 77: 135-145.
- Faulkner, D.J. (2002). Marine natural products. *Journal of Natural Products*, 19: 1-48.
- Fu, X. y Schmitz, F.J. (1999). 7-hydroxyceratinamine, a new cyanoformamide-containing metabolite from a sponge, *Aplysinella* sp. *Journal of Natural Products*, 67 (7): 1072-1073.
- Garateix, A.; García, T.; Salceda, E. y Soto, E. (2003). *Compuestos de origen marino como instrumentos para el estudio del sistema nervioso*. Cuba: Instituto de Oceanología CITM.
- Garateix, A. (2006). *El mar: Fuente de nuevos fármacos*. Cuba: Instituto de Oceanología CITM.
- Gribble, W.G. (1999). *The diversity of natural organochlorines in living organisms*. In the world chlorine council (The natural chemistry of chlorine in the environment). A series of overviews by a panel of independent scientists.
- Gunasekera, S.P. y Cross, S.S. (1992). Fistularin 3 and 11-ketofistularin 3. Feline leukemia virus active bromotyrosine metabolites from the marine sponge *Aplysina archeri*. *Journal of Natural Products*, 55 (4), 509-512.
- Haefner, B. (2003). Drugs from the deep: marine natural products as drug candidates. *DDT* 8 (12), 533-544.
- Hernández, L.M. y Hernández, L.M. (2005). *Bioactivos marinos en Venezuela: Una revisión*. Venezuela: Instituto Oceanográfico de Venezuela.
- Jaspars, M. (2001). Anticancer lead compounds from marine invertebrates. British Pharmaceutical Conference. Abstract Book.
- Jurek, J.; Yoshida, W.Y.; Scheuer, P.J. y Kelly-Borges, M. (1993). Three new bromotyrosine-derived metabolites of the sponge *Psammoplysilla purpurea*. *Journal of Natural Products*, 56 (9): 109-161.
- Kernan, M.R.; Cambie, R.C. y Berquist, P.R. (1990). Chemistry of sponges, VII. 11, 19-dideoxyfistularin 3 and 11-hydroxiaerothionin, bromotyrisin derivatives from *Pseudoceratina durissima*. *Journal of Natural Products*, 53 (3), 615-622.
- León, D.L. (2003). Aislamiento, purificación, identificación y evaluación de la actividad antimicrobiana de un compuesto de *Aplysina gerardogreeni*, Gómez y Bakus, 1992 (Porifera, Demospongia, Verongida). Tesis de maestría. México: Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CI-CIMAR).
- Mcclintock, J.; Slattery, M.; Baker, D. y Heine, J. (1993). Chemical ecology of Antarctic sponges from McMurdo sound, Antartica: Ecological aspects. *Journal Antartic*, 28 (5): 134-135.

- Moore, J.A. y Dalrymple, D.L. (1976). *Experimental methods in organic chemistry*. Second Edition. Estados Unidos: Mc Ewen W.E.
- Morrison, R.T. y Boyd, R.N. (1998). *Química orgánica*. México: Pearson Educación.
- Muñoz, O.M. (2004). *Aislamiento y purificación de compuestos con actividad antimicrobiana de *Aplysina gerardogreeni**. Tesis de Licenciatura. México: Instituto Tecnológico Superior de La Paz.
- Munro, M.H.G.; Blunt, J.W.; Dumdei, E.J.; Hickford, S.J.H.; Lill, R.E.; Battershill, C.N. y Duckworth, A.R. (1999). The discovery and development of marine compounds with pharmaceutical potential. *Journal Biotechnology*, 70: 15-25.
- National Committee for Clinical Laboratory Standards (2003). *Performance standards for antimicrobial disk diffusion susceptibility tests*. Approved Standard, Eighth ed. NCCLS documents M2-A8 /M100-S13 (M2).
- Pérez, S.; Levy, A. y Gómez, S. (1998). Presencia de lectinas, taninos e inhibidores de proteasas en algas marinas de las costas venezolanas. *Acta Científica Venezolana*, 49: 144-151.
- Rodríguez, A.B. y Piña I.C. (1993). The structures of Aplysinamisines I, II, and III: In bromotyrosine-derived alkaloids from the Caribbean sponge *Aplysina cauliformis*. *Journal of Natural Products*, 56 (6): 907-914.

Anexos

Anexo I

Pruebas de solubilidad del extracto etanólico puro de *Aplysina gerardogreeni*

Solvente(s)	Temperatura ambiente (25 °C)	Agitación	40 °C
Hex	X	XX	XX
CH ₂ Cl ₂	X	XX	XX
Me ₂ CO	X	X	X
EtOAc	X	X	X
EtOH	X	XX	XX
MeOH	XX	XXX	XXX
MeOH/EtOH (6:4)	XX	XXX	XXXX

X = Grado de solubilidad del extracto.

Anexo II

Sistemas de solventes orgánicos empleados para obtener un cromatograma adecuado usando cromatografía en capa fina

Cromatograma	Mezcla de solventes	Proporciones
1	Hex	1
2	CH ₂ Cl ₂	1
3	Me ₂ CO	1
4	MeOH	1
5	EtOH	1
6	EtOAc	1
7	EtOAc: MeOH	6:4
8	MeOH: EtOH	5:5
9	EtOH: EtOAc	4:6
10	EtOAc: MeOH	4:6
11	MeOH: EtOH	8:2
12	EtOAc: MeOH	8:2
13	EtOAc: MeOH	5:5
14	MeOH: EtOH: EtOAc	4:4:2
15	MeOH: EtOH: EtOAc	2:4:4
16	MeOH: EtOH: EtOAc	4:2:4
17	EtOAc: MeOH	7:3
18	EtOH: EtOAc	8:2
19	EtOH: EtOAc	2:8
20	EtOH: EtOAc	7:3
21	Hex: Me ₂ CO	5:5
22	Hex: Me ₂ CO	2:8
23	Hex: Me ₂ CO	8:2
24	Hex:EtOAc	6:4
25	Hex:EtOAc	4:6
26	Hex:EtOAc	5:5
27	Hex:EtOAc	3:7
28	Hex: Me ₂ CO	3:2
29	Hex: Me ₂ CO	2:3
30	Hex: Me ₂ CO	3:7
31	Hex: Me ₂ CO	7:3

Anexo III

Sistema de solventes en gradiente de polaridades empleado
en cromatografía en capa fina y cromatografía en columna

Sistema	Mezcla de solventes	Proporciones
A	Hex: Me ₂ CO	8:2
B	Hex: Me ₂ CO	6:4
C	Hex: Me ₂ CO	5:5
D	Hex: Me ₂ CO	4:6
E	Hex: Me ₂ CO	2:8

Anexo IV

Fracciones de 2mL
obtenidas de cada sistema en gradiente de polaridad

Sistema	Series de tubos obtenidos	Nuevas fracciones obtenidas
A	1 a 17	PSA1
B	18 a 34	PSA2
C	35 a 50	PSA3
D	51 a 91	PSA4
E	92 a 100	PSA5

CAPÍTULO III

Efecto de probióticos comerciales sobre las concentraciones de nitrógeno y fósforo soluble y particulado en cultivos larvarios de *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931)

V. Navarrete Maldonado, I. Osuna López,
G. Valencia Castañeda, D. Voltolina

Resumen

Con el fin de evaluar el efecto de los probióticos comerciales Epicin y Efinol sobre las concentraciones de nitrógeno y fósforo disuelto y particulado en los cultivos de diferentes etapas de desarrollo larvario de *Litopenaeus vannamei*, en un laboratorio de producción comercial se realizaron tres experimentos usando muestras de agua de los cultivos de los estadios de desarrollo zoea 2, mysis 2, postlarva 2 y postlarva 4. Se obtuvieron muestras de agua sin larvas, que se repartieron en nueve recipientes de 15 litros, seis de los cuales recibieron, en triplicado en cada caso, la dosis prevista de Epicin y de Efinol; los tres recipientes restantes sirvieron como control. Se obtuvo una muestra inicial de las tres repeticiones de cada tratamiento, una segunda a las 24 horas y una final a las 48 horas. En el caso del nitrógeno (N) no se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de las diferentes especies nitrogenadas registradas en los tratamientos y en los cultivos control, mientras que para el fósforo (P) las pocas diferencias detectadas no resultaron consistentes con la hipótesis de trabajo, por lo cual se concluye que, por lo menos en las condiciones experimentales usadas en esta investigación, la adición de los probióticos co-

merciales Epicin y Efinol no modifica la calidad del agua de los cultivos larvarios de *Litopenaeus vannamei* y no acelera los procesos de los ciclos biogeoquímicos de N y de P.

Introducción

La producción mundial pesquera se ha mantenido prácticamente estable, entre las 90 y 95 x 10⁶ toneladas, mientras que entre 2002 y 2006 la cantidad de alimentos de origen acuático comercializado anualmente ha aumentado desde 133.6 hasta 143.6 x 10⁶ toneladas (Nierentz, 2007; FAO, 2009); esto se debe a los volúmenes aportados por la acuicultura, los cuales —según Gravningen (2007)— representarán a fines de esta década cerca de 50% del total de la producción pesquera.

Por lo anterior, la acuicultura es una de las más importantes fuentes de alimento y de proteínas de origen animal (De Silva, 2000; Tidwell y Allan, 2001) y su crecimiento ha llegado a transformarla en una actividad industrial que tiene gran importancia en los países en desarrollo, incluso tiene además una función social, ya que es una importante fuente de empleos, tanto directos como indirectos (Tacon, 2000; Castañeda, 2004; Cunningham, 2005).

Un ejemplo típico de los avances en la acuicultura es la *camaronicultura*, que está encontrando varias dificultades que se relacionan principalmente con problemas de tipo sanitario. Por lo menos en parte, estos se generan por las altas densidades de siembra y el consiguiente deterioro de la calidad del agua (Funge-Smith, 1996; Funge-Smith y Briggs, 1998) que mantiene a los organismos en una situación constante de estrés, por lo cual son más susceptibles a enfermedades. Estas pueden causar pérdidas económicas importantes que, junto con los elevados costos de producción y la percepción de la acuicultura como causa de impacto ambiental, son el motivo más probable de la desaceleración progresiva del crecimiento de la producción (Fiorillo, 2007; Rana *et al.*, 2009).

El control de eventos de enfermedad ha consistido principalmente en el suministro de productos quimioterapéuticos que, si bien permiten eliminar o por lo menos minimizar el efecto de los microorganismos patógenos, no solucionan el problema de las condiciones de cultivo poco adecuadas y además pueden modificar la

microbiota en el ambiente exterior y, por tanto, transformarse en fuentes de impacto ambiental (Kümmerer, 2003).

Por este motivo, una alternativa que parece prometedora es el uso de microorganismos probióticos que, por lo menos en acuicultura, se definen como “suplementos microbianos” que tienen un efecto benéfico sobre la supervivencia y el crecimiento de los organismos en cultivo, fortaleciendo las respuestas a las enfermedades del hospedero, o asegurando una mejor utilización del alimento, o modificando las comunidades bacterianas del medio interno y externo, o finalmente mejorando la calidad ambiental (Gatesoupe, 1999; Balcázar *et al.*, 2006). Con base en esta definición, que amplía el concepto original de probióticos (organismos y sustancias que contribuyen al balance intestinal microbiano: Parker, 1974), se incluyen entre estos productos algunas preparaciones de microorganismos vivos, cuya composición está diseñada para mejorar las condiciones ambientales de estanques acuícolas, y no para ser administrados como complemento dietético, por lo cual una función adicional que se atribuye a estos productos es la capacidad de mantener o mejorar la calidad del agua, a causa de la actividad heterotrófica o nitrificante de algunas de las bacterias presentes en la mezcla de microorganismos (Lin *et al.*, 2006; Lalloo *et al.*, 2007; Villamil-Díaz y Martínez-Silva, 2009).

Existe en comercio una gran variedad de estos productos y de descripciones de sus posibles efectos, tanto sobre los organismos en cultivo como sobre la calidad del agua, pero es probable que su eficacia pueda cambiar en condiciones reales, dada la influencia de diferentes factores como la ingestión selectiva (Riquelme *et al.*, 2000) o la incapacidad del probiótico de mantener su fisiología bajo circunstancias de una interacción microbiana (Tinh *et al.*, 2007), por lo cual es de esperar que no todos los probióticos sean igualmente efectivos.

Este estudio se realizó para verificar el efecto de los probióticos comerciales Epicin y Efinol sobre las concentraciones de nitrógeno y fósforo disueltos y particulados en agua libre de larvas y usada previamente para el cultivo de diferentes fases de desarrollo larvario del camarón, ya que tal efecto pudiera resultar poco evidente en cultivos comerciales, en vista de las actividades de mane-

jo (según Astorga-Castillo, 2008, suministro de alimento y recambios con agua que puede tener calidad altamente variable).

Metodología

El estudio se realizó entre el 25 de junio y el 30 de julio de 2010, en las salas de cultivo larvario del laboratorio de la compañía Aquapacific. El protocolo de producción contempla la aplicación diaria de los productos Epicin (nauplio5-mysis3) y Efinol-L (postlarva 1 en adelante), activados y aplicados según las recomendaciones del fabricante. En vista de la necesidad de utilizar muestras de agua con la misma calidad inicial, tanto para los controles como para los tratamientos, estos productos no se aplicaron a las piletas usadas para obtener las muestras de agua para los experimentos.

En cada caso, los experimentos consistieron en obtener en diferentes fechas agua de las piletas de cultivo en las fases de desarrollo zoea 2, mysis 2, postlarva 2 y postlarva 4. Cada experimento duró dos días y consistió en obtener muestras de agua de las piletas de cultivo con la fase prevista, antes del recambio y de la adición del alimento.

Estas muestras se repartieron en nueve recipientes de 15 litros, tres de los cuales —seleccionados al azar— recibieron la dosis prevista de Epicin; a tres más se le aplicó Efinol y los tres restantes sirvieron como control. En cada caso se obtuvo una muestra inicial y una segunda después de 24 horas. De acuerdo a las instrucciones para el uso de estos productos, es necesario renovar diariamente el tratamiento, por lo cual al final de este primer muestreo se adicionó una segunda dosis del probiótico correspondiente, con el fin de verificar 24 horas más tarde la presencia de eventuales cambios adicionales de las concentraciones de los compuestos de nitrógeno y fósforo en las muestras.

Aparte de los registros convencionales de salinidad, pH, concentración de oxígeno disuelto y temperatura, que se obtuvieron con un refractómetro, un potenciómetro y un oxímetro de campo con sensor de temperatura, respectivamente; se obtuvieron diariamente muestras de volumen conocido para los análisis de nutrientes, que se filtraron a través de dos filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C. Tanto los filtros como las muestras de agua

filtrada fueron congelados inmediatamente y preservados en congelación hasta su análisis.

Las concentraciones de las diferentes especies disueltas de N y P se determinaron según Strickland y Parsons (1972) en el agua filtrada, y el material retenido en el filtro fue utilizado para determinar la concentración de N y de P particulados (Grasshoff *et al.*, 1983).

Los valores medios de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH se compararon mediante pruebas de análisis de varianza (ANOVA) de una vía por bloques, para verificar eventuales diferencias entre las condiciones ambientales. En el caso de los nutrientes disueltos y particulados, los resultados se expresaron como porcentajes del contenido de N y P total de cada muestra (suma de N-NO_3^- , N-NO_2^- , N-NH_4^+ y N particulado; suma de P-PO_4^{3-} y P particulado) y las pruebas estadísticas correspondientes (ANOVA de una vía por bloques) se realizaron después de la transformación de los datos en los correspondientes valores de la raíz cuadrada del arco-seno (Zar, 1999).

Resultados

Las características de las variables ambientales (temperatura, salinidad, O_2 y pH) se mantuvieron en los respectivos intervalos sugeridos para el cultivo larvario de *L. vannamei* (Brock y Main, 1994). Las temperaturas registradas durante la fase de zoea (34.5 ± 0.9 a 34.2 ± 1.3 °C) reflejan la temperatura de la sala en la cual se mantienen los nauplios hasta la siembra, y resultaron entre 2 y 3 °C mayores de los registrados en los cultivos de las fases siguientes, que oscilaron entre 31.2 ± 1.5 y 32.5 ± 1.5 °C, aproximadamente; mientras que las condiciones de salinidad fueron muy similares y su variabilidad resultó muy limitada, variando entre 30.9 ± 0.3 y 31.6 ± 0.6 en todos los experimentos. En todos los casos, las pruebas de ANOVA confirmaron la falta de diferencias significativas entre las temperaturas y las salinidades medias calculadas para los tratamientos y los recipientes usados como control.

De igual manera, no se observaron los efectos esperados en lo que se refiere a las variables relacionadas con la actividad de los probióticos adicionados a las muestras. En particular, no se encon-

traron diferencias entre controles y tratamientos tanto en la concentración de oxígeno ($4.5 \pm 0.64.3$ a ± 0.6 mg l⁻¹) como en el pH (7.3 ± 0.2 a 8.3 ± 0.3) para Zoea 2 a Postlarva 4, respectivamente, independientemente del tipo de tratamiento.

Nitrógeno disuelto inorgánico total

La suma de las tres especies de nitrógeno inorgánico disuelto representó entre 88.5 y 97.6% del nitrógeno total presente en las muestras iniciales. No se notaron tendencias en el comportamiento de esta variable que permitieran confirmar que la comunidad bacteriana modificada por la adición de los probióticos puede utilizar con mayor eficiencia el nitrógeno inorgánico disuelto para la síntesis de la nueva biomasa, debido a que solamente en un caso (zoea 2, registro de las 24 horas) el tratamiento con Efinol causó una diferencia significativa en comparación con los demás tratamientos.

Por otra parte, tal diferencia no resultó confirmada en el siguiente muestreo, después de 48 horas de incubación, y de igual manera el resultado no quedó confirmado en los experimentos realizados con las muestras obtenidas en las demás fases de desarrollo larvario (tabla I).

Tabla I

Medias y desviaciones estándar de los porcentajes de nitrógeno inorgánico disuelto total registrados en tres experimentos con diferentes fases de desarrollo de *Litopenaeus vannamei*, al inicio (0 hr) y en los muestreos realizados después de 24 y 48 horas de incubación (n = 27 en cada caso)

	Control	Epicin	Efinol
ZOEa 2			
0 hr	97.00 ± 2.05a	97.41 ± 1.55a	96.11 ± 1.53a
24 hr*	96.21 ± 2.09b	95.46 ± 3.69b	91.03 ± 5.36a
48 hr*	82.88 ± 13.67a	77.14 ± 18.22a	75.49 ± 27.72a
MYSIS 2			
0 hr*	97.58 ± 1.81a	96.01 ± 3.48a	96.45 ± 2.66a
24 hr*	96.24 ± 3.85a	94.80 ± 5.37a	95.79 ± 3.77a
48 hr*	94.63 ± 5.53a	91.38 ± 10.64a	92.43 ± 6.89a
PL2			
0 hr	93.93 ± 3.90a	91.06 ± 6.03a	93.39 ± 4.84a
24 hr	94.62 ± 2.77a	94.02 ± 2.50a	93.79 ± 2.47a
48 hr	94.29 ± 2.95a	93.97 ± 1.68a	93.95 ± 2.26a
PL4			
0 hr	90.26 ± 5.26a	90.52 ± 5.02a	88.54 ± 5.49a
24 hr*	92.09 ± 8.20a	91.82 ± 7.51a	93.13 ± 6.51a
48 hr*	92.82 ± 5.89a	91.76 ± 7.13a	92.21 ± 7.10a

Nota: Las letras indican diferencias significativas entre los valores en la misma línea (pruebas de ANOVA de una vía por bloques, $\alpha = 0.05$). a<b. *Prueba no paramétrica

Nitrógeno orgánico particulado

En las muestras iniciales de los cultivos de las etapas de ZOEa y de MYSIS, las concentraciones del nitrógeno particulado representaron entre 2.4 y 4% del nitrógeno total, aumentando en las fases siguientes hasta 6 a 8.9% y 9.5 a 11.5% para las etapas PL 2 y PL 4, respectivamente.

En el caso de la primera serie de muestras (cultivos de ZOEa), los porcentajes aumentaron en el tiempo hasta representar entre 17.1 y 24.5%, aproximadamente. Aunque los incrementos

fueron menores, se notó la misma tendencia en las muestras obtenidas en los cultivos de MYSIS, mientras que —como ya se mencionó para el nitrógeno disuelto total— la tendencia se invirtió en las muestras de agua de cultivo de postlarvas.

Por otra parte, aunque se registraron variaciones en el tiempo, éstas fueron similares en todas las muestras, ya que en ningún caso se encontraron diferencias entre las muestras tratadas y las utilizadas como control (tabla II).

Tabla II

Medias y desviaciones estándar de los porcentajes de nitrógeno particulado registrados en tres experimentos con diferentes fases de desarrollo de *Litopenaeus vannamei*, al inicio (0 hr) y en los muestreos realizados después de 24 y 48 horas de incubación (n = 27 en cada caso)

	Control	Epicin	Efinol
ZOE 2			
0 hr	3.00 ± 2.05a	2.59 ± 1.55a	3.89 ± 1.53a
24 hr*	3.79 ± 2.09a	4.54 ± 3.69a	8.97 ± 5.36b
48 hr*	17.12 ± 13.67a	22.87 ± 18.22a	24.51 ± 27.72a
MYSIS 2			
0 hr*	2.43 ± 1.81a	3.99 ± 3.48a	3.55 ± 2.66a
24 hr*	3.76 ± 3.85a	5.20 ± 5.37a	4.21 ± 3.77a
48 hr*	5.37 ± 5.53a	8.63 ± 10.64a	7.57 ± 6.89a
PL 2			
0 hr	6.08 ± 3.90a	8.94 ± 6.03a	6.61 ± 4.84a
24 hr	5.38 ± 2.77a	5.99 ± 2.50a	6.22 ± 2.47a
48 hr	5.71 ± 2.95a	6.03 ± 1.68a	6.05 ± 2.26a
PL 4			
0 hr	9.74 ± 5.26a	9.48 ± 5.02a	11.46 ± 5.49a
24 hr*	7.91 ± 8.20a	8.18 ± 7.51a	6.87 ± 6.51a
48 hr*	7.18 ± 5.89a	8.24 ± 7.13a	7.79 ± 7.10a

Nota: Las letras indican diferencias significativas entre los valores en la misma línea (pruebas de análisis de varianza de una vía por bloques, $\alpha = 0.05$). a < b. *Prueba no paramétrica.

Fósforo disuelto total

Se notó una tendencia a concentraciones mayores en el muestreo de las 48 horas en comparación con las iniciales, aunque esto no se verificó en el caso de las muestras de los cultivos de MYSIS 2.

En los muestreos intermedios (24 horas) se encontró una diferencia significativa de la concentración de estos compuestos en las muestras de los cultivos de MYSIS 2 tratadas con Epicin, que resultó más elevada en comparación con el tratamiento con Efinol, aunque la diferencia no resultó significativa para las muestras control, y además desapareció en el transcurso de las 24 horas siguientes.

También se encontró una concentración final significativamente mayor en las muestras de los cultivos de PL4 tratadas con Epicin, en comparación con las muestras control, que pudiera ser indicativa de una mayor actividad de mineralización de las sustancias orgánicas presentes en estas muestras (tabla III).

Tabla III

Valores medios y desviación estándar de la concentración inicial, intermedia y final de fósforo disuelto total (en porcentaje del fósforo total) registradas en los tres experimentos con la diferentes fases de desarrollo de *Litopenaeus vannamei* (n = 27 en cada caso)

	Control	Epicin	Efinol
Zoea 2			
0 hr*	75.7 ± 24.6a	79.2 ± 20.8a	80.0 ± 14.0a
24 hr*	80.4 ± 23.9a	77.4 ± 31.2a	71.7 ± 29.4a
48 hr*	86.6 ± 29.7a	88.5 ± 31.4a	90.0 ± 22.3a
MYSIS 2			
0 hr*	86.4 ± 14.5a	84.6 ± 14.5a	85.5 ± 14.2a
24 hr*	82.7 ± 10.6ab	81.6 ± 12.8b	73.1 ± 16.0a
48 hr	70.2 ± 16.1a	73.4 ± 15.0a	66.9 ± 21.8a
PL 2			
0 hr	89.4 ± 13.0a	88.0 ± 4.6a	89.2 ± 9.4a
24 hr	93.4 ± 18.1a	94.9 ± 12.2a	97.6 ± 15.5a
48 hr	94.6 ± 17.5a	93.0 ± 17.5a	95.4 ± 13.2a
PL 4			
0 hr	94.1 ± 5.6a	94.4 ± 8.4a	94.3 ± 12.1a
24 hr	99.0 ± 12.0a	99.0 ± 16.7a	97.6 ± 13.0a
48 hr	98.9 ± 16.4a	99.2 ± 4.4b	99.6 ± 14.3ab

Nota: Las letras indican diferencias significativas entre los valores en la misma línea (pruebas de análisis de varianza de una vía por bloques, $\alpha = 0.05$). $a \leq b \leq b$ y $a < b$. *Prueba no paramétrica

Fósforo particulado

En ningún caso se encontraron diferencias significativas entre tratamientos y control, por lo cual no se cumplió la hipótesis de una mayor actividad de la comunidad bacteriana modificada por la adición de probióticos en lo que se refiere al reciclamiento del fósforo en nueva biomasa.

Esto quedó confirmado revisando los cambios de las concentraciones relativas en el tiempo, ya que solamente en las muestras de los cultivos de MYSIS las concentraciones medias finales aumentaron hasta el doble de las valores iniciales, mientras que

disminuyeron hasta cerca de 50% para las muestras de cultivo de ZOEa y PL2 y entre 10 y 20% en el caso de las muestras de PL4. Además, no se encontraron diferencias entre tratamientos y control, confirmando que los productos evaluados no mejoran las condiciones de cultivo, e incrementando la utilización de los nutrientes disueltos en el agua (tabla IV).

Tabla IV

Valores medios y desviación estándar de la concentración inicial, intermedia y final de fósforo particulado (en porcentaje del fósforo total) registradas en los tres experimentos con la diferentes fases de desarrollo de *Litopenaeus vannamei* ($n = 27$ en cada caso)

	Control	Epicin	Efinol
Zoea 2			
0 hr*	24.32 \pm 19.30a	20.82 \pm 11.87a	20.04 \pm 9.32a
24 hr*	19.61 \pm 21.61a	22.59 \pm 31.70a	28.29 \pm 31.89a
48 hr*	13.45 \pm 13.44a	11.55 \pm 11.05a	9.96 \pm 8.21a
Mysis 2			
0 hr*	13.62 \pm 17.46a	15.39 \pm 18.47a	14.51 \pm 17.88a
24 hr*	17.26 \pm 18.53a	18.39 \pm 19.99a	26.95 \pm 24.11a
48 hr*	29.80 \pm 23.25a	26.59 \pm 28.03a	33.14 \pm 25.95a
PL 2			
0 hr*	10.57 \pm 5.83a	11.99 \pm 6.51a	10.80 \pm 6.00a
24 hr*	6.58 \pm 7.45a	5.12 \pm 5.23a	4.66 \pm 6.00a
48 hr*	5.46 \pm 6.89a	6.81 \pm 4.96a	4.59 \pm 5.88a
PL 4			
0 hr	5.91 \pm 2.05a	5.58 \pm 2.18a	5.72 \pm 2.22a
24 hr*	0.99 \pm 1.02a	1.03 \pm 0.66a	1.59 \pm 0.30a
48 hr	1.07 \pm 1.09a	0.84 \pm 0.78a	0.37 \pm 0.29a

Nota: Las letras iguales indican falta de diferencias significativas entre los valores en la misma línea (pruebas de análisis de varianza de una vía por bloques, $\alpha = 0.05$). *Prueba no paramétrica

Discusiones

De acuerdo a las características de los dos probióticos mencionadas por los fabricantes, Efinol tiene la función primordial de promover el mejor equilibrio y las funciones de la microflora intestinal, mientras que en el caso de Epicin se hace hincapié sobre el efecto benéfico de este producto sobre la calidad del agua, en especial sobre las concentraciones de los compuestos nitrogenados, por lo cual era de esperar que solamente el tratamiento con Epicin pudiera causar diferencias entre las fracciones disueltas y particuladas de los compuestos nitrogenados y fosforados.

De acuerdo a la descripción de sus propiedades, los probióticos comerciales —objetos de este estudio— pueden mejorar las condiciones de cultivo de organismos acuáticos evitando la acumulación de residuos orgánicos en los estanques de cultivo. Sólo en cuatro casos las concentraciones medias de los compuestos nitrogenados y fosforados disueltos y particulados detectaron diferencias significativas entre tratamientos y controles, y las pocas diferencias detectadas (dos casos) no resultaron consistentes con la hipótesis de una mayor actividad bacteriana en los tratamientos que en los controles, que se esperaba ver comprobada por diferencias significativas entre las respectivas concentraciones de N y P particulados.

Este trabajo se realizó para verificar si en cultivos comerciales el efecto de los probióticos pudiera ser poco evidente a causa de la actividad de las larvas y la adición periódica de su alimento, y confirma los resultados de experimentos anteriores durante los cuales, posiblemente debido a los recambios diario de agua y al suministro de alimentos vivos, que modifican la comunidad bacteriana existente, no se encontraron diferencias significativas entre amonio, nitritos, nitratos y fosfatos, y las correspondientes concentraciones de N y P particulado y disuelto, determinadas en cultivos larvarios comerciales sin probióticos o adicionados con los mismos productos evaluados en este estudio (Voltolina *et al.*, 2007; Tiznado-Palomares y Ramos-Gloria, 2008).

En este caso, la única modificación de la comunidad bacteriana original fue la causada por los probióticos adicionados a las muestras, y la falta de diferencias entre muestras tratadas y no tra-

tadas indica que los resultados de evaluaciones de la efectividad de probióticos determinada *in vitro* o en condiciones de laboratorio no son necesariamente indicativos de diferencias entre la actividad de la comunidad bacteriana probiótica, en comparación con la comunidad natural, y que por tanto su efectividad debiera ser comprobada en situaciones reales de cultivo comercial.

Conclusiones

En este estudio no se encontraron evidencias suficientes para poder confirmar las presuntas ventajas representadas por el uso de Epicin y Efinol, ya que en todos los casos las variaciones de las concentraciones de nitrógeno (N) y fósforo (P) en el tiempo pudieron ser observadas tanto en las muestras tratadas, como en las no tratadas que se utilizaron como control.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo de los proyectos PROFAPI 2010/094 (Universidad Autónoma de Sinaloa) y AC0.38 (Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste, CIBNOR).

Literatura citada

- Astorga-Castillo, O.N. (2008). Calidad del agua en cultivos exteriores de post-larvas (PL₆-PL₁₂) de *Litopenaeus vannamei*. Tesis de Licenciatura. Mazatlán, México: Facultad de Ciencias del Mar. Universidad Autónoma de Sinaloa.
- Balcázar, J.L.; De Blas, I.; Ruiz-Zarzuela, I.; Cunningham, D.; Vendrell, D. y Múzquiz, J.L. (2006). The role of probiotics in aquaculture. *Veterinary Microbiology*, 114: 173-186.
- Brock, J.A. y Main, K.L. (1994). *A guide to the common problems and diseases of cultured Penaeus vannamei*. Baton Rouge, EU: World Aquaculture Society.
- Castañeda, N. (2004). *Percepción del impacto de la acuicultura en el bienestar social local*. Taller Revisión del Estudio de Relaciones entre Acuicultura y Salud Humana. Mazatlán, Sinaloa México. Consultado el 29 de abril de 2011. Disponible en: http://www.crc.uri.edu/download/33_Mzt_2004_Casteneda_rev.pdf.
- Cunningham, L. (2005). Assessing the contribution of aquaculture to food security: a survey of methodologies. Roma: FAO Fisheries Circular 1010.

- De Silva, S.S. (2000). *A global perspective of aquaculture in the third millennium. 51-100*. En Conference on aquaculture in the third millennium. February 20-25. Bangkok, Thailand: NACA-FAO.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2009). *The state of world fisheries and aquaculture 2008*. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Consultado el 2 de marzo de 2011. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/011/i0250e/i0250e00.htm>.
- Fiorillo, J. (2007). Aquaculture's growth rate actually is declining. Intrafish 19.10.2007. Consultado el 2 de febrero 2009. Disponible en: http://www.seaaroundus.org/OtherWebsites/2007/IntraFish_Aquaculture-GrowthRateActuallyIsDeclining.pdf.
- Funge-Smith, S.J. (1996). *Coastal aquaculture-strategies for sustainability*. Final report to the ODA Project R6011. Stirling, U.K.: Institute of Aquaculture, University of Stirling. Disponible en: <http://www.dfid.gov.uk/r4d/PDF/Outputs/RLAaquafinalreportR6011.pdf>.
- Funge-Smith, S.J. y Briggs, M.R.P. (1998). Nutrient budgets in intensive shrimp ponds: Implications for sustainability. *Aquaculture*, 164: 117-134.
- Gatesoupe, F.J. (1999). The use of probiotics in aquaculture. *Aquaculture*, 180: 143-164.
- Grasshoff, K.; Ehrhardt, M. y Kremling, K. (1983). *Methods of seawater analysis*. 2nd ed. Berlin: Verlag Chemie.
- Gravningen, K. (2007). Driving forces for aquaculture - different scenarios towards 2030. En: R. Arthur y J. Nierentz (Eds.), *Global trade conference on aquaculture* (pp. 19-26). Roma: FAO Fishery Proceedings 9.
- Kümmerer, K. (2003). Significance of antibiotics in the environment. *Journal Antimicrobial Chemother*, 52: 5-7.
- Lalloo, R.; Ramchuran, S.; Ramduth, D.; Gorgens, J. y Gardiner, N. (2007). Isolation and selection of *Bacillus spp.* as potential biological agents for enhancement of water quality in culture of ornamental fish. *Journal Applied Microbiology*, 103: 1471-1479.
- Lin, Y.; Tanaka, S. y Kong, H. (2006). Characterization of a newly isolated heterotrophic nitrifying bacterium. *Water Pro-Tech.*, 10: 22-166.
- Nierentz, J. (2007). Overview of production and trade-the role of aquaculture fish supply. En: R. Arthur y J. Nierentz (Eds.), *Global trade conference on aquaculture*. Roma: FAO Fishery Proceedings 9.
- Parker, R.B. (1974). Probiotics. The other half of the antibiotics story. *Animal Nutrition Health*, 29: 4-8.
- Rana, K.J.; Siriwardena, S. y Hasan, M.R. (2009). *Impact of rising feed ingredient prices on aquafeeds and aquaculture production*. Roma: FAO Fisheries Aquatic Technology Papers. No. 541.

- Riquelme, C.; Araya, R. y Escribano, R. (2000). Selective incorporation of bacteria by *Argopecten purpuratus* larvae: implications for the use of probiotics in culturing systems of the Chilean scallop. *Aquaculture*, 181: 25-36.
- Strickland, J.D.H. y Parsons, T.R. (1972). A practical handbook of seawater analysis. 2nd ed. Bull. *Fisheries Research Board Canada*, 167: 311.
- Tacon, A.G.J. (2000). Increasing the contribution of aquaculture for food security and poverty alleviation. En: *Conference on aquaculture in the third millennium* (pp. 101-106). February 20-25. Bangkok: NACA-FAO.
- Tidwell, J.H. y Allan G.L. (2001). Fish as food: aquaculture's contribution: Ecological and economic impacts and contributions of fish farming and capture fisheries. European Molecular Biology Organization. *EMBO Rep.*, 2 (11): 958-963.
- Tinh, N.T.N.; Dierckens, K.; Sorgeloos, P. y Bossier, P. (2007). A review of the functionality of probiotics in the larviculture food chain. *Marine Biotechnology*, 10: 1-12.
- Tiznado-Palomares, E.X. y Ramos-Gloria, J.M. (2008). Efectos combinados de dos probióticos en la calidad del agua en larvicultura (N_5 a PL_6) comercial de camarón blanco. Tesis de Licenciatura. México: Facultad de Ciencias del Mar-Universidad Autónoma de Sinaloa.
- Villamil-Díaz, L. y Martínez-Silva, M.A. (2009). Probióticos como herramienta biotecnológica en el cultivo de camarón: Reseña. *Biología Investigación Marina Costera*, 38: 165-187.
- Voltolina, D.; Pinzón-Miranda, F.M.; Sánchez-Osuna, L.; Osuna-López, I.; Guerrero-Ávalos, J.R.; Frías-Espéricueta, M.; López-López, G.; Izaguirre-Fierro, G. y Zazueta-Padilla, H. (2007). Cultivo de larvas de *Litopenaeus vannamei* con un probiótico comercial. Resúmenes XIV. Nayarit, México: Cong. Nac. Cien. Tecnol. Mar, Nuevo Vallarta.
- Zar, J.H. (1996). *Biostatistical analysis*. 3^a ed. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice-Hall.

CAPÍTULO IV

Biomasa y estructura del zooplancton en el Pacífico Central Mexicano durante invierno y verano de 2010

G. Pelayo-Martínez, A. Olivos-Ortiz
y C. Franco-Gordo

Resumen

Las investigaciones sobre los procesos oceanográficos que ocurren en el Pacífico Central Mexicano (PCM) han aumentado en los últimos años debido al interés por su mejor entendimiento. Como parte de esto, se analiza la variabilidad de la biomasa y estructura del zooplancton de dos campañas oceanográficas a bordo del buque “BIP XII” durante invierno (enero) y verano (junio) de 2010 en tres transectos paralelos a la costa (costero, intermedio y oceánico) de Jalisco, Colima y Michoacán. Los muestreos de zooplancton fueron oblicuos desde los 200 metros hasta la superficie. Se determinó la abundancia de los grupos funcionales, biomasa del zooplancton, concentraciones de clorofila-A (Clo-a) y perfiles verticales de temperatura. Se registraron concentraciones promedio de volumen desplazado de 31.1 ml/1000 m³ en invierno y 46.3 ml/1000 m³ en verano, en ambos periodos los valores más altos se presentaron en el transecto costero. En invierno, las bajas concentraciones de zooplancton coinciden con los valores más altos de temperatura (25.5 °C - 28.2 °C) a diferencia de la Clo-a que registró los valores más altos (1.61 mg m⁻³). Durante el verano las temperaturas promedio fueron de 24.5 °C a 28.5 °C coincidiendo con los menores valores de Clo-a (0.64 mg m⁻³) y los mayores de volumen

desplazado (46.3 ml/1000 m³). Se encontraron 29 grupos funcionales del zooplancton, de los cuales ocho aportaron 95% de abundancia. El dominante para ambos periodos fue el de los copépodos (71%), seguido de anfípodos (6.1%), quetognatos (5.7%) y eufáusidos (4.9%). En este periodo de estudio la presencia de procesos de surgencia locales, una anomalía en temperaturas asociada al fenómeno océano-atmosférico El Niño Oscilación del Sur (ENSO) —entre diciembre de 2009 hasta mayo de 2010—, y un periodo de transición hacia La Niña —durante junio—, pudieron intensificar la influencia de masas de agua de fondo que generaron mayor biomasa zooplanctónica, además de la recomposición de los grupos dominantes.

Introducción

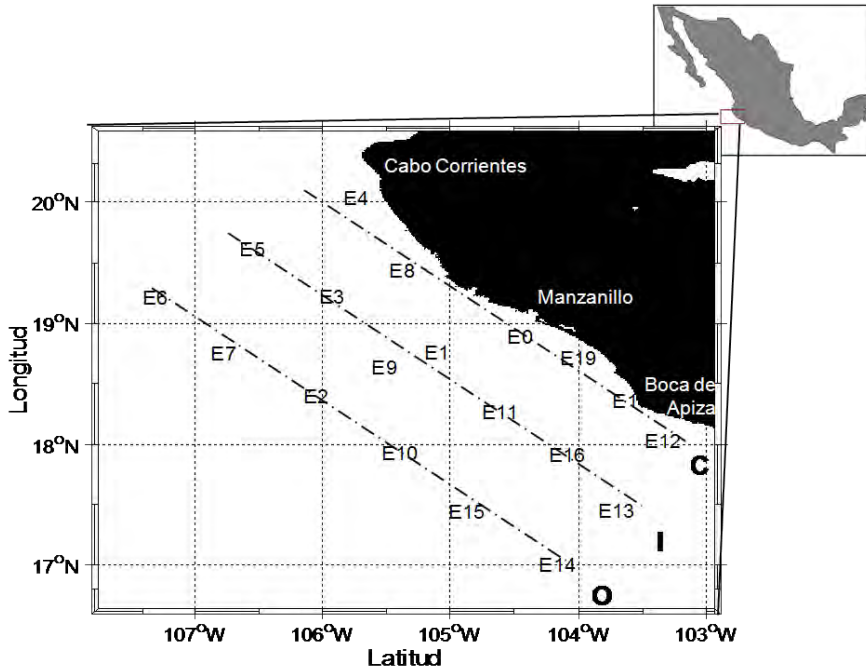
Los organismos del zooplancton tienen un papel muy importante en la cadena trófica del océano, ya que se encargan de transmitir la energía que es generada por los productores primarios hacia los siguientes niveles tróficos (Maravelias y Reid, 1997; Yebra *et al.*, 2009). Su distribución y abundancia se encuentran fuertemente influenciadas por fenómenos de carácter físico, como corrientes, vientos y procesos que incluyen mezcla, estratificación y la disponibilidad de alimento. En una escala estacional, la variación del zooplancton responde entre otros factores a la disponibilidad de nutrientes y la abundancia del fitoplancton, observándose un desfase en estos de hasta dos meses (Fernández-Álamo y Färber-Lorda, 2006). A diferencia de latitudes altas, en regiones tropicales donde no existe una marcada estacionalidad en las condiciones del océano, los cambios que se presentan en la abundancia del zooplancton se deben principalmente a la presencia de fenómenos físicos (surgencias, giros oceánicos), al efecto de los vientos dominantes de la región o la influencia de fenómenos de carácter interanual como El Niño —que ocasiona un aumento en la temperatura del océano que muchas veces se ve reflejado en la disminución de la productividad primaria y la biomasa del zooplancton (Barber y Chávez, 1983)—. En este sentido, entender la interacción de las variables físicas y biológicas es de gran importancia y en consecuencia diversos estudios se han realizado para poder establecer algún patrón temporal.

La región con mayor cantidad de estudios en este tema en nuestro país es el Sistema de la Corriente de California (Lavaniegos *et al.*, 1998, 2002, 2010; Gómez-Gutiérrez, 2001; León-Chávez, 2010) y hasta hace algunos años el Pacífico Central Mexicano (PCM) ha comenzado a ser objeto de estudio (Franco-Gordo *et al.*, 1999, 2001, 2002, 2004; León-Chávez *et al.*, 2010). Esta región se caracteriza por la presencia de la Corriente de California (CC) durante los meses de invierno y primavera, principalmente. Mientras que en verano y otoño predomina un flujo de aguas hacia el norte de carácter ecuatorial con la influencia de la Corriente Costera Mexicana (Beier, 2003; Kessler, 2006; Zamudio *et al.*, 2007). En este sentido, la mezcla de aguas ecuatoriales y del norte propicia el establecimiento de comunidades ecológicas características, en donde la interacción entre los niveles tróficos aún no ha sido completamente descrita. Es por ello que este estudio tiene como objetivo conocer la relación que existe entre la biomasa del zooplancton con la distribución de la Clo-a en el PCM.

Metodología

Se realizaron dos cruceros oceanográficos a bordo del barco de investigación pesquera “BIP-XII”, del Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste (CIBNOR), en invierno (enero) y verano (junio) de 2010. El área de estudio comprende la región entre 10 y 100 millas náuticas, desde Cabo Corrientes, Jalisco, hasta Boca de Apiza, Michoacán. En esta región se establecieron 19 estaciones distribuidas en tres transectos paralelos a la costa, el primero denominado costero a 10 mn, el segundo denominado intermedio a 50 mn y el tercero denominado oceánico a 100 mn (figura 1). En cada estación se realizaron perfiles verticales de temperatura y salinidad con un CTD SBE-19 plus, hasta una profundidad de 200 m. Se recolectaron muestras de agua con botellas Niskin en superficie, 10, 25, 50, 75, 100, 150 y 200 m de profundidad, para determinar la concentración de Clo-a, mediante la técnica espectrofotométrica (Strickland y Parsons, 1972; Parsons, 1984).

Figura 1
Área de estudio y distribución de las estaciones de muestreo en el Pacífico Central Mexicano



C) Transecto costero, I) transecto intermedio y O) transecto oceánico.

Para las muestras de zooplancton se realizaron arrastres oblicuos utilizando una red bongo con 60 cm de diámetro de boca y luz de malla de 505 μm . Los arrastres fueron realizados desde la superficie hasta 200 m, o desde cerca del fondo cuando la batimetría era menor. El volumen de agua filtrada en la red se calculó utilizando un flujómetro calibrado, colocado en la boca de la red (Smith y Richardson, 1979). Inmediatamente después de tomar las muestras, se fijaron con formaldehído al 4% y una solución de borato saturada para mantener el pH del agua de mar (Griffiths *et al.*, 1985). Cabe mencionar que en el crucero de octubre no se obtuvieron muestras de zooplancton en la estación E16 debido al mal tiempo. La biomasa del zooplancton fue calculada mediante el método de volumen desplazado (Beers, 1985), excluyendo a los organismos

mayores de tres centímetros. Los valores de biomasa fueron estandarizados a $\text{ml}/1000 \text{ m}^3$ de agua de mar filtrada. Se identificaron los grupos funcionales en cada una de las muestras con las fichas descriptivas de Newell y Newell (1966), Smith y Johnson (1996) y Todd *et al.* (2006); posteriormente el número de organismos encontrado fue estandarizado a 1000 m^3 de agua de mar ($\text{ind}/1,000 \text{ m}^3$) y normalizado utilizando $\log(x + 1)$ para reducir el peso de los grupos más abundantes.

El análisis estadístico mostró una distribución de los datos de los factores bióticos y abióticos no normal, por lo que se utilizaron pruebas estadísticas no paramétricas. Se obtuvieron los valores promedio de biomasa para cada campaña y se estableció un intervalo de confianza al 95% (Zar, 1999), para identificar las posibles variables que modulan la distribución de los factores bióticos y abióticos se realizó una matriz de datos. Con el fin de determinar los factores que controlan el sistema, se realizó un análisis de componentes principales (PCA, por sus siglas en inglés) y además una prueba de correlación de Spearman, por rangos entre la biomasa del zooplankton, los grupos del zooplankton, concentración de Cloa y los factores abióticos.

Resultados

En los dos cruceros la temperatura del mar a cinco metros de profundidad registró un gradiente positivo N-S. En invierno varió de 25.5°C a 28.2°C y en verano se registraron las temperaturas más bajas, los valores variaron de 24.5°C a 28.5°C (figura 2a, d). En ambos periodos se observó la presencia de un pulso de agua fría frente a las costas de Cabo Corrientes, Jalisco. En lo que respecta a la distribución de la salinidad, el área de estudio se caracterizó por presentar los valores más bajos al sur (figura 2b, e). En enero la presencia de valores entre 33.4 y 34.6 en esta zona sugiere la influencia de la masa de Agua Tropical Superficial del Pacífico (ATSP). Mientras que en verano la distribución de la salinidad fue muy homogénea y se presentaron los valores más altos con un rango muy estrecho en superficie como en la columna de agua (34.4 - 35) donde predominó Agua Superficial del Pacífico (ASP) en todo el área de estudio (figura 3). La distribución vertical de la tempera-

tura permitió identificar la presencia de la termoclina entre los 40 y 75 m en invierno, mientras que para verano fue más somera registrándola entre 20 y 40 m (figura 3).

Los valores más altos de Clo-a se presentaron en la región costera, en invierno presentó concentraciones promedio de 0.98 mg m^{-3} mientras que en verano fueron de 0.87 mg m^{-3} (figura 2c, f).

Figura 2

Distribución espacial de la temperatura -°C (a, d), salinidad (b, e) y Clo-a (c, f) a 10 m de profundidad en el PCM. La primera fila corresponde al periodo de invierno y la segunda a verano

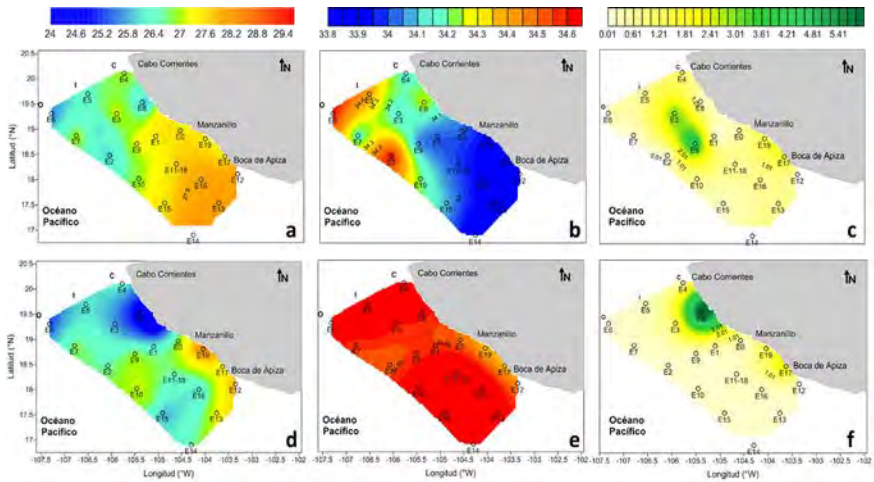
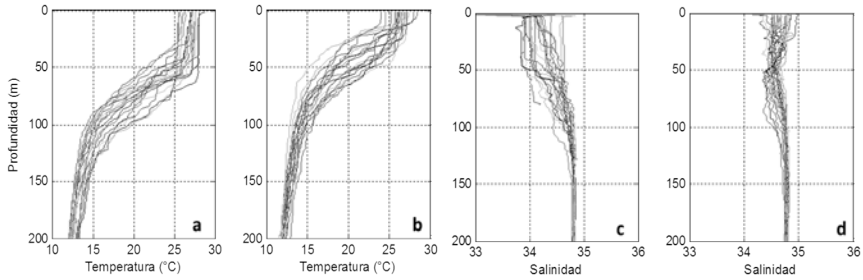
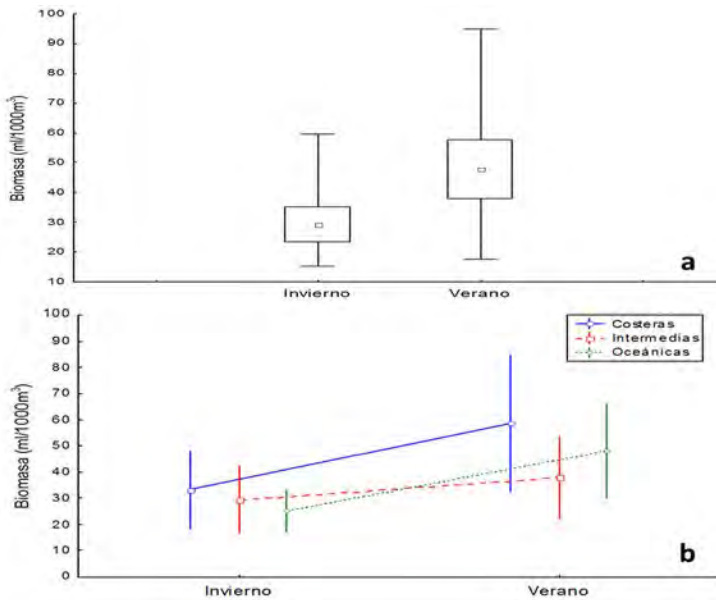


Figura 3
Perfiles verticales de temperatura (a, b) y salinidad (c, d)
durante invierno y verano en el PCM



En lo que respecta a la biomasa del zooplancton, las concentraciones más altas se registraron en el crucero de verano y las más bajas en invierno (figura 4a), siendo el primero el que mostró la mayor dispersión de datos. Las pruebas estadísticas mostraron la existencia de diferencias significativas entre los dos periodos ($U = 72$, $n = 38$, $p < 0.001$). Aunque se observó un gradiente desde costa a océano en invierno, no fue estadísticamente significativo ($U = 57$, $n = 38$, $p = 0.175$) ya que durante verano se registraron altos valores en algunas estaciones del transecto oceánico (figura 4b).

Figura 4
Distribución de la biomasa del zooplancton
en el periodo muestreado



a) Intervalos de confianza y b) con relación a la distancia de la costa.

Se identificaron 29 grupos funcionales del zooplancton durante todo el periodo de muestreo, de los cuales ocho aportaron 95% al total de la abundancia (anexo I). El grupo más abundante en todas las estaciones fue el de los copépodos (71%), seguido de anfípodos (6.1%), quetognatos (5.7%), eufáusidos (4.9%), larvas de decápodos (2.1%), pterópodos (1.9%), larvas de peces (1.6%) y gasterópodos (1.2%). En general, la composición de los grupos más abundantes fue similar en los dos periodos de muestreo, aunque en verano se observó la presencia de los gasterópodos como parte de los grupos dominantes. Cabe mencionar que las mayores abundancias de los grupos que se presentaron en ambos periodos de muestreo fueron en verano, especialmente en los grupos de anfípodos y larvas de decápodos (figura 5).

Los resultados del PCA mostraron que el primer componente aportó 50.4% y el segundo 23.3% de la varianza de los datos. En

el primer componente, las variables que presentaron mayor influencia en la distribución de los datos fueron la temperatura y salinidad ($r = 0.8$, $r = 0.9$), mientras que el segundo componente fue la Clo-a ($r = 0.8$). Además, este análisis permitió identificar la presencia de un patrón temporal en la distribución de los datos. En la figura 6 se observa la presencia de dos grupos definidos, unos con los datos de invierno y otro con los de mayo-junio. Por otra parte, no se pudo constatar un patrón espacial definido, ya que los datos presentaron una distribución muy heterogénea.

El análisis de Spearman reveló una correlación de los grupos dominantes (copépodos, quetognatos, eufáusidos, anfípodos, larvas de peces, larvas de decápodos, pterópodos) con al menos cuatro de los demás grupos encontrados en el área de estudio ($0.32 < r < 0.62$, $p < 0.05$). Los copépodos, eufáusidos y anfípodos (grupos dominantes) que forman parte del zooplancton crustáceo, presentaron una correlación directa entre ellos; sin embargo, cabe destacar que los ostrácodos y cladóceros, que también forman parte de este tipo de zooplancton, no presentaron correlaciones significativas con los grupos mencionados anteriormente. Los pterópodos y doliolidos que forman parte del zooplancton herbívoro gelatinoso no estuvieron correlacionados entre ellos. Los que estuvieron relativamente más abundantes en todo el periodo muestreado fueron los quetognatos, que forman parte del zooplancton principalmente carnívoro, aunque no estuvieron correlacionados con otros grupos carnívoros como sifonóforos, medusas y heterópodos; los quetognatos presentaron una correlación directa con algunos grupos de crustáceos como los copépodos, anfípodos y eufáusidos ($0.37 < r < 0.52$, $p < 0.05$); y herbívoros gelatinosos como los doliolidos ($r = 0.53$; $p < 0.05$).

Figura 5
Estructura de los grupos dominantes (> 1%)
durante invierno y verano en el PCM

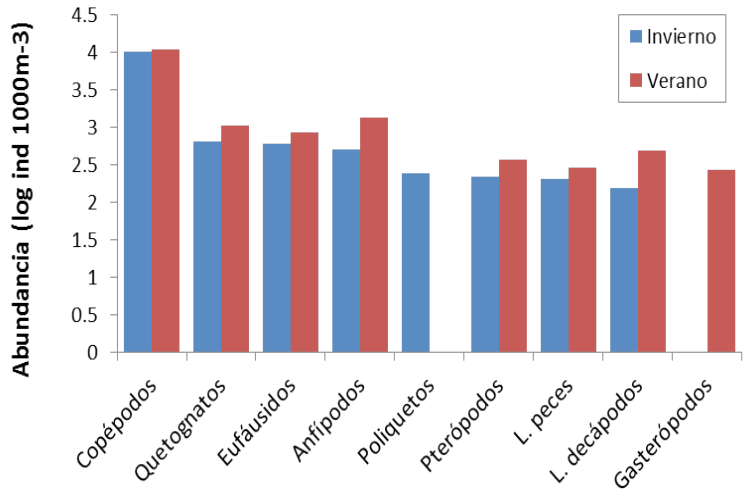
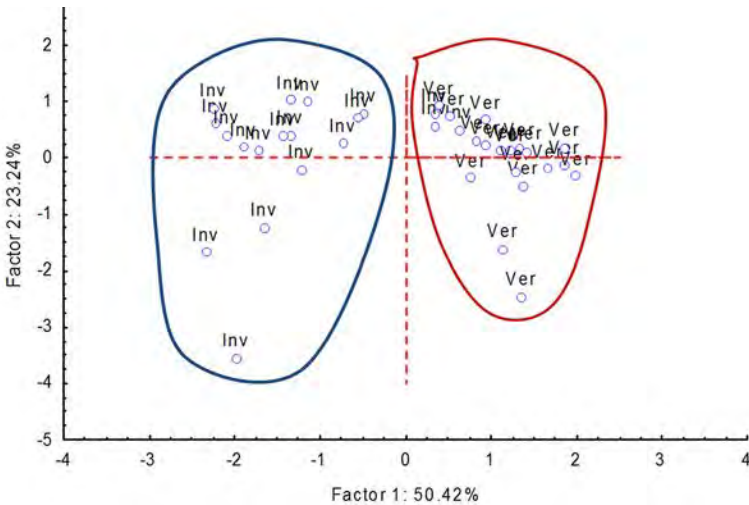


Figura 6
Análisis de componentes principales que incluyen
las estaciones de muestreo durante el periodo de estudio



La biomasa del zooplancton presentó una correlación directa con ocho diferentes grupos, que incluyeron a los más dominantes ($0.36 < r < 0.65$, $p < 0.05$), como copépodos, anfípodos, eufáusidos, larvas de decápodos y de peces. La Clo-a sólo se correlacionó directamente con las larvas de estomatópodos y poliquetos ($0.38 < r < 0.46$, $p < 0.05$); mientras que la temperatura y la salinidad a 10 m de profundidad no presentaron una correlación significativamente estadística con la biomasa del zooplancton, sin embargo, algunos grupos que no fueron muy dominantes como poliquetos, gasterópodos, bivalvos y pyrosomas, presentaron una correlación directa ($0.34 < r > 0.42$, $p < 0.05$) con la temperatura e indirecta con la salinidad ($0.32 < r > 0.48$, $p < 0.05$).

Discusiones

La región adyacente a Cabo Corrientes se caracteriza por la presencia de un afloramiento costero promovido por el efecto de los vientos que soplan desde el NO, principalmente en invierno-primavera (Bulgakov y Martínez-Zartarain, 2007). Este proceso se caracteriza por la presencia de una surgencia de aguas de mayor profundidad con menor temperatura y mayor concentración de nutrientes. Para este estudio las condiciones antes descritas parecen coincidir con lo encontrado en el crucero de verano, cuando se registraron los valores más bajos de temperatura en esta zona, además de que se presentaron altas concentraciones de Clo-a a 10 m de profundidad (figura 2f). Considerando que el crucero correspondiente al periodo de verano se realizó a finales de mayo y principios de junio, las condiciones que se registraron pueden deberse a la alta variabilidad hidroclimática que caracteriza a la zona de estudio, por localizarse en una región de transición debido a la confluencia de la Corriente de California y a la Corriente Costera Mexicana (Bulgakov y Martínez-Zartarain, 2007), especialmente en diciembre, enero y junio, donde se presenta una transición entre periodos estacionales (Franco-Gordo *et al.*, 2004) y, por lo tanto, suelen presentar diferentes patrones año con año. De acuerdo a Filonov *et al.* (2000) y Filonov y Tereshchenko (2010), las regiones frente a las costas de Jalisco y Colima se caracterizan por presentar una termoclina pronunciada durante todo el año, con la ca-

racterística de que en los meses de febrero hasta abril se encuentra cerca de la superficie, mientras que el resto del año se profundiza con el máximo en julio y septiembre. Con base a lo anterior, se esperaba para el crucero de invierno una termoclina cercana a la superficie; sin embargo, en los perfiles obtenidos de este estudio se observó una termoclina más profunda que está relacionada con la presencia de masas de agua con altas temperaturas como la ATSP, a profundidades que no son comunes en este periodo (figura 3a). Informes obtenidos de la NOAA (Blunden *et al.*, 2011) reportan que desde diciembre de 2009 hasta abril de 2010 la región se vio afectada por ENSO, el cual es un fenómeno de oscilación en el sistema océano-atmósfera que ocurre en la región del Pacífico tropical y se caracteriza por el aumento de la temperatura superficial del mar (McPhaden, 1993). En este sentido, se considera que durante el crucero de enero la región del PCM pudo estar influenciada por este fenómeno de gran escala, debido a la intrusión de grandes volúmenes de agua de influencia ecuatorial (ATSP), que provocó el hundimiento de la capa superficial de aguas cálidas a más de 50 m, ya que se observó la influencia de la ATSP caracterizada por altas temperaturas (25-30 °C) y bajas salinidades (33-34).

La distribución de la biomasa del zooplancton mostró estar influenciada principalmente por la temperatura. Los valores máximos se registraron en verano cuando la temperatura promedio fue más baja, mientras que los valores más bajos de biomasa se presentaron con altos valores de temperatura (figura 2d y 4a). Este patrón ya ha sido reconocido por diversos autores en la región del Pacífico Tropical Mexicano (Franco-Gordo *et al.*, 2001, 2004; León-Chávez *et al.*, 2010) y el Sistema de la Corriente de California (Hernández-Trujillo *et al.*, 2001; Lavaniegos, 1998, 2004, 2010), lo cual se atribuye principalmente a la influencia agua de baja temperatura, que para el caso del PCM es acarreada por una rama de la CC durante invierno-primavera (Filonov *et al.*, 2000), además de la presencia de procesos de mesoescala, como giros ciclónicos que promueven el enriquecimiento de la capa superficial de la columna de agua. Valores altos de biomasa también correspondieron a salinidades altas que puede relacionarse con la presencia de surgencias. Dichos autores también han encontrado la presencia de un gradiente cos-

ta-océano con concentraciones más altas de biomasa en la región costera. Aunque en invierno sí se observó esta tendencia, no pudo ser corroborada estadísticamente durante verano debido a la presencia de altos valores en el transecto oceánico, lo anterior puede deberse a la presencia de bajas temperaturas en la zona provocadas por la posible influencia de procesos de mesoescala, como giros ciclónicos que en muchas ocasiones se generan por inestabilidad en la columna de agua producida por la accidentada batimetría de la región (Salas *et al.*, 2009). Otros procesos que promueven la presencia de agua de bajas temperatura en la capa superficial son las surgencias costeras (Bulgakov y Zatarain, 2010; Gallegos *et al.*, 2010), que generan acarreo de nutrientes de aguas profundas y provocan un aumento en la producción primaria y a su vez en la biomasa del zooplancton (Roesler y Chelton, 1987) al grado que puede presentar un desfase de hasta dos meses en regiones templadas (Fernández-Álamo y Färber-Lorda, 2006) y de temporalidad variable en latitudes tropicales, debido a las condiciones hidrográficas locales (Fiedler y Talley, 2006). Sin embargo, aunque se sabe que la disponibilidad de alimento es un factor importante en la distribución y abundancia de los organismos del zooplancton, estos parecen estar más influenciados por factores físicos como temperatura, salinidad e hidrodinámica de una región determinada.

En cuanto a las concentraciones de biomasa, estudios previos realizados por Franco-Gordo *et al.* (2001, 2004) en una franja costera del área de estudio se reportaron valores de más de 250 ml/1000 m³. Comparándolo con lo que se obtuvo en este estudio, los valores fueron menores (< 100 ml/1000 m³), hecho que pudo deberse a que la región muestreada fue más oceánica (100 mn) que en los otros estudios (Lavaniegos *et al.*, 1998; León-Chávez, 2010) y, por lo tanto, se presenta una menor disponibilidad de alimento en comparación con la región costera. Otro factor que también pudo incidir se relaciona con que la región se vio influenciada desde diciembre de 2009 hasta abril de 2010 por ENSO, lo cual pudo ocasionar una disminución en la intensidad de los procesos de surgencia y disponibilidad de nutrientes que permitieron el establecimiento de determinadas especies del fitoplancton y que no forman parte de la dieta del zooplancton predominante en este periodo, ya que

se ha reconocido que este fenómeno ocasiona desajustes en la cadena alimentaria del océano (Barber y Chávez, 1983).

Como ya se ha mencionado, al ser una región cercana a los trópicos donde interactúan masas de agua de carácter ecuatorial y polar, la región del PCM es considerada de transición, en donde a diferencia de la región de la CC, los patrones estacionales están poco marcados. Algunos autores han reconocido la presencia de un patrón estacional en la distribución de la biomasa del zooplancton (Hernández-Trujillo *et al.*, 2001; Franco-Gordo *et al.*, 2001), teniendo los valores más altos durante invierno-primavera y los más bajos en verano-otoño. En este estudio, los valores observados en el crucero de invierno (enero) fueron menores a los del verano (mayo-junio). Sin embargo, si consideramos que nuestro muestreo de verano incluye meses que presentan alta variabilidad hidrolimática y que se presentó influencia de ENSO en invierno, el patrón observado en este estudio puede deberse a un retraso en el ciclo de reproducción de estos organismos debido a la influencia ambiental (Barber y Chávez, 1983). En lo que respecta a la composición de los grupos dominantes, durante el crucero de invierno 95% de la abundancia estuvo representado por los copépodos, quetognatos, eufáusidos, anfípodos, poliquetos, pterópodo y larvas de peces y decápodos. Para verano, los poliquetos disminuyeron (<1%) y se presentó mayor abundancia en los grupos dominantes, influenciada por las bajas temperaturas registradas en esta temporada y a su vez por la posible presencia de giros oceánicos o meandros que promueven el intercambio entre aguas oceánicas y costeras en la región (Salas *et al.*, 2009), de la misma forma, estos procesos dinámicos pudieron influenciar la presencia de los gasterópodos en más de 1%, ya que algunas de las especies que pertenecen a este grupo son indicadoras de aguas templadas y oceánicas (Coloma y Marchant, 2003).

Con base a las correlaciones realizadas en este estudio, los poliquetos, gasterópodos, bivalvos y pyrosomas, presentaron una correlación directa con la temperatura e indirecta con la salinidad, por lo que podrían estar relacionados con masas de agua de influencia ecuatorial, como Agua Superficial Ecuatorial que se caracteriza por presentar altas temperaturas y bajas salinidades. Otros grupos

como los estomatópodos y doliolidos presentaron correlación inversa sólo con salinidad, mientras que las larvas de poliquetos y medusas se correlacionaron directamente con esta misma variable. El único grupo que se correlacionó directamente con la salinidad e indirectamente con la temperatura fue el de los sifonóforos, sugiriendo la posible influencia de masas de agua fría como la del Golfo de California (AGC) y Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt) que puede presentar tales características. A pesar de lo anterior, establecer a todo un grupo como indicador de agua de determinadas características es arriesgado, ya que cada una de las especies está adaptada a diferentes rangos, tanto de temperatura como de salinidad; además, presentan diferentes requerimientos alimenticios que también modulan su abundancia. En este sentido se recomienda realizar estudios de identificación a nivel de especie para poder establecer alguna como verdadero indicador de masas de agua.

Conclusiones

La relación entre las altas concentraciones de biomasa del zooplankton y la presencia de bajas temperaturas en la zona de estudio se atribuyen a la influencia de surgencias y giros ciclónicos de mesoescala que promueven la presencia de aguas de mayores profundidades y ricas en nutrientes.

La alta biomasa zooplanctónica presente en verano se atribuye a la presencia de condiciones anómalas de temperaturas, ocasionadas por la influencia del fenómeno ENSO para el periodo de invierno.

La biomasa del zooplankton presentó una variación estacional debido a la alta variabilidad hidroclimática que se presenta en la región del PCM, ya que se localiza en una región de transición por la confluencia de dos corrientes importantes como la CC (aguas frías) y la CCM (aguas cálidas).

Se encontró la presencia de 29 grupos funcionales del zooplankton. Los copépodos fue el grupo dominante (66-76%) en todas las estaciones de muestreo por su naturaleza cosmopolita y su capacidad de supervivencia en ambientes extremos. Los grupos que conformaron más de 1% del total fueron quetognatos, eufáusido, anfípodos y en menor proporción larvas de peces y decápodos y pterópodos.

Agradecimientos

Al Dr. Aramis Olivos, por su gran apoyo y asesoría en todo momento; Dra. Carmen Franco, por su ayuda en la identificación de los grupos zooplanctónicos y sus recomendaciones; a la tripulación del Buque de Investigación Pesquera “BIP XII”, por su ayuda en el trabajo de campo, y a la CFE por el patrocinio de los cruces de investigación.

Literatura citada

- Barber, R.T. y Chávez, F.P. (1983). Biological consequences of El Niño. *Science*, 222: 1203-1222.
- Beers, J.R. (1985). Volumetric methods. En: H.F. Steedman (Ed.), *Zooplankton, fixation and preservation* (pp. 54-62). France.
- Beier, E.; Lavín, M.F.; Gómez-Valdés, J.; Godínez-Sandoval, V.M. y García-Córdoba, J. (2003). *La Corriente Costera Mexicana*. Reunión anual de la Unión Geofísica Mexicana. México: GEOS.
- Blackburn, M. (1979). Thaliacea of the California Current region: relations to temperature, chlorophyll, currents and upwelling. *CalCOFI Report*, Vol. XX.
- Bulgakov, S.N. y Martínez-Zartarain, A. (2007). Surgencia y vientos favorables en la costa oriental del Pacífico Mexicano. En: M.C. Jiménez-Quiroz y E. Espino-Barr (Eds.), *Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán* (pp. 29-40). México: Instituto Nacional de la Pesca.
- Coloma, C. y Marchant, M. (2003). Índice bibliográfico sobre biodiversidad acuática de Chile: pterópodos recientes (Mollusca: Gastropoda: Opisthobranchia). *Revista Ciencia y Tecnología del Mar*, 26 (2): 133-134.
- DeBoyd, L.S. y Johnson, K.B. (1996). A guide to marine coastal plankton and marine invertebrate larvae. Dubuque, Iowa: Kendall/hunt publishing company.
- Fenández-Álamo, M.A. y Färber-Lorda, J. (2006). Zooplankton and the oceanography of the Eastern Tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography*, 69: 318-359.
- Fiedler, P.C. y Talley, L.D. (2006). Hydrography of the Eastern tropical pacific: A review. *Progress in Oceanography*, 69, 143-180.
- Filonov, A.; Tereshchenko, I.E.; Monzón, C.O.; González-Ruelas, M.E. y Godínez-Domínguez, E. (2000). Variabilidad estacional de los campos de temperatura y salinidad en la zona costera de los estados de Jalisco y Colima, México. *Ciencias Marinas*, 26 (2): 303-321.

- Filonov, A. y Tereshchenko, I. (2010). El régimen termodinámico en la costa de los estados de Jalisco y Colima. En: E. Godínez-Domínguez, M.C. Franco-Gordo, J.A. Rojo Vázquez, F.A. Silva-Bátiz y G. González-Sansón (Eds.), *Ecosistemas marinos de la costa sur de Jalisco y Colima* (pp. 29-68). México: Universidad de Guadalajara.
- Franco-Gordo, C.; Flores-Vargas, R. y Navarro-Rodríguez, C. (1999). Ictio-plancton de la costas de Jalisco y Colima, México (diciembre de 1995 a diciembre de 1996). *Ciencias Marinas*, 25 (1): 107-118.
- Franco-Gordo, C.; Godínez-Domínguez, E. y Suárez-Morales, E. (2001). Zooplankton biomass variability in the Mexican Eastern Tropical Pacific. *Pacific Science*, 55 (2): 191-202.
- Franco-Gordo C.; Godínez-Domínguez, E. y Suárez-Morales, E. (2002). Larval fish assemblages in waters off the central Pacific coast of Mexico. *Journal of Plankton Research*, 24 (8): 775-784.
- Franco-Gordo C.; Godínez-Domínguez, E.; Filonov, A.E.; Tereshchenko, I.E. y Freire, J. (2004). Plankton biomass and larval fish abundance prior to and during El Niño period of 1997-1998 along the central Pacific coast of Mexico. *Progress in Oceanography*, 63 (2004): 99-123.
- Gómez-Gutiérrez, J.; Palomares-García, R.; Hernández-Trujillo, S. y Carballido-Carranza, A. (2001). Community structure of zooplankton in the main entrance of Bahía Magdalena, México during 1996. *Revista de Biología Tropical*, 49 (2): 545-558.
- Griffiths F.B.; Fleminger, A.; Kimor, B. y Vannucci, M. (1985). Shipboard and curating techniques. En: H.F. Steedman (Ed.), *Zooplankton fixation and preservation* (pp. 17-33). France.
- Hernández-Trujillo, E.; Gómez-Ochoa, F. y Verdugo-Díaz, G. (2001). Dinámica del plancton en la región sur de la Corriente de California. *Revista de Biología Tropical*, 49 (1): 15-30.
- Kessler, W.S. (2006). The circulation of the Eastern Tropical Pacific: A review. *Progress Oceanography*, 69: 181-217.
- Lavaniegos, B.E.; Gómez-Gutiérrez, J.; Lara-Lara, J.R. y Hernández-Vázquez, S. (1998). Long-term changes in zooplankton volumes in the California current System - the Baja California región. *Marine Ecology Progress Series*, 169: 55-64.
- Lavaniegos, B.E.; Jiménez-Pérez, L.C. y Gaxiola-Castro, G. (2002). Plankton response to El Niño 1997-1998 and La Niña 1999 in the southern region of the California Current. *Progress in Oceanography*, 54: 33-58.
- Lavaniegos, B.E.; Ambriz-Arreola, I.; Hereu, C.M.; Jiménez-Pérez, L.C.; Cadena-Ramírez, J.L. y García-García, P. (2010). Variabilidad estacional e interanual del zooplancton. En: G. Gaxiola-Catro y R. Durazo (Eds.), *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California 1997-2007* (pp. 87-126). México.

- Leis, J.M. (1991). The pelagic stage of reef fishes: the larval, biology of coral reef fishes. En: P.F. Sale (Ed.), *The ecology of fishes on coral reefs* (pp. 183-230). New York: Academic Press.
- León-Chávez, C.A.; Sánchez-Velázco, L.; Beier, E.; Lavín, M.F.; Godínez, V.M. y Färber-Lorda, J. (2010). Larval fish assemblages and circulation in the Eastern Tropical Pacific in Autumn and Winter. *Journal of Plankton Research*, 32 (4): 397-410.
- McPhaden, M.J. (2003). TOGA-TAO and the 1991-1993 El Niño Southern Oscillation Event. *Oceanography*, 6: 36-40.
- Maravelias, C.D. y Reid, D.G. (1997). Identifying the effects of oceanographic features and zooplankton prespawning herring abundance using generalized additive models. *Marine Ecology Progress Series*, 147: 1-9.
- Márquez, B.; Díaz-Ramos, J.; Troccoli, J.; Marín, B. y Varela, R. (2009). Densidad, biomasa y composición del zooplancton en el estrato superficial de la cuenca de Cariaco, Venezuela. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44 (3): 737-749.
- Newell, G.E. y Newell, R.C. (1966). *Marine plankton a practical guide*. Great Britain: Anchor Press.
- Parsons, T.R.; Maita, Y. y Lalli, C.M. (1984). A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press.
- Riandey, V.; Champalbert, G.; Francois, C.; Taupier-Letage, I. y Thibault-Botha, D. (2005). Zooplankton distribution related to the hydrodynamic features in the Algerian Basin (western Mediterranean Sea) in summer 1997. *Deep-Sea Research I*, 52: 2029-2048.
- Roesler, C.S. y Chelton, D.B. (1987). Zooplankton variability in the California Current, 1951-1982. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations*, 28: 59-96.
- Salas, J.; Gomis, D.; Olivos-Ortiz, A. y García-Urbe, G. (2006). Seasonal hydrodinamical features on the continental shelf of Colima (west coast of Mexico). *Scientia Marina*, 719-726.
- Stricklan, J.D.H. y Parson, T.R. (1972). *A practical handbook of sea water analysis*. Ottawa: Bulletin of Fisheries Research Board.
- Todd, C.D.; Laverack, M.S. y Boxshall, G.A. (2006). Coastal marine zooplankton. United Kingdom: Cambridge University Press.
- Yebra, L.; Harris, R.P.; Head, E.J.H.; Yashayaev, I.; Harris, L.R. y Hirst, A.G. (2009). Mesoscale physical variability affects zooplankton production in the Labrador Sea. *Deep-Sea Research I*, 56: 703-715.
- Zamudio, L.; Hurlburt, H.E.; Metzger, E.J. y Tilburg, C.E. (2007). Tropical wave-induced eddies at Cabo Corrientes and the María Islands, Mexico. *Journal of Geophysical Research*, 112: 1-17.
- Zar, J.H. (1999). *Bioestatistical analysis*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall.

Anexo I

Principales grupos funcionales presentes en el Pacífico Central Mexicano durante invierno y verano de 2010

Grupo funcional	Individuos promedio	%	Acumulado (%)
Copépodos	10419	70.77	70.77
Anfípodos	901	6.12	76.89
Quetognatos	837	5.69	82.58
Eufáusidos	727	4.94	87.52
L. decápodos	320	2.17	89.69
Pterópodos	292	1.98	91.67
L. peces	244	1.66	93.33
Gasterópodos	177	1.20	94.53
Poliquetos	160	1.09	95.61
Ostrácodos	86	0.59	96.20
Doliolidos	82	0.56	96.76
Huevos peces	68	0.46	97.22
Cladóceros	64	0.44	97.66
Sifonóforos	61	0.41	98.07
Ctenóforos	49	0.33	98.40
L. estomatópodos	43	0.29	98.70
Isópodos	42	0.29	98.98
L. poliquetos	33	0.23	99.21
Medusas	29	0.19	99.40
Salpas	21	0.14	99.54
Bivalvos	19	0.13	99.67
L. cefalópodos	19	0.13	99.80
L. equinodermos	12	0.08	99.88
Decápodos	7	0.05	99.93
Pyrosomas	6	0.04	99.98
Mysidaseos	3	0.02	99.99
Heterópodos	1	0.004	100.00
L. cirrípedos	0.3	0.002	100.00
Apendicularios	0.1	0.001	100.00

CAPÍTULO V

Composición del fitoplancton y quistes de dinoflagelados en sedimentos superficiales de la laguna Juluapan, Colima, durante el año 2011

M.L. Reséndiz Flores, S.I. Quijano-Scheggia,
A. Olivos Ortiz, M.C. Álvarez, J.H. Gaviño Rodríguez,
E. Torres-Orozco y M.A. Galicia-Pérez

Resumen

En la zona costera ocurren proliferaciones fitoplanctónicas recurrentes, y entre los causantes de dichos eventos se encuentran los dinoflagelados, un grupo que incluye especies tóxicas y nocivas capaces de formar quistes de resistencia, que a su vez pueden servir como inoculo para formar eventos algales recurrentes. Los cuerpos internos costeros con baja hidrodinámica, como la laguna Juluapan, Colima, pueden funcionar como reservorios de quistes. El objetivo de este estudio es analizar la distribución espacio-temporal de quistes de dinoflagelados en sedimentos superficiales y su relación con la composición del fitoplancton. Se realizaron muestreos mensuales durante el año 2011, midiendo *in situ* la temperatura y salinidad, se colectaron muestras de agua para estudio de fitoplancton y nutrientes, además de sedimentos. En el análisis de nutrientes inorgánicos se usaron técnicas colorimétricas, y en la identificación y cuantificación de fitoplancton se utilizaron cámaras de sedimentación y microscopio invertido. Los quistes fueron identificados a nivel género y cuando fue posible hasta especie. Las salinidades más bajas se registraron en el vaso II du-

rante la época de lluvias, en esta zona se reportan valores altos de nutrientes. El grupo más abundante del fitoplancton estuvo constituido por los nanoflagelados, seguido de dinoflagelados. De estos últimos los más abundantes fueron del género *Gymnodinium sp.*, *Scrippsiella sp.*, *Gonyaulax sp.*, y la especie *Peridinium quinquecorne*. Se identificaron cuatro grupos de quistes con mayor diversidad en el vaso II, zona que por su hidrodinámica propicia la sedimentación. Durante el periodo de muestreo no se encontraron quistes de especies tóxicas y además no se presentó relación entre quistes de sedimentos superficiales y el inicio de una proliferación microalgal dentro o fuera de este sistema lagunar costero.

Introducción

El fitoplancton marino está constituido por una comunidad de numerosos grupos de microalgas con capacidad fotosintética, que generalmente se encuentran a la deriva en el medio pelágico y conforman la base de la cadena alimenticia. El crecimiento y la distribución del fitoplancton están controlados por diversos factores, como la luz, temperatura, salinidad y surgencias costeras, entre otros (Riley y Chester, 1989). En ambientes costeros, las comunidades fitoplanctónicas experimentan cambios rápidos relacionados con el ambiente físico, afectando la composición de sus especies (Margalef, 1978; Mann, 1999). Entre los grupos más importantes del fitoplancton, por su abundancia y diversidad, se encuentra en primer lugar las diatomeas, seguido por los dinoflagelados y nanoflagelados (Garcés *et al.*, 2008).

En los últimos años se ha observado aumento de las proliferaciones microalgales tóxicas y nocivas, asociadas a eventos naturales como surgencias, pero también a factores de origen antropogénico como el incremento del uso de aguas costeras para la acuicultura, al transporte de quistes de dinoflagelados en reposo en aguas de lastre o asociada con la traslocación de las poblaciones de moluscos de una zona a otra; sin embargo, también puede ser debido a un mejor conocimiento y atención de los eventos (Hallegraeff, 1995). Otro factor importante es el excesivo uso de fertilizantes utilizados en la agricultura, fuente de nutrientes que han promovido la alta biomasa de las proliferaciones (Anderson *et*

al., 2002; GEOHAB, 2006). Dentro de los grupos que forman proliferaciones microalgales destacan los dinoflagelados. Su ciclo de vida está compuesto de dos fases: asexual y sexual. En la fase sexual se producen quistes de resistencia, tienen importancia evolutiva y permiten la recombinación genética (Kremp y Anderson, 2000) y también sirven como adaptación para responder de forma adecuada a las condiciones desfavorables del medio ambiente. Los quistes de resistencia, presentes en la superficie de los sedimentos, se encuentran en dos estados: quiste vacío y quiste viable, este último con protoplasma fresco puede germinar bajo condiciones favorables y puede permanecer en los sedimentos durante años (Matsuoka y Fukuyo, 2000) propiciando un reservorio de diversidad biológica potencial (Rubino *et al.*, 2000). La germinación de los quistes está regulada por un complejo conjunto de procesos, incluyendo reloj interno (Anderson y Keafer, 1985) y su respuesta fisiológica al medio ambiente y a factores como temperatura (Anderson *et al.*, 1983).

En México, los estudios de quistes de dinoflagelados han sido escasos, la zona de mayor número de registros corresponde a Baja California. Peña *et al.* (2001) afirman que la franja costera de la bahía de Todos Santos a profundidades menores de 25 m, con sedimentos finos y medios, es un área de concentración de quistes de resistencia y funciona como “semillero” para la iniciación de proliferaciones microalgales de *Lingulodinium polyedrum*, que se presentan de manera recurrente en primavera y verano. Entre los factores determinantes para el inicio de estas proliferaciones destaca la irradiancia, temperatura y los nutrientes nitrogenados, estos contribuyeron a la continuación y fase estacionaria de estos eventos.

En las bahías de Manzanillo se han reportado eventos de proliferaciones microalgales ocasionados por dinoflagelados, como *Gymnodinium catenatum*, especie que forma quistes (Quijano-Scheggia *et al.*, 2012). En este sentido y debido a que la laguna Julupán tiene comunicación permanente con la bahía Santiago y en su interior existen condiciones de baja hidrodinámica, el objetivo de este trabajo es identificar si al interior de este cuerpo costero, los sedimentos actúan como un lecho de quistes que puedan servir

como inóculo de las proliferaciones microalgales detectadas. Este estudio es el primer análisis de la composición, abundancia y distribución de quistes de dinoflagelados en una zona semicerrada, con alta concentración de nutrientes.

Metodología

Área de estudio

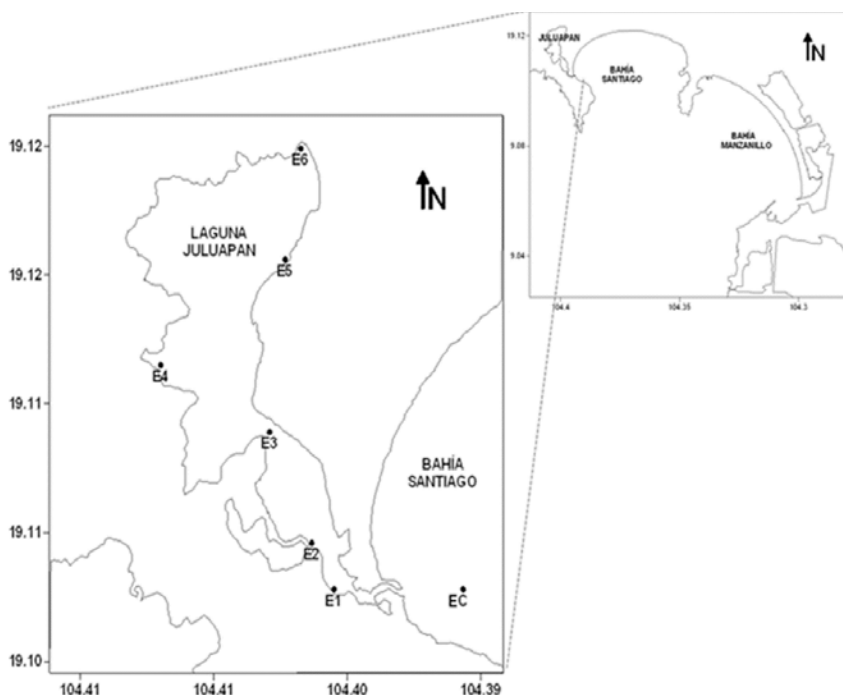
La laguna Juluapan se ubica en el municipio de Manzanillo, Colima, al oeste de la bahía Santiago entre los 19° 06' y 19° 07' latitud norte y 104° 23' y 104° 24' longitud oeste. Este cuerpo de agua se comunica con la bahía Santiago a través de una boca estrecha de aproximadamente 20 metros de ancho y entre 0.3 y 0.8 m de profundidad (SEMAR, 1973). Su clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano, el rango de temperatura y precipitación es de 18-28 °C y 600-1,300 mm, respectivamente (INEGI, 2009).

La laguna Juluapan posee un área aproximada de 98 hectáreas, y de acuerdo a su morfología se divide en dos vasos (VI y VII), siendo la longitud del eje mayor de 2 km, y del eje menor 1.4 km (figura 1). Ambos vasos tienen variaciones batimétricas, según lo reportado por Gaviño-Rodríguez *et al.*, (2011). En general presenta una profundidad promedio de 1 m, aunque existen zonas en las inmediaciones de la laguna y algunos canales con profundidades de hasta 5 m y planicies de 20 cm.

Trabajo de campo

Se establecieron siete estaciones de monitoreo y una estación control, ubicadas en la bahía Santiago y en esta última no se tomaron muestras de sedimento por ser fondo arenoso y profundo. Las otras seis estaciones se ubicaron en zonas de baja hidrodinámica, que permiten la sedimentación de material en suspensión y además de quistes de dinoflagelados (Dale, 1976; Anglés *et al.*, 2010). Los muestreos se realizaron mensualmente durante (véase figura 1).

Figura 1
Localización de las estaciones de muestreo
en la laguna Juluapan, Colima, durante 2011



Estaciones E1 a E3 corresponden al Vaso I (VI) y estaciones E4 a E6 al vaso II (VII), (C) estación control.

Las estaciones se posicionaron con un sistema geográfico de posicionamiento global (GPS) "Garmin etrex Vista H". Se obtuvieron registros *in situ* de temperatura y salinidad, con una sonda multiparámetros YSI-85 cuya precisión es de ± 0.1 y se obtuvieron muestras de agua para determinación de nutrientes, estos se preservaron a -4°C hasta su análisis en el laboratorio; además, se colectaron muestras superficiales de fitoplancton en frascos de un litro, que fueron fijados inmediatamente con solución lugol, asimismo se obtuvieron muestras sin fijar para observarlas en el laboratorio. Se finalizó con la toma de muestras de sedimento superficial, utilizando un tubo cilíndrico de PVC Corer (20 cm de largo y

5 cm de diámetro), estas fueron almacenadas en oscuridad/frío a 4 °C en refrigeración hasta su análisis.

Trabajo de laboratorio

Las muestras químicas y biológicas fueron analizadas en el laboratorio del Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad de Colima.

Análisis de nutrientes

En la determinación de nutrientes inorgánicos disueltos (nitratos más nitritos, fosfatos, silicatos y amonio), se utilizó un autoanalizador de flujo segmentado marca “Skalar San Plus II” (con una precisión de 0.01 µM) utilizando las técnicas descritas por Strickland y Parson (1972) y Grasshoff *et al.* (1983).

Análisis de fitoplancton.

En el recuento de fitoplancton se emplearon cámaras de sedimentación de 10, 25 y 50 ml (según la abundancia celular), utilizando la técnica descrita por Uthermöhl (1958). Se contaron campos o transectos hasta un mínimo de 400 células en un microscopio invertido “Motic AE31” con aumentos de 100x, 200x y 400x de acuerdo a Thronsen (1995). Los organismos fueron identificados a nivel de género o especie, empleando principalmente a Tomas (1997) y Okolodkov y Gárate-Lizárraga (2006).

Análisis de quistes.

Para la obtención de quistes de dinoflagelados se obtuvo el primer centímetro de la superficie del núcleo de sedimento y se tomó una submuestra de 2-3 cm³ colocándolo en un tubo falcon de 50 ml cubierto con papel aluminio, se mezclaron con 10 ml de agua de mar filtrada para obtener un fango acuoso. La diferencia entre el volumen total y el volumen inicial corresponde al volumen de sedimento de la submuestra. El tubo Falcon se mantuvo dentro del vaso de precipitado con hielo para evitar su calentamiento. Para disgregar las partículas de los sedimentos, se utilizó el *processor ultrasonic* modelo GE750 durante dos minutos y a baja intensidad. Posteriormente la submuestra fue tamizada en húmedo (agua de mar filtrada y estéril) utilizando tamices de luz de malla de 100 µ y 10 µ. Lo retenido en el último tamiz se colocó en un tubo falcon de 50 ml y se homogeni-

zó. Una submuestra de 5 ml fue centrifugada a 1,000 rpm durante 15 minutos a 10 °C, se eliminó el sobrenadante y se agregaron 2 ml de polivolfamato de sodio según lo proponen Bolch (1997), Amorim *et al.* (2001) y Bravo *et al.* (2006). Se centrifugó a 700 rpm, a 10 °C por 15 minutos y el sobrenadante se colocó en un tamiz de 10 μ , lavándolo con agua de mar filtrada-estéril (seis veces), el resultante se colectó en un tubo Falcon. La muestra se guardó en refrigerador y a oscuras (con papel aluminio) hasta su observación en el microscopio, que se realizó en un lapso de tiempo menor de cinco días.

Para la identificación de quistes se utilizó un ml de la muestra final, que se observó en un microscopio invertido trinocular *Motic AE31*, con aumentos 200x y 400x. Los organismos identificados como quistes fueron aislados con una micropipeta, y fotografiados con una cámara acoplada al microscopio, utilizando el software *Motic Images Plus*, versión 2.0. Para la identificación se utilizaron los trabajos morfológicos y taxonómicos de Montresor *et al.* (1993), Matsuoka y Fukuyo (2000), Orlova *et al.* (2004) y otros. La densidad de quistes se expresa como número de quistes por cm³ de sedimento húmedo (SH) (Satta *et al.*, 2010).

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de los datos bióticos y abióticos se utilizaron los softwares Statistic 7.0 y Primer V6.0.

Resultados

Variables físicas y químicas

Se registraron variaciones de los parámetros fisicoquímicos entre las estaciones situadas en los dos vasos de la laguna, la estación control y entre los distintos meses de estudio, como se describe a continuación.

La temperatura en la estación control (EC) mostró una tendencia estacional con valores más bajos en invierno y aumentando hacia primavera, los máximos se presentaron en verano para disminuir en otoño. En marzo se registró su mínimo de 23 °C, con valores más altos cercanos a los 30 °C entre junio y agosto, descendiendo en noviembre a 24.5 °C. En el vaso I (VI), la tendencia fue similar, la temperatura más baja fue de 24 °C y se presentó en ene-

ro, para incrementarse hasta valores entre 28 y 31 °C de junio a octubre, disminuyendo posteriormente en diciembre a 26.2 °C. El patrón de temperatura del vaso II (VII) fue similar al del VI pero presentó variaciones mayores.

La salinidad en la EC osciló entre 33.6 y 34.9 de enero a agosto, disminuyendo en septiembre a 28.8. En VI, de enero a junio la salinidad se mantuvo cercana a los 34, descendiendo durante la temporada de lluvia a un mínimo de siete en el mes de octubre. En VII entre enero y junio osciló cerca de 34, y la salinidad más baja ocurrió en octubre, con un valor de dos.

Respecto a la concentración de nutrientes, los nitratos más nitritos en la EC fue menor a 5 μM durante el período de estudio; sin embargo, en los meses de abril, agosto, septiembre, noviembre y diciembre se observaron incrementos con valores en el último mes de 8.8 μM . En VI las concentraciones oscilaron entre 1.7 como mínimo y 20.2 μM como máximo, en enero y septiembre respectivamente. Generalmente la variabilidad de VII fue mayor, así como su concentración. Mientras que en enero se presentó la concentración promedio más baja de 1.76 μM , en los meses comprendidos entre septiembre y diciembre se observaron valores promedio entre 21 a 24 μM .

Para el amonio, la EC presentó una concentración homogénea que osciló cerca de los 2.0 μM , a excepción de junio y julio cuando se registraron los mínimos de 0.8 μM . Las concentraciones en VI mostraron en enero los valores mínimos (menores de 1.0 μM), mientras que entre febrero y marzo y entre septiembre y diciembre se registraron altas concentraciones (superiores a 3.0 μM), con el máximo en noviembre de 8.16 μM . En VII el rango de concentraciones fue mayor, registrándose las mínimas en enero y julio con 0.63 y 0.17 μM , respectivamente. En este vaso las concentraciones máximas se presentaron en noviembre y diciembre con valores de hasta 15.33 y 16.81 μM , respectivamente.

Los fosfatos en la EC fueron inferiores a 2.0 μM en el período de enero a julio, octubre y diciembre; en septiembre se observó un incremento de hasta 3.7 μM . En VI se presentaron valores promedio bajos (2.0 μM) durante el período de enero a julio, estos valores se incrementaron de septiembre a noviembre con un prome-

dio de $9.3 \mu\text{M}$. En VII se registraron las altas concentraciones entre febrero y marzo de 31 y $24 \mu\text{M}$, respectivamente; de abril a agosto en promedio fueron inferiores a $5 \mu\text{M}$, incrementándose nuevamente en noviembre hasta $20 \mu\text{M}$.

Los silicatos presentaron mayor variación temporal que los otros nutrientes analizados. En la EC entre enero y febrero se registraron valores de 15.6 y $15 \mu\text{M}$ respectivamente, mientras que entre marzo y julio disminuyeron a $3.5 \mu\text{M}$, nuevamente aumentó su concentración entre septiembre y diciembre ($> 10 \mu\text{M} < 12 \mu\text{M}$). En el VI se registraron amplias variaciones durante todo el año; en los meses de enero y diciembre se presentaron los valores promedios mínimos ($13 \mu\text{M}$), mientras que en febrero y septiembre los máximos, cercanos a $42 \mu\text{M}$. En VII, la concentración máxima se presentó en enero con $73.2 \mu\text{M}$, altas concentraciones superiores a $44.5 \mu\text{M}$ prevalecieron desde febrero hasta mayo. De junio a agosto las concentraciones disminuyeron nuevamente con un promedio de $24.3 \mu\text{M}$. En septiembre se registró un incremento de $57.6 \mu\text{M}$, volviendo a disminuir paulatinamente en los meses posteriores.

Variables biológicas

La composición del fitoplancton por grandes grupos en la laguna estuvo compuesta por 14 géneros de diatomeas, siete géneros y cinco especies de dinoflagelados y un ciliado (una especie) (véase tabla I).

Tabla I
Lista taxonómica de organismos fitoplanctónicos
del área de estudio en 2011

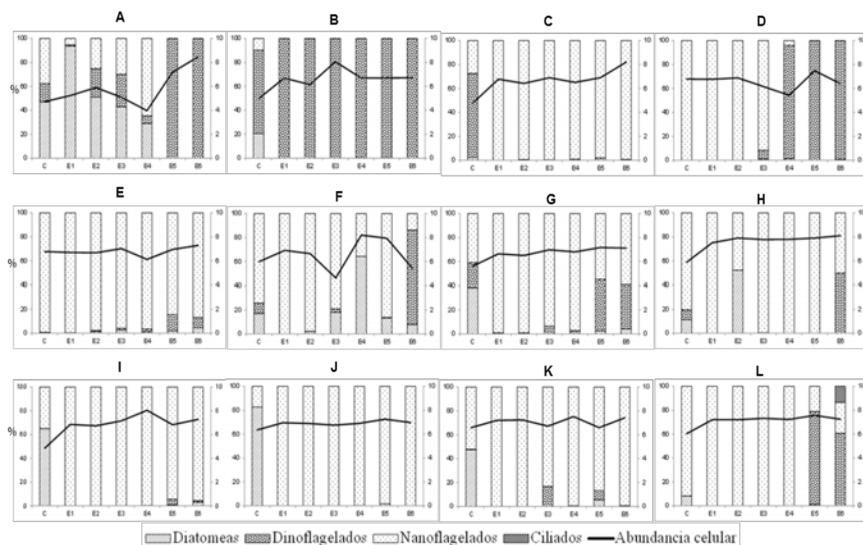
Diatomeas	Dinoflagelados
<i>Amphora</i> sp.	<i>Akashiwo sanguineum</i>
<i>Chaetoceros</i> sp.	<i>Ceratium dens</i>
<i>Guinardia</i> sp.	<i>Ceratium furca</i>
<i>Helioteca</i> sp.	<i>Gymnodinium</i> sp.
<i>Lauderia</i> sp.	<i>Gymnodinium catenatum</i>
<i>Navicula</i> sp.	<i>Gyrodinium</i> sp.
<i>Navicula yarriensis</i>	<i>Gonyaulax</i> sp.
<i>Nitzschia</i> sp.	<i>Peridinium quinquecorne</i>
<i>Pleurosigma</i> sp.	<i>Prorocentrum</i> sp.
<i>Pseudonitzschia</i> sp.	<i>Protoperidinium</i> sp.
<i>Risozolenia</i> sp.	<i>Scrippsiella</i> sp.
<i>Skeletonema</i> sp.	Nanoflagelados
<i>Thalassionema</i> sp.	Ciliados
<i>Thalassiosira</i> sp.	<i>Myrionecta rubra</i>

Estos resultados se representan en abundancia relativa en la figura 2. Durante la mayor parte de los meses de 2011 dominó el grupo de nanoflagelados, seguido por dinoflagelados. En enero el grupo de diatomeas presentó alta abundancia relativa en la EC, VI y únicamente en la E4 (VII), en las E5 y E6 (VII) se observó dominancia de dinoflagelados con una abundancia relativa de 100%. En febrero dominaron los dinoflagelados en todas las estaciones, de igual manera dominaron en las estaciones de VII en el mes de abril, y en el periodo de junio a agosto y diciembre. Los nanoflagelados fueron dominantes desde marzo a diciembre en todas las estaciones.

Figura 2

Abundancia relativa por grandes grupos del fitoplancton en 2011.

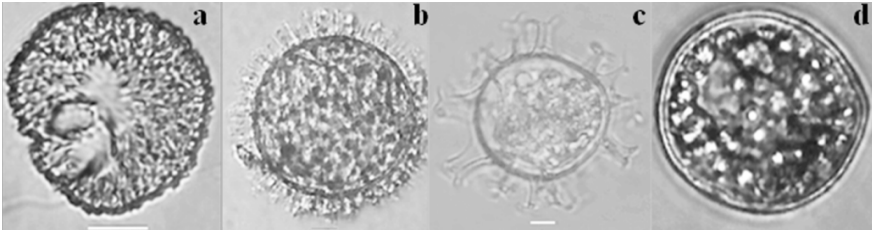
La abundancia relativa en eje y. La abundancia celular en eje y' expresado en \log_{10} . Las letras A a L representan los meses de enero a diciembre.



Los dinoflagelados con mayor abundancia celular correspondieron al género *Gymnodinium sp.* En enero alcanzó valores de hasta 3×10^8 célL⁻¹ en la E6, el género *Scrippsiella sp.* se presentó en VI y VII durante febrero, su abundancia celular fue mayor de 1×10^8 célL⁻¹ en la E3. *Peridinium quinquecorne* se observó en los meses de marzo, agosto, septiembre octubre y diciembre y *Gonyaulax sp.* en abril, mayo, junio y noviembre, ambos organismos fueron los más frecuentes en VII con abundancias mayores de 1×10^6 célL⁻¹ y menores 3.5×10^7 célL⁻¹ (véase figura 2).

Los quistes identificados fueron agrupados en cuatro grupos: *Gonyaulacales*, *Gymnodiniales*, *Calcáreos peridiniales* y otros. Los quistes presentaron diferentes patrones de distribución, con mayor presencia en mayo del grupo *Calcáreos peridiniales* en las E2 y E5. En la figura 3 se muestran ejemplares de quistes encontrados en los sedimentos.

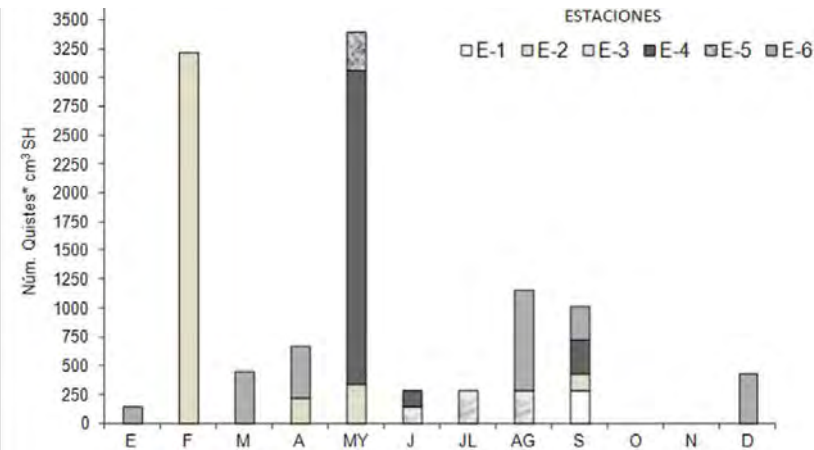
Figura 3
Grupos de quistes aislados de sedimentos de la laguna Juluapan:
(a) *Calcáreos peridinales*, (b) *Gymnodiniales*,
(c) *Gonyaulacales* y (e) otros.



Escala de la barra 10µm.

La densidad de quistes en VI osciló entre 145 a 3,219 quistes x cm³ SH y en VII entre 145 a 2,790 quistes x cm³ SH. Las estaciones 2, 4 y 6 presentaron mayor abundancia de quistes en la mayor parte del año. Los meses de mayor abundancia fueron febrero con 3,219 x cm³ SH en la E-2, mayo con 2,720 quistes x cm³ SH en la E-4 y finalmente en agosto con 870 quistes x cm³ SH en la E-6. Durante octubre y noviembre no se registró presencia de quistes en los sedimentos analizados (figura 4).

Figura 4
Número de quistes g⁻¹ de sedimento húmedo (SH)
en la laguna Juluapan, en 2011



En marzo se observaron en los sedimentos restos de quistes con las características de *Scrippsiella sp.*, organismo dominante en la proliferación observada en febrero en VI y VII. Durante los eventos algales con dominancia de *P. quinquecorne* se registraron en los sedimentos formas semejantes a las de la fase móvil de este organismo.

El análisis de correlación de Sperman (tabla II), mostró correlación negativa entre la temperatura y la salinidad, además la salinidad se correlaciona negativamente con $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, NH_4^+ y PO_4^{-3} ; *Peridinium quinquecorne* presentó correlación positiva con temperatura y los cuatro nutrientes.

Tabla II
Correlación de los factores bióticos y abióticos.
Los números en negritas indican correlación significativa ($p > 0.05$)

Temperatura		Salinidad	$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$	NH_4^+	PO_4^{3-}	Si (OH)_4	A	B	C
Salinidad	-0.3								
$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$	0.3	-0.3							
NH_4^+	0.1	-0.3	0.4						
PO_4^{3-}	0.3	-0.5	0.7	0.6					
Si (OH)_4	0.2	-0.2	0.5	0.4	0.4				
A	0.4	-0.2	0.3	0.3	0.3	0.3			
B	-0.1	-0.2	-0.3	0.0	-0.2	0.0	-0.2		
C	0.2	0.0	0.2	-0.3	0.0	0.1	0.2	-0.3	
D	0.4	-0.4	0.3	0.4	0.4	0.1	0.3	-0.5	0.0

A = *P. quinquecorne*; B = *Scrippsiella* sp.; C = *Gonyaulax* sp.; D = Nanoflagelados.

Discusiones

De manera general, los valores de salinidad de VI fueron semejantes a la EC y superiores a los del VII, debido al intercambio de aguas con la bahía Santiago. Durante 2011, el VII presentó mayores oscilaciones ocasionadas por los aportes de descargas residuales del club Santiago y de escorrentías pluviales durante la época de lluvia, aunado a una mayor evaporación en el estiaje. Los períodos con baja salinidad se asociaron a altas precipitaciones, como ocurrió en el mes de octubre, cuando se registraron las salinidades más bajas relacionadas a los aportes de agua dulce a la laguna por el huracán Jova.

En este estudio se observó un gradiente de concentraciones de nutrientes inorgánicos que disminuyen desde el VII hasta la EC, lo cual se relacionó con el mayor tiempo de residencia del agua en la laguna y que permitió mayor remineralización y resuspensión del material orgánico. Además, en este vaso se registran aportes de nutrientes por escorrentías desde zonas agrícolas aledañas durante la época de lluvia, aunado a la descarga de agua residual que afecta puntualmente al vaso II (E-5). Esto ha sido expuesto por la Conagua (2009), que reporta a la laguna Juluapan como cuerpo receptor de las aguas residuales de la planta de tratamiento El Naranja, la cual inició sus operaciones en el año 2004.

La temperatura se correlacionó negativamente con la salinidad, los valores bajos de salinidad ocurrieron durante septiembre y octubre, correspondientes a la temporada de lluvia y a la época más calurosa del año. La salinidad presentó correlación negativa con $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, NH_4^+ y PO_4^{-3} , las altas concentraciones de nutrientes se registraron a salinidades bajas (con mayor aporte de agua dulce rica en nutrientes), aunque en febrero y marzo fueron reportadas altas concentraciones de PO_4^{-3} ocasionadas probablemente por descargas puntuales de la planta de tratamiento de aguas negras. *P. quinquecorne* mostró correlación significativa (positiva) con la temperatura y los cuatro nutrientes analizados, factores que posiblemente hayan favorecido su presencia periódica en la laguna, principalmente en el vaso II con alta abundancia celular. Los géneros correspondientes a *Gymnodinium sp.* y *Scrippsiella sp.* se obser-

varon en los primeros meses de muestreo, llegando a ser dominantes y relacionado probablemente con las bajas temperaturas y altos nutrientes en la zona.

Los géneros correspondientes a *Gymnodinium sp.* y *Scrippsiella sp.*, aunque fueron dominantes, sólo fueron observados en los primeros meses de muestreo, probablemente debido a que los rangos de fluctuación de los parámetros fisicoquímicos fueron menos abruptos en comparación al resto del año. *P. quinquecorne* se caracteriza por tolerar cambios bruscos de temperatura y salinidad, como los observados en el lugar que probablemente favorecieron su desarrollo, hecho corroborado por el análisis de correlación. Baron Campis *et al.* (2005) reportan a *P. quinquecorne* en la zona costera de Veracruz, México, en otoño como primer registro en la zona. Gárate-Lizárraga y Muneton-Gómez (2008) mencionan frecuentes proliferaciones de esta especie en la bahía de La Paz, Baja California Sur, entre los meses de mayo y julio. En otras latitudes también se han presentado eventos por *P. quinquecorne* como en Natal, Sudáfrica, durante 1985 (Horiguchi y Pienaar, 1986; Horiguchi y Pienaar, 1991) o en Ya-qian, al sur de China, durante 1997 (Jufang *et al.*, 2000) siendo el período de primavera cuando ocurrieron ambos eventos. Horstmann (1980) indica que *P. quinquecorne* tolera temperaturas de hasta 30 °C y las proliferaciones algales ocurren en ambientes salobres eutróficos y contaminados, los eventos tienden a desaparecer cuando la temperatura desciende. *P. quinquecorne* en Marybago Bay, al sur de China, se registró con salinidad entre 35 a 37 (Jufang *et al.*, 2000), y en Sudáfrica se presentó en pozas de marea con salinidad de 43 (Horiguchi y Pienaar, 1991). En la zona de estudio este organismo se presentó con condiciones de amplia variación de temperatura y de salinidad, indicando que es tolerante al estrés por estos factores, nuestros datos coinciden con los autores antes mencionados al requerir, *P. quinquecorne*, altas concentraciones de nutrientes para presentar alta abundancia celular, como las observadas principalmente en el VII.

Durante los eventos algales originados por *P. quinquecorne* fueron encontrados en sedimentos superficiales de VII, formas semejantes a las características descritas para organismos de la fase móvil, que posiblemente indiquen estados de reposo. Satta *et al.*

(2010), reporta organismos semejantes para la zona de Arenys de Mar y Olbia (Mediterráneo español); sin embargo, los autores mencionan que no existe evidencia de que esta especie sea capaz de producir quistes, por lo cual nuestros resultados cobran especial relevancia. Es importante destacar que en los meses de octubre y noviembre no se registraron quistes en la zona de estudio, hecho ocasionado probablemente porque la zona se vio impactada por factores climáticos externos (lluvias) y a que antes de los muestreos habían ocurrido fuertes deslaves, afectando la zona oeste de la laguna con aportes terrígenos de origen externo que se sobreacumularon en los sedimentos originales.

Los procesos físicos de la laguna se encuentran influenciados principalmente por las mareas y los vientos locales, como lo mencionan Gaviño-Rodríguez *et al.* (2011), quienes realizaron mediciones de niveles de agua y corrientes tanto en el interior de Julupan, como en el exterior de la zona aledaña a la comunicación marina, ellos infieren que la hidrodinámica lagunar está regida principalmente por la onda de marea que penetra por la comunicación marina y por los vientos que soplan en su superficie. Dadas las dimensiones físicas y morfológicas de la laguna, el patrón de circulación esta caracterizado por mostrar siempre la misma dirección de la corriente que fluye en general paralela a los márgenes oriental y occidental, alineándose al eje lagunar y sólo cambia de sentido entre pleamar y bajamar. Además, las máximas velocidades se presentan en las vecindades de la comunicación marina y en el estrechamiento interior, con una media de 20 cm/s y máximos generales de 60 cm/s, que pueden llegar a 100 cm/s. Los puntos alejados de estos lugares presentan velocidades medias de alrededor de 5 cm/s (Gaviño-Rodríguez *et al.*, 2011).

Por la información antes descrita se puede afirmar que en el VII se presentó mayor diversidad de quistes de dinoflagelados, zona más protegida por su baja hidrodinámica, y que propicia la sedimentación, incluso que puede estar relacionado con eventos de acumulación de quistes o de resuspensión de nutrientes desde los sedimentos.

Por último, es importante señalar que de los quistes encontrados en los sedimentos de la laguna ninguno correspondió a los

dinoflagelados identificados en el fitoplancton (reportados con alta abundancia celular), hecho que se explica porque estas especies no tienen la capacidad de formar quistes durante su ciclo de vida. Así mismo, de los quistes encontrados en sedimentos ninguno corresponde a organismos capaces de producir toxinas.

Conclusiones

Los resultados de este trabajo aportan evidencia de que actualmente la laguna de Juluapan no es una fuente de quistes de dinoflagelados tóxicos que pudieran servir de reservorio para iniciar una proliferación microalgal en las bahías de Manzanillo o en la misma laguna.

Literatura citada

- Amorim, A.; Dale, B.; Godinho, R. y Brotas, V. (2001). *Gymnodinium catenatum*-like cysts (Dinophyceae) in recent sediments from the coast of Portugal. *Phycologia*, 40 (6): 572-582.
- Anderson, D.M.; Chisholm, S.W. y Watras, C.J. (1983). The importance of life cycle events in the population dynamics of *Gonyaulax tamarens*. *Marine Biology*, 76: 179-190.
- Anderson, D.M.; Glibert P.M. y Burkholder, J.M. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25 (4b): 704-726.
- Anderson, D.M. y Keafer, B.A. (1985). Dinoflagellate cyst dynamics in coastal and estuarine waters. En: D.M. Anderson, A.W. White y D.G. Baden (Eds.), *Toxic Dinoflagellates* (pp. 219-224). Proceedings of the 3rd International Conference. New York: Elsevier.
- Anglés, S.; Garcés, E.; Jordi, A.; Basterretxea, G. y Palanques, A. (2010). *Alexandrium minutum* resting cyst distribution dynamics in a confined site. Deep Sea Research Part II. *Topical Studies in Oceanography*, 57: 210-221.
- Barón-Campis, S.A.; Hernández-Becerril, D.U.; Juárez-Ruiz, N.O. y Ramírez-Camarena, C. (2005). Marea roja producida por el dinoflagelado *Peridinium quinquecorne* en Veracruz, México (oct-nov. 2002): Morfología del agente causal. Red tide produced by the dinoflagellate *Peridinium quinquecorne* in Veracruz, México (oct-nov. 2002): Morphology of the causative agent. *Hidrobiológica*: 73-78.
- Bravo, I.; Garcés, E.; Diogené, J.; Fraga, S.; Sampedro, N. y Figueroa, R.I. (2006). Resting cysts of the toxigenic dinoflagellate genus *Alexandrium* in recent sediments from the Western Mediterranean coast, including first description of cysts of *A. kutnerae* and *A. peruvianum*. *European Journal of Phycology*, 41 (3): 293-302.

- Bolch, C.J.S. (1997). The use of sodium polytungstate for the separation and concentration of living dinoflagellate cyst from marine sediments. *Phycologia*, 36 (6): 472-447.
- Comisión Nacional del Agua (2009). Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, CNA.
- Dale, B. (1976). Cyst formation, sedimentation, and preservation: factors affecting dinoflagellate assemblages in recent sediments from Trondheimsfjord, Norway. *Review in Palaeobotany and Palynology*, 22: 39-60.
- Gárate-Lizárraga, I. y Muneton-Gomez, M.D. (2008). Bloom of *Peridinium quinquecorne* Abe, in La Ensenada de La Paz, Gulf of California (July 2003). *Acta Botánica Mexicana*, 83: 33-47.
- Garcés, E.; Quijano-Scheggia, S.; Figueroa, R. y Camp, J. (2008). Progresos en el conocimiento de los ciclos de vida de dinoflagelados y diatomeas productoras de proliferaciones algales nocivas. *Iridia*, 5: 64-73.
- Gaviño-Rodríguez, J.H.; Reyes-Herrera, E.A.; Obeso-Nieblas, M.; Quijano-Scheggia, S.; García-García, M.; Olivos-Ortiz, A.; Patiño-Barragán, M. y Galicia-Pérez, M.A. (2011). *Aspectos hidrodinámicos de la laguna de Julua-pan*. Colima: XVIII Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar.
- Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms, GEOHAB (2006). Harmful Algal Blooms in Eutrophic Systems. Paris and Baltimore: P. Glibert (ed.), IOC and SCOR.
- Grasshoff, K.; Ehrhardt, M. y Kremling K. (1983). Methods of seawater analysis. 2 ed. Germany: Verlag Chemie.
- Hallegraeff, G.M. (1995). Harmful algal blooms: A global overview. In: G.M. Hallegraeff, D.M. Anderson y A.D. Cembella (Eds.), *Manual on Harmful marine microalgae* (pp. 25-49), Paris.
- Horiguchi, T. y Pienaar, R.N. (1986). Ultrastructure of a marine dinoflagellate, *Peridinium quinquecorne* with special reference to its endosymbiontic alga. *Electron Microscopical Society of South Africa. Proceedings*, 16: 107-108.
- Horiguchi, T. y Pienaar, R.N. (1991). Ultrastructure of a marine dinoflagellate *Peridinium quinquecorne* Abé (peridinales) from South Africa with particular reference to its chrysophyte endosymbiont. *Botanica. Marina*, 34: 123-131.
- Horstmann, U. (1980). Observations on the peculiar diurnal migration of a red tide Dinophyceae in tropical shallow waters. *Journal of Psychology*, 16: 481-485.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía, INEGI (2009). Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Clave geoestadística 06007. Consultado el 27 de abril de 2012. Disponible en: <http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datosgeograficos/06/06007.pdf>.

- Jufang, C.; Yuzao, Q.; Yongzhi, X.; Ning, X. y Jingrong, L. (2000). A new red tide-forming species *Peridinium quinquecorne* Abé in South China. In: K. Ho y D. Wang (Eds.), *Proceedings to regional symposium on preservation on management of HAB in the South China* (pp. 126-129). South China: HABSCS.
- Kremp, A. y Anderson, D.M. (2000). Factors regulating germination of resting cysts of the spring bloom dinoflagellate *Scrippsiella hangoei* from the northern Baltic Sea. *Journal of Plankton Research*, 22: 1311-1327.
- Mann, D.G. (1999). The species concept in diatoms. *Phycologia*, 36: 437-495.
- Margalef, R. (1978). Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica*, 1: 493-509.
- Matsuoka, K. y Fukuyo, Y. (2000). Guía técnica para el estudio de quistes de dinoflagelados actuales. Disponible en: WESTPAC-HAB/WESTPAC/IOC.
- Okolodkov, Y.B. y Gárate-Lizárraga, I. (2006). An annotated checklist of dinoflagellates (Dinophyceae) from the Mexican Pacific. *Acta Botánica Mexicana*, 74: 1-154.
- Montresor, M.; Zingone, A. y Marino, D. (1993). The calcareous resting cyst of *Pentaparsodinium tyrrhenicum* comb. nov. (Dinophyceae). *Journal of Phycology*, 29 (2): 223-230.
- Orlova, Y.T.; Morozova, V.T.; Gribble, E.K.; Kulis, M.D. y Anderson, M.D. (2004). Dinoflagellate cysts in recent marine sediments from the east coast of Russia. *Botánica Marina*, 47: 184-201.
- Peña, M.J.L.; Castro, G.G.; Escamilla, H.J. y Orellana, C.E. (2001). Quistes de *Lingulodinium polyedrum*, productor de mareas rojas en la bahía de Todos Santos (invierno-primavera, 2000). *Ciencias Marinas*, 27 (4): 543-558.
- Quijano-Scheggia, S.; Olivos-Ortiz, A.; Bustillos-Guzmán, J.J.; Garcés, E.; Gaviño-Rodríguez, J.H.; Galicia-Pérez, M.A.; Patiño-Barragán, M.; Band-Schmidt, C.J.; Hernández-Sandoval, F.J. y López-Cortés, D.J. (2012). Bloom of *Gymnodinium catenatum* in bahía Santiago and bahía Manzanillo, Colima, México. *Revista de Biología Tropical*, 60 (1): 173-186.
- Riley, J.P. y Chester, R. (1989). *Introducción a la Química Marina*. México, D.F.
- Rubino, F.; Belmonte, G.; Miglietta, A.M.; Geraci, S. y Boero, F. (2000). Resting stages of plankton in recent North Adriatic Sediments. *Marine Ecology*, 21 (3-4): 263-284.
- Satta, C.T.; Anglés, S.; Garcés, E.; Luglié, A.; Padedda, B.M. y Sechi, N. (2010). Dinoflagellate cysts in recent sediments from two semi-enclosed areas of the Western Mediterranean Sea subject to high human impact. *Deep-Sea Research*, II (57): 256-267.
- Secretaría de Marina (1973). Estudio geográfico de la región de Manzanillo, Colima. Dirección General de Oceanografía y Señalamiento Marítimo. México: Secretaría de Marina.

- Strickland, J.H.D. y Parson, T.R. (1972). *A practical handbook of seawater analysis*. Canada: Bulletin of Fisheries Research Board of Canada.
- Thronsdon, J. (1995). Estimating cell numbers. In: G.M. Hallegraeff, D.M. Anderson y A.D. Cembella (Eds.), *Manual on Harmful Marine Microalgae IOC Manuals and Guides* (pp. 63-80). Paris: UNESCO.
- Tomas, C.R. (1997). *Identifying marine phytoplankton*. San Diego, California: Academic Press.
- Uthermöhl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitt. Int Verein. Theor. Angew. Limnologie*, 17-47.

CAPÍTULO VI

Efecto de la sustitución de la harina de pescado con harina de soya sobre el crecimiento, utilización de alimento, composición corporal y química sanguínea en juveniles de pargo flamenco *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1869)

Y. Silva-Carrillo, C. Hernández,
S.G. Castillo-Vargasmachuca y B. González-Rodríguez

Resumen

Se evaluó el uso de la harina de soya en dietas prácticas para la Sengorda de juveniles de pargo flamenco *Lutjanus guttatus* (peso inicial 17.75 ± 0.03 g), y su efecto en el crecimiento, eficiencia alimenticia, composición corporal y química sanguínea de los peces, durante un periodo de 85 días. Se formularon cuatro dietas (43.7% de proteína cruda, 14% de lípidos crudos y 19.6 kJ g^{-1} groso energético). En la primera dieta se usó harina de pescado (HP) como principal fuente proteica, mientras que en el resto se incluyó harina de soya (HS) como reemplazo de 20, 40 y 60% de la HP. No hubo diferencia significativa en peso ganado, consumo de alimento individual, tasa específica de crecimiento e índice de eficiencia proteica cuando el nivel de reemplazo de la HP aumentó de 0 a 20%. La supervivencia y utilización aparente de nitrógeno (UAN) no fueron afectadas por los diferentes tratamientos. La mayor retención de proteína en el músculo del pargo flamenco se obtuvo con las dietas que contenían un nivel de inclusión de HS de 40 y 60%. El he-

matocrito, la hemoglobina, la concentración de hemoglobina corpuscular media (CHCM), las proteínas totales y la glucosa, fueron similares entre tratamientos. El nivel más elevado de triglicéridos se registró en los peces alimentados con la dieta que incluía 60% de sustitución de la HP. Los resultados del presente estudio indican que el pargo flamenco tiene capacidad de utilizar hasta 20% de HS como fuente de proteínas en su alimentación.

Introducción

El pargo flamenco *L. guttatus* es un pez de importancia económica en Latinoamérica y se distribuye a lo largo de la costa del Pacífico del continente americano (Rojas-Herrera, 2001), se le considera una especie con alto potencial para cultivo, debido a la demanda comercial y a su capacidad de adaptación así como al control de la reproducción en cautiverio (Ibarra-Castro y Duncan, 2007). De acuerdo con las estadísticas oficiales, la producción de pargo flamenco, en el ámbito nacional, fue de 8,175.91 toneladas en 2010, alcanzando un precio promedio por kilogramo de \$70.00 pesos (Conapesca, 2010). El pargo flamenco no tiene problemas de demanda en el mercado. El hecho de estar catalogada como especie de primera clase, permite que la captura obtenida tenga demanda inmediata.

Los principales insumos de la dieta de los organismos acuáticos proceden de la HP proveniente de las pesquerías pelágicas. Según informes de la FAO (2008), este recurso se encuentra hace más de una década en un máximo nivel sostenible. Dado que la alimentación representa el mayor porcentaje en los costos de producción de la piscicultura intensiva, en la actualidad se diseñan investigaciones encaminadas a crear nuevas dietas con ingredientes vegetales. Entre los ingredientes que han sido investigados como alternativas para sustituir a la harina de pescado, los productos derivados de la soya son algunos de los más prometedores (Swick, 2002). La harina de soya desgrasada con cáscara contiene aproximadamente 48% de proteína cruda, cuyo perfil de aminoácidos esenciales, a excepción de la metionina, es adecuado para cumplir con los requerimientos reconocidos en peces marinos (NRC, 1993). El precio de la harina de soya está cerca de los \$200.00 dólares por tonelada métrica (USDA, 2006). Entre los ingredientes que han sido investigados como alter-

nativas para sustituir a la FM, los productos derivados de la soya son algunos de los más prometedores (Swick, 2002) debido a la seguridad en el suministro, los precios y la composición proteína-aminoácidos. Hasta la fecha no existen alimentos balanceados comerciales específicamente formulados para el cultivo de pargo lunarejo, por lo que las investigaciones en años recientes se han enfocado a la elaboración de formulaciones prácticas y costeables de alimentos para el cultivo a escala comercial de esta especie. En el presente trabajo se evaluó experimentalmente el uso de la HS en dietas prácticas para la engorda de juveniles de pargo flamenco, su efecto en el crecimiento, utilización de alimento, composición corporal y química sanguínea de los peces.

Antecedentes

El remplazo de la HP con HS en dietas para juveniles de especies carnívoras marinas se ha logrado con varios grados de éxito (Reigh y Ellis, 1992; Davis *et al.*, 1995; Meilahn *et al.*, 1996; McGoogan y Gatlin, 1997). Aunque varios factores nutricionales pueden estar implicados, muy a menudo el pobre rendimiento del pez se debe a una reducción de la palatabilidad de la dieta, cuando la HP y otras fuentes de proteínas marinas se retiran (Davis *et al.*, 2005).

En diversos estudios se ha evaluado la calidad nutricional de los productos proteicos de soya, como sustitutos de la HP en la dieta para pez cola amarilla (*Chrysipteraparasema*). Encontrándose que aproximadamente 30% de HS total grasa (Shimeno *et al.*, 1997), de 20 a 30% de la HS comercial, 14% de concentrado proteico de soya sin suplementación de aminoácidos (Shimeno *et al.*, 1993) y 20% de concentrado proteico de soya con suplemento de aminoácidos (Takii *et al.*, 1989) pueden utilizarse como sustitutos de HP en la dieta de 30 hasta 50%, sin afectar el crecimiento del pez cola amarilla. Un estudio en besugo (*Pagellus bogaraveo*) demostró que la HS, en un nivel de inclusión de 30% en la dieta, promueve el crecimiento y rendimiento alimenticio, comparable con los obtenidos en la dieta control a base de HP (Aoki *et al.*, 1998). Para juveniles de tambor rojo (*Sciaenops ocellatus*) se reportó que aproximadamente 50% de la HP en la dieta puede ser remplazada con 35.5% de HS sin afectar de manera significativa el crecimiento (Reigh y Ellis, 1992).

Metodología

Formulación y preparación de dietas

Se formularon cuatro dietas experimentales con inclusiones de 0 (D-0%), 20 (D-20%), 40 (D-40%) y 60 (D-60%) de HS en sustitución de la HP, utilizando como fuente proteica HP y HS, y como fuente de lípidos aceite de pescado. El nivel de inclusión de harina de calamar, harina de krill, gluten de trigo, carotenoides, antioxidantes, lecitina de soya, pre-mezclas de minerales y vitaminas, permaneció constante en las cuatro dietas. Se utilizó alginato de sodio (3%) como aglutinante y dextrina de maíz para ajustar a 100%. La tercer y cuarta dieta se suplementaron con fosfato de calcio dibásico analítico grado reactivo ($\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) y DL-metionina para optimizar su valor nutricional, debido a su alto contenido de HS (véase tabla I). Los ingredientes secos se molieron en un molino de martillo Micron hasta un tamaño de partícula de 250 μ . Primero se mezclaron los macroingredientes en una mezcladora Hobart modelo AT-200, a esto se le añadió el aceite de pescado y finalmente se agregó agua hasta obtener una mezcla homogénea. Para la peletización se utilizó un molino de carne Torrey® modelo 22 equipado con un dado de 3/32". Los pellets se secaron con aire forzado a una temperatura de 38 °C durante 12 horas; posteriormente las tiras fueron reducidas a un tamaño de 0.5 mm (aproximadamente) de manera manual utilizando tamices, con el fin de eliminar las partículas finas. Los pellets se almacenaron en recipientes herméticos previamente etiquetados y se mantuvieron en refrigeración a 4 °C hasta su uso.

Tabla I
Composición porcentual y análisis químico
de las dietas experimentales

Niveles de HS desgrasada (%)				
Ingredientes (g kg ⁻¹)	0	20	40	60
Harina de pescado*	52.60	46.10	39.59	33.08
Harina de soya (desgrasada con cascara)*	0.00	10.52	21.04	31.56
Harina de calamar*	6.00	6.00	6.00	6.00
Harina de krill*	7.59	7.59	7.59	7.59
Aceite de pescado	8.78	9.28	9.78	10.27
Dextrina	17.47	12.95	8.37	3.82
Gluten de trigo	2.00	2.00	2.00	2.00
Pre-mezcla de vitaminas [†]	0.60	0.60	0.60	0.60
Pre-mezcla de minerales [†]	0.23	0.23	0.23	0.23
Carotenoides	0.08	0.08	0.08	0.08
Antioxidante	0.05	0.05	0.05	0.05
Lecitina de soya	1.50	1.50	1.50	1.50
Vitamina C	0.10	0.10	0.10	0.10
Alginato	3.00	3.00	3.00	3.00
Fosfato de calcio dibásico grado ACS	0.00	0.00	0.05	0.10
DL-metionina	0.00	0.00	0.02	0.02
Análisis químico [‡]				
Proteínas	46.34 ± 0.02	47.38 ± 0.06	47.51 ± 0.08	48.13 ± 0.04
Lípidos	14.92 ± 0.17	15.37 ± 0.10	15.69 ± 0.10	15.18 ± 0.14
Cenizas	15.08 ± 0.01	14.33 ± 0.06	13.30 ± 0.60	12.99 ± 0.09
ELN§	23.65 ± 0.17	22.90 ± 0.10	23.48 ± 0.42	23.68 ± 0.02
Energía (kJ g ⁻¹) [‡]	19.3	19.5	19.8	19.8

* HS desgrasada con cáscara (PC = 48%), HP (PC = 77.61), harina de calamar (PC = 87.6), krill (PC = 56.93). PC: proteína cruda.

† Composición de vitaminas: Vitamina A (2,400 IU o mg/g); vitamina D3 (2,250 IU); vitamina E (160 g); vitamina K3 (8.00 g); vitamina B1 (20.00 g); vitamina B2 (40.00 g); ácido pantoténico (60.00 g); ácido nicotínico (160.00 g); vitamina B6 (16.00 g); ácido fólico (4.00 g); vitamina B12 (80 mg); biotina (500 mg); vitamina C (.2 g); colina (como cloruro).

‡ Composición de minerales: Manganeseo (100 g), zinc (160 g), hierro (200 g), cobre (20 g), yodo (5).
‡ Base materia seca (%); medias ± SD, número de determinaciones = 3.

§ Extracto libre de nitrógeno (con fibra incluida) = 100 - (% de proteína + % de lípidos + % de cenizas).

‡ Energía (kJ g⁻¹) fue calculada en función de los valores fisiológicos de proteína (20.93 kJ g⁻¹), lípidos (37.68 kJ g⁻¹) y extracto libre de nitrógeno (16.75 kJ g⁻¹) (Shiau y Chou, 1991).

Cultivo y alimentación de peces

Los peces fueron producidos siguiendo los protocolos ya establecidos para el desove y cultivo larvario (Abdo de la Parra *et al.*, 2010). El bioensayo se desarrolló durante 85 días en el criadero de peces marinos del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD), Unidad Mazatlán. No fue necesario un periodo de aclimatación, debido a que los peces fueron criados en cautiverio y no se presentaron condiciones experimentales distintas a las ya prevalentes durante la fase larval. Se utilizó un diseño completamente al azar con tres repeticiones. Grupos de 15 peces (peso 17.75 ± 0.03 g) fueron distribuidos aleatoriamente en un sistema compuesto de doce tanques cilíndricos de fibra de vidrio color negro (volumen 0.6 m^3), cada uno con drenaje central de 50 mm, cubierto de malla con una luz de 0.5 cm para evitar la salida de los peces y permitir la limpieza de los tanques. Cada tanque contó con aireación y flujo de agua continuo de 6.5 L min^{-1} . El agua de mar fue bombeada desde la playa y pasada a través de filtros de arena y de cartuchos de 16 μ de retención relativa.

El alimento se suministró de forma manual tres veces al día (8:00, 12:00 y 16:00 horas), hasta saciedad aparente de los peces. El alimento no consumido se recogió del fondo de los tanques utilizando un sifón, 30 minutos después del inicio de la alimentación. Los restos de alimento fueron secados en una estufa a 60°C . El consumo de alimento individual (CAI) se calculó por diferencia entre el suministrado y el remanente. Para la determinación de la tasa de conversión alimenticia (FCR, por sus siglas en inglés) se registró el peso de los peces muertos. Diariamente se midieron los parámetros ambientales utilizando un equipo YSI modelo 85-10FT. El oxígeno disuelto se mantuvo en $6.40 \pm 0.51 \text{ mg/L}$. La temperatura del agua fue de $21.39 \pm 1.5^\circ \text{C}$, y la salinidad permaneció en $32.77 \pm 0.87 \text{ g L}^{-1}$.

Evaluación biológica

Se llevó a cabo cada 14 días, para conocer el crecimiento en peso, definir la supervivencia y ajustar la ración de alimento. Para determinar el crecimiento, los ejemplares fueron capturados con redes de cuchara y anestesiados con 2-fenoxietanol (Sigma®) a una concentración de 0.3 ml L^{-1} , se pesaron individualmente en una ba-

lanza digital (precisión de ± 0.01 g) y se determinó su longitud total (cm) con un ictiómetro.

El crecimiento y la eficiencia alimenticia fueron monitoreados en términos de peso ganado (PG), consumo de alimento individual (CAI), tasa de conversión alimenticia (TCA), tasa de crecimiento específico (TCE), supervivencia (S), índice de eficiencia proteica (IEP) y utilización aparente del nitrógeno (UAN).

Los indicadores biológicos se calcularon de la siguiente manera:

PG = peso promedio final (g) - peso promedio inicial (g)

CAI = [(consumo total de alimento (g)) / (número de peces)] / número de días

TCA = alimento consumido (g) / peso ganado (g)

TCE = [(Ln peso final - Ln peso inicial) / (número de días)] x 100

S = (número final / número inicial) x 100

IEP = incremento de peso / consumo de proteína

UAN = [(Proteína corporal final - Proteína corporal inicial) / proteína consumida] x 100

Análisis químico

Del lote de organismos utilizado en el bioensayo se tomó al azar una muestra de diez peces para determinar la composición de las carcasas iniciales. Para el análisis de carcasas finales se tomaron al azar dos peces de cada tanque; es decir, una muestra de seis organismos por tratamiento. Las muestras de pescado fueron congeladas a -20°C hasta su análisis. Las muestras de peces, harinas y dietas se homogeneizaron y secaron a 105°C durante 24 horas antes de su análisis químico. La determinación de humedad, proteínas, lípidos y cenizas en harinas, dietas y carcasas se realizó siguiendo los métodos de análisis químico descrito por la Association of Official Analytical Chemist (AOAC, 1984). La proteína se evaluó por el método de combustión de Dumas (Ebling, 1968), utilizando un equipo Leco FP-528; el contenido de grasa se determinó mediante un equipo micro Soxhlet; para determinar la humedad se utilizó una estufa Craft y las cenizas se obtuvieron por calcinación de la muestra en una mufla Felissa®.

La composición de aminoácidos de los ingredientes y dietas experimentales se determinó de acuerdo a Vázquez-Ortiz *et al.* (1995) por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC, por sus siglas en inglés) (Varian, 9012) utilizando una precolumna Microsorb (4.5 x 30 mm) empacada con octadecilsilano y una columna Microsorb Short C18 3-m (4.6 x 100 mm). Se utilizaron las normas para aminoácidos y el α -aminobutírico se añadió como patrón interno.

Análisis hematológico

Al final de cada tratamiento se tomaron muestras de sangre por punción cardiaca a 10 peces previamente anestesiados (tabla IV). Un volumen de 400 μ l de sangre fue extraída de los peces con una jeringa para tuberculina de la marca TERUMO de 1 ml, efectuando una punción en la vena caudal; y 200 μ l de sangre fueron colocados en dos tubos. Del primer tubo con anticoagulante se determinó el hematocrito y la concentración de hemoglobina, en el segundo tubo sin anticoagulante, la muestra fue centrifugada para obtener el suero sanguíneo y determinar glucosa, proteínas totales y triglicéridos. Los parámetros se determinaron mediante los kits comerciales. La concentración de hemoglobina corpuscular media (CHCM) se precisó con una formula estándar, utilizando los valores de la concentración de la hemoglobina y el porcentaje del microhematocrito (Del Rio-Zaragoza *et al.*, 2008).

Análisis de datos

Para cada parámetro se realizaron pruebas de normalidad y homocedasticidad. Los datos presentaron una distribución normal y fueron homogéneos. Se aplicó un análisis de varianza de una vía (ANOVA) con el número de dietas como variable independiente. La prueba de Duncan se realizó para determinar los efectos entre las dietas, con un nivel de significancia de 5%.

Resultados

La supervivencia de los peces fue mayor a 95% y no fue afectada por los tratamientos. El análisis de regresión polinomial que relaciona el crecimiento en incremento en peso, con respecto al nivel de sustitución de HP por HS, indica que 96.76% (R^2) de la incertidumbre original se ha explicado mediante el modelo: $Y = -0.024X^2$

+ 0.073 X + 185.545. El nivel de reemplazo que proporciona el mayor porcentaje en peso ganado se encuentra en el intervalo de valores que va de 10.5 a 19.4% (véase figura 1). El tratamiento que produjo el mejor resultado en peso ganado (PG), consumo de alimento individual (CAI), y tasa de crecimiento específico (TCE) fue la dieta con un nivel de inclusión de HS de 20% (D-20%), la cual no fue estadísticamente diferente a la dieta control (D-0%) ($P > 0.05$, tabla II). La mejor tasa de conversión alimenticia (TCA) se logró en los peces alimentados con la dieta D-20%. Sin embargo, este tratamiento no fue estadísticamente diferente a las dietas con 0, y 40% de inclusión de HS (D-0 y D-40%) ($P > 0.05$). El mejor índice de eficiencia proteica (IEP) se obtuvo con el tratamiento D-20%, el cual no fue significativamente diferente de los tratamientos D-0 y D-40% ($P > 0.05$). No hubo diferencias significativas para los valores de utilización aparente de nitrógeno (UAN) debido al efecto de los tratamientos ($P > 0.05$). El mayor contenido de proteína corporal se obtuvo con las dietas que contenían un nivel de inclusión de HS de 60 y 40% (D-60, D-40%). Mientras que en las dietas control (D-0%) y D-20% se registró el menor resultado ($P < 0.05$, tabla III). Los peces alimentados con la dieta que contenían un nivel de inclusión de HS de 60% (D-60) presentaron un menor contenido de grasa corporal. La mayor retención de grasa se observó en la dieta control (D-0), la cual presentó el nivel más bajo de proteína. En la determinación de humedad, se observó que el valor más alto se obtuvo en los organismos alimentados con la dieta que contenía un nivel de inclusión de HS de 60% (D-60), la cual no fue estadísticamente diferente ($P > 0.05$) de las dietas con un nivel de inclusión de HS de 0 y 20% (D-0 y D-20). La menor composición en cenizas se presentó en la dieta que contenía un nivel de inclusión de HS de 20% (D-20), la cual no mostro diferencias significativas ($P > 0.05$) respecto a los tratamientos con un nivel de inclusión de HS de 0 y 40% (D-0 y D-40). Los parámetros sanguíneos: hematocrito, hemoglobina, concentración de hemoglobina corpuscular media (CHCM), proteínas totales y glucosa, no fueron estadísticamente distintos entre tratamientos. El valor más elevado de triglicéridos se registró en los peces alimentados con la dieta que incluía 60% de sustitución de la HP, el cual fue significativamente diferente al resto de los tratamientos.

Tabla II
Crecimiento y eficiencia alimenticia de juveniles de pargo flamenco *L. guttatus*
alimentado con dietas experimentales durante 85 días

Dieta (%)	WI (g)	WF (g)	PG (g)	FI (g por pez)	TCA	TCE (%/día)	S (%)	PER	ANU (%)
0	17.7 ± 0.04 ^a	50.42 ± 1.30 ^{ab}	32.67 ± 1.34 ^{ab}	41.69 ± 2.48 ^{ab}	1.28 ± 0.05 ^{ab}	1.23 ± 0.03 ^{ab}	97.78 ± 3.85 ^a	1.82 ± 0.07 ^{ab}	61.12 ± 6.85 ^a
20	17.77 ± 0.02 ^a	52.45 ± 3.13 ^a	34.68 ± 3.11 ^a	42.31 ± 2.72 ^a	1.22 ± 0.04 ^b	1.27 ± 0.07 ^a	95.56 ± 7.70 ^a	1.90 ± 0.06 ^a	64.53 ± 2.50 ^a
40	17.74 ± 0.05 ^a	48.12 ± 0.25 ^b	30.38 ± 0.20 ^b	37.71 ± 1.77 ^b	1.24 ± 0.05 ^{ab}	1.17 ± 0.00 ^b	97.78 ± 3.85 ^a	1.81 ± 0.08 ^{ab}	64.11 ± 3.15 ^a
60	17.76 ± 0.02 ^a	43.22 ± 1.36 ^c	25.45 ± 1.34 ^c	33.46 ± 1.65 ^c	1.31 ± 0.01 ^a	1.05 ± 0.04 ^c	93.33 ± 11.55 ^a	1.73 ± 0.02 ^b	62.92 ± 3.50 ^a

Los valores (la media ± SD, n = 3 y cada n consiste de 15 peces por réplica) con superíndice distinto, denotan las diferencias significativas entre los tratamientos (P < 0.05). Prueba Duncan.

Tabla III
Composición corporal de juveniles de pargo flamenco *L. guttatus* alimentado con dietas experimentales durante 85 días

Dieta	Humedad	Lípidos	Cenizas	Proteína
Inicial	71.74 ± 0.15	5.79 ± 0.05	5.27 ± 0.03	16.00 ± 0.13
0	68.21 ± 2.24 ^{ab}	9.53 ± 1.56 ^a	4.86 ± 0.15 ^{ab}	16.63 ± 0.73 ^b
20	68.64 ± 0.20 ^{ab}	9.29 ± 0.24 ^a	4.63 ± 0.20 ^b	16.81 ± 0.12 ^b
40	67.26 ± 0.72 ^b	9.26 ± 0.79 ^a	4.97 ± 0.15 ^{ab}	17.66 ± 0.08 ^a
60	69.45 ± 0.10 ^a	7.22 ± 1.17 ^b	5.13 ± 0.50 ^a	17.63 ± 0.54 ^a

Los valores (la media ± SD, n = 3) con superíndice distinto denotan las diferencias significativas entre los tratamiento (P < 0.05). Prueba Duncan.

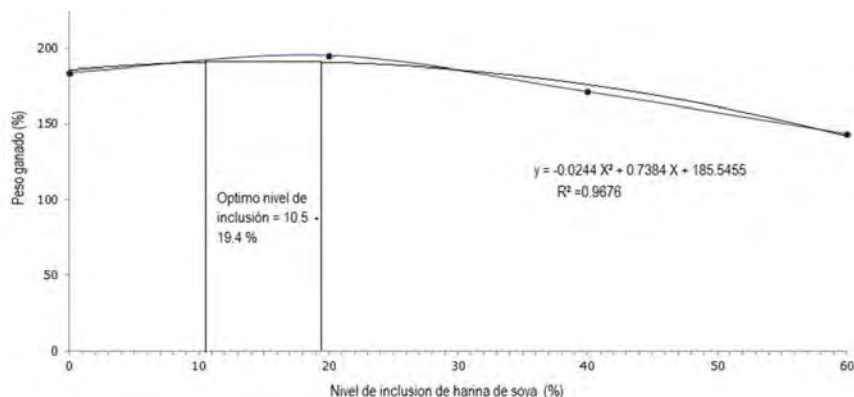
Tabla IV
Parámetros hematológicos de juveniles de pargo flamenco *L. guttatus* alimentado con dietas experimentales durante 85 días

Parámetro	Control	20	40	60
Hematocrito (%)	51.3 ± 5.2a (9)	54.2 ± 3.34a (9)	51.8 ± 5.1a (9)	50.7 ± 5.8a (9)
Hemoglobina (g/dL)	15.2 ± 1.9a (10)	15.1 ± 1.3a (10)	14.8 ± 2.5a (10)	15.4 ± 1.7a (10)
CHCM* (g/dL)	29.6 ± 5.3a (9)	28.1 ± 2.4a (9)	28.7 ± 5.7a (9)	30.1 ± 3.5a (9)
Proteínas totales (g/L)	58.3 ± 3.91a (10)	61.8 ± 17.5a (10)	59.6 ± 21.4a (10)	54.7 ± 3.2a (10)
Triglicéridos (mg/dL)	283.4 ± 20.8a (10)	314.1 ± 98.4a (10)	370.1 ± 90.1a (5)	455.9 ± 55.3b (7)
Glucosa (mg/dL)	79.6 ± 12.1a (9)	74.9 ± 11.9 ^a (9)	76.7 ± 0.8 ^a (5)	73.7 ± 58.9a (6)

Los valores (la media ± SD, entre paréntesis N) con superíndice distinto, denotan las diferencias significativas entre los tratamiento (P < 0.05). Prueba Duncan. *CHCM = [(Concentración de la hemoglobina x 100) / (% microhematocrito)].

Figura 1

Análisis de regresión polinomial de segundo orden o cuadrática que relaciona el crecimiento en incremento en peso, con respecto al nivel de sustitución de harina de pescado por harina de soja



Discusiones

La inclusión de HS en niveles de hasta 20% como sustituto de la HP no tuvo efecto negativo sobre la palatabilidad y la aceptabilidad de la dieta en juveniles de pargo flamenco, y el índice de crecimiento fue similar al obtenido con la dieta control a base de HP. La reducción de la ingesta de dietas que contienen niveles crecientes de HS, parece estar asociada principalmente con la gran sensibilidad del pez a las propiedades organolépticas de sus dietas. En el caso de juveniles de salmón Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*), por ejemplo, se tuvieron ingestas extremadamente bajas para dietas con 15% de HS, la cual fue relacionada con una mala palatabilidad (Hajen *et al.*, 1993). En el presente estudio las dietas fueron formuladas con un contenido de 43.7% de proteína y 14% de lípidos, por haber demostrado un adecuado crecimiento en pargo flamenco (Abdo de la Parra *et al.*, 2010). La tasa de crecimiento específico (TCE = 1.27% / día) de los peces alimentados con una inclusión de 20% de HS en la dieta, fue superior que la TCE (1.2% / día) de los peces alimentados con una dieta incluida de 15% de la proteína de harina de subproductos de atún (HSA) (Hernández *et al.*, 2010a). Así mismo, resultó

superior que la TCE (1.2% / día) de los peces alimentados con una dieta compuesta de 15% de la proteína con harina de subproductos de ave (Hernández *et al.*, 2010a), lo que sugiere que el pargo flamenco alimentado con una dieta formulada con 43.7% de proteína cruda y un contenido energético de 19.6 kJ g⁻¹ tiene un buen crecimiento, y muestra una UAN mayor con relación a los peces alimentados con la dieta control. El índice de eficiencia proteica (IEP = 1.90) concuerda con el descrito para cobia (*Rachycentron canadum*) por Chou *et al.* (2004), criada con una dieta que contenía 20% de sustitución de HP por HS (IEP = 1.93).

Este estudio demuestra que la sustitución de la HP con altos niveles de HS en dietas prácticas para juveniles de pargo flamenco es inadecuada, debido a la reducción de la palatabilidad, requiriéndose por lo menos 46.10% de HP en la formulación del alimento. En general, el crecimiento de los peces se redujo a medida que el nivel de la HP en la dieta disminuyó. Los resultados obtenidos indican que las dietas bajas en HP no son adecuadas en términos de calidad nutricional y palatabilidad (Davis *et al.*, 2005).

Debido a la inclusión de HS, se requiere de 40 a 42% de HP en la alimentación para lenguado japonés (*Paralichthys olivaceus*), pez roca de Corea (*Sebastes schlegeli*) y lenguado de oliva (*Paralichthys olivaceus*) (Kikuchi, 1999; Choi *et al.*, 2004), 31% para el salmón del Atlántico (Refstie *et al.*, 1998), de 25 a 27% para la lubina de Asia (*Lates calcarifer*), dorada plateada (*Rhabdosargus sarba*) y cobia (Chou *et al.*, 2004), y 5% para tambor rojo (*Sciaenops ocellatus*) (McGoogan y Gatlin, 1997). Por tanto, el pargo flamenco tiene una capacidad mucho menor en el uso de HS como sustituto de la HP que el tambor rojo (Mc Googan y Gatlin, 1997).

El bajo crecimiento y el consumo de alimento de los peces con dietas altas en proteína de HS puede deberse a la presencia de factores antinutricionales (Refstie *et al.*, 1998; Peres *et al.*, 2003), baja digestibilidad de la proteína (Refstie *et al.*, 1998) y deficiencia de aminoácidos esenciales (Tantikitti *et al.*, 2005). La HS utilizada en el presente estudio es un producto comercial ampliamente usado y sin ningún tratamiento adicional. La digestibilidad proteica de las dietas experimentales no se evaluó, por lo anterior no se pudieron determinar los efectos de los factores antinutricionales y la digestibi-

lidad de la proteína sobre el crecimiento, así como la utilización de alimento del pargo flamenco; sin embargo, se conoce que el pargo flamenco mostró valores de coeficientes de digestibilidad aparente para la proteína cruda, lípidos y materia seca, significativamente más altos para la HP, la HSA, los productos derivados de aves de corral y la HS (Hernández *et al.*, 2010b). La metionina es generalmente el aminoácido limitante de la HS (Hertrampf y Piedad-Pascual, 2000), y la deficiencia de los productos de soya ha sido observada en otros estudios (Chou *et al.*, 2004). En este trabajo, aun cuando las dietas 40 y 60% de inclusión de HS fueron suplementadas con metionina (0.02%) mostraron menor crecimiento que la dieta con 20% de inclusión, respuesta que puede atribuirse al bajo consumo de alimento, presumiblemente debido a los cambios en palatabilidad (Reighy Ellis, 1992; Davis *et al.*, 1995; Meilahn *et al.*, 1996), por la sustitución de la HP con HS.

Generalmente, la sustitución de fuentes de proteínas marinas no sólo provoca cambios en el perfil nutricional de la dieta sino que también afecta a la palatabilidad. En consecuencia, en el presente estudio se incluyó harina de krill como un componente de las dietas experimentales (7.59%), ya que es considerada como un excelente atrayente que se utiliza para mejorar la palatabilidad y a menudo se usa en la alimentación de alevines (Moura *et al.*, 2000). A pesar de que la harina de krill es un ingrediente muy apetecible, la suplementación no parece influir en el crecimiento.

Los resultados encontrados en los valores de los parámetros sanguíneos en los peces alimentados con las diferentes dietas, no muestran tener un efecto adverso sobre la salud del pargo flamenco, pues se ha observado que una disminución en los valores de los parámetros sanguíneos vienen acompañados de la reducción del crecimiento en los peces. Por otro lado, los valores sanguíneos de este estudio concuerdan con lo reportado para pargos clínicamente sanos de la misma especie (Del Rio-Zaragoza *et al.*, 2011). Similar a este estudio en juveniles del lenguado japonés (Kikuchi, 1999) y pargo de mangle rojo (*Lutjanus argentimaculatus*) (Abbas y Siddiqui, 2009) no se encontraron diferencias marcadas en las características hematólogicas en la sangre de los peces cuando estos fueron alimentados con las dietas D-0, D-20 y D-40%.

En esta investigación, los peces alimentados con la dieta D-20% mostraron un mayor consumo de alimento y no hubo diferencias significativas con el resultado obtenido en peces alimentados con la dieta control (D-0%). Esto indica que el pobre crecimiento del pargo flamenco alimentado con dietas altas en HS se debe a la palatabilidad del alimento. Todavía existen inconsistencias en los resultados acerca de la forma en que la inclusión de la HS afecta la palatabilidad de los alimentos.

El tambor rojo no aceptó alimentos, por tanto, la HP fue remplazada por completo con HS (Reigh y Ellis, 1992), o mostraba un bajo consumo de alimento cuando se alimentaba con dietas bajas en HP (Davis *et al.*, 1995). El consumo de alimento de la lobina de Asia fue significativamente más bajo en dietas que contenían un nivel alto de HS (Tantikitti *et al.*, 2005). Sin embargo, peces tambor rojo alimentados con dietas donde 90% de la proteína provenía de la harina de soya, mostraron un mayor consumo de alimento que los peces alimentados con dietas basadas en HP (Refstie *et al.*, 1998). En este estudio, el pargo flamenco mostró buena aceptación del alimento en dietas que contenían hasta 20% de inclusión de HS, esto es consistente con la conclusión de que el sabor representa un factor importante en el consumo de dietas basadas en HS (Chou *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2006).

Los peces pargos flamencos alimentados con la dieta D-60% presentaron menor contenido de grasa dentro del cuerpo. Un resultado similar se observó en pez cristal (Elangovan y Shim, 2000).

Conclusiones

Los peces alimentados con la dieta control y la de 20% de inclusión de harina de soya obtuvieron mayor crecimiento en peso corporal (PG), consumo de alimento individual (CAI) y tasa de crecimiento específico (TCE). La mejor tasa de conversión alimenticia (TCA) e índice de eficiencia proteica (IEP) se lograron en los organismos alimentados con las dietas de 0, 20 y 40% de inclusión de harina de soya (HS). La supervivencia (S) y la utilización aparente de nitrógeno (UAN) no fueron afectadas por los tratamientos. El hematocrito, la hemoglobina, la concentración de hemoglobina corpuscular media (CHCM), las proteínas totales y la glucosa, fueron si-

milares entre tratamientos. Estos resultados indican que la inclusión de 20% de HS en dietas prácticas para juveniles de pargo flamenco *Lutjanus guttatus*, proporciona un crecimiento similar al obtenido con la dieta control a base de harina de pescado (HP) y superior a las dietas con 40 y 60% de HS.

Agradecimientos

A los Fondos Mixtos Conacyt-Gobierno del Estado de Nayarit por el proyecto Nayarit-2006-C01-66170 y al proyecto Sagarpa-Conacyt clave 109673, “Desarrollo y Validación de alimentos balanceados para el cultivo intensivo de pargo flamenco y botete diana en jaulas flotantes” responsable C. Hernández.

Literatura citada

- Abbas, G. y Siddiqui, P.J.A. (2009). Effects of different feeding level on the growth, feed efficiency and body composition of juvenile mangrove red snapper, *Lutjanus argentimaculatus* (Forsskal 1775). *Aquaculture Research*, 40: 781-789.
- Abdo de la Parra, M.I.; Rodríguez-Ibarra, L.E.; Hernández, C.; Hernández, K.; González-Rodríguez, B.; Martínez-Rodríguez, I. y García-Ortega, A. (2010). Efecto de diferentes niveles de proteína y lípidos totales en la dieta sobre el crecimiento y supervivencia de juveniles de pargo flamenco *Lutjanus guttatus*. *Biología Marina y Oceanografía*, 45 (3): 433-439.
- Association of Official Analytical Chemists (2000). *Official methods of analysis of association of official analytical chemists*. Arlington, Estados Unidos: Association of Official Analytical Chemist.
- Aoki, H.; Furuichi, M.; Viyakarn, V.; Yamagata, Y. y Watanabe, T. (1998). Feed protein ingredients for red sea bream. *Suisanzoshoku*, 46: 121-127.
- Choi, S.M.; Wang, X.; Park, G.J.; Lim, S.R.; Kim, K.W.; Bai, S.C. y Sin, I.S. (2004). Dietary dehulled soybean meal as a replacement for fish meal in fingerling and growing olive flounder *Paralichthys olivaceus* (Temmincket Schlegel). *Aquaculture Research*, 35: 410-418.
- Chou, R.L.; Her, B.Y.; Su, M.S.; Hwang, G.; Wu, Y.H. y Chen, H.Y. (2004). Substituting fish meal with soybean meal in diets of juvenile cobia (*Rachycentron canadum*). *Aquaculture*, (229): 325-333.
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (2010). Consulta específica por especie. Consultado el 3 de octubre de 2011. Disponible en: http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/cona_anuario_estadistico_de_pesca.

- Davis, D.A.; Jirsa, D. y Arnold, C.R. (1995). Evaluation of soybean proteins as replacements for menhaden fish meal in practical diets for red drum (*Sciaenops ocellatus*). *Journal of the World Aquaculture Society*, (26): 48-58.
- Davis, D.A., Miller, C.L. y Phelps, R.P. (2005). Replacement of fish meal with soybean meal in the production diets of juvenile red snapper (*Lutjanus campechanus*). *Journal of the World Aquaculture Society*, 36 (1): 114-119.
- Del Río-Zaragoza, O.B.; Hernández-Rodríguez, M. y Bückle-Ramírez, L.F. (2008). Thermal stress effect on tilapia *Oreochromis mossambicus* (Pisces: Cichlidae) blood parameters. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, (41): 135-145.
- Del Río-Zaragoza, O.B.; Fajer-Ávila, E.J.; Almazán-Rueda, P. y Abdo de la Parra, M.I. (2011). Hematological characteristics of the spotted rose snapper *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1869) healthy and naturally infected by dactylogyrid monogeneans. *Tissue and Cell*, 43, 137-142.
- Ebling, M.E. (1968). The Dumas method for nitrogen in feeds. *Journal Association of Official Analytical Chemists*, 51: 766-770.
- Elangovan, A. y Shim, K.F. (2000). The influence of replacing fish meal partially in the diet with soybean meal on growth and body composition of juvenile tin foil barb (*Barbodes altus*). *Aquaculture*, 189: 133-144.
- Food and Agriculture Organization (2008). *El estado mundial de la pesca y acuicultura 2008*. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO. Disponible en: <http://www.fao.org>.
- Hajen, W.E.; Beames, R.M.; Higgs, D.A. y Dosanjh, B.S. (1993). Digestibility of various feedstuffs by post-juveniles chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in salt water. 2. Measurement of digestibility. *Aquaculture*, 112: 333-348.
- Hernández, C.; González-Santos, A.; Ronald, H.; Valverde-Romero, M.; Olvera-Novoa, M.A.; González-Rodríguez, B. y Abdo de la Parra, M.I. (2010). Evaluation of balanced diet supplemented with conventional protein in grow-out for spotted rose snapper (*Lutjanus guttatus*). San Nicolás de los Garza, México: X Simposio Internacional de Nutrición Acuicola.
- Hernández, C.; Varillas, P.; Olvera-Novoa, M.A.; Márquez, D.; Hardy, R. y González-Rodríguez, B. (2010). Apparent digestibility of various protein ingredients in diets for spotted rose snapper (*Lutjanus guttatus*). San Nicolás de los Garza, México: X Simposio Internacional de Nutrición Acuicola.
- Hertrampf, J.W. y Piedad-Pascual, F. (2000). *Handbook on Ingredients for Aquaculture Feeds*. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Ibarra-Castro, L. y Duncan, N.J. (2007). GnRH α -induced spawning of wild-caught spotted rose snapper (*Lutjanus guttatus*). *Aquaculture*, 272: 737-746.

- Kikuchi, K. (1999). Use of defatted soybean meal as a substitute for fish meal in diets of Japanese flounder (*Paralichthys olivaceus*). *Aquaculture*, 179: 3-11.
- Meilahn, C.W.; Davis, D.A. y Arnold, C.R. (1996). Effects of commercial fish meal analog and menhaden fish meal on growth of red drum fed iso-nitrogenous diets. *The Progressive Fish-Culturist*, 58: 111-116.
- McGoogan, B.B. y Gatlin, D.M. (1997). Effects of replacing fish meal with soybean meal in diets for red drum (*Sciaenops ocellatus*) and potential for palatability enhancement. *Journal of the World Aquaculture Society*, 28: 374-385.
- Moura, M.A.; Kubitz, F. y Cyrino, J.E. (2000). Feed training of peacock bass (*Cichla sp.*). *Revista Brasileira de Biologia*, 60: 645-654.
- National Research Council-NRC (1993). Nutrient requirements of fish. Washington, DC: National Academy Press.
- Peres, H.; Lim, C. y Klesius, P.H. (2003). Nutritional value of heat-treated soybean meal for channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Aquaculture*, 225: 67-82.
- Refstie, S.; Storebakken, T. y Roem, A.J. (1998). Feed consumption and conversion in Atlantic salmon (*Salmo salar*) fed diets with fish meal, extracted soybean meal or soybean meal with reduced content of oligosaccharides, trypsin inhibitors, lectins and soya antigens. *Aquaculture*, 162: 301-312.
- Reigh, R.C. y Ellis, S.C. (1992). Effects of dietary soybean and fish protein ratios on growth and body composition of red drum (*Sciaenops ocellatus*) fed isonitrogenous diets. *Aquaculture*, 104: 279-292.
- Rojas-Herrera, A.A. (2001). Aspectos de dinámicas de poblaciones del huachinango *Lutjanus peru* (Nicholas y Murphy, 1992) y del flamenco *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1869) (Pisces: Lutjanidae) del litoral de Guerrero, México. Disertación doctoral no publicada. México: Universidad de Colima.
- Shimeno, S.; Mima, T.; Yamamoto, O. y Ando, Y. (1993). Effects of fermented defatted soybean meal in diet on the growth, feed conversion, and body composition of juvenile yellowtail. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 63: 70-76.
- Shimeno, S.; Ruchimat, T.; Matsumoto, M. y Ukawa, M. (1997). Effects of fermented defatted soybean meal in diet on the growth, feed conversion, and body composition of juvenile yellowtail. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 59: 821-825.
- Shiau, S.Y. y Chou, B.S. (1991). Effects of dietary protein and energy on growth performance of tiger shrimp (*Penaeus monodon*) reared in seawater. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 57: 2271-2276.
- Swick, R.A. (2002). Soybean meal quality: assessing the characteristics of a major aquatic feed ingredient. *Global Aquaculture Advocate*, 5: 46-49.

- Takii, K.; Shimeno, S.; Nakamura, M.; Itoh, Y.; Obatake, A.; Kumai, H. y Takeda, M. (1989). *Evaluation of soy protein concentrates as partial substitute for fish meal protein in practical diet for yellowtail*. Toba, Japan: Third International Symposium on Nutrition and Feeding in Fish.
- Tantikitti, C.; Sangpong, W. y Chiavareesajja, S. (2005). Effects of defatted soybean protein levels on growth performance and nitrogen and phosphorus excretion in Asian seabass (*Lates calcarifer*). *Aquaculture*, 248: 41-50.
- Department of Agriculture-USDA (2006). World Agricultural Supply and Demand Estimates (WASDE-441). Washington D.C.: Department of Agriculture, World Agricultural outlook Board.
- Vázquez-Ortiz, F.A.; Caire, G.; Higuera-Ciapara, I. y Hernández, G. (1995). High performance liquid chromatographic determination of free amino acids in shrimp. *Journal of Liquid Chromatography*, 18: 2059-2068.
- Wang, Y.; Guo, J.; Bureau, D.P. y Cui, Z. (2006). Effects of dietary protein and energy levels on growth, feed utilization and body composition of cuneate drum, (*Nibea miichthioides*). *Aquaculture*, 252: 421-428.

CAPÍTULO VII

Cultivo experimental de callo de hacha (*Atrina maura*) en el estero La Pitahaya, en Guasave, Sinaloa

A.M. Góngora, B.P. Villanueva,
M. García y A.L. Domínguez

Resumen

El esfuerzo pesquero sobre las diversas especies de moluscos bivalvos, ha provocado una disminución en la captura de estos recursos, y debido a la gran importancia económica que representan, surge la necesidad de plantear estrategias y acciones para un mejor aprovechamiento sostenido. Por ello se implementó la realización de este cultivo utilizando los sistemas: cultivo en suspensión y cultivo en parques.

Se inició el cultivo en suspensión con una siembra de 3,500 organismos, en el mes de mayo del 2010. Dichos organismos se depositados dentro de bolsas o costales de malla mosquitera, las cuales fueron colocadas dentro de las canastas Nestier, para formar un módulo que contenía dos canastas de protección y cinco de engorda con una densidad por cuadrante de 50 callos. Una vez formado el módulo, fue llevado y atado al sistema de cultivo "Long-line", en cuyo sistema se obtuvo una longitud promedio de 33.66 mm, largo de 79.41 mm, ancho de 8.96 mm y un peso total de 9.53 g. Quince-nalmente se midieron los parámetros: temperatura ambiente, temperatura del agua, salinidad, pH, oxígeno disuelto, profundidad y transparencia. Después de un mes de cultivo en suspensión, los organismos fueron sembrados en el sedimento (cultivo en parques),

iniciando en junio de 2010 con 2,345 adultos. Los organismos fueron protegidos por un corral o cerco, obteniéndose de igual manera un crecimiento ascendente en el segundo sistema (cultivo en parques) y mostrando resultados al final del cultivo de 101.76 mm de longitud, 207.98 mm de largo, 28.90 mm de ancho y un peso de 176.54 g. El factor que influyó en el crecimiento fue la temperatura del agua.

Introducción

La producción acuícola se ha incrementado de manera significativa en las últimas tres décadas y se mantiene en constante crecimiento como respuesta a las necesidades cada vez mayores de alimento para la población humana de más de 6.5 mil millones de personas (FAO, 2007). En la actualidad, se considera a la acuicultura como una de las actividades económicas primarias de mayor importancia a nivel mundial, su contribución al aporte global de alimentos se ha incrementado de manera extraordinaria en los últimos años, representando más de 25% de la producción total en el mundo (FAO, 2007). Y, precisamente, a esta producción acuícola mundial (entre peces, crustáceos, algas y otros) se suma el molusco bivalvo conocido comúnmente como *callo de hacha* o en su término científico *Atrina maura* (Almaraz-Salas, 2008). El callo de hacha se encuentra en bahías desde Baja California hasta Perú (Keen, 1971), protegido entre suelos arenosos, de limo y arcilla; los ejemplares llegan a medir hasta 378 milímetros de longitud (Ahumada-Sempol *et al.*, 2002).

En la parte interna de cada organismo se encuentra la región blanda o visceral, en la cual se localizan los olanes, los músculos retractores, el músculo abductor anterior y posterior, siendo este último el de mayor tamaño; estos músculos se conocen como *callo* y corresponden a la porción comestible. El callo se comercializa principalmente en los estados de Sinaloa, Sonora, Baja California, Baja California Sur y en ciudades como el Distrito Federal, Guadalajara y Monterrey (Vélez-Barajas *et al.*, 1996). Los niveles de producción aun no satisfacen el mercado nacional debido a la reducida captura y la falta de técnicas para su cultivo, y es por medio de la acuicultura —una alternativa prometedora— que se lle-

va a cabo una crianza controlada y protegida de especies marinas, generalmente desde la fase de huevo a juvenil o estado adulto, dependiendo de la especie. Con ello se pueden reducir los efectos de la pesca sobre las poblaciones naturales, ya sea para disminuir la sobrepesca actual o para la repoblación de las áreas ya sobreexplotadas, e incluso se pueden cosechar poblaciones naturales de valor comercial con individuos totalmente crecidos en granjas (Gón-gora, 1999).

Metodología

Para la realización del cultivo se utilizaron 3,500 semillas llamadas pinnas, las cuales se obtuvieron del Centro de Reproducción de Especies Marinas del Estado de Sonora (CREMES). La siembra se realizó en el mes de mayo de 2010 en el estero La Pitahaya, en Guasave, Sinaloa; proceso que consistió primeramente en aclimatar las semillas a las condiciones propias de temperatura y salinidad del agua presentes en el área de estudio. Una vez aclimatadas, se formó una línea de aproximadamente 0.5 m de largo (con el lote total de las semillas), la cual se dividió en cinco partes de aproximadamente 700 pinas, las cuales fueron repartidas por separado en bolsas hechas de malla plástica mosquitera de 40 x 40 cm y con una abertura de malla de un mm; todo ello para evitar que las semillas salieran de las canastas Nestier, posteriormente fueron ensambladas y amarradas a manera de módulos, los mismos que estuvieron formados por siete canastas ostreófilas, cinco de ellas que contienen las bolsas y las otras dos que sirven como protección. Cada canasta mide aproximadamente 50 x 50 x 10 cm (Almaraz-Salas, 2008; Corrales-Serna, 2010). Posteriormente se utilizó una lancha con motor fuera de borda para transportar los módulos desde la orilla y atarlos al sistema *long-line* o línea madre (compuesta por un cabo, dos muertos y dos boyas), para que éstos queden sumergidos a una profundidad de un metro y sin tener contacto con el fondo (véanse figuras 1a, b, c, d).

Figura 1

Cultivo: a) Distribución de la semilla; b) siembra de la semilla en costales de tela mosquitera; c) formación del módulo de cultivo; d) sistema de cultivo *long-line*



A partir del segundo mes de la siembra se seleccionó la semilla que rebasaba los 70 mm de longitud, para posteriormente transferirlas al segundo sistema de cultivo llamado parques o encierros, el cual consiste en sembrar o enterrar las pinnas directamente en el suelo, en una especie de corral o cerco con un área de 56 m² y cuyas medidas eran de 3 x 2 x 2 m de largo, ancho y altura, respectivamente. La malla que se utilizó para formar el parque fue fardo de tres pulgadas y se utilizaron tres postes a lo ancho y tres a lo largo con una distancia de 2 a 1.5 m entre poste y poste; así mismo se utilizó una densidad de siembra de 2,845 pinnas, las cuales fueron enterradas en la arena a 20 cm de distancia cada una, permaneciendo así hasta el momento de la cosecha. El tiempo de en-

gorda necesario para obtener un callo de hacha de talla comercial fluctúa de 11 a 16 meses, según la época del año y las características del lote de semilla sembrada (Almaraz-Salas, 2008; Corrales-Serna, 2010). Durante todo el ciclo de engorda los módulos fueron limpiados quincenalmente, para evitar la presencia de organismos que pudieran afectar las semillas (crustáceos, peces, algas, esponjas y otros moluscos). La limpieza consistió en retirar los módulos de la línea madre o *long-line* y llevarlos a la orilla con la ayuda de una lancha, para así poder limpiar las canastas, bolsas y semillas, utilizando principalmente cepillos y espátulas. Con la misma periodicidad, se midieron los parámetros físicos: temperatura del agua y oxígeno disuelto (oxímetro, YSI, 55/12 FT, Ohio 45387), salinidad (refractómetro de precisión, Atago, S/Mill), pH (potenciómetro, Hanna, HI 8314), profundidad y transparencia, con la ayuda de un disco de Secchi. De acuerdo a Galtsoff (1964), quincenalmente se midieron 50 organismos de la especie *A. maura*, las cuales fueron elegidas completamente al azar. Las biometrías se realizaron con un vernier digital (Mitutoyo, CD-8" CS) para determinar longitud, largo y ancho de los organismos. También se utilizó una balanza granataria (OHAUS) para registrar el peso húmedo total. El porcentaje de mortalidad se registró cuantificando quincenalmente el número de organismos muertos en cada uno de los sistemas de cultivo hasta el término del mismo (figura 2).

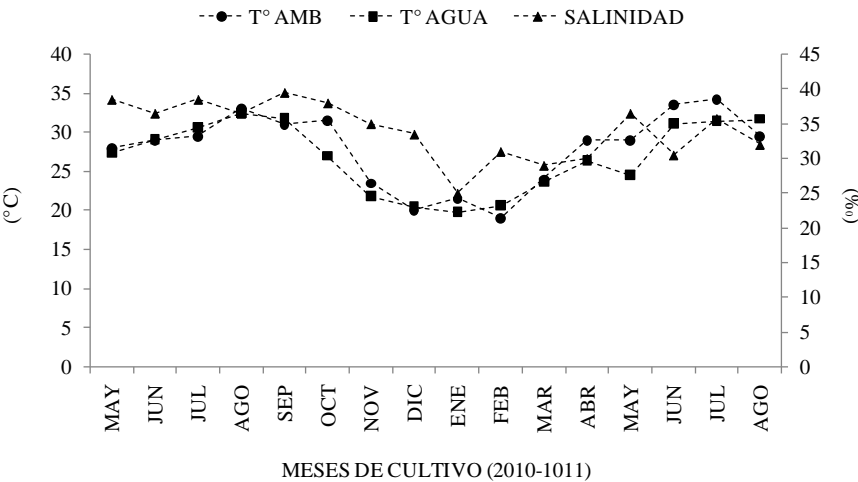
Figura 2
Sistema de cultivo en parques o encierros



Resultados

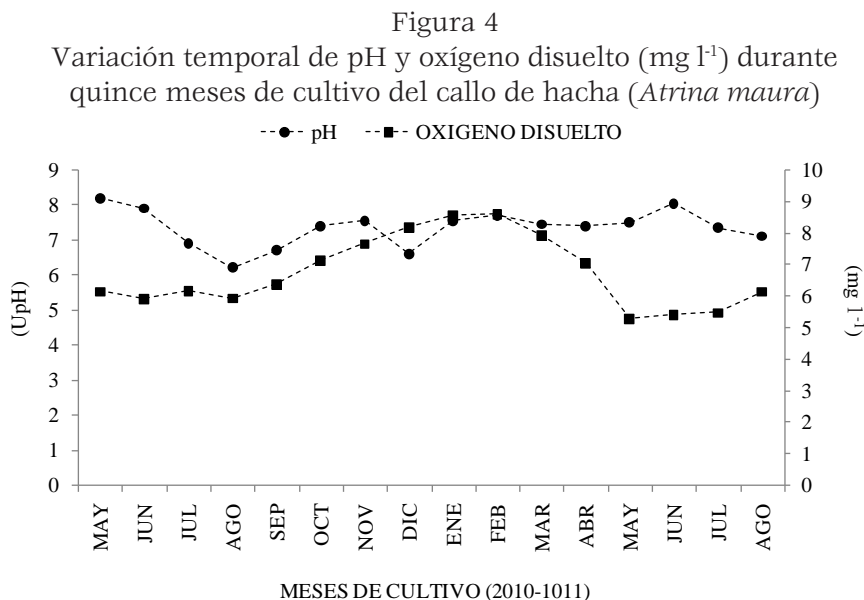
Respecto a la temperatura ambiente en el sitio de cultivo se registró en 2011 el valor mínimo en el mes de febrero (19 °C) y el máximo en julio (34.25 °C), con un promedio anual de 27.70 °C. La temperatura del agua presentó una variación estacional con registros mínimos en invierno y máximos en verano, observándose en 2010 la temperatura máxima en el mes de junio (32.5 °C) y mínima en enero 2011 (19.8 °C), con un promedio anual de 26.7 °C. El registro más bajo de salinidad (25) se observó en el mes de enero de 2011, alcanzando su máxima concentración en septiembre de 2010 con 39.5 y un promedio anual de 34.10 (figura 3).

Figura 3
Variación temporal de la temperatura ambiente (°C),
temperatura del agua (°C) y salinidad (S) durante
quince meses de cultivo del callo de hacha (*Atrina maura*)



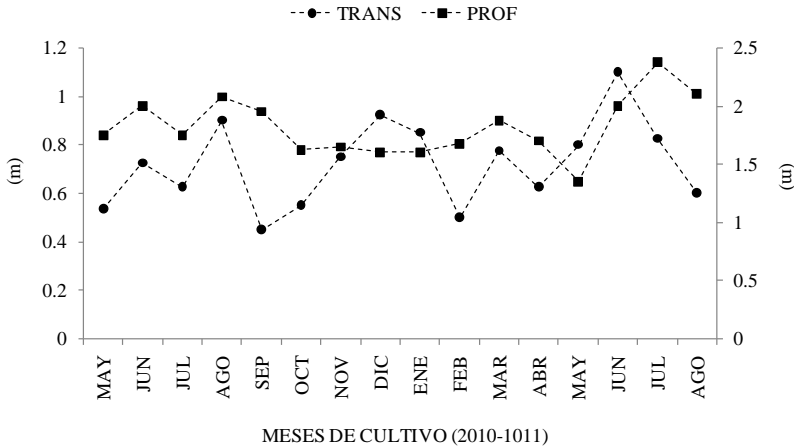
El oxígeno disuelto mostró una ligera variabilidad durante el cultivo, registrando la menor concentración en el mes de mayo de 2011 con 5.27 mg l⁻¹ y un mayor registro en febrero 2011 de 8.62 mg l⁻¹, con un promedio de 6.74 mg l⁻¹. Con respecto al pH, el valor promedio fue de 7.34, registrándose el valor mínimo en el mes

de agosto de 2010 con 6.2 y la máxima en mayo de 2010 con 8.2 (figura 4).



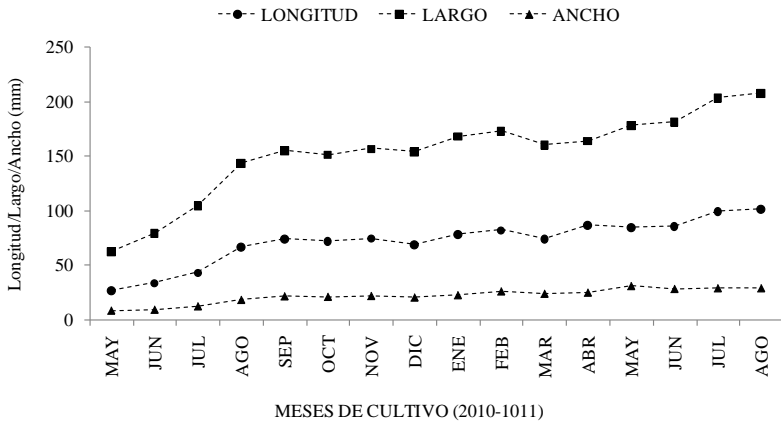
Con relación a los valores mensuales de profundidad en el sitio de cultivo, el registro más bajo (1.35 m) se obtuvo durante mayo de 2011, indicando una transparencia baja en el área, mientras que el valor más alto (2.38 m) se midió durante el muestreo del mes de julio de 2011, y un promedio de 1.82 m. En lo referente a la transparencia esta registró valores máximos de 1.10 m en junio de 2011, una mínima de 0.45 m en septiembre de 2010 y un promedio de 0.72 m (figura 5).

Figura 5
Variación temporal de la profundidad (m) y transparencia (m) durante quince meses de cultivo del callo de hacha (*Atrina maura*)



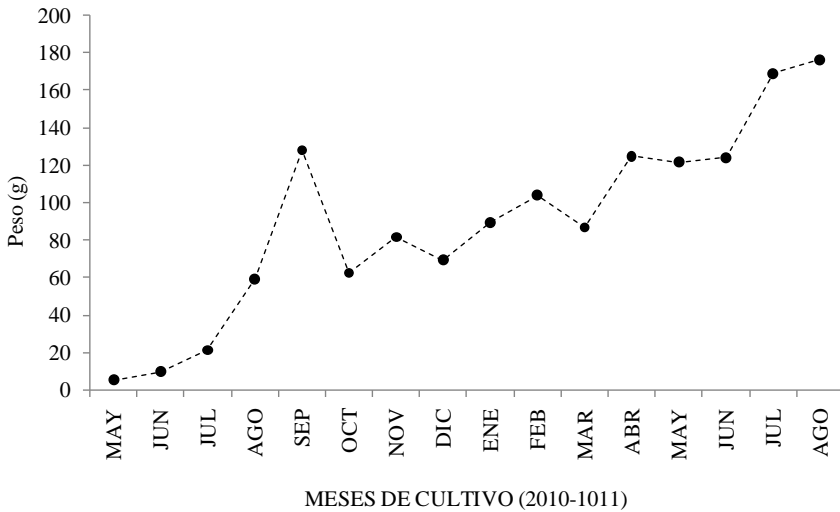
Respecto al crecimiento del callo de hacha *A. maura*, al final del cultivo se obtuvieron organismos que presentaron una longitud de 101.76 mm, 207.98 mm de largo y un ancho de 28.90 mm a partir de semillas de 62 mm de largo (figura 6).

Figura 6
Crecimiento promedio en longitud, largo y ancho (mm) de *Atrina maura* cultivado en el estero La Pitahaya, en Guasave, Sinaloa



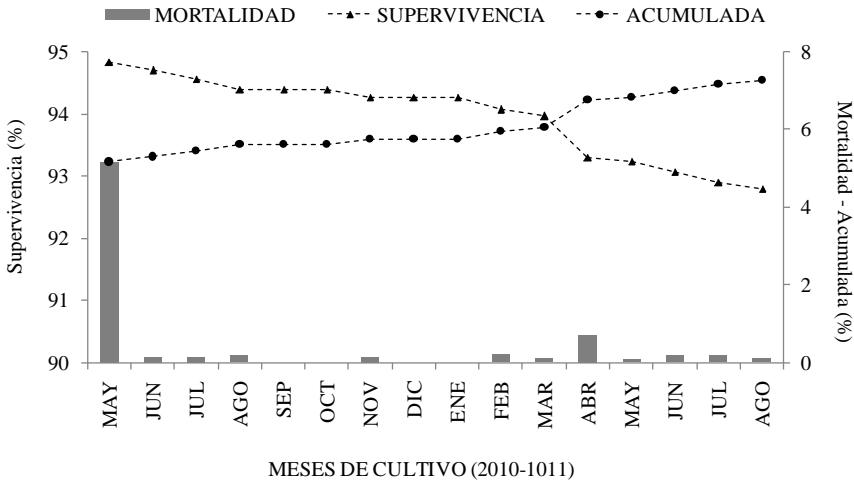
Los organismos del callo de hacha alcanzaron un peso final de 176.54 g, durante los quince meses de cultivo, comenzando con un peso inicial de 4.9 g (figura 7).

Figura 7
Crecimiento promedio en peso (g) de *Atrina maura* cultivado en el estero La Pitahaya, en Guasave, Sinaloa



Durante la primera etapa del cultivo en el sistema *long-line* se registró una mortalidad de 155 organismos (5.16%) en mayo de 2010. En la segunda etapa de cultivo (sistema de parques), inició en junio de 2010 con un registro de mortalidad de cuatro organismos (0.14%), en julio también fueron cuatro (0.14%), para agosto cinco (0.17%) y en noviembre otros cuatro (0.14 %); para 2011 se registraron en febrero seis organismos muertos (0.21 %), en marzo tres (0.10%), en abril 20 (0.70%) en mayo dos (0.07%), en junio cinco (0.17%), en julio otros cinco (0.17%) y en agosto tres (0.10%); acumulando en el periodo una mortalidad total de 216 organismos (7.20%) y una supervivencia de 2,784 (92.80%) (figura 8).

Figura 8
Mortalidad, supervivencia y mortalidad acumulada (%)
durante el cultivo del callo de hacha (*Atrina maura*)
en el estero La Pitahaya, en Guasave, Sinaloa



Discusión

Miranda-Baeza (1994) empleó la técnica de cultivo en suspensión (*long-line*), iniciando con una talla de 28.6 mm, después de 17 meses de cultivo los organismos alcanzaron una medida de 208 mm (10.55 mm/mes). Dicho autor considera 16 meses de cultivo como óptimo para la obtención de su talla comercial. Por otro lado, Almaraz-Salas (2008) implementó la técnica en suspensión y los resultados obtenidos mostraron un crecimiento en largo de 71.32 ± 14.79 mm obteniendo un promedio mensual de 7.92 mm y un peso de 20.24 ± 12.31 g con un promedio mensual de 2.4 g para el mes de noviembre (2006). Corrales-Serna (2010) aplicó la técnica de cultivo en suspensión o *long-line* iniciando con semillas de longitud 10.33 mm, largo 28.01 mm, ancho 3.04 mm y un peso de 0.29 g, alcanzando la talla máxima al final del cultivo de 57 mm de longitud, 119.49 mm de largo, 18.21 mm de ancho y 38.37 g de peso. Para el presente trabajo los resultados obtenidos con *A. maura*,

mostraron un crecimiento en largo de 79.41 mm y peso de 9.53 g, habiendo iniciado con 62.60 mm y un peso de 4.98 g en un mes de cultivo para el sistema *long-line*. Lo cual nos sugiere que el incremento mensual es mayor a los resultados obtenidos por Almaraz-Salas (2008) y Corrales-Serna (2010), pero similares a los de Miranda-Baeza (1994). En lo referente al crecimiento en el segundo sistema de cultivo en parques o encierros, Miranda-Baeza (1994), en su estudio realizado en la laguna Agiabampo, Sonora, con la especie *A. maura*, obtuvo un valor de $k = 0.1743$, la tasa de crecimiento mensual en largo a los 18 meses de cultivo fue en promedio de 10 mm/mes y un peso en el músculo abductor de 22.75 g. Almaraz-Salas (2008) realizó un cultivo experimental en la ensenada La Palmita, en Navolato, Sinaloa, los resultados obtenidos con esta técnica (parque o corral en fondo) al final del cultivo obtuvo valores de crecimiento en largo de 228.35 mm con un incremento mensual en largo de 5.65 mm/mes y un peso 384.75 g con incremento de 16.83 g en 27 meses de cultivo. Corrales-Serna (2010) realizó el estudio en la isla de los Redos, Navolato, Sinaloa, utilizando la técnica de parques o encierros, y mostrando un crecimiento en largo de 221.10 mm (20.10 mm/mes) y un peso de 240.19 g, con un incremento de (21.83 g/mes); alcanzando su talla comercial a los 16 meses, aunque el periodo de cultivo fue de 20. En el presente trabajo realizado en el estero La Piedra, en Guasave, Sinaloa, se obtuvo un crecimiento en largo de 207.98 mm (13.86 mm/mes) y un peso de 176.54 g con un incremento de (11.76 g/mes), alcanzando la talla comercial a los 15 meses de cultivo. Lo que nos sugiere que los valores reportados por Almaraz-Salas (2008) son menores solamente en longitud valvar pero no en peso, a los del presente trabajo, aunque la duración de su cultivo fue de 27 meses, ocurriendo de igual manera con Miranda-Baeza (1994).

En su estudio, Miranda-Baeza (1994) registró una mortalidad en el transporte de semilla de 2%, incrementándose a 5% para el día 58, en la que realizó la siembra en fondo, obteniendo una mortalidad acumulada de 28% al final del cultivo. Almaraz-Salas (2008), por su parte, también registró una mortalidad acumulada de 28%, posiblemente por la presencia de depredadores durante la fase de cultivo en sistema de parques. En el 2010, Corrales-Serna

registró una mortalidad de 7.56% en la primera etapa de cultivo en suspensión y de 3.72% en la segunda etapa del cultivo del sistema de parques, siendo de 11.28% como mortalidad total. En el presente trabajo se registró una mortalidad de 5.16% para la primera etapa de cultivo en suspensión y de 2.11% en la segunda etapa de cultivo en parques, siendo de 7.27% la mortalidad total, a diferencia de Almaraz-Salas (2008) y Miranda-Baeza (1994), que en sus estudios registraron mortalidades acumuladas de 28%, posiblemente por la presencia de depredadores durante la fase de cultivo en sistema de parques; y de igual manera a los resultados obtenidos por Corrales-Serna (2010) que alcanzaron, como ya se dijo, los 11.28%.

Respecto a la temperatura del agua, en el estudio de Miranda-Baeza (1994) realizado en Agiabampo, Sonora, se presentaron variaciones amplias en la temperatura con un rango entre 19 a 32 °C. Almaraz-Salas (2008), en su estudio, reporta temperaturas elevadas en junio de 2007 de 34 °C, y temperaturas mínimas en marzo 2006 de 23 °C, para la ensenada La Palmita, en Navolato, Sinaloa. Corrales-Serna (2010), por su parte, reporta temperaturas elevadas en el mes de septiembre de 2008 de 35 °C y mínimas en febrero y diciembre de 2008 con 19 °C. En el presente trabajo se registraron temperaturas elevadas en el mes de junio de 2010 de 32.5 °C y la mínima en enero de 2011 con 19.8 °C; coincidiendo con Corrales-Serna (2010), quien obtuvo temperaturas de 19 a 35 °C.

En lo referente a la salinidad, Miranda-Baeza (1994) observó un comportamiento variable, influenciado en ocasiones por el aporte de agua dulce, manteniéndose en un rango de 30 a 40; este autor registró salinidades altas en épocas de sequía y bajas en temporadas de lluvias, concluyendo que la presencia de éstas no afecta al desarrollo del cultivo de callo de hacha. Almaraz-Salas (2008) durante el periodo de cultivo en la ensenada La Palmita, en Navolato, Sinaloa, reportó valores de salinidad máxima de 40 (junio 2007) y mínimos de 30 (marzo 2006). Corrales-Serna (2010) registró concentraciones máximas de 37 (julio de 2007) y mínimas de 32 (junio de 2008). En el presente trabajo se presentó un valor mínimo de 25 en el mes de enero de 2011 y máxima de 39.5 en septiembre de 2010; la salinidad se mantuvo en un rango muy amplio, similares a los resultados obtenidos por Miranda-Baeza (2004), Almaraz-Salas (2008)

y Corrales-Serna (2010). Concluyendo con esto que la salinidad no juega un papel importante en el crecimiento y la supervivencia de los organismos cultivados.

En cuanto a la variación del oxígeno disuelto, Almaraz-Salas (2008) reportó concentraciones menores de 5.7 mg l^{-1} en el mes de septiembre y una concentración mayor de 7.32 mg l^{-1} en diciembre de 2006. Corrales-Serna (2010) registró el valor máximo en diciembre de 2007 con 12.07 mg l^{-1} en la primera etapa del cultivo en el sistema de suspensión *long-line* y una mínima en junio de 2008 de 4.20 mg l^{-1} en la segunda etapa de cultivo del sistema de parques. En el presente trabajo se registró el valor máximo en febrero de 2011 con 8.61 mg l^{-1} y el mínimo en mayo de 2011 con 5.27 mg l^{-1} , siendo así muy similares a los valores registrados por Almaraz-Salas (2008) pero a diferencia de Corrales-Serna (2010) que tuvo un margen superior de oxígeno disuelto en el agua con 12.07 mg l^{-1} . La cantidad de oxígeno disuelto es uno de los parámetros ambientales que actúan como factor limitante para el crecimiento y desarrollo de la especie.

Corrales-Serna (2010) registró un promedio de 2.10 m, registrándose el valor máximo en el mes de julio del 2007 con 3.1 m, en el sistema de suspensión (Long-line) y una mínima de 0.18 m en el mes de noviembre del 2008, en el sistema de cultivo en parques. En el presente trabajo se reportó un promedio de 1.82 m registrándose el valor máximo en el mes de julio de 2011 con 2.38 m y una mínima de 1.35 m en el mes de mayo de 2011 en el sistema de cultivo de parques.

Conclusiones

El método de cultivo en suspensión o sistema *long-line* es esencial, ya que ayuda a las semillas a su aclimatación en el sistema lagunar, lo cual influye en el crecimiento, supervivencia y protección a los organismos. Una vez que estos organismos presenten sus espículas bien desarrolladas (que puede suceder aproximadamente a los dos meses de empezar con el cultivo), es necesario trasladarlos al sistema en parques o encierros para que éstos estén en mejores condiciones de espacio y captura de alimento, y por ende en mejores condiciones de crecimiento.

Los organismos alcanzaron un crecimiento final de 101.76 mm de longitud, 207.98 mm de largo, 28.90 mm de ancho y 176.54 g de peso, a partir de semillas de 62 mm de largo y peso inicial de 4.9 g.

Durante el primer mes de cultivo no se observó un crecimiento significativo en talla y peso de los organismos, lo cual nos indica una posible necesidad de reducir el tiempo en el sistema de cultivo en suspensión o *long-line* y trasladar a los organismos al sistema de cultivo en parque o encierros. Durante la etapa de cultivo en parques o encierros, el callo de hacha presentó un crecimiento significativo a partir del primer mes después de la resiembra.

El mayor depredador para la primera etapa de cultivo en *long-line* fueron las jaibas del género *Callinectes sapidus*, en tanto para la segunda etapa fueron los moluscos gasterópodo del género *Cerithium stercusmucarum*.

Se puede concluir que el proyecto es una alternativa de trabajo para los pescadores en la explotación de diferentes recursos naturales, tales como el callo de hacha *A. maura*, capaz de producir empleos y proteína barata a partir de actividades acuaculturales, lo cual ofrece grandes posibilidades de promoción y de implementación de empresas de la actividad acuícola local y nacional, así como también representa un gran campo de estudio para los centros de investigación.

Agradecimientos

Al Instituto Politécnico Nacional, por el apoyo brindado, y al IPN-SIP, por el apoyo logístico y económico para los proyectos titulados: “El ostión japonés *Crassostrea gigas* como bioindicador de contaminación en el estero La Pitahaya, Guasave, Sinaloa” (SIP 20113680-SIP 20120455), y “Efecto de la densidad de siembra en el crecimiento y la supervivencia del ostión japonés *Crassostrea gigas* cultivado en el estero La Pitahaya, Guasave, Sinaloa” (SIP 20113719 -SIP 20120471).

Literatura citada

- Ahumada-Sempoal, M.A.; Serrano-Guzmán, S.J. y Ruiz-García, N. (2002). Abundancia, estructura poblacional y crecimiento de *Atrina maura* (Bivalvia: Pinnidae) en una laguna costera tropical del Pacífico mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 50 (3/4): 1091-1100.
- Almaraz-Salas, J.C. (2008). Cultivo experimental de callo de hacha *Atrina maura* en la bahía Altata, Navolato, Sinaloa.
- Corrales-Serna, I.E. (2010). Crecimiento y supervivencia del callo de hacha *Atrina maura* (Sowerby, 1835), en la isla de los Redos, Navolato, Sinaloa. Tesis de Licenciatura. México: Universidad de Sinaloa.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2007). Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental. *Plantas e Invertebrados*, (1): 646.
- Góngora, G.A. (1999). Efecto de la temperatura sobre el desarrollo embrionario del caracol marino *Strombus pugilis* (Linnaeus). Tesis de Licenciatura. México: Universidad Autónoma de Yucatán.
- Keen, A.M. (1971). Sea shells of Tropical West America (2^{da} ed.), Stanford, CA.: Stanford Univ. Press.
- Miranda-Baeza, M. (1994). Cultivo experimental de callo de hacha *Atrina maura* (Pelecypoda: Pinnidae), en la laguna de Agiabampo, Sonora. México: Centro de Estudios Superiores de Sonora- Unidad Académica Navojoa, Sonora.
- Vélez-Barajas, J.A. y Fajardo-León, M.C. (1996). Pesquería de hacha. *Estudio del Potencial Pesquero y Acuicola de Baja California Sur*. Vol. 1: 101-111.

CAPÍTULO VIII

Crecimiento y supervivencia del ostión japonés *Crassostrea gigas* cultivado en la isla Los Redos, Navolato, Sinaloa

B.P. Villanueva, A.M. Góngora,
M. García y A.L. Domínguez

Resumen

La ostricultura tiene como principal objetivo ofrecer mejores perspectivas en cuanto a producción y rentabilidad, además de que representa una valiosa fuente de alimento. Actualmente en Sinaloa existen pocas investigaciones acerca del cultivo de bivalvos, y todavía menos con respecto al efecto de la densidad de la siembra, por lo que hace falta implementar tecnologías y diversificar la acuacultura, aprovechar las zonas aptas para la realización de ésta y, sobre todo, incrementar el ingreso económico del sector acuícola. En el presente trabajo se evaluó el crecimiento y la supervivencia con relación a los factores ambientales en el cultivo del ostión japonés *Crassostrea gigas* en la isla Los Redos, en Navolato, Sinaloa. La siembra se realizó en marzo de 2010 y el sistema empleado fue el método de cultivo en *long-line*. Después del primer mes de siembra, la semilla se transfirió a canastas Nestier, a una densidad de 42 organismos por canasta. Los módulos fueron limpiados quincenalmente para evitar la presencia de depredadores que pudieran afectar a los ostiones, así como la contabilidad de organismos muertos dentro de las canastas. Quincenalmente se midieron los parámetros: temperatura ambiente, temperatura del agua, salinidad, pH, oxígeno disuelto, profundidad y transparencia. En lo referente al crecimiento, este se inició con semillas de 4-6 mm, alcanzando una

talla final de 118.33 mm de largo y un peso de 146.38 g durante los trece meses de cultivo. Respecto a la mortalidad, se finalizó el cultivo con 15.87%, presentando un mayor porcentaje (10.15%) en el mes de septiembre. El factor que más influyó en el crecimiento fue la temperatura; sin embargo, debido al considerable aporte de sedimentos se debe considerar la limpieza de los módulos cada quince días. Por lo tanto se recomienda que los productores siembren a esta densidad, ya que a pesar de tener una mortalidad moderada, se obtuvo buen crecimiento.

Introducción

En lo que se refiere a la producción de alimentos de origen animal, la acuicultura es el sector que más rápidamente viene creciendo en los últimos años (11 % anual en la última década) (FAO, 2010). A nivel mundial, esta actividad es de gran importancia ya que ha contribuido a generar alimento de alto valor nutritivo, empleos, divisas, protección y conservación de especies en peligro de extinción. El cultivo de moluscos bivalvos depende de la provisión de semilla, la cual puede ser recolectada del medio natural, aunque últimamente, la incertidumbre del reclutamiento natural y la sobreexplotación de los bancos naturales, está llevando al desarrollo de tecnología de producción de juveniles en criadero.

Los criaderos ofrecen un suministro regular y fiable de semilla, por lo que se están convirtiendo en un factor clave para la producción (Polanco *et al.*, 2002). Entre los factores ambientales que inciden en el desarrollo de los ostiones destacan la temperatura, salinidad, pH, oxígeno disuelto y transparencia del agua, esta última como indicador de turbulencia y presencia de material suspendido. La interacción de dichos factores físico-químicos contribuye con el entorno, donde se desarrollan los organismos y puede afectar o favorecer a las poblaciones naturales o cultivadas (Mazón-Suástegui, 1996). Otro parámetro importante para un óptimo cultivo es la densidad de siembra, ya que es un factor determinante en la rentabilidad de éste. Si se establece de manera efectiva la densidad de siembra y se conoce el ritmo de crecimiento de la población, se favorecerá a la obtención de un buen cultivo. En torno a las proyecciones de crecimiento de la población, la demanda de productos pesqueros,

el desarrollo de las comunidades pesqueras y la situación de disminución de los recursos, se han realizado acciones que permitan tornar el cultivo de moluscos bivalvos como una actividad sostenible. El atractivo de esta especie para la acuicultura es su alta tasa de crecimiento y tolerancia a la temperatura y salinidad, así como su gran aceptación en el mercado nacional e internacional (Mazón-Suástegui, 1996). El objetivo de la presente investigación es evaluar el crecimiento del ostión japonés *Crassostrea gigas* y su relación con la densidad y parámetros ambientales en un cultivo en sistema *long-line* en la isla Los Redos en Navolato, Sinaloa.

Metodología

Para la realización del cultivo se utilizaron 3,000 ostrillas, las cuales se obtuvieron del Centro de Reproducción de Especies Marinas del Estado de Sonora (CREMES). La siembra se realizó en el mes de marzo de 2010 en la isla Los Redos (Navolato, Sinaloa), proceso que consistió primeramente en aclimatar la semilla a las condiciones propias de temperatura y salinidad del agua, presentes en el área de estudio. Una vez aclimatadas, se formó una línea de aproximadamente 0.5 m de largo (con el lote total de ostrillas), y se dividió en partes iguales para ser repartidas por separado en bolsas hechas de malla plástica mosquitera de 40 x 40 cm y con una abertura de malla de 1 mm; todo esto para evitar que la semilla saliera de las canastas Nestier. Posteriormente fueron ensambladas y amarradas a manera de módulos, los cuales están formados por siete canastas ostreófilas, cinco de ellas que contienen las bolsas y las otras dos que sirven como protección. Cada canasta mide aproximadamente 50 x 50 x 10 cm. Así mismo, se utilizó una lancha con motor fuera de borda para transportar los módulos desde la orilla y atarlos al sistema *long-line* o línea madre (compuesta por un cabo, dos muertos y dos boyas), para que éstos queden sumergidos a una profundidad de 1 m y sin tener contacto con el fondo.

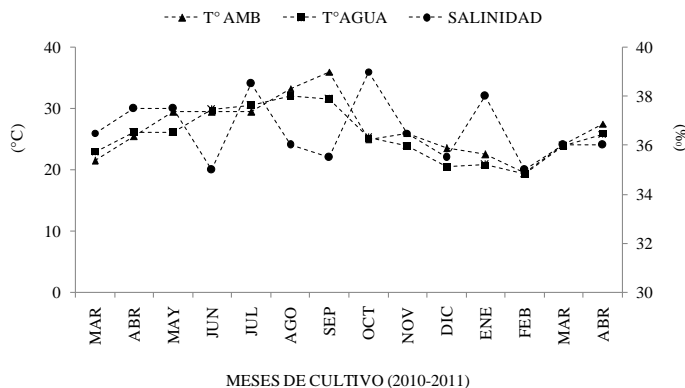
A partir del segundo mes de la siembra, se seleccionó la semilla que rebasaba los seis mm de longitud, para posteriormente transferirlas a las canastas Nestier fuera de las bolsas y colocarlas a una densidad de 42 organismos por canasta, los cuales permanecieron de esa forma hasta la cosecha (Ruíz-García, 2006). Durante todo

el ciclo de engorda, los módulos fueron limpiados quincenalmente para evitar la presencia de algunos organismos que pudieran afectar a los ostiones (crustáceos, peces, algas, esponjas y otros moluscos). La limpieza consistió en retirar los módulos de la línea madre o *long-line* y llevarlos a la orilla con la ayuda de una lancha, para así poder limpiar las canastas, bolsas y ostrillas, utilizando principalmente cepillos y espátulas. Simultáneamente se revisó el estado físico de los ostiones para detectar la presencia de algunos depredadores o competidores, y al mismo tiempo se llevó a cabo la contabilidad de los organismos muertos presentes en las canastas, para la posterior determinación de la mortalidad. Con la misma periodicidad se midieron los parámetros físicos: temperatura del agua y oxígeno disuelto (oxímetro, YSI, 55/12 FT, Ohio 45387), salinidad (refractómetro de precisión, Atago, S/Mill), pH (potenciómetro, Hanna, HI 8314), profundidad y transparencia, con la ayuda de un disco de Secchi. De acuerdo a Galtsoff (1964), quincenalmente se midieron 50 organismos de la especie *C. gigas*, los cuales fueron elegidos completamente al azar. Las biometrías se realizaron con un vernier digital (Mitutoyo, CD-8" CS) para determinar longitud, largo y ancho de los organismos. También se utilizó una balanza granataria (OHAUS) para registrar el peso húmedo total. El porcentaje de mortalidad se registró cuantificando quincenalmente el número de organismos muertos en cada uno de los módulos hasta el término del cultivo.

Resultados

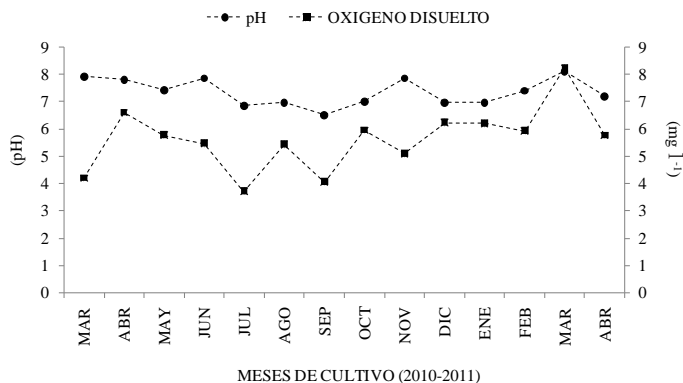
Respecto a la temperatura ambiente, en el sitio de cultivo se registró el valor mínimo en el mes de febrero (19.5 °C) y la máxima en septiembre (36 °C), con un promedio anual de 26.7 °C. La temperatura del agua presentó una variación estacional con registros mínimos en invierno y máximos en verano, observando un aumento de manera gradual de marzo hasta agosto de 2010 (22.9 a 32 °C); posteriormente se observaron disminuciones desde septiembre de 2010 hasta febrero de 2011 (31.5 a 19.3 °C) con un ligero incremento de marzo de 2011 hasta finalizar el cultivo. Los registros más bajos de salinidad (35) se observaron en los meses de junio de 2010 y febrero de 2011, alcanzando su máxima concentración en octubre de 2010 con 39 (véase figura 1).

Figura 1
Variación temporal de la temperatura ambiente ($^{\circ}\text{C}$),
temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$) y salinidad (S) durante trece meses
de cultivo del ostión japonés *Crassostrea gigas*



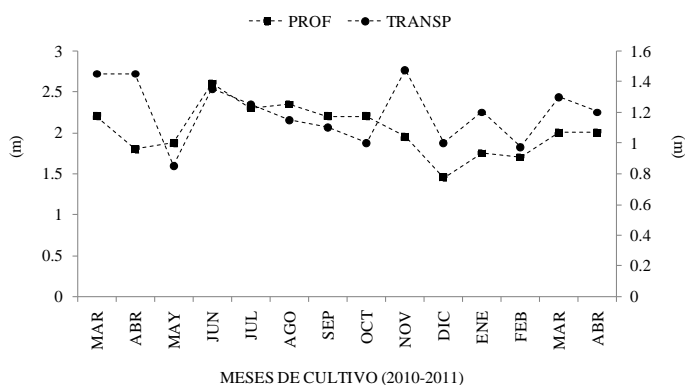
El oxígeno disuelto mostró una ligera variabilidad durante el cultivo, registrando la menor concentración en el mes de julio de 2010 con 3.71 mg l^{-1} y con un mayor registro de 8.1 mg l^{-1} en marzo de 2011. Con respecto al pH, el valor promedio fue de 7.3, registrándose el valor mínimo en septiembre de 2010 con 6.5 y la máxima en marzo de 2011 con 8.1 (figura 2).

Figura 2
Variación temporal de pH y oxígeno disuelto (mg l^{-1})
durante trece meses de cultivo del ostión japonés *Crassostrea gigas*



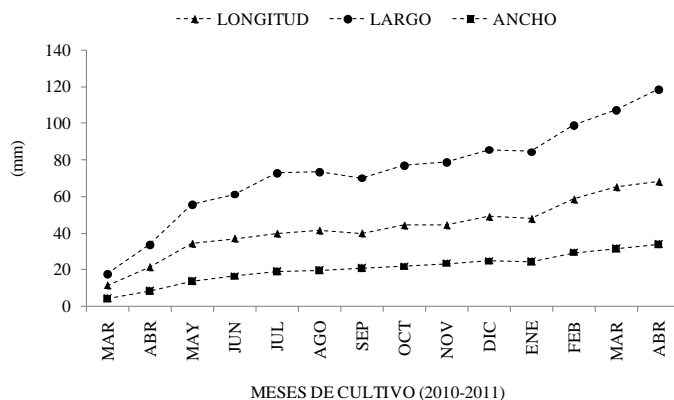
La figura 3 muestra los valores mensuales de la profundidad en el sitio de cultivo, el registro más bajo (1.4 m) se obtuvo en julio de 2010 indicando una transparencia baja en el área, mientras que el valor más alto (2.6 m) se alcanzó durante el muestreo de junio de 2010. Respecto a la variabilidad temporal de la transparencia, se registraron valores entre 1.4 y 2.6 m durante los meses de diciembre de 2010 y junio, también de 2010, respectivamente.

Figura 3
Variación temporal de profundidad (m) y transparencia (m)
durante trece meses de cultivo del ostión japonés *Crassostrea gigas*



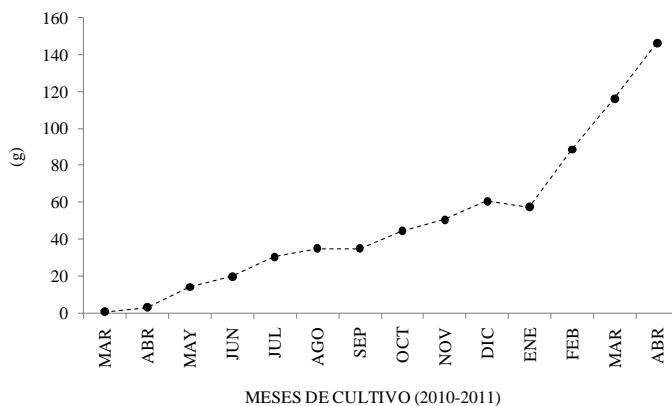
En lo que respecta a crecimiento y talla, al final del cultivo se obtuvieron organismos que presentaron una longitud promedio final de 68.17 mm, 118.33 mm de largo y un ancho de 33.98 mm, a partir de ostrillas de entre 4 y 6 mm de largo (figura 4).

Figura 4
Crecimiento promedio en longitud, largo y ancho (mm)
de *Crassostrea gigas* cultivado a la densidad de 42 organismos
por canasta en la isla Los Redos, en Navolato, Sinaloa



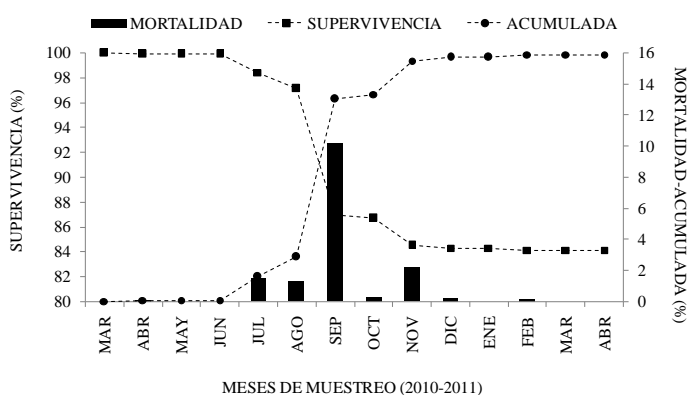
En la figura 5 se muestra el peso final alcanzado por los organismos (146.38 g) durante los trece meses de cultivo a partir de ostrillas, con un peso inicial promedio de 0.04 g.

Figura 5
Crecimiento promedio en peso (g) de *Crassostrea gigas* cultivado
a la densidad de 42 organismos por canasta en la isla
Los Redos, en Navolato, Sinaloa



En la figura 6 se muestra la mortalidad total en la densidad de 42 ostiones por canasta (15.87%) durante los trece meses de cultivo, donde se registró la mayor mortalidad en septiembre, con 10.15% de organismos muertos.

Figura 6
Mortalidad, supervivencia y mortalidad acumulada (%)
de la densidad de 42 organismos por canasta
del ostión japonés *C. gigas* durante trece meses de cultivo



Entre los principales organismos competidores y depredadores se encuentran: esponjas del género *Cliona*, jaibas (*Callinectes sapidus*), poliquetos (*Polydora sp.*), balanos (*Pollicipes pollicipes*), gorritos chinos (*Crucibulum spinosum*) y macroalgas (*Gracilaria sp.*) (véase figura 7).

Figura 7

Organismos competidores y depredadores durante el cultivo de ostión japonés *C. gigas*: a) *Cliona californiana*, b) *Callinectes sapidus*, c) *Pollicipes pollicipes*, d) *Crucibulum spinosum*



Discusión

En el desarrollo ostrícola el clima representa un criterio básico, por lo que se debe prestar atención a los parámetros ambientales, siendo la temperatura el que más influye, ya que —a pesar de tratarse de especies euritermas (que toleran amplios intervalos de temperatura)— la variación de ésta influye directamente en la tasa metabólica y por consecuencia en su crecimiento y supervivencia (Lagler *et al.*, 1977; Polanco, 1991). Mazón-Suástegui (1996), menciona que la temperatura óptima para un buen desarrollo del ostión japonés *C. gigas* oscila de los 20 a los 25 °C, mientras que Hernández-Sepúlveda (2006) afirma que esta especie puede tolerar tempera-

turas desde los 10 hasta los 30 °C. Morales-Soto *et al.* (2000) y Cervantes-Duarte *et al.* (2001) argumentan que en la columna de agua la temperatura se incrementa durante primavera y verano mientras que en las épocas de otoño e invierno disminuye, lo cual coincide con el presente trabajo, ya que la temperatura fue aumentando de manera gradual en toda la columna de agua conforme fueron pasando los meses a partir de la fecha de siembra en marzo.

De la Lanza-Espino y Gómez-Aguirre (1999), señalan que los principales factores que determinan el comportamiento de la salinidad en las lagunas costeras son principalmente la estacionalidad (clima), los aportes fluviales (lluvias), el intercambio marino (mareas) y la evaporación, fundamentalmente. De acuerdo a experiencias locales, se sabe que el ostión japonés puede desarrollarse adecuadamente a salinidades de entre 25 y 37. Salinidades que coinciden con las reportadas en los cultivos de Hernández-Sepúlveda (2006) y Camacho-Evans (2008), donde ambos registraron valores máximos de salinidad de 36 en sus cultivos de ostión japonés *C. gigas* en el estero La Piedra, en Guasave y en Ensenada La Palmita, en Navolato, Sinaloa, respectivamente. Aún cuando en el presente estudio la salinidad sobrepasó el límite de 37, ésta no influyó de manera directa en el crecimiento y supervivencia de los organismos. Valores similares a los encontrados en el presente estudio se reportaron por Castillo-Durán *et al.*, (2010) en un cultivo llevado a cabo en Las Guásimas, Sonora, con las especies *C. gigas* y *C. corteziensis*, con salinidades entre 35 y 41, concluyendo que fueron factores como la temperatura y la disponibilidad de alimento los que influyeron de manera significativa en el crecimiento y no las altas concentraciones de sal en el sitio de cultivo.

Actualmente las actividades agroindustriales circundantes a los sistemas lagunares representan un aporte crónico de materiales que, en ambientes someros y de baja amplitud de marea, consumen y abaten el oxígeno disponible para los procesos metabólicos de la comunidad local (Kennish, 1986). La variación de la concentración de oxígeno es resultado de las diferencias en las tasas fotosintéticas y respiratorias comunes en sistemas lagunares someros. También, en ambientes como esteros, marismas o canales de marea durante las fases vespertina, nocturna o al amanecer, se

pueden registrar condiciones anaeróbicas por oxidación biológica o respiración, y oxidaciones químicas o descomposición; lo cual se compensa con los máximos fotosintéticos matutinos y por las corrientes. Haciendo referencia al presente trabajo, se registraron valores de pH ácidos durante los meses de agosto y septiembre, coincidiendo con la época de lluvias en la zona, debido probablemente a un mayor arrastre y concentración de materia orgánica en el sitio, similar a lo reportado por De la Lanza-Espino y Cáceres-Martínez (1994), quienes mencionan que el amplio intervalo de esta variable en los cuerpos de agua costeros puede deberse también a la mezcla de agua dulce, ya que usualmente los ríos contienen una menor concentración de iones alcalinos que el agua de mar, aunado al aporte de materia orgánica, además de que los aportes fluviales en raras ocasiones amortiguan el pH y en consecuencia son más ácidos.

En general, la tasa de crecimiento varía de acuerdo con diferentes factores y la interacción entre ellos es compleja. Es por eso que la mayoría de los autores coinciden en que las principales variables son la temperatura, salinidad y la disponibilidad de alimento. Por otro lado, en un estudio realizado con el ostión japonés *C. gigas*, en la Laguna de Macapule, en Guasave, Sinaloa, éstos presentaron un crecimiento promedio mensual de 1.4 cm, alcanzando la talla comercial a los nueve meses de cultivo (Sandoval-Soto, 2006), además dicho estudio —a pesar de tratar un área diferente— coincide con los resultados obtenidos en nuestro estudio, ya que obtuvimos la talla comercial de los organismos a los nueve meses de cultivo con una tasa de crecimiento mensual de 7.05 mm; de igual manera, en ambos trabajos se observó un mayor índice de mortalidad durante los meses de agosto y septiembre.

Aunque no existen trabajos donde se manejan diferentes densidades de siembra de la especie *C. gigas*, existen algunos con otras especies, como el de Ruíz-García (2006), quien realizó un cultivo de ostión de placer *C. corteziensis* en bahía de Agiabampo, Sonora, a tres diferentes densidades: 25, 50 y 75% del área de ocupación de la canasta (14, 28 y 42 organismos/canasta) concluyendo un mejor crecimiento a la densidad mayor y sugiriendo que un cultivo podría soportar densidades iguales o superiores a 75% de

ocupación de la canasta, siempre y cuando se proporcione un adecuado mantenimiento para evitar la acumulación de desechos y organismos epibiontes, ya que estos incrementan la competencia por espacio y alimento. Aunque en el presente estudio se utilizó la especie *C. gigas* y un área de estudio diferente, nuestros resultados coinciden con los obtenidos por Ruíz-García (2006), en cuanto a un mejor crecimiento a la densidad (42 organismos/canasta).

Respecto a la presencia de organismos epibiontes y exceso de sedimento (*Fouling*) sobre las canastas de cultivo y los organismos, Angell (1973), Vélez y Lodeiros (1990), Nascimento (1991) y Lodeiros (2002), mencionan que estos factores son las principales causas que inhiben y reducen el crecimiento de las ostras, ya que dichos organismos interfieren en la apertura de la concha afectando a su vez el proceso de filtración; sin embargo, en la presente investigación se detectaron problemas de este tipo debido a la presencia de algas, poliquetos y principalmente esponjas del género *Clyona*, incrustadas sobre las canastas durante los meses cálidos y disminuyendo en los meses fríos. A pesar de detectar la presencia de este tipo de organismos se pudo finalizar el cultivo con un desarrollo y supervivencia aceptable.

Conclusión

La temperatura registrada durante el cultivo fue la variable que estuvo fuera de los límites en los meses de agosto y septiembre para el óptimo desarrollo del ostión japonés *Crassostrea gigas*. Respecto a los parámetros de crecimiento, la densidad de 42 organismos por canasta tuvo un crecimiento promedio mensual de 7.05 mm durante el cultivo, finalizando con 15.87% de mortalidad. Los organismos alcanzaron la talla comercial (80 mm) a los nueve meses de cultivo, tiempo en el cual se puede comercializar el producto. La fauna epibionte, presente durante los trece meses de cultivo, fue principalmente integrada por: esponjas (*Cliona californiana*), jaibas (*Callinectes sapidus*), balanos (*Pollicipes pollicipes*), gorritos chinos (*Crucibulum spinosum*), poliquetos (*Polydora* sp.) y macroalgas (*Gracilaria* sp.). Se recomienda que los productores siembren a una densidad de 42 organismos por canasta, ya que a pesar de tener una mortalidad moderada, se obtuvo el mejor crecimiento. Se debe considerar

la limpieza y mantenimiento de los módulos cada quince días para un mejor desarrollo del cultivo.

Agradecimientos

Al Instituto Politécnico Nacional, por el apoyo brindado, y al IPN-SIP, por el apoyo logístico y económico brindado a los proyectos titulados: “El ostión japonés *Crassostrea gigas* como bioindicador de contaminación en el estero La Pitahaya, Guasave, Sinaloa” (SIP 20113680-SIP 20120455) y “Efecto de la densidad de siembra en el crecimiento y la supervivencia del ostión japonés *Crassostrea gigas* cultivado en el estero La Pitahaya, Guasave, Sinaloa” (SIP 20113719-SIP 20120471).

Literatura citada

- Angell, C. (1973). Crecimiento y mortalidad de la ostra de mangle *Crassostrea rhizophorae*. Memorias. *Sociedad Ciencias Naturales La Salle*, 94-95: 152-162.
- Camacho-Evans, M.A. (2008). Primer cultivo del ostión japonés *Crassostrea gigas* en cajas ostreófilas en la ensenada La Palmita, Navolato, Sinaloa. Tesis de Licenciatura. Sinaloa: Universidad de Occidente, Unidad Guasave.
- Castillo-Durán, A.; Chávez-Villalba, J.; Arreola-Lizárraga, A. y Barraza-Guardado, R. (2010). Comparative growth, condition, and survival of juvenile *Crassostrea gigas* and *C. corteziensis* oysters cultivated in summer and winter. *Ciencias Marinas*, 36 (1): 29-39.
- Cervantes-Duarte, R.; Aguirre-Bahena, F.; Reyes-Salinas, A. y Valdez-Holguín, F.E. (2001). Caracterización hidrológica de una laguna costera de Baja California Sur, México. *Océánides*, 16 (2): 93-105.
- De la Lanza-Espino, G. y Gómez-Aguirre, S. (1999). Físicoquímica del agua y cosecha de fitoplancton en una laguna costera tropical. *Ciencia Ergo Sum. Revista científica multidisciplinaria de la Universidad Autónoma del Estado de México*, 6: 147-153.
- De la Lanza-Espino, G. y Cáceres-Martínez, C. (1994). *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. México: Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Galtsoff, P.S. (1964). The american oyster *Crassostrea virginica* gmelin. U.S. Department of the Interior Fish and Wildlife Service. *Fisheries. Bulletin*, 64: 480.
- Hernández-Sepúlveda, J.A. (2006). *Crecimiento y sobrevivencia del ostión del Pacífico Crassostrea gigas (Thunberg, 1851) en el estero La Piedra, Guasave, Sinaloa*. Durante el ciclo de cultivo otoño-invierno. Tesis de licenciatura. Sinaloa: Instituto Tecnológico de los Mochis.

- Kennish, M.J. (1986). *Ecology of estuaries*. Vol I. Estados Unidos: Physical and Chemical Aspects CRC. Press, INC.
- Lagler, K.F.; Bardach, J.E.; Miller, R.R. y May-Passino, D.R. (1977). *Ichthyology*. 2nd ed. Nueva York: John Wiley y Sons.
- Lodeiros, C. (2002). Cuestión de peso y posición. *Revista de Biología Tropical*, 50: 875-878.
- Mazón-Suástegui, J.M. (1996). Cultivo de ostión japonés *Crassostrea gigas*. En: Casas-Valdez, M. y Ponce-Díaz, G. (Eds.), *Estudio del potencial pesquero y acuícola de Baja California Sur* (pp. 625-650). Volumen 2. México: Editorial CIBNOR.
- Morales-Soto, J.C.; Valdez-Olguín, J.E. y Cervantes-Duarte, R. (2000). Cambio diario y estacional de la clorofila A y algunas variables fisicoquímicas en Laguna La Cruz, Sonora, México. *Oceanides*, 15 (1): 25-33.
- Nascimento, I. (1991). *Crassostrea rhizophorae* (Guilding) and *C. brasiliana* (Lamarck) in South and Central America. En: Menzel W. (Ed.), *Estuarine and Marine Bivalve Mollusk Culture* (pp. 125-134). Boston: CRC Press.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (2010). *The State of World Fisheries and Aquaculture*. SOFIA. Roma: Colección FAO.
- Polanco, E. (1991). Estudio fisiopatológico de dos poblaciones de ostras *Ostrea edulis* L. Tesis de doctorado en ciencias. España: Universidad de Málaga.
- Polanco, T.E.; Fernández, P.J.M. y Ruesga, B.S.M. (2002). *Impulso desarrollo y potenciación de la ostricultura en España*. 1era edición. España: Fundación Alfonso Martínez Escudero.
- Ruíz-García, M.C. (2006). Efecto de la densidad y fecha de siembra en el crecimiento de ostión de placer *Crassostrea corteziensis* en Bahía Agiabampo, Sonora. Tesis de Licenciatura. Sonora: Centro de Estudios Superiores del Estado de Sonora.
- Sandoval-Soto, I.J. (2006). Cultivo piloto del ostión Japonés *Crassostrea gigas* en el estero la Pitahaya Guasave, Sinaloa. Tesis de Licenciatura. Los Mochis, Sinaloa: Universidad de Occidente.
- Vélez, A. y Lodeiros, C. (1990). El cultivo de moluscos en Venezuela. En: R.A. Hernández (Ed.), *Reunión del grupo de trabajo técnico* (pp. 345-368). Bogotá, Colombia: Red Regional de Entidades y Centro de Acuicultura de América Latina.

CAPÍTULO IX

Contribuciones de la arqueología y la historia ambiental a la gestión costera

C. Figueroa Beltrán

Resumen

Las zonas costeras han sido sitios predilectos de grupos humanos durante milenios. Hasta hace poco, los océanos eran considerados como fuente inagotable de recursos alimenticios, pero hoy la realidad es otra. Desde hace unas décadas, los ecosistemas marinos han tenido una acelerada pérdida de hábitats que les ha provocado a la extinción de muchas especies y el abatimiento de las pesquerías. Diversos impactos de origen natural y antropogénico han sido determinantes en la conformación de los escenarios ambientales actuales y, en este contexto, la historia ambiental es clave en la comprensión de la naturaleza y la intensidad de dichos impactos sobre las especies marino-costeras, así como una herramienta en los esfuerzos de gestión orientada a la conservación y la restauración.

La existencia de innumerables concheros arqueológicos, formados posiblemente hace varios miles de años, representa un recurso poco aprovechado en los proyectos de investigación y en el diseño de programas de manejo y conservación en México; su estudio puede ayudarnos a comprender, entre otros fenómenos, cómo la práctica de la recolección de talla selectiva pudo haber generado efectos cascada en temporalidades distintas sobre la biología de especies de invertebrados intermareales, o cómo las pesquerías han afectado tanto la cadena trófica como el desarrollo de diversas especies en los litorales mexicanos.

Los otolitos y los restos de moluscos que se encuentran en los sitios arqueológicos concheros pueden suministrar líneas de bases históricas para conocer tanto los impactos humanos como los naturales sobre los recursos costeros y marinos, tales como los efectos de los cambios ambientales en el crecimiento de moluscos y peces o los efectos producidos por la recolección intensiva de moluscos, incluso de la pesca desmedida en las zonas costeras.

Introducción

En muchas regiones del mundo, los seres humanos utilizan tanto plantas como animales de las zonas costeras como fuente de recursos alimenticios, y también para otras necesidades, como: medicina y ornamentos. A medida que la población mundial fue creciendo de manera, incluso exponencialmente en el siglo pasado, y ahora con más de 60 % de la población mundial viviendo en un rango de 100 km de la línea de costa (Vallega, 2003), la presión sobre las especies costeras se ha incrementado dramáticamente. A pesar de que los recursos costeros se creyeron en algún momento inagotables, hoy muchas pesquerías han colapsado o se encuentran drásticamente disminuidas (Pauly *et al.*, 2002); entre otras razones por las prácticas de recolección, la contaminación, la pérdida de hábitat y el calentamiento global, que a su vez han generado graves consecuencias a los ecosistemas. A pesar de ello, los impactos antropogénicos y evolutivos sobre las especies costeras han sido poco estudiadas (Fenberg y Roy, 2008). Preguntas clave sobre cómo las especies responden al cambio climático, dónde establecer reservas marinas o cómo implementar programas de manejo en pesquerías, mucho dependen de la identificación de las fuerzas impulsoras sobre las dinámicas de las poblaciones (Sagarin *et al.*, 2007). Desafortunadamente, a medida que han declinado las pesquerías y se han afectado los ecosistemas marinos, las políticas para mitigar los efectos de los impactos antropogénicos continúan basándose en observaciones ecológicas de sólo unas décadas atrás, sin tomar en cuenta las trayectorias de largo plazo, tales como los cambios presentados en la pesca o en la cacería, producidos por las sociedades pre-europeas o por los primeros pescadores comerciales (Dayton *et al.*, 1998). Esta ausencia de líneas de base histórica en el manejo y

en la planeación costera ha generado lo que Pauly (1995) denominó el “síndrome del cambio de línea de base”, que conlleva puntos de referencia erróneos para evaluar las pérdidas económicas resultantes de la sobre-explotación de especies y en la apropiada identificación de objetivos de restauración en el manejo costero.

Respuestas a la problemática

En esta vertiente, los datos arqueológicos pueden ser usados para cuantificar muchos de los cambios a gran escala de tiempo, ya que pueden arrojar luz no solo sobre el impacto destructivo de los seres humanos en los ecosistemas marinos locales sino del impacto resultante que esto a su vez genera en la sociedad (Dearing, 2006).

Un ejemplo de los impactos humanos más extendidos sobre los ecosistemas costeros es la recolección de talla selectiva, que afecta a los individuos más grandes en una población dada y que ha mostrado tener consecuencias negativas para las especies involucradas (Fenberg *et al.*, 2010).

Tanto gobiernos como organismos internacionales han establecido políticas y programas que se basan en estudios científicos, cuyas observaciones y registros ecológicos son de un rango de tiempo de sólo unas décadas.

La tendencia de empresarios pesqueros y de tomadores de decisiones en materia de manejo y ordenamiento, en tomar como norma natural lo que conocen en su propio tiempo, es conocida como el *shifting baseline syndrome* (Pauly, 1995). Ello ha propiciado la ausencia de un modelo realista que muestre el estado de las cosas en épocas anteriores a la explotación intensiva de especies marinas y costeras. En este sentido, la historia ambiental toma una relevancia mayor.

La arqueología y la historia ambiental: ventanas para conocer el pasado

En años recientes se ha hecho investigación en varios sitios arqueológicos del sur de California, especialmente en la región del Canal de Santa Bárbara (Channel Islands), con enfoque en el estudio de la evidencia de la recolección de talla selectiva (Pombo y Escofet, 1996; Roy *et al.*, 2003; Sagarin *et al.*, 2007; Torben *et al.*, 2008; Braje *et al.*, 2009; Fenberg *et al.*, 2010). A pesar de que la mayoría

de estos esfuerzos de investigación interdisciplinaria son de escala local, pueden resultar útiles para desarrollar líneas de base más realistas para el manejo y restauración de los ecosistemas, la falta de estudios comparativos macro-regionales limitan la comprensión de los impactos humanos y naturales sobre los paisajes costeros a mayor profundidad temporal.

Durante milenios, las Islas del Canal (Channel Islands), y en especial la isla San Miguel, fueron la mejor zona del sur de California para la recolección de abulón, el molusco preferido no sólo por las poblaciones nativas de la época pre-europea sino de las actuales. Pero, como ha sucedido con muchas especies, después de décadas de sobre-explotación, las poblaciones de este gigantesco molusco fueron reducidas drásticamente hasta el punto de que se tuvo que prohibir completamente su recolección en 1997.

Después de dicha medida, varios empresarios pesqueros pidieron que se levantara la prohibición afirmando que las poblaciones se habían recuperado, otras voces decían lo contrario. Nuevamente el *shifting baseline syndrome* entra en juego; Gary Davis —un ecólogo marino recientemente jubilado del Parque Nacional de las Islas del Canal— mantiene su referente en el número y tamaño de las poblaciones de hace 60 años, mientras en su tiempos existían alrededor de 10,000 abulones blancos por Ha, para 1990 encontraba menos de dos ejemplares por Ha.

Chris Voss, un empresario pesquero, basaba su petición para levantar la prohibición en observaciones de hacía 20 años, cuando inició en el negocio.

El arqueólogo Todd Braje comenta que si se va a buscar algún remedio al *síndrome*, es necesario buscar respuestas hacia atrás, en el tiempo, quizás de hace 12 mil años.

La incorporación de estos datos puede apoyar al manejo de pesquerías. En el caso de la historia ambiental existen montañas de documentos olvidados en muchas colecciones de libros raros y en museos, bibliotecas y colecciones privadas en todo el mundo, como el caso de los dibujos hechos a partir de las observaciones a las comunidades indígenas del Nuevo Mundo por exploradores europeos desde el siglo XVI (figura 1).

Figura 1
Indios californios, ilustración del siglo XVIII



Fuente: Tomada de Middleton, 1777-1778.

Arqueología e historia ambiental en Baja California

En contraste, la arqueología costera en Baja California se encuentra aún en sus primeras fases de desarrollo. Los pocos estudios que existen con base en moluscos y otras especies (básicamente usando métodos tradicionales de arqueozoología) se han hecho en sitios localizados en la costa este de la península, especialmente en el Golfo de California.

Debido a su aislamiento geográfico, gran parte de la costa noroeste de Baja California presenta poca alteración antropogénica, lo que nos permite imaginarnos cómo debió haber sido el paisaje costero del sur de California hace 200 años, condición que lo hace como el lugar ideal para los estudios relativos al impacto humano sobre los ecosistemas, desde épocas remotas hasta el presente. Desafortunadamente, recientes cambios en el uso de suelo y fu-

turos planes de desarrollos turísticos y portuarios ponen en riesgo los ecosistemas costeros de esta región, lo que pone de manifiesto la urgencia de incrementar la investigación científica y la generación de nuevos datos como insumo para un mejor manejo, conservación y restauración de los mismos.

En este contexto, hacer uso de la arqueología e historia ambiental en las zonas costero-marinas es una herramienta esencial en la comprensión de la naturaleza y la intensidad de los impactos, tanto naturales como de origen antrópico y en la gestión orientada a la conservación y la restauración de dichos ambientes.

Los concheros arqueológicos, formados hace varios milenios por los grupos nativos de la prehistoria, representan en México un recurso poco aprovechado tanto en proyectos de investigación como en diseños de programas de manejo y conservación. Su estudio puede ayudarnos a comprender, entre otros fenómenos:

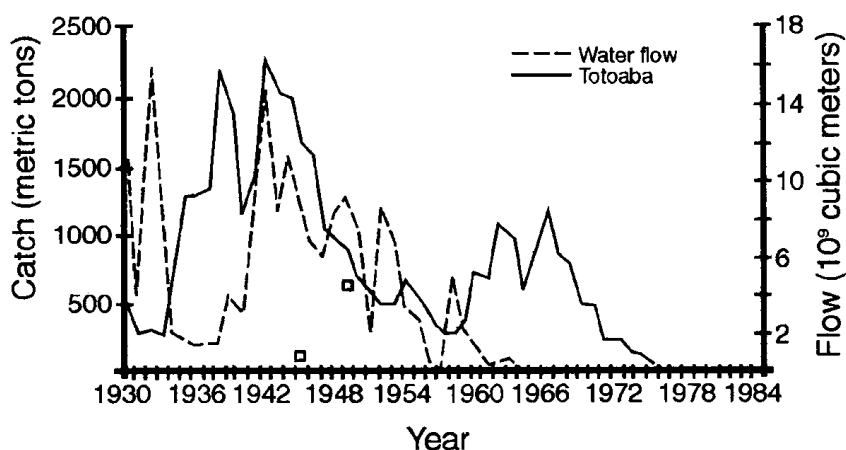
- Cómo la práctica de la recolección de talla selectiva pudo haber generado efectos cascada en temporalidades distintas sobre la biología de especies de invertebrados intermareales.
- Cómo las pesquerías han afectado tanto la cadena trófica como el desarrollo de diversas especies en los litorales mexicanos.
- La importancia del aporte de agua dulce de ambientes deltáicos sobre la productividad costero-marina.
- Cómo los impactos antropogénicos y naturales han afectado la reproducción y crecimiento de especies costero-marinas (CO_2).
- Cómo el cambio climático y su consecuente aumento en el nivel del mar ha provocado transformaciones en la línea de costa.

Los otolitos y los restos de moluscos que se encuentran en los sitios arqueológicos concheros pueden suministrar líneas de base históricas que permite conocer tanto los impactos humanos como los naturales sobre los recursos costeros y marinos, tales como los efectos de los cambios ambientales en el crecimiento de moluscos y peces o los efectos producidos por la recolección intensiva de moluscos o la pesca desmedida en las zonas costeras (isótopos de oxígeno como trazadores paleoclimáticos).

Se han realizado diversos proyectos donde el estudio de los recursos arqueológicos costeros han permitido conocer la histo-

ria ambiental de regiones importantes para la conservación y el manejo de los recursos costero-marinos; entre ellos sobresalen los estudios del Dr. Karl Flessa, de la Universidad de Arizona, quien comparó cinco otolitos anteriores a las presas y cinco otolitos de pescados recientes de totoaba macdonaldi. Flessa comparó valores de $\delta^{18}\text{O}$ en juveniles contra tasas de crecimiento, encontrando que los declives en la pesca de totoaba coincide con un aumento de pesca y una caída del flujo del Río Colorado (Rowell *et al.*, 2008) (figura 2).

Figura 2
Comparativo de valores de $\delta^{18}\text{O}$ en juveniles
versus tasa de crecimiento



Fuente: Tomado de Rowell *et al.*, 2012.

Caso de estudio: El corredor costero Colonet-El Rosario, Baja California

El proyecto “La arqueología del holoceno en el corredor costero Colonet-El Rosario (Baja California, México): Un análisis orientado a la gestión”, nos permitió conocer parte de la historia ambiental de esta región costera del noroeste de Baja California.

Los objetos arqueológicos del noroeste de Baja California poseen gran valor científico debido a su antigüedad y a la información que proporcionan acerca de las interacciones de los grupos prehistóricos con el medio ambiente del holoceno. A pesar de ello, dichos objetos son fácilmente soslayados por cualquier actividad en el terreno, debido a sus modestas dimensiones físicas, lo cual explica que el concepto de patrimonio cultural raramente incluya a los objetos arqueológicos; sin embargo, dada su reconocida importancia y siendo inminentes los cambios masivos de uso del suelo en esta región, se hizo necesario generar el estudio arqueológico que permitiera no sólo un mayor conocimiento de su historia ambiental sino mayor protección de los mismos. En este estudio, llevado a cabo entre los años 2006 y 2009, se realizó una indagación exhaustiva de los objetos arqueológicos del corredor costero Punta Colonet El Rosario, donde se vislumbraban en ese entonces cambios masivos de uso de suelo, incluyendo la construcción de un puerto comercial. Se llevó a cabo un programa de recorrido de superficie primeramente en la zona de Punta Colonet, y posteriormente en la de San Quintín-El Rosario. En Punta Colonet se localizaron y georeferenciaron 57 sitios arqueológicos; en San Quintín-El Rosario se reconocieron 302 sitios, de los cuales sólo cuatro fueron nuevos y los restantes 298 constituyen una constatación de los sitios ya registrados en el proyecto pionero de Moore (2001) (figura 3).

Figura 3
Distribución de sitios arqueológicos
en el corredor costero Colonet-El Rosario



Registro de sitios y recolección de superficie

El procedimiento para el registro y georeferenciación de sitios arqueológicos se hizo utilizando Sistema de Geoposicionamiento Global (GPS, por sus siglas en inglés) y libreta de campo. Se georeferenciaron los puntos de ocurrencia superficial visibles y en la libreta de campo se marcó la información referente a la ubicación del sitio, tipo de sitio observado, artefactos en superficie, concentración de artefactos y condición del sitio. Posteriormente, en gabinete se ubicaron los sitios en fotografía satelital y se encontró el área aproximada del sitio (cuando la resolución lo permitía), a partir de la distintiva coloración de los concheros sobre el terreno y de la información recopilada en campo.

Posteriormente se hizo el análisis del patrón de asentamientos, en función de su disposición sobre el territorio y de las características geomorfológicas de los tres sectores en que se dividió el área de estudio. La recolección de materiales en superficie se realizó de manera aleatoria, atendiendo a la concentración de materiales y enfocándose a los diagnósticos que pudieran proporcionar información del tipo de material, tecnología en el proceso de manufactura y tipología. Se hizo el registro fotográfico *in situ* y la recolección de material lítico y biológico (principalmente conchas de moluscos) que se consideró como diagnóstico, o que presentara variaciones taxonómicas atribuibles a los hábitats donde fueron colectados.

Resultados

Se localizaron y georeferenciaron 72 sitios arqueológicos, de los cuales 11 ya eran conocidos y 61 fueron por primera vez registrados. Los sitios arqueológicos se agruparon en cuatro grandes tipos:

- Campamentos concheros sobre el terreno con presencia de concha, artefactos líticos, restos de fauna y cerámica.
- Localidades arqueológicas formadas por una sucesión de varios campamentos concheros.
- Resguardos rocosos con presencia de concha, artefactos líticos, restos de fauna y cerámica.
- Sitios con restos de hornos de agave. Atendiendo a su estado de conservación podemos clasificar los sitios en cuatro

categorías: a) sitios sin alteración antrópica, b) impactados por la actividad agrícola, c) sitios parcialmente impactados por la construcción de brechas/caminos, y d) alterados por procesos naturales. En términos de Mora (1991), la categoría a) corresponden a sitios primarios y b) al igual que c) y d) corresponden a los sitios secundarios.

Los recorridos de superficie en la región San Quintín-El Rosario dieron por resultado el registro de cuatro nuevos sitios, además del reconocimiento de varios más, incluidos en el padrón del informe de Moore (2001). Dos son resguardos rocosos con restos de moluscos y morteros fijos que pudieron haberse usado para la molienda de semillas y raíces o para la recolección de agua de lluvia, ya que no existen fuentes de agua en Punta Mazo (figura 4). En la zona de Valle Tranquilo, un sitio presenta restos de al menos un horno de agave, muy similar a los descritos por el mismo investigador en esa misma área; el cuarto sitio es un pequeño conchero ubicado en una zona de dunas donde también están presentes varias plantas de *Yucca Schidigera* no propias de la zona sino del chaparral de transición.

Figura 4
Resguardo rocoso en Punta Mazo, San Quintín



En el registro de Moore (2001) destaca la categoría de localidad arqueológica definida como una *zona* con diferentes sitios, que representan varias ocupaciones breves y que reflejan las mismas prácticas de los grupos que las ocuparon. Se hizo un reconocimiento a la localidad *PASE 1-L Socorro*, ubicada en la boca del arroyo del mismo nombre. La localidad arqueológica es muy evidente, sobre todo por el margen sur del arroyo, debido a la presencia de miles de blancas conchas de *Tivela stultorum* que sobresalen en extensos manchones, cercanos a la desembocadura del arroyo (figura 5).

Figura 5
Localidad arqueológica *PASE 1-L Socorro*
registrada por Moore (2001)



Restos de moluscos

Los sitios arqueológicos registrados en toda el área de estudio fueron predominantemente concheros, cuyos rasgos principales son los restos de conchas de moluscos —particularmente los localizados a lo largo de la línea de costa—, donde las densidades fueron muy altas y los concheros alcanzan mayor espesor; tierra adentro,

en los espacios abiertos y cañadas de arroyos las concentraciones, tienden a disminuir. Un aspecto común en varios de los concheros localizados tierra adentro es su ubicación en sitios topográficamente elevados, de donde se tiene una vista panorámica del paisaje. Distintivamente, todos ellos muestran un patrón bastante uniforme en la composición taxonómica de los moluscos presentes. Destacan por su presencia y abundancia las especies provenientes de sustratos rocosos, particularmente el mejillón (*Mytilus californianus*), mayormente como fragmentos. Otras especies presentes y asociadas a este tipo de sustratos fueron las lapas *Fisurella volcano*, *Lottia gigantea* y *Collisella spp.*, además del abulón negro (*Haliotis cracherodii*) y los gasterópodos *Tegula funebris* y *Acanthina spirata*. Una de las especies de sustrato rocoso menos frecuentes en todas las localidades fue el de las placas del quitón *Stenoplax sp.* Las especies de sustratos blandos fueron raras, entre ellas el gasterópodo *Olivella biplicata*. En pocos sitios dominó la almeja Pismo (*Tivela stultorum*) sobre el mejillón, y estuvo comúnmente asociada a otras especies de sustrato arenoso como la almeja *Prothothaca staminea* y *Donax gouldii*. Aunque la mayoría de los moluscos presentes en los concheros evidentemente fueron utilizados como alimento, principalmente, este último por su tamaño tan pequeño y escasez probablemente no lo fue.

En general, la composición taxonómica de moluscos en todos los sitios arqueológicos sugiere su aprovechamiento como alimento, por extracción de las costas adyacentes en la zona intermar, tanto de playas arenosas como de sustratos rocosos, con una alta dominancia de moluscos de costa rocosa. Mediante un análisis de agrupamiento comparando la presencia-ausencia en ocho de los sitios mejor conservados.

El sitio que presentó la mayor disimilitud fue el CO30. Lo anterior se explica por ser el único donde no aparecen *Mytilus*, ya que la especie dominante fue *Prothothaca*, en coincidencia con las características ambientales de la costa actual donde la playa se compone de un sustrato arenoso, y en cuyo hábitat está dicha especie (Keen y Coan, 1974). Las estaciones con mayor semejanza fueron las CO17, CO18, CO35 y CO41, las cuales muestran a su vez extrema similitud con la CO54, por ser estas las estaciones en las

que los mejillones fueron muy abundantes y ocupando un segundo lugar las especies de sustratos blandos como *Tivella* y *Donax*. Estas estaciones a su vez se asemejan a la CO19 y CO45 por ser de mayor dominancia de *Mytilus* y por aparecer sólo especies de sustratos rocosos (figuras 6 y 7).

Figura 6

Localización de los ocho sitios muestreados para el análisis de concha en Punta Colonet.
El color en los puntos indica la semejanza entre sitios

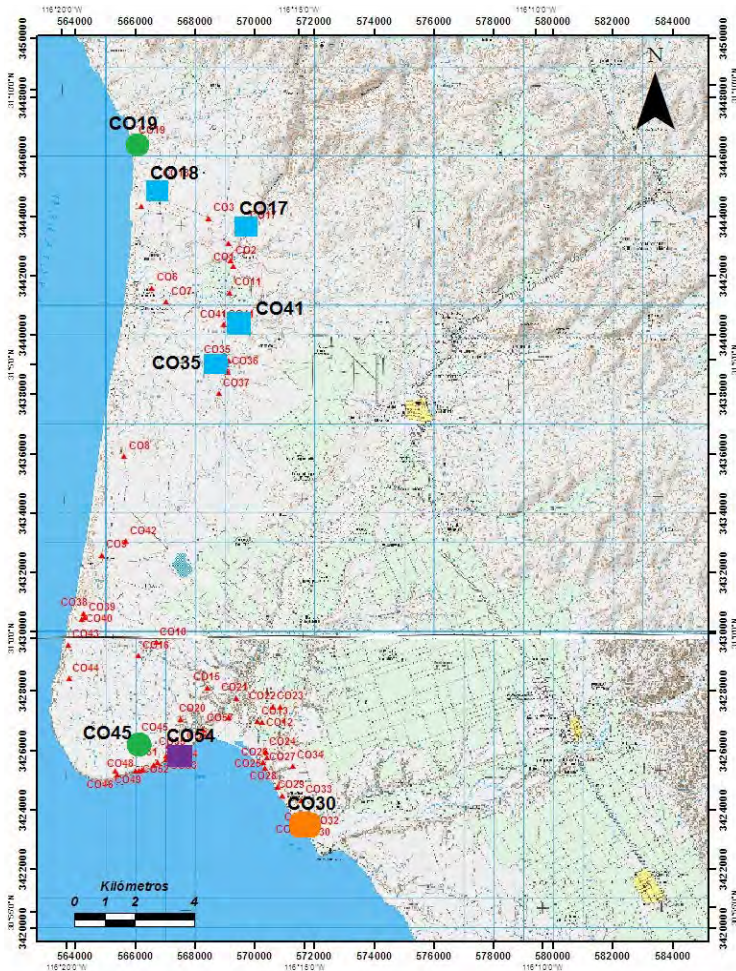
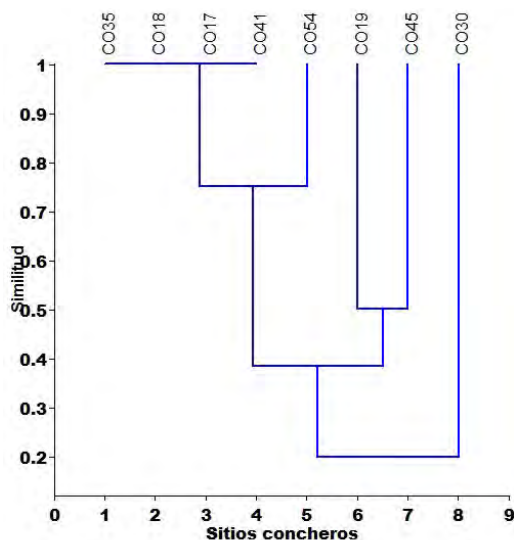


Figura 7
Análisis de agrupamiento mediante el índice Simpson
de los ocho sitios mostrados en la figura 6



Conclusiones

Significado ambiental de los sitios concheros en Colonet: el encuentro de la arqueología y la historia ambiental con los escenarios costeros actuales.

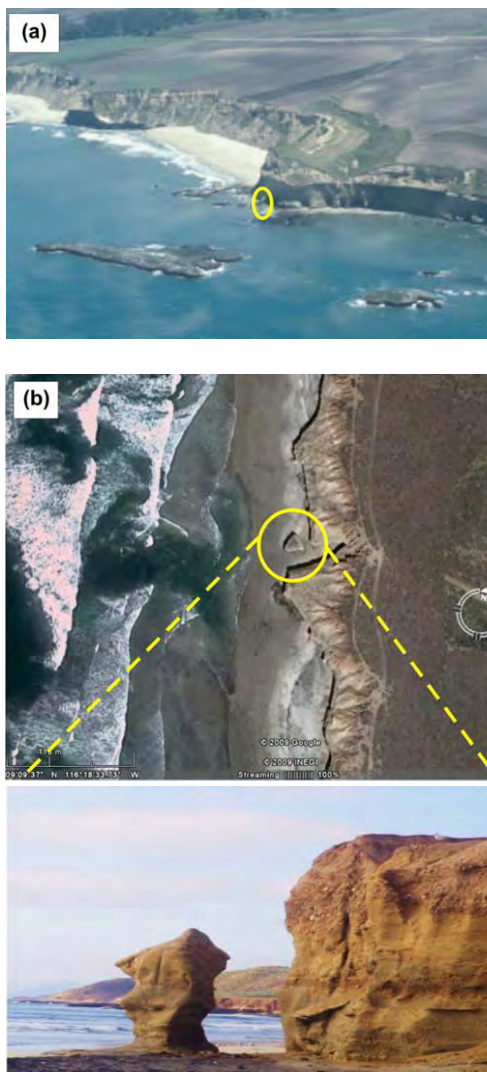
Las contribuciones de la arqueología y la historia ambiental a la gestión costera pueden ser abundantes y de mayor importancia. En el caso de nuestro estudio en el corredor costero Colonet-El Rosario, las asociaciones de moluscos encontradas en todos los sitios arqueológicos mostraron especies tanto de sustrato rocoso como arenoso, pero con el rasgo común de provenir todas ellas de la zona intermareal. Lo anterior sugiere que la recolección de moluscos ocurrió en una costa que presentaba ambos tipos de sustratos. Tal característica se observa en playas arenosas limitadas por puntas rocosas, como es el caso de las playas de bolsillo¹ (Komar y Holman, 1986) (figura 8a).

¹ Playa de bolsillo: Playa pequeña desarrollada entre salientes rocosos o entre espigones.

Actualmente, en Punta Colonet dominan las playas arenosas pero existen evidencias que indican la presencia de puntas rocosas en el pasado, como es el caso de la estaca rocosa conocida localmente como “La Mona” (figura 8b) un rasgo típico de playas en proceso erosivo en las que las puntas rocosas son erosionadas hasta dejar como vestigios arcos y estacas que, al destruirse por la erosión, conforman una playa recta. Por lo anterior, y considerando que en la actualidad la costa dominante al norte de Colonet es de playa arenosa y que en los concheros adyacentes es dominante el mejillón *Mytilus californianus*, podemos suponer que durante la prehistoria la costa adyacente era mayormente rocosa y que los procesos erosivos costeros la han modificado al grado de conformar playas de bolsillo. Como evidencia tenemos los sitios CO17 y CO18, donde la dominancia de *M. californianus* es compartida con almeja pismo (*T. stultorum*). Estas especies pueden coexistir en una playa de bolsillo limitada por puntas rocosas.

Figura 8

Playa de bolsillo en proceso de erosión en el sur de California, el círculo muestra una estaca rocosa (a) y playa arenosa recta en Punta Colonet, con estaca de roca conocida como “La Mona”, lo cual es evidencia de una playa de bolsillo en el pasado (b)



Finalmente, la composición taxonómica de los moluscos en los sitios concheros de Colnett mostraron una explotación tanto de sustratos rocosos como de arenosos, lo cual sugiere la existencia de playas de bolsillo limitadas por puntas rocosas que han desaparecido por la erosión costera, y donde en la actualidad dominan las playas arenosas.

Literatura citadas

- Braje, T.J.; Erlandson, J.M.; Torben, C.R.; Dayton, P.K. y Hatch, M.B.A. (2009). Fishing from past to present: continuity and resilience of red abalone fisheries on the Channel Islands, California. *Ecological Applications*, 19 (4): 906-919.
- Dayton, P.K.; Tegner, M.J.; Edwards, P.B. y Riser, K.L. (1998). Sliding baselines, ghosts and reduced expectations in kelp forest communities. *Ecological Applications*, 8: 309-322.
- Dearing, J. (2006). Climate-human-environment interactions: resolving our past. *Climate of the Past*, 2: 187-203.
- Fenberg, P.B.; Hellberg, M.E.; Mullen, L. y Roy, K. (2010). Genetic diversity and population structure of the size selectively harvested owl limpet, *Lottia gigantea*. *Marine Ecology*, 3 (4): 574-583.
- Fenberg, P.B. y Roy, K. (2008). Ecological and evolutionary consequences of size-selective harvesting: how much do we know? *Molecular Ecology*, 1 (17): 209-220.
- Instituto Nacional de Antropología e Historia (2001). Informe final del proyecto arqueológico San Quintín-El Rosario adaptaciones indígenas en el norte de Baja California durante 7000 años. México: D.J. Moore.
- Instituto Nacional de Antropología e Historia (1991). Informe de recorrido de localización de sitios arqueológicos costeros en Baja California, sector Punta Banda-Playas de Tijuana. Tijuana: D.J. Mora.
- Keen, M. y Coan, E. (1974). *Marine molluscan genera of Western North America: an illustrated key*. (2^a ed.). Stanford, Estados Unidos: Stanford University Press.
- Komar, P. y Holman, R.A. (1986). Coastal processes and the development of shoreline erosion. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 14: 237-265.
- Pauly, D. (1995). Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Tree*, 10 (10): 430.
- Pauly, D.; Christensen, V.; Guénette, S.; Pitcher, T.J.; Sumaila, U.R.; Walters, C.; Watson, R. y Zeller, D. (2002). Toward sustainability in world fisheries. *Nature*, 418: 689-695.

- Pombo, O.A. y Escofet, A. (1996). Effect of exploitation on the limpet *Lottia gigantea*: a field study in Baja California (Mexico) and California (USA). *Pacific Science*, 50: 393-403.
- Rowell, K.; Flessa, K.W.; Dettman, D.L.; Román, M.J.; Gerber, L.R. y Findley, L.T. (2008). Diverting the Colorado River leads to a dramatic life history shift in an endangered marine fish. *Biological Conservation*, 141 (4): 1138-1148.
- Roy, K.; Collins, A.G.; Becker, B.J.; Begovic, E. y Engle, J.M. (2003). Anthropogenic impacts and historical decline in body size of rocky intertidal gastropods in southern California. *Ecology Letters*, 6: 205-211.
- Sagarin, R.D.; Ambrose, R.F.; Becker, B.J.; Engle, J.M.; Kido, J.; Lee, S.F.; Miner, C.M.; Murray, S.N.; Raimondi, P.T.; Richards, D. y Roe, C. (2007). Ecological impacts on the limpet *Lottia gigantea* populations: human pressure over a broad scale on island and mainland intertidal zones. *Marine Biology*, 150: 399-413.
- Torben, R.; Erlandson, J.M.; Braje, T.J.; Estes, J.A.; Graham, M.H. y Vellanoweth, R.L. (2008). Historical ecology and human impacts on coastal ecosystems of the Santa Barbara Channel region, California. En C.R. Torben y J.M. Erlandson (Eds.), *Human impacts on ancient ecosystems: A global perspective* (pp. 77-102). Berkley, Estados Unidos: University of California Press.
- Vallega, A. (2003). The coastal cultural heritage facing coastal management. *Journal of Cultural Heritage*, 4: 5-24.

CAPÍTULO X

Parámetros poblacionales y estimación de tallas de *Chiton articulatus* (Sowerby, 1832) en Acapulco, Guerrero, México

E. Bernabé Moreno, S. García Ibáñez,
J.T. Nieto Navarro, R. Flores-Garza, P. Flores Rodríguez,
J. Violante González y F.G. Olea de la Cruz

Resumen

Se realizaron muestreos bimestrales en la zona intermareal rocosa de cuatro sitios de Acapulco: Los Pilares, Jaramillo, Majahua y Palmitas, en el periodo de octubre de 2010 a abril de 2011. Se recolectaron los ejemplares de *Chiton articulatus* encontrados en 20 m². En las mismas fechas también fueron adquiridas 12 muestras comerciales de platillos preparados con músculos de *C. articulatus*. El registro de la biometría se realizó con un vernier digital (0.01 ± mm) y una balanza digital (0.01 ± g). Se evaluó el patrón de dispersión espacial con el Índice Estandarizado de Morisita; asimismo se determinó la densidad, distribución de tallas y el tipo de crecimiento. La estimación de tallas de los músculos de las muestras comerciales se determinó a partir del factor de conversión, obtenido de la relación que existe entre la longitud total y la del musculo de los organismos recolectados durante el muestreo; también se estimó la talla de primera captura de las muestras comerciales a través del modelo de curva logística y se analizaron 2,349 organismos, mismos que presentaron un patrón de dispersión agregado en los cuatro sitios de muestreo. La densidad promedio fue de 7.58 org m⁻² donde los mayores valores se registraron en los sitios expuestos. Se obtuvo una talla promedio de 24.00 ± 13.27 mm con

una talla máxima de 74.99 mm. El tipo de crecimiento alométrico fue negativo, con una pendiente de 2.904. La talla de primera captura estimada fue de 39.29 mm en una muestra comercial de 1,560 músculos.

Introducción

Los quitones son moluscos poliplacóforos que habitan comúnmente en la zona intermareal de las playas rocosas; se adhieren y se desplazan mediante una estructura llamada pie. Su cuerpo es ovalado, aplanado en sentido dorsoventral y está protegido por ocho placas imbricadas llamadas céramas. El borde del manto, conocido como cintura o cinturón, es grueso y duro. Se alimentan principalmente de pequeños organismos y algas que raspan con un órgano situado en su boca, llamado rádula (Barnes, 1996).

Actualmente existen 127 especies de quitones pertenecientes a la clase *Polyplacophora*, reportadas en el litoral mexicano, dentro de las cuales se encuentra *Chiton articulatus* (Reyes y Salcedo, 2002). Algunos autores han reportado que *C. articulatus* es utilizado como alimento humano, carnada para la pesca y como material en la elaboración de artesanías en entidades federativas como Oaxaca, Michoacán, Colima, Jalisco y Sinaloa (Reyes, 1999; Holguín, 2006; Ríos *et al.*, 2006; Flores *et al.*, 2007). En el estado de Guerrero se tiene registro de que *C. articulatus* se consume en lugares como Playa Ventura, en el municipio de Copala, y Acapulco de Juárez, donde recibe el nombre común de *Cucaracha de mar* (Rojas, 1988; Galeana *et al.*, 2007; García *et al.*, 2009). No obstante, el recurso no cuenta con alguna normatividad o acciones de vigilancia y protección que regulen su captura y comercialización, lo cual podría estar generando un fuerte impacto en la abundancia relativa de estos organismos.

La presente investigación tuvo como objetivo generar información sobre la dispersión espacial, densidad relativa, distribución de tallas y tipo de crecimiento de *C. articulatus*, además de estimar longitudes reales a partir de las capturas llevadas a cabo por parte de pescadores, para posteriormente determinar la talla de primera captura en el litoral rocoso de Acapulco.

Son escasos los trabajos referentes al patrón de dispersión de las especies de quitones. Las especies *Acanthopleuraechinata* y

Chitonlatus mostraron agregación en las costas rocosas expuestas de Chile (Otaíza y Santelices, 1985). La distribución espacial en reposo de *Chiton granosus* en las costas rocosas de Chile también fue agregada; sin embargo, durante el proceso de alimentación se dispersó ligeramente de la agregación (Aguilera y Navarrete, 2011). Andreadartha (1973), manifestó que los animales no se dispersan de modo uniforme y tienden a formar agregaciones, mientras que Krebs (1999) mencionó que las especies presentan una determinada dispersión espacial como respuesta al ambiente, siendo importante determinar los patrones biológicos en función de las características físico-químicas. Lewis (1964), señaló que la exposición es probablemente el factor que determina la distribución de las poblaciones costeras; mientras que Spight (1976) menciona que la distribución de las especies varía con la exposición al oleaje, el sustrato o ambos. Trabajos como los de Marchetti y Geller (1987), Peckol y Guarnagía (1989) y Esqueda *et al.* (2000), advierten que la agregación es un método eficaz para protegerse de altas temperaturas y reducir el estrés por desecamiento, debido la pérdida de agua por evaporación, además de que el uso de hoyos y hendeduras coadyuva a reducir la mortalidad por dichos factores.

Algunas poblaciones de las especies *Onithochiton quercinus* y *Plaxiphora albida* del sur de Nueva Gales, Australia, mostraron densidades de 96 y 45 org m⁻² (Otway, 1994), las cuales son mucho mayores a la densidad promedio de *Chiton articulatus* encontrada en cuatro áreas rocosas de isla Socorro (Archipiélago Revillagigedo, México), la cual fue de 5.3 org m⁻² (Holguín y Michel, 2002). En el sur del puerto de Sídney, Australia, las densidades de *Acanthochiton aretiro* fueron extremadamente altas, estas superaron los 3,500 org m⁻² (Kelaher y Cole, 2004). Valdés *et al.* (2004), durante un estudio llevado a cabo en la isla La Roqueta, en Acapulco, reportaron densidades de *C. articulatus* relativamente bajas, que van desde 0.5 a 1.85 org m⁻². Por su parte Galeana *et al.* (2007), calcularon una densidad de 4.2 org m⁻² en Playa Ventura, municipio de Copala, Guerrero.

La distribución de frecuencias de longitud de *C. articulatus* recolectado en Isla Socorro osciló entre 29 y 108 mm con un promedio de 69.6 mm (Holguín y Michel, 2002), mientras que en isla Pájaros de Mazatlán se registró un promedio de longitud de 44.1 ± 8.5

mm, un valor mínimo de 11.3 mm y máximo de 86.8 mm (Flores *et al.*, 2007) y en Playa Ventura, Guerrero, se obtuvo un valor mínimo de 1.36 cm y máximo de 4.89 cm, con una media de 2.98 ± 1.002 cm (Galeana *et al.*, 2007). Por su parte, la especie *Acanthochitonaretrojecta* en Sídney, Australia, presentó tallas de 0.59 a 9.56 mm (Kelaher y Kole, 2004).

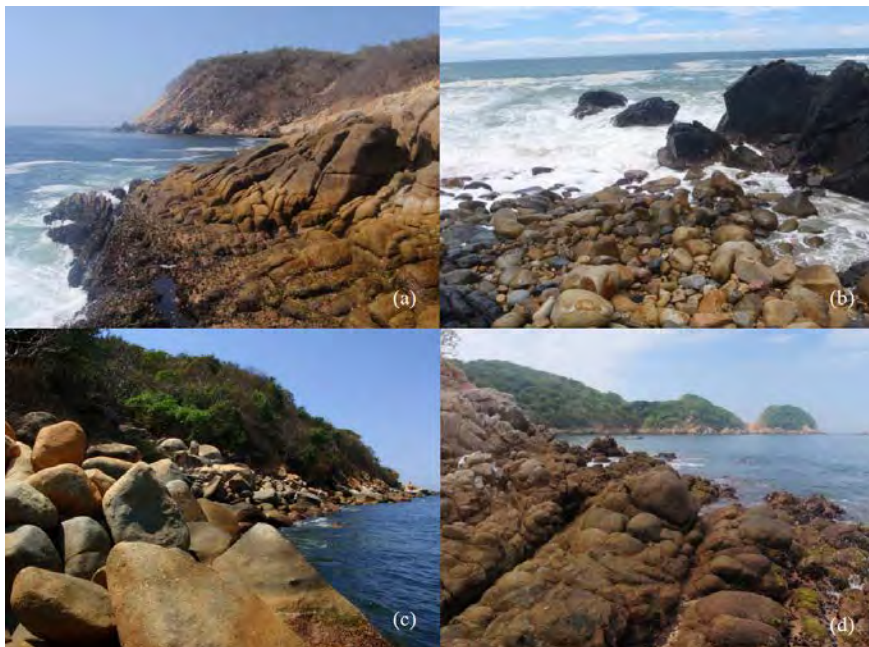
Respecto a la relación biométrica entre la longitud total y peso total de *C. articulatus*, Rojas (1988) obtuvo un valor de la pendiente de la regresión (b) igual a 2.77, a partir del cual sugirió que el tipo de crecimiento de esta especie es isométrico. El valor de la pendiente (b) igual a 2.73 se obtuvo en la relación talla-peso de *C. articulatus* recolectados en Isla Socorro (Holguín y Michel, 2002). Por otro lado, Flores *et al.* (2007) obtuvieron un valor de b de 2.84, por lo que estos autores concluyeron que el tipo de crecimiento de la especie es isométrico.

Metodología

Muestreo

El trabajo se desarrolló en cuatro sitios rocosos del puerto de Acapulco, Guerrero, llamados: Los Pilares (16° 49' 16.22" N y 99° 54' 5.12" O), Jaramillo (16° 52' 22.83" N y 99° 56' 23.42" O), Majahua (16° 47' 42.93" N y 99° 50' 32.23" O) y Palmitas (16° 49' 29.93" N y 99° 54' 35.47" O). Se considero a los dos primeros sitios como expuestos a la acción del oleaje y a los dos últimos como protegidos (figura 1).

Figura 1
Sitios de estudio:
a) Los Pilares, b) Jaramillo, c) Majahua y d) Palmitas



Se realizaron muestreos sistemáticos bimestrales en la zona intermareal durante el periodo comprendido entre octubre de 2010 y abril de 2011. Los muestreos fueron diurnos y durante las mareas más bajas. En cada sitio se realizó la recolecta de ejemplares de *C. articulatus* a lo largo de un transecto de 60 x 1 m paralelo a la línea de costa, en el cual se ubicaron 20 cuadrantes de muestreo de 1 m² con una separación de dos metros entre cada unidad de muestreo. Los organismos recolectados fueron depositados en bolsas debidamente etiquetadas. Al concluir la recolecta, las muestras fueron trasladadas al laboratorio, donde se registró el número de individuos encontrado en cada cuadrante y sitio rocoso, así como su longitud total (Lt) y peso total (Pt). A los organismos de tallas mayores a 40 mm se les retiró la concha para medir (Lmus) y pesar el músculo (Pmus) con un vernier digital (± 0.01 mm) y una balanza digi-

tal (± 0.01 g) respectivamente. También se obtuvieron muestras de la captura comercial en establecimientos donde se ofrece el quitón para consumo humano. Se registró tanto la longitud (Lmus) como el peso (Pmus) de cada músculo obtenido en la muestra comercial.

Análisis de datos

La frecuencia de organismos por cuadrante se utilizó para determinar el patrón de dispersión espacial de los quitones en cada sitio de recolecta (Krebs, 1999), mediante el uso de índices de dispersión: Índice de Morisita e Índice Estandarizado de Morisita. Los datos fueron importados al programa *Ecological Methodology* para obtener los resultados de dichos índices.

Se determinó la densidad como número de organismos por metro cuadrado (org m^{-2}) y se aplicó el análisis de varianza de una vía (ANOVA) para verificar diferencias significativas entre los valores de la densidad promedio de los sitios de recolecta, para ello se utilizó el software *PASW Statistics 18*.

Con la información de la longitud total (Lt) se determinaron los estadísticos descriptivos de tendencia central y dispersión como media (m), desviación estándar (Desv. Std.), valor mínimo (min) y valor máximo (max). Para determinar los intervalos de clase, se consideró la regla de Sturges (Wayne, 2004). Asimismo, se llevaron a cabo las pruebas de normalidad de Kolmogorov-Smirnov y la prueba de homocedasticidad de Levene. Para determinar diferencias significativas entre los promedios de las tallas de los sitios de recolecta, se realizó el análisis de varianzas no paramétrico de Kruskal-Wallis y después se aplicó la prueba a posteriori de "C" de Dunnett, para identificar las diferencias entre los sitios. De igual manera se usó la prueba no paramétrica de U de Mann-Whitney para comparar los promedios de las tallas de los sitios protegidos y expuestos. Se ajustó un modelo potencial para expresar la relación peso-longitud (P-L), el ajuste de los parámetros se llevó a cabo con el método propuesto por Ogle (2011) y el tipo de crecimiento representado por el parámetro b se determinó con base en el estadístico de prueba de hipótesis t student con un nivel de significación de 0.05 (Zar, 1999; Ramírez, 2006). Para el proceso de los datos y aplicación de la metodología se utilizó el software estadístico R v.2.13.1.

Para estimar la talla total de los organismos comercializados se consideró la relación que existe entre la longitud total (L_t) y la del músculo (L_{mus}) de los organismos recolectados en el sitio Jaramillo, por ser uno de los lugares típicos de pesca y de donde se extraen la mayoría de los organismos que se comercializan. Mientras que para obtener el factor de conversión se exploró y evaluó la relación entre ambas longitudes con un análisis de regresión lineal, disponible en el software *PASW Statistics 18*.

Una vez estimada la longitud total aproximada de los especímenes comercializados, se obtuvo una distribución de frecuencias por clase de tallas. Para la de primera captura (L_{c50}) se ajustó el modelo de curva logística propuesto por Ratkowsky (1990); el ajuste de los parámetros se estimó con una regresión no lineal a través de un método iterativo disponible en el software *Curve expert 1.3.0*. El contraste de L_{c50} de organismos comerciales y la talla de primera madurez (L_m) reportada se realizó con la prueba t student.

Resultados

El área total muestreada en los cuatro sitios rocosos fue de 310 m². Se recolectaron 2,349 organismos en los cuatro muestreos. El intervalo de tallas fue de 5 mm de longitud. En general, el patrón de dispersión espacial observado para *C. articulatus* en los cuatro sitios de muestreo fue agregado; no obstante, se presentaron oscilaciones entre los valores obtenidos (tabla I).

Tabla I
Organismos obtenidos de *C. articulatus*
correspondientes a cuatro sitios rocosos

Sitio	N	Id	X ²	p	Ip	Patrón espacial
Los Pilares	716	2.23	961.0	0.0	0.50	Agregado
Jaramillo	841	3.05	1831.1	0.0	0.51	Agregado
Majahua	594	2.65	1060.3	0.0	0.51	Agregado
Palmitas	198	2.01	279.8	0.0	0.50	Agregado

Id = Índice de Morisita; X² = Chi-cuadrada; p = significancia de la prueba Chi-cuadrada; Ip = Índice Estandarizado de Morisita.

Se determinó una densidad promedio de 7.58 ± 11.68 org m^{-2} con un valor mínimo de 0 y máximo de 108 org m^{-2} . Las densidades por sitio de estudio durante las cuatro fechas de recolecta oscilaron entre 2.48 y 12.01 org m^{-2} , correspondientes a Palmitas y Jaramillo, respectivamente (tabla II).

Tabla II
Densidades promedio de *C. articulatus*
correspondientes a cuatro sitios rocosos

Sitio	N	Densidad promedio (org m^{-2})	Desv. Std.
Los Pilares	716	8.95	10.48
Jaramillo	841	12.01	17.64
Majahua	594	7.43	9.88
Palmitas	198	2.48	2.92

Se obtuvo una talla promedio de 24.00 ± 13.27 mm con un valor mínimo de 1.66 mm y máximo de 74.99 mm. El análisis de la distribución de tallas por sitio reveló longitudes promedio con valores similares. Esta similitud fue consistente en los mínimos y los máximos. El valor mínimo de longitud se observó en Palmitas y el máximo en Jaramillo (tabla III).

Tabla III
Valores de longitud total de *C. articulatus* en cuatro sitios rocosos

Sitio	N	m	Desv. Std	min	max
Los Pilares	716	24.93	12.82	2.47	64.77
Jaramillo	841	22.26	13.57	2.19	74.99
Majahua	594	24.90	12.81	1.92	72.02
Palmitas	198	25.32	14.29	1.66	60.96

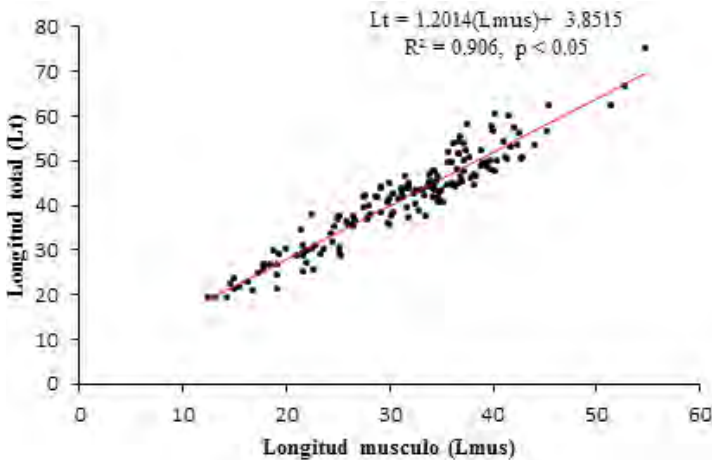
Las pruebas de normalidad de Kolmogorov-Smirnov y homocedasticidad de Levene, indicaron que los datos de longitud no se distribuyeron normalmente ($p < 0.05$) y que presentaron diferencias en las varianzas ($p < 0.05$). El análisis de varianza de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas entre los promedios de las longitudes de los sitios de recolecta ($p < 0.05$). El sitio Jarami-

llo fue diferente al resto, de acuerdo al contraste a posteriori de "C" de Dunnett, a un nivel de significación de 0.05. La prueba U de Mann-Whitney estableció que existen diferencias significativas entre los promedios de las tallas de los quitones de los sitios protegidos y las tallas de los quitones de los sitios expuestos ($p < 0.05$), siendo mayores en estos últimos.

Al establecer la relación talla-peso, de manera general para los cuatros sitios se obtuvo un coeficiente de determinación de 0.97 y la ecuación resultante fue $W = 0.00008L^{2.904}$. La prueba t demostró que el valor del exponente es diferente de tres ($p < 0.05$), lo cual sugiere que el tipo de crecimiento que presentó la especie *C. articulatus* fue alométrico negativo, esto indica que existió un mayor incremento de la talla con respecto al peso.

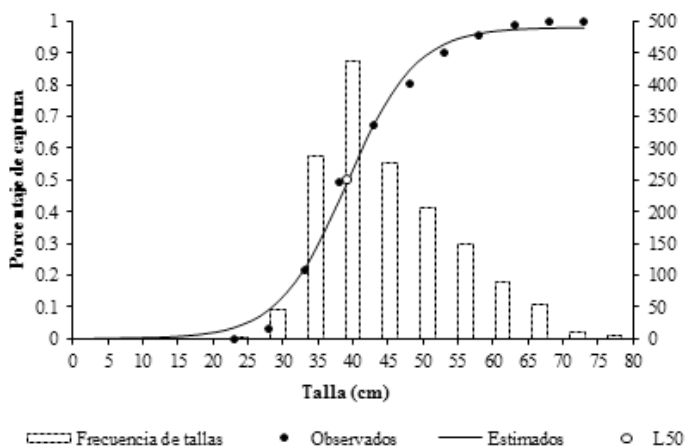
En el modelo de regresión lineal que se obtuvo de la relación longitud total (Lt) y longitud del musculo (Lmus) del muestreo biológico, consideró a Lt como una variable dependiente, para hacer la predicción de Lmus a Lt con la ecuación resultante (figura 2). La talla promedio estimada fue de 42.19 ± 8.70 mm con un valor mínimo de 24.84 y máximo de 73.81 mm.

Figura 2
Diagrama de dispersión y ecuación
de la relación longitud total (Lt) y longitud del musculo (Lmus)
de *C. articulatus* recolectado en el sitio Jaramillo



El ajuste del modelo logístico de Ratkowsky (1990) fue significativo ($p < 0.05$), con un coeficiente de determinación de 0.99 (figura 3). La prueba t mostró que el L_{c50} comercial (39.29 mm) fue menor y estadísticamente diferente ($t = 18.31$, $p < 0.05$) de la talla de primera madurez ($L_m = 40$ mm).

Figura 3
Talla de primera captura de *C. articulatus*
a partir de ejemplares obtenidos en capturas comerciales



Discusiones

En el presente estudio se determinó el patrón de dispersión espacial de *C. articulatus* mediante la utilización de índices de dispersión, a diferencia de otros trabajos que se limitan únicamente a describir el patrón de dispersión con relación al sustrato (Otaíza y Santelices, 1985; Kelaher y Cole, 2004; Aguilera y Navarrete, 2011).

La densidad promedio más alta, así como el mayor número de org m^{-2} registrado en Jaramillo, pudo deberse a que es un sitio de oleaje intenso considerado como expuesto, por lo cual representa mayor dificultad para capturar a *C. articulatus* con fines comerciales; por el contrario, en Palmitas —considerado como sitio protegido— se presentó la densidad promedio más baja, lo cual podría deberse a que es una zona de oleaje suave y por ende la captura de *C.*

articulatus no presenta mayor dificultad en comparación con un sitio expuesto.

La densidad promedio de quitones en la presente investigación de 7.58 org m⁻², es mayor a la reportada por Holguín y Michel (2002) en Isla Socorro de 5.3 org m⁻² y Galeana *et al.* (2007) en Playa Ventura, Copala, Guerrero, de 5.25 org m⁻²; aun y cuando los tamaños de muestra y métodos de colecta difieren.

Por otra parte, la máxima cantidad de individuos por metro cuadrado (108 org m⁻²) encontrada en el presente estudio es menor a las densidades de la especie *Acanthochitonaretrojecta* reportadas para el puerto de Sídney, Australia (Kelaher y Cole, 2004), las cuales llegaron a alcanzar hasta los 3,500 org m⁻². Sin embargo, se debe tomar en cuenta que se trata de otra especie de poliplacóforo, además de que ésta es mucho más pequeña que *C. articulatus*. El hecho de que las menores densidades se encontraron en los sitios protegidos y por lo tanto con mayor acceso y facilidad para los pescadores que capturan a *C. articulatus*, está relacionado con lo que mencionaron Holguín y Michel (2002), respecto a que registraron bajas densidades en áreas más accesibles. Por su parte, Valdés *et al.* (2004) en la isla La Roqueta en Acapulco, Guerrero, reportaron una densidad de 1.85 org m⁻² para diciembre, la cual es mayor a la encontrada en el presente estudio para el mismo sitio, lo que sugiere que la densidad del recurso puede estar siendo afectada por alguna perturbación antropogénica o por cambios en el ecosistema.

Durante el periodo de muestreo se observó mayor frecuencia de organismos con tallas menores a 40 mm, lo que puede sugerir que posiblemente se presentó reclutamiento de organismos. En la presente investigación, la longitud promedio así como la talla mínima fueron menores a las reportadas en isla Socorro, isla Pájaros y Playa Ventura (Holguín y Michel, 2002; Flores *et al.*, 2007; Galeana *et al.*, 2007). Con respecto a la talla máxima registrada, sólo en el estudio de Galeana *et al.* (2007) se reportaron tallas menores a las aquí encontradas. La tendencia de tallas menores en sitios protegidos coincide con el estudio de Flores *et al.* (2007), quienes reportaron que las diferencias entre las tallas puede ser consecuencia de factores externos a la población de *C. articulatus*; es decir, por la presencia de los turistas o visitantes locales que capturan quitones, así

como por factores físicos que incluyen el oleaje y la topografía del intermareal rocoso. Holguín (2006) mencionó que existen poblaciones importantes de *C. articulatus* en la zona costera rocosa de Jalisco, Colima y Michoacán; sin embargo, la extracción no regulada posiblemente ha disminuido las poblaciones, especialmente a los individuos de tallas mayores a los 60 mm; esta situación es consistente con el presente trabajo, ya que la diferencia entre las tallas de los sitios de recolecta pudo estar fuertemente relacionada por el efecto de la pesca. Por otra parte, la exposición al oleaje en los sitios de recolecta también puede ser un factor que esté influyendo en las tallas de los quitones, en los sitios donde se presenta un oleaje fuerte predominaron las tallas más grandes. Esto es posiblemente debido a que son zona expuestas y de difícil acceso; por lo mismo, la extracción de los quitones de estas zonas es muy bajo, lo que han mencionado autores como Holguín y Michel (2002) y Flores (2007), quienes argumentan que el registro de las tallas más grandes se presentó en las áreas expuestas e inaccesibles.

El modelo potencial resultó factible para expresar la relación talla-peso de *C. articulatus*. El valor de la pendiente b obtenido y la significación de la prueba estadística t describieron de manera adecuada el tipo de crecimiento que presenta la especie. En la presente investigación el tipo de crecimiento de *Chiton articulatus* fue alométrico negativo, lo que difiere con lo reportado para esta especie en otros estudios (Rojas, 1988; Holguín y Michel, 2002; Flores *et al.*, 2007; Galeana *et al.*, 2007), donde no aplicaron la prueba estadística pertinente para comprobar el valor de la pendiente y sólo se limitaron a explorar y asimilar el valor de la pendiente b .

El coeficiente de determinación encontrado en este trabajo es mayor a los reportados por Rojas (1988), Holguín y Michel (2002), Flores *et al.* (2007) y Galeana *et al.* (2007), posiblemente debido tanto al mayor tamaño de muestra que se manejó como a la amplitud de tallas o al manejo de los datos.

En el presente estudio, el modelo generado arrojó un coeficiente de determinación satisfactorio y se logró obtener un factor de conversión para estimar longitudes reales, a partir del músculo de organismos a los cuales se les había retirado la concha con fines comerciales, lo que a su vez podría servir para la conservación me-

dianate la regulación de tallas de captura. Asimismo, se trabajó con dicho factor en la aplicación de organismos presentes en capturas comerciales, lo que podría generar información del status actual de las tallas en las poblaciones naturales de quitones.

Al ajustar convencionalmente los parámetros se optó por utilizar el modelo de Ratkowsky (1990), el cual se utilizó por primera vez para este propósito y describió la tendencia de los datos observados con un mejor ajuste. Pese a que el L_{c50} de los organismos que se comercializan en Acapulco, Guerrero, fue ligeramente menor a la talla de primera madurez reportada por Rojas (1988), la especie es posiblemente afectada por la presión de la pesca en la región, con implicaciones probables a corto plazo si se continúa con la misma dinámica de explotación.

Conclusiones

La exposición al oleaje de los sitios de recolecta no influyó en el patrón de dispersión espacial agregado y determinado en el presente trabajo.

El tipo de crecimiento de la especie fue alométrico negativo, sin distinción de la ubicación geográfica, periodo de estudio o características ambientales de cada sitio de estudio.

El factor de conversión que se utilizó en la obtención de las tallas reales de las longitudes de los músculos, presentes en capturas de comercialización de *C. articulatus*, permitirá conocer el estado actual de las tallas capturadas.

Es probable que en la actualidad el sostén de las capturas se deba a que aún existen tallas mínimas (L_{c50}) en los sitios de muestreo que contribuyen al reclutamiento de la población vulnerable al mercado local.

Agradecimientos

A los Fondos Mixtos Conacyt-Gobierno del Estado de Guerrero, por el financiamiento otorgado al proyecto "Diversidad y abundancia de la cucaracha de mar (clase: *Polyplacophora*) en las costas de Guerrero y elaboración de una propuesta de conservación y aprovechamiento" (clave: GUE2008-C01-91724). A los profesores-investigadores y colaboradores estudiantes de las universidades Autó-

noma de Guerrero y Autónoma de Nayarit, que participaron en la realización de la investigación. A los revisores del presente manuscrito, por sus acertadas observaciones.

Literatura citada

- Aguilera, M.A. y Navarrete, S.A. (2011). Distribution and activity patterns in a intertidal grazer assemblage: influence of temporal and spatial organization on interspecific associations. *Marine Ecology Progress Series*, 431: 119-136.
- Andreawartha, H.G. (1973). *Introducción al estudio de poblaciones animales*. Madrid, España: Editorial Alhambra.
- Esqueda, M.C.; Ríos-Jara, E.; Michel-Morfin, J.E. y Landa-Jaime, V. (2000). The vertical distribution and abundance of gastropods and bivalves from rocky beaches of Cuastecomate Bay, Jalisco, Mexico. *Revista Biología Tropical*, 48 (4): 765-775.
- Flores-Campaña, L.M.; González-Montoya, M.A.; Ortiz-Arellano, M.A. y Arzola-González, J.F. (2007). Estructura poblacional de *Chitonarticularatus* (Sowerby, 1832) en las islas Pájaros y Venados de la bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78 (2): 23-31.
- Galeana-Rebolledo, L.; Suastegui-Herrera, M.A.; Torales-Gutiérrez, G.; Millán-Román, M.A.; García-Ibáñez, S.; Flores-Garza, R.; Flores-Rodríguez, P. y Arana-Salvador, D.G. (2007). Estudio de la población del *Chitonarticularatus* (Sowerby, 1832) en Playa Ventura, Copala, Guerrero, como un recurso de importancia comercial. En: E. Ríos-Jara, M.C. Esqueda-González y C.M. Galván-Villa (Eds.), *Estudios sobre la Malacología y Conquiliología en México* (pp. 185-187). Jalisco, México: Universidad de Guadalajara.
- García-Ibáñez, S.; Flores-Rodríguez, P.; Flores-Garza, R.; Olea-de-la-Cruz, F.G.; Valencia-Santana, F.J.; Arana-Salvador, D.G. y Alarcón-Navarrete C.A. (2009). Análisis preliminar sobre uso de poliplacóforos en el municipio de Acapulco, Guerrero, como parte de la generación de propuestas sostenibles del recurso. En: L.J. Rangel Ruíz (presidente), *Memorias de la XI Reunión Nacional de Malacología y Conquiliología*. México: Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Holguín-Quñones, O.E. y Michel-Morfin, J.E. (2002). Distribution, density and length-weight relationship of *Chitonarticularatus* (Sowerby, 1832) (Mollusca: *Polyplacophora*) on Isla Socorro, Revillagigedo, Archipiélago, México. *Journal of Shellfish Research*, 21: 239-241.
- Holguín-Quñones, O.E. (2006). Moluscos bentónicos de interés económico y potencial de las costas de Jalisco, Colima y Michoacán, México. En: M.C. Jiménez-Quiroz y E. Espino-Barr (Eds.), *Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán* (pp. 121-131). México: Instituto Nacional de la Pesca, Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca.

- Kelhaer, B.P. y Cole, V.J. (2004). Variation in abundance and size-structure of populations of the small chiton, *Acanthopleuraretrojecta*. *Journal of Molluscan Studies*, 71 (2): 145-151.
- Krebs, J.C. (1999). *Ecological methodology*. Menlo Park, Estados Unidos: Addison Wesley Longman.
- Lewis, J.R. (1964). *The ecology of rocky shores*. London: The English Universities Press LTD.
- Marchetti, K.E. y Geller, J.B. (1987). The effects of agregation and microhabitat on desiccation and body temperature of the black turban snail *Tegula funebris* (A. Adams, 1985). *The Veliger*, 30 (2): 127-133.
- Ogle, D. (2012). Fish R vignette - Length - Weight relationship. Consultado el 27 de noviembre de 2012. Disponible en: <http://www.ncfaculty.net/dogle/fishR/gnrlex/RelativeWeight.pdf>.
- Otaiza, R. y Santelices, B. (1985). Vertical distribution of chitons (mollusca *Polyplacophora*) in the rocky intertidal zone of central Chile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 86: 229-240.
- Otway, N.M. (1994). Population ecology of the low-shore chitons *Ornithochiton quercinus* and *Plaxiphora albida*. *Marine Biology*, 121, 105-116.
- Peckol, P. y Guarnagia, S. (1989). Zonation and behavioral patterns of the intertidal gastropods *Nodilittorina* (tectininus) antoni (Philippi, 1846) and *Neritaversi* color (Gmelin, 1791), in the Bahamas. *The Veliger*, 32 (1): 8-15.
- Ramírez-González, A. (2006). *Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*. Bogotá: Editorial Pontificia Universidad Javeriana.
- Reyes-Gómez, A. (1999). Sistemática de los quitones (*mollusca Polyplacophora*) de la Colección Nacional de Moluscos del Instituto de Biología UNAM. Tesis de licenciatura (biología). México: Facultad de Ciencias-Universidad Nacional Autónoma de México.
- Reyes-Gómez, A. y Salcedo-Vargas, M. (2002). The recent mexican chiton (*Mollusca: Polyplacophora*) species. *The Festivus*, 34 (2): 17-27.
- Ríos-Jara, E.; Pérez-Peña, M.; López-Uriarte, E. y Juárez-Carrillo, E. (2006). Biodiversidad de moluscos marinos de Jalisco y Colima, con anotaciones sobre su aprovechamiento en la región. En: M.C. Jiménez-Quiroz y E. Espino-Barr (Eds.), *Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán* (pp. 103-120). México: Instituto Nacional de la Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca.
- Rojas-Herrera, A. (1988). Análisis biológico-pesquero de la cucaracha de mar (*Chiton articulatus*, Sowerby, 1832) de Acapulco, Guerrero, México. En: *Memorias del IX Congreso Nacional de Zoología* (pp. 151-156). Villahermosa, México: Universidad Juárez Autónoma de Tabasco y Sociedad Mexicana de Zoología.
- Ruppert, E.E. y Barnes, R.D. (1996). *Zoología de los invertebrados*. México: McGraw-Hill Interamericana.

- Valdés-González, A.; Flores-Rodríguez, P.; Flores-Garza, R. y García-Ibañez, S. (2004). Molluscan Communities of the rocky intertidal zone at two sites with different wave action on Isla La Roqueta, Acapulco, Guerrero, México. *Journal of Shellfish Research*, 23: 3.
- Wayne, W.D. (2004). *Bioestadística*. Atlanta, Estados Unidos: Limusa Wiley, Georgia State University.
- Zar, J.H. (1999). *Biostatistical Analysis*. 4^a ed. Englewood Cliffs, Estados Unidos: Editorial Prentice-Hall.

CAPÍTULO XI

Condiciones hidrográficas en la zona costera del Pacífico Tropical Mexicano con relación a la distribución de mamíferos marinos durante el año 2011

T. Kono-Martínez, C.D. Ortega-Ortiz,
E. Torres-Orozco y A. Olivos-Ortiz

Resumen

En este trabajo se caracterizaron las condiciones hidrográficas de la costa de Jalisco-Colima- Michoacán, y se investigó la potencial relación con la distribución de mamíferos marinos en la región. En una embarcación menor se realizaron observaciones y se muestrearon mensualmente seis estaciones en la costa de Colima y sur de Jalisco durante enero-diciembre de 2011; adicionalmente en marzo se hizo un crucero en la región costera (0-20 mn) de Jalisco-Colima-Michoacán para muestrear 15 estaciones. En cada estación se realizaron lances de CTD hasta 100 m de profundidad y se tomaron muestras de agua para nutrientes inorgánicos a 0, 25 y 50 m. Durante invierno-primavera se presentaron valores altos de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (6.41 - 8.09 μM) y SiO_2 (8.87 - 11.14 μM) a 25 m de profundidad, coincidiendo con una capa de mezcla somera, además se encontraron valores máximos de salinidad (34 - 34.7) y mínimos de temperatura ($\sim 23^\circ\text{C}$); resultado que coincidió con la mayor riqueza (nueve especies) de mamíferos marinos. Durante verano-otoño se registraron los mínimos de salinidad (~ 32.7), altas concentraciones de nutrientes asociadas al paso de tormentas y máximos de temperatura ($\sim 32^\circ\text{C}$), coincidiendo una capa de mezcla profunda

y con la riqueza más baja (cuatro especies). Las especies más frecuentadas fueron dos: *Megaptera novaeangliae* con 128 avistamientos y un patrón de distribución durante invierno-primavera hacia zonas cercanas a la costa con temperaturas de 23 - 25 °C. El patrón cambió en primavera hacia zonas con temperaturas de ~27 °C cercanas a la costa, donde prevalecieron las madres con cría. La especie *Stenella attenuata* registró 76 avistamientos, siendo la mayor frecuencia durante el otoño cerca de las costas de Jalisco y Colima, donde la temperatura osciló entre los 25 - 30 °C y se registró el levantamiento de la picnolina, lo que sugiere que estuvieran en posible actividad de alimentación. A partir de este monitoreo de parámetros oceanográficos se evidencia la relación indirecta que presentan con la distribución y riqueza de especies de mamíferos marinos en la costa del Pacífico Tropical Mexicano.

Introducción

La circulación oceánica es impulsada principalmente por la interacción océano-atmósfera, en especial la capa superior del océano es inducida por forzamientos atmosféricos y presencia de olas, entre otros factores. Por ello, las propiedades químicas y biológicas del océano se encuentran relacionadas de manera directa con los procesos físicos (Stewart, 2004); además, procesos de radiación y precipitación-evaporación en la superficie del océano crean una capa donde las propiedades como la temperatura y salinidad se encuentran bien mezcladas. A esta capa se le denomina Capa de Mezcla (CM) (Sprintall y Cronin, 2009), y es una característica importante de la dinámica del océano, ya que influye en la distribución vertical de la clorofila (Cla-a), el oxígeno y el flujo vertical de los nutrientes (Cepeda, 2010).

La variabilidad de los procesos químicos y biológicos que ocurren en el océano, tales como las concentraciones de nutrientes y productividad primaria (PP), son influenciadas por Estructuras Dinámicas de Mesoescala (EDM): giros ciclónicos y anticiclónicos, surgencias, meandros, entre otros (Lima *et al.*, 2002; Aristegui *et al.*, 2003; Salas *et al.*, 2006; Rennie *et al.*, 2009). La intensidad de las EDM se encuentran influenciadas por las condiciones de viento, el cual a su vez puede provocar re-suspensión o hundimiento

de partículas u organismos (Munk, 1949; Linacre *et al.*, 2010), permitiendo la disponibilidad de presas potenciales (Segovia-Zavala *et al.*, 1988; Cravo *et al.*, 2003; Torres-Orozco *et al.*, 2005), lo que conlleva a la agregación de organismos más grandes de la cadena trófica (Rennie *et al.*, 2009), como lo son los mamíferos marinos.

Debido a que en la zona costera del Pacífico Tropical Mexicano (PTM) la variabilidad espacio-temporal de los parámetros físico-químicos es mayor (García-Uribe, 2003; Sánchez-Sánchez, 2006) y los estudios sobre las interacciones biofísicas son escasos, el presente trabajo tiene como objetivo describir las condiciones hidrográficas que influyen en la distribución y riqueza de los mamíferos marinos en la zona costera del PTM durante el 2011.

Hidrografía del Pacífico Tropical Mexicano

El PTM se caracteriza por ser una zona dinámica de gran variabilidad estacional debido al paso de tormentas y a la presencia de corrientes marinas como la Corriente de California (CC) que se extiende desde los 32 °N hasta 15 °N durante su periodo más intenso (invierno-primavera); y la Corriente Costera de Costa Rica (CCCR) que tiene una dirección hacia el Norte desde los 5 °N a los 23 °N durante la época de otoño (Wyrski, 1967). Ambas corrientes promueven la presencia de diferentes masas de agua con sus propias características físicas (temperatura), químicas (salinidad, nutrientes inorgánicos y oxígeno disuelto) y biológicas (Cl-a y material orgánico) (Espinoza-Carreón *et al.*, 2001; Salas *et al.*, 2006; Linacre *et al.*, 2010).

Las masas de agua presentes en el PTM durante invierno, primavera y otoño, de acuerdo con Calva-Chávez (2011), son: el Agua Tropical Superficial del Pacífico (ATSP), Agua Ecuatorial Superficial del Pacífico (AESP), Agua Ecuatorial del Pacífico (AEP), Agua Subsuperficial Subtropical (ASbSt) y el Agua Intermedia del Pacífico (AIP). Por su parte, el Agua de la Corriente de California (ACC) está presente únicamente en la zona norte del PTM, mientras que el ATSP se encuentra en la zona sur del PTM durante otoño e invierno.

En cuanto a los parámetros químico-biológicos, el PTM se caracteriza por tres grandes periodos: el de *surgencias intensas* (primavera), donde las tasas de producción y biomasa de fitoplancton son muy altas; el de *relajamiento* (primavera-verano) con tasas

máximas de productividad primaria (PP); y el de *estratificación* (verano-otoño), caracterizado por una fuerte termoclina y una capa de mezcla de gran espesor, donde los valores de Cla-a y PP son mínimos (López-Sandoval *et al.*, 2009).

En la zona costera del PTM existe gran influencia de aportes pluviales y fluviales que pueden influir en las características físico-químicas y biológicas, ya que la topografía de la plataforma continental y los rasgos fisiográficos de la línea de costa promueven la formación de EDM, cuyas intensidades baroclínicas también dependen del esfuerzo del viento y la presencia de ondas internas (Salas *et al.*, 2006).

En la región Norte del Pacífico Mexicano la CM se extiende desde la superficie hasta los 100 - 200 m de profundidad (Gómez-Valdés y Jerónimo, 2009; Jerónimo y Gómez-Valdés, 2010). Hacia el sur, Sánchez-Sánchez (2006) encontró que la CM en la plataforma continental de Colima es más somera en primavera (5 - 17 m) y se profundiza en verano (40 m) debido a la influencia de tormentas.

Hidrografía: aspectos biológicos

La variación de las isopícnas generada por las EDM distribuye los nutrientes inorgánicos a través de la columna de agua, lo cual permite el crecimiento de los organismos primarios y secundarios de la cadena trófica (Segovia-Zavala *et al.*, 1988; Arístegui *et al.*, 2003; Cravo *et al.*, 2003; Torres-Orozco *et al.*, 2005; Cepeda, 2010). La disponibilidad de presas potenciales es un factor que limita la distribución de los organismos tope de la cadena trófica, tales como los mamíferos marinos (Bluhm *et al.*, 2007; Pierce *et al.*, 2007).

En regiones tan distintas como los límites circunpolares de la Corriente Antártica, el cañón Perth en Australia o en la bahía de La Paz (Baja California Sur, México), se ha encontrado una alta riqueza de especies de mamíferos marinos asociados a eventos de surgencia (producidos por corrientes, giros ciclónicos y viento), lo cual genera un aumento en la concentración de nutrientes y la biomasa fitoplanctónica, permitiendo la disponibilidad de presas para estos organismos (Bost *et al.*, 2009; Laptikhovsky, 2009).

Distribución de mamíferos marinos en el Pacífico Tropical

A partir de cruceros intensivos de 1986 a 1990 en el Este del Pacífico Tropical (EPT), se ha descrito una estructura en la distribución de los mamíferos marinos de la región: por una parte hay especies de delfines (*Stenella attenuata*, *S. longirostris* y *Tursiops truncatus*) asociadas a aguas cálidas y tropicales, con una tendencia de distribución hacia los puertos y costas. Otros delfines se distribuyen principalmente en aguas frías y de surgencia, como el *Delphinus delphis*. Mientras que otros, como el *Steno bredadensis*, presentan una distribución heterogénea en el EPT (Reilly, 1990; Wade y Gerrodette, 1993).

Steiger *et al.* (1991) y Urbán *et al.* (2000) reportan que la principal especie de misticetos (ballenas barbadas) que se distribuye en el EPT es *Megaptera novaeangliae* (ballena jorobada), debido al patrón de migración que realiza esta especie desde las zonas de alimentación en el norte hacia las de reproducción en regiones tropicales.

Recientemente, en la región central del PTM (aguas costeras y oceánicas de Jalisco, Colima y Michoacán), se ha reportado una riqueza (11 especies) y una tasa de encuentro mayor durante la temporada de invierno, con relación a las demás temporadas de 2010 (Ortega-Ortiz *et al.*, 2011). *Stenella attenuata* fue el más frecuente durante todo el año con una distribución hacia la zona costera (Ortega-Ortiz *et al.*, 2011). Estos mismos autores sugieren que la riqueza y la distribución espacial y temporal de dichos organismos es modulada de manera indirecta por cambios estacionales en las condiciones oceanográficas; por lo que el PTM es de gran importancia ecológica.

Para la zona costera del PTM los estudios sobre cetáceos también son escasos; sobresalen investigaciones en la bahía de Bandejas, Jalisco-Nayarit, donde se han estudiado aspectos ecológicos principalmente para un misticeto y cuatro odontocetos (ballena dentada) (Urbán y Aguayo, 1987; Salinas-Zacarías, 1988; Ruiz-Boijseauneau, 1995; Urbán, 2001; Romo-Sirvent, 2004; Vázquez-Ruiz, 2004; Cerrillo y Barraza, 2007; Pompa-Mansilla, 2007; Smith-Aguilar, 2007; 2009; Juárez-Salas, 2008; Aguirre-Ayala, 2009; Espinoza-Rodríguez, 2009). Sin embargo, no se ha investigado la posible relación entre los aspectos ecológicos de estas especies y las condiciones oceanográficas de dicha bahía y tampoco en regiones sureñas como la costa de Colima.

Metodología

La zona costera de Jalisco, Colima y Michoacán se localiza en el PTM entre los 19°35' y 18°00' de latitud norte y 103°30' y 105°25' de longitud oeste (figura 1a). En dicha zona la plataforma continental es estrecha (limitada hasta 200 m de profundidad) y se extiende hasta las ~7 mn de la costa (figura 1b).

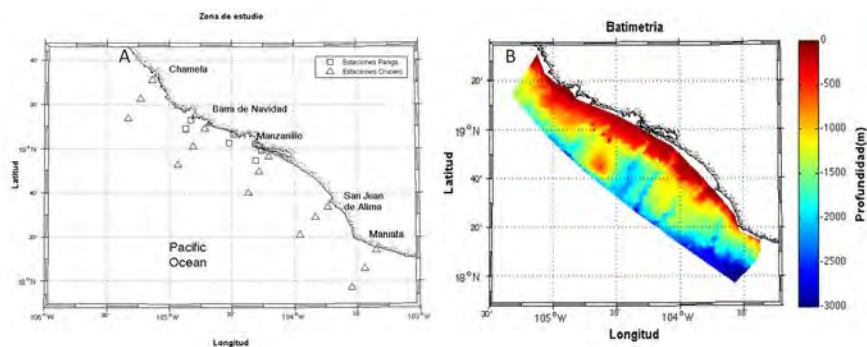
Durante el periodo enero-diciembre de 2011 se muestreó mensualmente en seis estaciones, distribuidas a lo largo de las costas de Colima y sur de Jalisco (véase figura 1a) mediante una embarcación menor. Tres estaciones se localizaron a una milla náutica (mn) de la costa (transecto costero), mientras que las otras tres a cinco mn de la costa (transecto oceánico, figura 1a). En marzo se realizó un crucero a bordo de una embarcación de mediana altura: “MaryChuy III”, en el cual se muestrearon 15 estaciones distribuidas a lo largo de las costas de Jalisco, Colima y Michoacán. Para este caso, la zona fue dividida en tres secciones de cinco estaciones, localizadas a 2.5, 10 y 20 mn de la costa (costeras, intermedias y oceánicas, respectivamente). En cada estación se realizaron lances de CTD (YSI CastAway) hasta 100 m, y se tomaron muestras de agua de mar (100 ml) a profundidades de 0, 25 y 50 m mediante una botella Niskin, para posteriormente congelarlas y analizar la concentración de nutrientes inorgánicos ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, PO_4^{3-} y SiO_2).

Durante el trayecto entre estaciones, se navegó a una velocidad entre 7 - 9 nudos para que tres observadores (en proa, a babor y estribor) con binoculares Fujinon 7 x 50, registraran la presencia de mamíferos marinos en la zona. En cada avistamiento se registró la posición geográfica, la especie y el número de organismos.

El análisis de concentración de nutrientes se realizó mediante un autoanalyzer de flujo continuo (Skalar San Plus) siguiendo la metodología descrita por Strickland y Parsons (1972). Para la determinación de la densidad del agua de mar se utilizó la ecuación de la UNESCO (1980) y para su cálculo se utilizó la rutina del paquete de funciones *seawater V3.2* de *Matlab*. Para analizar la distribución espacial de las variables oceanográficas se realizaron gráficas de contornos de densidad, temperatura, salinidad y nutrientes, sobre la posición de avistamiento de los mamíferos ma-

rios. Las diferentes masas de agua presentes en la zona de estudio fueron identificadas mediante el uso de diagramas T-S y siguiendo los rangos termohalinos propuestos por Torres-Orozco (1993). Por último, se emplearon pruebas no paramétricas (Kruskal wallis) con una significancia de 0.05 para buscar diferencias significativas en la temperatura, salinidad, número de avistamientos y número de especies entre las cuatro temporadas del año 2011.

Figura 1
Zona de estudio y distribución de estaciones (a)
y batimetría de la zona de estudio (b)



Nota: \square = estaciones en panga, Δ = estaciones en crucero.

Resultados

Temperatura, salinidad y densidad

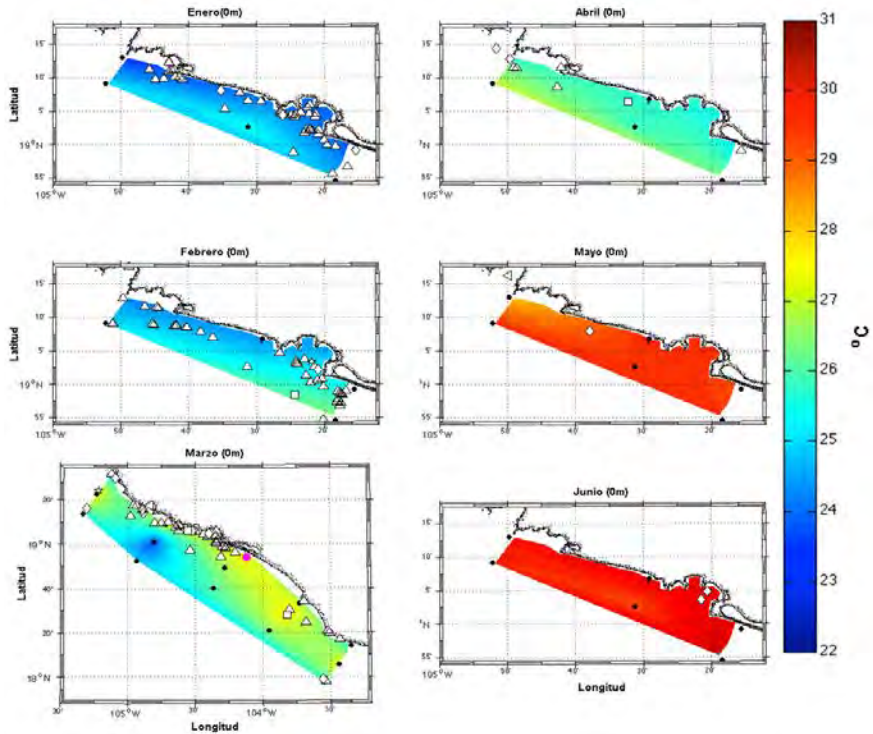
La temperatura mostró una variación estacional. Entre las cuatro temporadas se encontraron diferencias significativas ($H = 8.23$, $p = .041$); los valores mínimos (23°C) se presentaron durante invierno-primavera (figura 2) y tienden a incrementarse a finales de la primavera. Los valores máximos (32°C) fueron durante verano-otoño (figura 3) y a finales de otoño comenzaron a disminuir con la intrusión de agua más fría en la parte norte de la zona de estudio. Este mismo patrón ocurrió a profundidades de 25 y 50 m (no mostrado).

La salinidad mostró una tendencia contraria a la temperatura, los valores máximos de ~ 34.7 fueron durante invierno-primavera.

vera, y tienden a disminuir hasta registrarse valores mínimos de ~ 32.7 durante verano-otoño. Este patrón se observó de igual forma para las profundidades de 25 y 50 m (no mostrado); sin embargo, la salinidad no mostró diferencias significativas entre las cuatro temporadas ($H = 4.33$, $p = .228$).

El registro de la temperatura en la sección vertical del transecto costero reflejó el mismo patrón que la temperatura superficial, y se observó un levantamiento de las isotermas durante invierno-primavera y un hundimiento en verano-otoño (figura 4). En la zona más oceánica (cinco mn de la costa), se registraron levantamientos de las isotermas, lo que se asocia a pulsos de agua fría a lo largo del año, destacando más para los meses de marzo, abril, septiembre, octubre y noviembre (no mostrado).

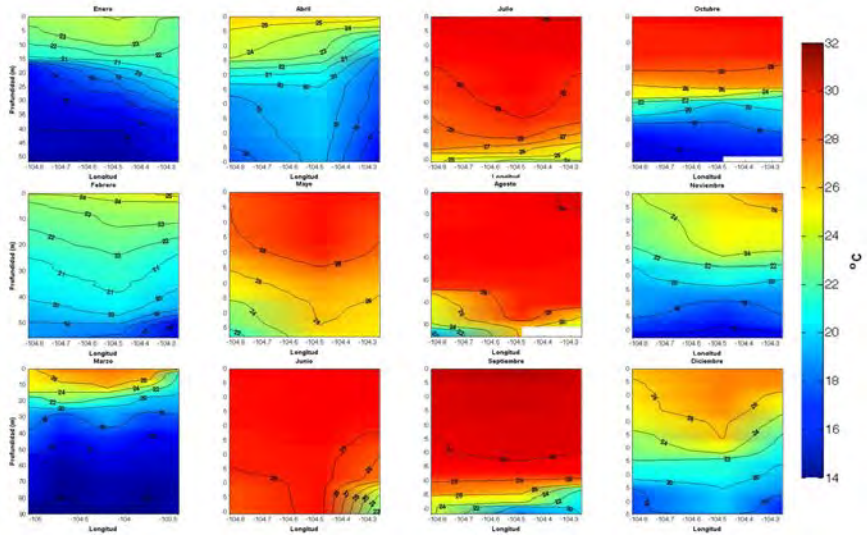
Figura 2
Distribución de mamíferos marinos
en la temporada invierno-primavera



Nota: ● = Estaciones. ○ = Ballenas jorobadas con cría. Δ = Ballenas jorobadas. ◊ = Delfín moteado. Estrella = Delfín de dientes rugosos. □ = Delfín tornillo y Δ = Delfín nariz de botella.

Figura 4

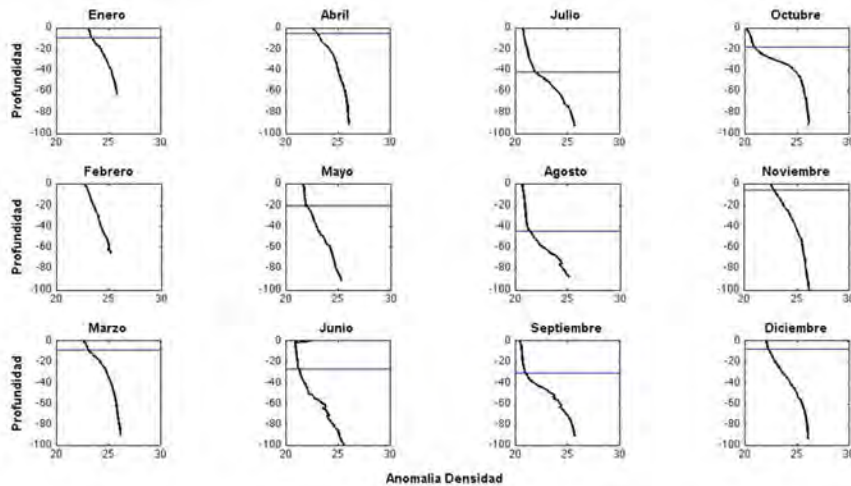
Distribución vertical de la temperatura en el transecto costero para la zona de estudio durante invierno (enero, febrero y marzo), primavera (abril, mayo y junio), verano (julio, agosto y septiembre) y otoño (octubre, noviembre y diciembre)



La estructura de la columna de agua se encontró más estratificada durante invierno-primavera y con un espesor de la capa de mezcla hasta ~ 10 m. Durante verano-otoño la columna de agua fue más homogénea, con una piconclina más definida y un espesor de la capa de mezcla hasta los ~ 40 m (figura 5).

Figura 5

Perfiles de densidad para la zona de estudio de las cuatro temporadas del año: invierno, primavera, verano y otoño



Nota: La línea azul delgada denota aproximadamente la capa de mezcla.

Nutrientes

Para los nutrientes se tomó como nivel representativo la profundidad de 25 m. Durante invierno-primavera se registraron concentraciones promedio de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, que oscilaron de 6.41 - 8.09 μM (véase tabla I); esto mismo se reflejó en la superficie y a 50 m durante las cuatro temporadas (no mostrado). Durante marzo se encontró una lengüeta cercana a la costa con altas concentraciones (14 μM). Además en septiembre, en la zona norte (frente a Barra de Navidad), también se encontraron altas concentraciones; sin embargo, durante verano-otoño se encontraron altas concentraciones (7.21 - 8.95 μM).

Respecto a PO_4^{3-} las concentraciones promedio más bajas (1.29 - 1.59 μM) se encontraron durante invierno-primavera, mientras que durante verano-otoño se registraron las más altas (1.53 - 2.61 μM) (tabla I). En septiembre se observaron concentraciones de ~ 3 μM frente a Barra de Navidad, cerca a la desembocadura del río Purificación (no mostrado).

Las concentraciones promedio de SiO_2 durante invierno-primavera fueron de 8.87 - 11.14 μM , mientras que en verano-otoño de 8.05 - 9.68 μM (tabla I). La distribución de los mismos mostró una tendencia de altas concentraciones hacia la costa, con máximos ($\sim 20 \mu\text{M}$) durante invierno-primavera (no mostrado) y mínimos ($\sim 6 \mu\text{M}$) en verano-otoño; esto mismo se observó en superficie y a 50 m de profundidad (no mostrado). Durante marzo se observó una lengüeta de altas concentraciones de SiO_2 a lo largo de la costa y en septiembre nuevamente las altas concentraciones se registraron frente a Barra de Navidad, cerca a la desembocadura del río Purificación (no mostrado).

Tabla I
Concentraciones promedio de nutrientes
para la zona de estudio durante las cuatro temporadas

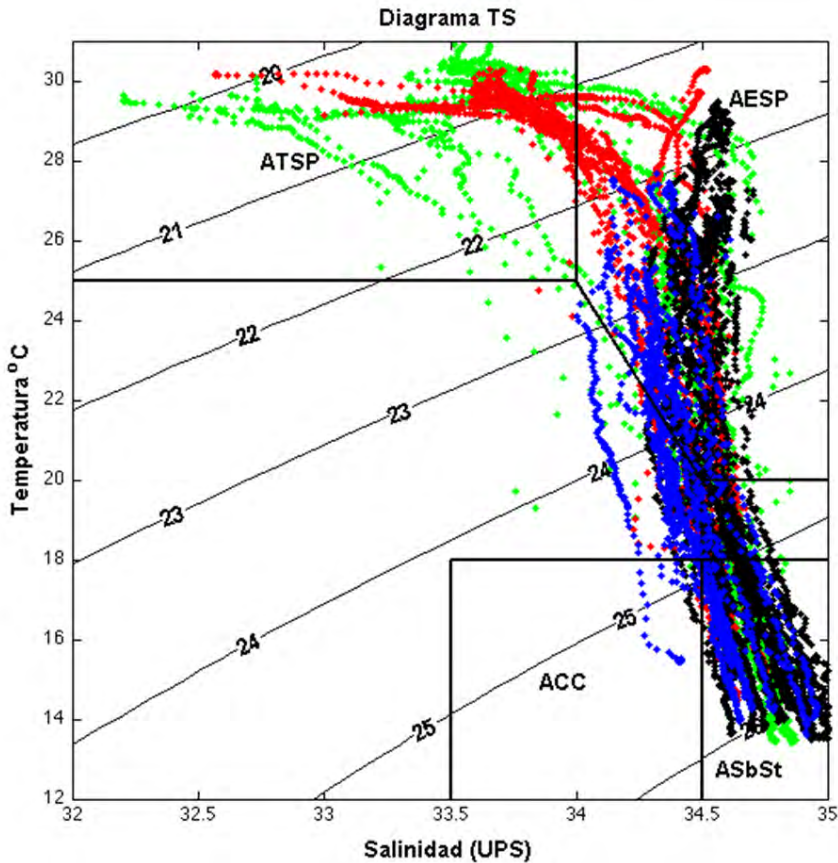
Nutrientes	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2$ (μM)	8.09	6.41	7.21	8.95
PO_4^{3-} (μM)	1.29	1.59	1.53	2.61
SiO_2 (μM)	11.14	8.87	8.05	9.68

Masas de agua

Se observó durante la temporada de invierno-primavera una ligera intrusión del ACC, mientras que el AESP y el ASbSt se encontraron en mayor proporción durante todo el año. El ASTP únicamente se presentó durante verano y otoño (figura 6).

Figura 6

Diagrama T-S correspondiente a la zona de estudio de las cuatro temporadas del año: invierno (azul), primavera (negro), verano (rojo) y otoño (verde).



Distribución de mamíferos marinos

La mayor riqueza de especies de mamíferos marinos se encontró en la temporada de invierno-primavera (nueve especies), mientras que en verano-otoño se encontró la riqueza más baja (cuatro especies) (tabla II); no obstante, los datos no fueron suficientes para encontrar diferencias significativas entre las temporadas de muestreo ($H = 3.00$, $p = 0.392$).

Respecto al número o frecuencia de avistamientos, se observaron diferencias significativas ($H = 9.49$, $p = .023$). Las especies más avistadas fueron *Megaptera novaeangliae*, *Stenella attenuata* y *Steno bredanensis*. De *M. novaeangliae* hubo 128 avistamientos, principalmente durante invierno-primavera (figuras 2 y 3) y hacia la costa se observaron las madre con cría; para *S. attenuata* se registraron 76 avistamientos a lo largo del año, con mayor frecuencia durante otoño (figura 3); de la especie *S. bredanensis* se registraron 10 avistamientos durante las cuatro temporadas, los cuales se distribuyeron por toda la zona; para *T. truncatus* se registraron seis avistamientos durante las cuatro temporadas y se caracterizaron por estar cercanos a la costa en la zona norte del área de estudio (Bahía de Tenacatita); y, por último, *S. longirostris* y *Grampus griseus* fueron registradas en cuatro ocasiones, durante invierno-primavera, con una distribución homogénea en el área de estudio. Las demás especies (*Kogia spp.*, *Orcinus Orca* y *Balaenoptera edeni*) únicamente fueron avistadas en una sola ocasión, durante la temporada invierno-primavera (tabla II).

Tabla II
Número de avistamientos de las especies de mamíferos marinos registradas en la costa del Pacífico Tropical Mexicano durante las cuatro temporadas de 2011

Especie	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Total
<i>Megaptera novaeangliae</i>	117	5	-	6	128
<i>Steno bredanensis</i>	7	-	2	1	10
<i>Stenella attenuata</i>	15	5	15	41	76
<i>Stenella longirostris</i>	3	1	-	-	4
<i>Kogia spp.</i>	1	-	-	-	1
<i>Grampus griseus</i>	4	-	-	-	4
<i>Tursiops truncatus</i>	1	2	2	1	6
<i>Orcinus Orca</i>	1	-	-	-	1
<i>Balaenoptera edeni</i>	-	1	-	-	1
Total	149	14	19	49	

Discusión

Los parámetros oceanográficos monitoreados durante 2011 en la costa del PTM, influyeron de manera indirecta en la distribución y riqueza de especies de mamíferos marinos. Las temperaturas mínimas registradas en superficie durante invierno-primavera se pueden asociar con la presencia de la CC en la zona, lo cual coincide con lo reportado por varios autores (Torres-Orozco *et al.*, 2005; Salas *et al.*, 2006; López-Sandoval *et al.*, 2009) (figura 2). Este resultado coincidió con las altas concentraciones de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (6.41 - 8.09 μM) y SiO_2 (8.87 - 11.14 μM) (tabla I), los cuales se tomaron a la profundidad de 25 m (referencia) debido a que la CM en la zona de estudio osciló alrededor de esta profundidad y determinó cambios en su concentración debido a las fluctuaciones verticales de la termoclina, que establecen zonas de afloramiento y mayor productividad, como también lo señaló Cepeda (2010).

La CM para invierno-primavera fue somera (hasta 10 m) debido al levantamiento de las isotermas durante esta temporada (figura 4), coincidiendo con Sánchez-Sánchez (2006); y la estrecha CM coincidió con la mayor riqueza (nueve especies) de mamíferos marinos registrada en la zona. El mes de marzo destacó por un levantamiento de las isotermas, lo que se asocia a una posible surgencia dado que se registraron altas concentraciones de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ y SiO_2 y, además, coincidió con la ocurrencia de la mayoría de los avistamientos de mamíferos marinos.

De las especies descritas, los avistamientos de *M. novaeangliae* mostraron una relación directa con la temperatura ($H = 8.23$, $p = .041$). El patrón de distribución durante invierno-primavera fue hacia zonas cercanas a la costa (figura 2), donde se presentó un rango de temperatura de 23 – 25 °C. En primavera el patrón cambió hacia zonas también cercanas a la costa, donde predominaron temperaturas de ~27 °C; sin embargo, los organismos avistados en estas zonas fueron principalmente madres con cría. Este acontecimiento coincidió con lo observado por Rasmussen *et al.* (2011), quienes mencionan que estos individuos tienden a distribuirse a zonas con rangos de temperaturas cálidas (~28 °C) por cuestiones de termorregulación de la cría.

Se ha observado que las características hidrográficas de una región (temperatura) se relacionan de manera directa con la actividad reproductiva de *M. novaeangliae* (Rasmussen *et al.*, 2011); por lo que no se esperaría una relación con zonas de alta productividad, dado que la literatura indica que en las temporadas de invierno-primavera sólo se reproducen y no se alimentan (Calambokidis *et al.*, 2001). Gendron y Urbán (1993), por su parte, reportaron una ballena jorobada alimentándose dentro del Golfo de California, y Frisch-Jordán *et al.* (2012) reportan una significativa actividad de alimentación de más de 30 individuos de ballena jorobada fuera de la bahía de Banderas durante la primavera de ese año. Por tanto, es posible que en la costa del PTM ocurran pulsos donde las condiciones oceanográficas propicien la disponibilidad de presas y esta especie las aproveche.

Los avistamientos de *S. longirostris* que ocurrieron durante invierno-primavera (figura 2) se asociaron a la presencia de surgencias de la temporada (López-Sandoval *et al.*, 2009), por lo que es posible que se estuviera alimentando, como ha sido reportado en la región de Hawaii (Norris y Dohl, 1980; Norris *et al.*, 1994).

El registro de *T. truncatus* ocurrió exclusivamente dentro de la bahía de Tenacatita, Jalisco, donde se observó un mismo grupo de individuos (por *fotoidentificación*) durante las temporadas del año, lo cual sugería la posibilidad de un grupo residente en la bahía, que por su topografía y orientación sería un sitio de descanso o refugio (Shane *et al.*, 1986; Wells, 1991; Gubbins, 2002), y de alimentación como lo ha descrito Schneider (1999). La especie *S. bredanensis*, considerada de distribución oceánica (Jefferson, 2002; Baird *et al.*, 2008), no se asoció con algún parámetro oceanográfico; sin embargo, todos los avistamientos ocurrieron en las zonas de surgencia (alta productividad) principalmente de la zona costera, por lo que posiblemente aprovechaba los recursos disponibles en la región, como lo indica Ritter (2001) para las Islas Canarias.

Las temperaturas máximas durante verano-otoño se asocian principalmente a la intensificación de la CCCR de acuerdo con Wyrčki (1967), y a la mayor radiación solar de la temporada; sin embargo, esto coincidió con altas concentraciones de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (7.21 - 8.95 μM) (tabla I), con mayor disponibilidad de PO_4^-

³ (1.53 - 2.61 μM) y concentraciones de SiO_2 de 8.05 - 9.68 μM (tabla I), así como de una capa de mezcla más profunda ~ 40 m (figura 5) y la menor riqueza (cuatro especies) de mamíferos marinos. Asimismo, esta temporada coincide con el paso de tormentas y altas precipitaciones, con base al Servicio Meteorológico Nacional (<http://smn.cna.gob.mx/>), lo que explica las bajas salinidades (~ 32.7) y la presencia de la ATSP (figura 6), que al provenir del sur de la zona de estudio agotó sus reservas de nutrientes, como lo han señalado Lavín *et al.* (2006).

Durante septiembre se registraron altas concentraciones de nutrientes y pocos avistamientos. Esto coincide con la temporada de tormentas de la región, lo que sugiere que las altas concentraciones de nutrientes se relacionen con escurrimientos continentales y aportes de los ríos Purificación y Marabasco, ya que en las secciones de temperatura no se observaron levantamientos fuertes de las isothermas, que pudiera levantar o romper la capa de mezcla, pero durante octubre se registraron altas concentraciones de PO_4^{-3} y SiO_2 , coincidiendo con el paso del huracán Jova (Lujano-Bravo y Hernández-Unzón, 2011). Davis y Yan (2004) y Walker *et al.* (2005), mencionan que este tipo de fenómenos meteorológicos pueden ocasionar un periodo corto de surgencias de ~ 4 días, que explicaría estos valores altos de nutrientes. En este mismo mes, la capa de mezcla se ubicó a ~ 20 m (figura 5) y al coincidir con el ligero levantamiento de las isothermas (figura 4), se asume que este huracán haya ocasionado una surgencia temporal.

Los mayores avistamientos de *S. attenuata* se registraron en este mes, y ello puede estar relacionado con el pulso de agua fría ocasionado por el huracán Jova (figura 4), por lo que es posible que esta especie también se estuviera alimentando en la zona, como ha sido descrito por Perrin *et al.* (2011).

Conclusiones

La riqueza y frecuencia de avistamientos de mamíferos marinos se asociaron inversamente con la temperatura del agua de mar en la costa del PTM.

El levantamiento de las isothermas durante invierno-primavera fue dominado por las EDM, las cuales incrementaron los va-

lores de nutrientes, lo que coincidió con la temporada de surgencias, mayor riqueza de especies y número de avistamientos de mamíferos marinos durante 2011 en la costa del PTM.

Las especies con mayor frecuencia de avistamientos fueron *Megaptera novaeangliae* y *Stenella attenuata*; las cuales predominaron en la zona costera del PTM.

Agradecimientos

Al Programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP) de la Secretaría de Educación Pública (SEP) por el apoyo para la realización de este estudio. A la Universidad de Colima (Facultad de Ciencias Marinas) por proporcionarnos los instrumentos para la toma de datos. A los estudiantes del Grupo Universitario de Investigación de Mamíferos Marinos (GUIMM) y voluntarios por el apoyo en el trabajo de campo y gabinete. Y a los revisores por sus valiosas sugerencias y comentarios que permitieron mejorar este trabajo.

Literatura citada

- Aguirre-Ayala, D. (2009). Análisis del cambio espacio-temporal de la estructura comunitaria de los cetáceos de bahías Banderas Nayarit-Jalisco México, entre dos ciclos anuales de muestreo (2003, 2007). Tesis de licenciatura. Nayarit: ITMAR No. 6.
- Aristegui, J.; Barton, E.D.; Montero, M.F.; Muñoz-García, M. y Escáñez, J. (2003). Organic carbon distribution and water column respiration in the NW Africa-Canaries Coastal Transition Zone. *Aquatic Microbial Ecology*, 33: 289-301.
- Bluhm, B.A.; Coyle, K.O.; Konar, B. y Highsmith, R. (2007). High gray whale relative abundances associated with an oceanographic front in the south-central Chukchi Sea. *Deep-Sea Research*, 2: 2919-2933.
- Bost, C.A.; Cotté, C.; Bailleul, F.; Cherel, Y.; Charrassin, J.B.; Guinet, C.; Ainley, D.G. y Weimerskirch, H. (2009). The importance of oceanographic fronts to marine birds and mammals of the southern oceans. *Journal of Marine Systems*, 78: 363-376.
- Calambokidis, J.; Steiger, G.H.; Straley, J.M.; Herman, L.M.; Cerchio, S.; Salden, D.R., *et al.* (2001). Movements and population structure of humpback whales in the North Pacific. *Marine Mammal Science*, 17: 769-794.
- Calva-Chávez, M.A. (2011). *Aspectos hidrográficos en la región central del Pacífico Mexicano durante 2010*. Tesis de licenciatura. México: Universidad de Colima-Facultad de Ciencias Marinas.

- Cepeda, J. (2010). Respuesta de los productores primarios a algunos procesos dinámicos en la región de transición del Pacífico oriental tropical mexicano. Tesis de doctorado. México: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.
- Cerrillo-Espinoza, P. y Barraza-Figueroa, R.R. (2007). Distribución y abundancia del tursiops *Tursiops truncatus*, en bahía Banderas, Nayarit-Jalisco, México, 2003. Tesis de licenciatura. Nayarit: ITMAR No. 6.
- Cravo, A.; Madureira, M.; Rita, F.; Silva, A.J. y Bebianno, M.J. (2003). Nutrient concentrations in coastal waters: Impact of the Guadiana River. *Ciencias Marinas*, 29: 483-495.
- Davis, A. y Yan, X.H. (2004). Hurricane forcing on chlorophyll-a concentration off the northeast coast of the U.S. *Geophysical Research Letters*, 31: 1-4.
- Espinosa-Carreón, T.L.; Gaxiola-Castro, G.; Robles-Pacheco, J.M. y Nájera-Martínez, S. (2001). Temperature, salinity, and chlorophyll a in coastal waters of the Southern California bight. *Ciencias Marinas*, 27: 397-422.
- Espinoza-Rodríguez, I.J. (2009). Efectos de los fenómenos climáticos de mega escala en los tipos de agrupación de la ballena jorobada *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1781) en bahía de Banderas, Nayarit-Jalisco, en las temporadas 2001-2008. Tesis de licenciatura. Nayarit: ITMAR No. 6.
- Frisch-Jordán, A.; Ransome, N.; Aranda-Mena, O.; Romo-Sirvent, F. y Rebolledo, C. (2012). Registro de alimentación de ballenas jorobadas (*Megaptera novaeangliae*) en la bahía de Banderas, Jalisco- Nayarit durante la temporada invernal 2011-2012. Melaque, Jalisco: Sociedad Mexicana de Mastozoología Marina (SOMMEMA).
- García-Urbe, G. (2003). Influencia de la circulación sobre variables fisicoquímicas y clorofila-A a lo largo de la plataforma continental del estado de Colima durante el 2002. Tesis de licenciatura. Colima, México: Universidad de Colima-Facultad de Ciencias Marinas.
- Gendron, D. y Urbán, J.R. (1993). Evidence of feeding by humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the Baja California breeding ground, México. *Marine Mammal Science*, 9: 76-81.
- Gómez-Valdés, J. y Jerónimo, G. (2009). Upper mixed layer temperature and salinity variability in the tropical boundary of the California Current, 1997-2007. *Journal of Geophysical Research*, 114: 1-14.
- Jefferson, T.A. (2002). Rough-toothed dolphin *Steno bredanensis*. En: W.F. Perrin, B. Würsig y J.G.M. Thewissen (Eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 1055-1059). United States of America: Academic Press.
- Jerónimo, G. y Gomez-Valdes, J. (2010). Mixed layer depth variability in the tropical boundary of the California Current, 1997-2007. *Journal of Geophysical Research*, 115.

- Juárez-Salas, R.A. (2008). Historias de avistamiento y reproducción de las ballenas jorobadas en el Pacífico Mexicano. Tesis de maestría. México: UNAM.
- Laptikhovsky, V. (2009). Oceanographic factors influencing the distribution of South American fur seal, *Arctocephalus australis* around the Falkland Islands before the breeding season. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89: 1597-1600.
- Lavín, M.F.; Fiedler, P.C.; Amador, J.A.; Ballance, L.T.; Färber-Lorda, J. y Mes-tas-Núñez, A.M. (2006). A review of eastern tropical Pacific oceanography: Summary. *Progress in Oceanography*, 69: 391-398.
- Lima, I.D.; Olson, D.B. y Doney, S.C. (2002). Biological response to frontal dynamics and mesoscale variability in oligotrophic environments: Biological production and community structure. *Journal of Geophysical Research*, 107: 1-21.
- Linacre, L.; Durazo, R.; Hernández-Ayón, J.M.; Delgadillo-Hinojosa, F.; Cervantes-Díaz, G.; Lara-Lara, J.R., *et al.* (2010). Temporal variability of the physical and chemical water characteristics at a coastal monitoring observatory: Station Ensenada. *Continental shelf Research*, 30: 1730-1742.
- López-Sandoval, D.C.; Lara-Lara, J.R.; Lavín, M.F.; Álvarez-Borrego, S. y Gaxiola-Castro, G. (2009). Primary productivity in the eastern tropical Pacific off Cabo Corrientes, Mexico. *Ciencias Marinas*, 35: 169-182.
- Lujano-Bravo, C. y Hernández-Unzón, A. (2011). *Reseña del huracán Jova del Océano Pacífico*. México: Coordinación General del Servicio Meteorológico Nacional-Temporada 2011 de Ciclones Tropicales.
- Munk, W.H. (1949). On the wind-driven ocean circulation. *Journal of Meteorology*, 7: 79-93.
- Pompa-Mansilla, S. (2007). Distribución y abundancia de los géneros *Kogia* y *Steno* en la bahía de Banderas y aguas adyacentes. Tesis de maestría. México: UNAM.
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura-UNESCO (1980). Background papers and supporting data on the international equation of state of seawater 1980. Paris. *Tech. Pap. Mar. Sci.*, 38: 192 pp.
- Ortega-Ortiz, C.D.; Juárez-Ruiz, A.E. y Olivos-Ortiz, A. (2011). Riqueza y distribución espacio-temporal de mamíferos marinos y su relación con la temperatura de la columna de agua, en el Pacífico Central Mexicano. *Avances sobre Investigaciones Marinas y Acuícolas en el Pacífico Tropical Mexicano*, 2.
- Pardo, M.A. (2009). *Condiciones fisicoquímicas y biológicas que modulan la abundancia de cetáceas sobre la cuenca Alfonso, Golfo de California*. Tesis de maestría. México: Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, Baja California Sur.

- Perrin, W.F.; Würsig, B. y Thewissen, J.G.M. (2011). *Encyclopedia of Marine Mammals*. United States of America: Academic Press.
- Pierce, G.J.; Santos, M.B.; Smeenk, C.; Saveliev, A. y Zuur, A.F. (2007). Historical trends in the incidence of strandings of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) on North Sea coasts: An association with positive temperature anomalies. *Fisheries Research*, 87, 219-228.
- Rasmussen, K.; Calambokidis, J. y Steiger, G.H. (2011). Distribution and migratory destinations of humpback whales off the Pacific coast of Central America during the boreal winters of 1996-2003. *Marine Mammal Science*, 1-13.
- Ritter, F. (2001). *21 cetacean species off La Gomera (Canary Islands): Possible reasons for an extraordinary species diversity*. Roma, Italia: Proceedings of the 15th Annual Conference of the European Cetacean Society.
- Reilly, S.B. (1990). Seasonal changes in distribution and habitat differences among dolphins in the eastern tropical Pacific. *Marine Ecology Progress Series*, 68: 1-11.
- Rennie, S.; Hanson, C.E.; McCauley, R.D.; Pattiaratchi, C.; Burton, C.; Bannister, J. et al. (2009). Physical properties and processes in the Perth Canyon, Western Australia: Links to water column production and seasonal pygmy blue whale abundance. *Journal of Marine System*, 77: 21-44.
- Romo-Sirvent, F. (2004). Riqueza, distribución y taxonomía de cetáceos pertenecientes a las familias Kogiidae y Ziphiidae en bahía Banderas Nayarit-Jalisco, México. Tesis de licenciatura. Nayarit, México: ITMAR No. 6.
- Ruiz-Boijseauneau, I. (1995). Distribución y abundancia de *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), en la Bahía de Banderas y aguas adyacentes, México. Tesis de licenciatura. México: UNAM-Facultad de Ciencias.
- Salas, J.; Gomis, D.; Olivos-Ortiz, A. y García-Urbe, G. (2006). Seasonal hydrodynamical features on the shelf of Colima (west coast of Mexico). *Scientia Marina*, 70: 719-726.
- Salinas-Zacarias, M. (1988). *Taxonomía, diversidad y distribución de los cetáceos de la Bahía de Banderas, México*. Tesis de licenciatura. México: UNAM-Facultad de Ciencias.
- Sánchez-Sánchez, E.A. (2006). *Variabilidad de la capa de mezcla sobre la plataforma continental del Estado de Colima, México, durante el 2002*. Tesis de licenciatura. México: Universidad de Colima-Facultad de Ciencias Marinas.
- Schneider, K. (1999). *Behaviour and ecology of bottlenose dolphins in Doubtful Sound*. Tesis de doctorado. Nueva Zelanda: University of Otago.
- Segovia-Zavala, J.A., Rivera-Duarte, I. y Del-Valle-Villorin, F.J. (1988). Effects of organic wastes in the zones adjacent to the effluents of Bahía de Todos Santos: Nutrients. *Ciencias Marinas*, 14: 81-94.

- Servicio Meteorológico Nacional (2012). Disponible en: <http://smn.cna.gob.mx/>.
- Smith-Aguilar, S.E. (2007). Competencia sexual entre machos de la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*) en la bahía de Banderas y alrededores de la isla Socorro, México. Tesis de licenciatura. México: UNAM.
- Smith-Aguilar, S.E. (2009). Análisis estructural de la canción de la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*). Variación individual, temporal y geográfica en la bahía de Banderas y alrededores de la isla Socorro, México. Tesis de maestría. México: UNAM.
- Sprintall, J. y Cronin, M.F. (2009). Upper ocean vertical structure. En: S.A. Thorpe (Ed.), *Elements of physical oceanography*. Londres, Reino Unido: Elsevier.
- Steiger G.H.; Calambokidis, J.; Sears, R.; Balcomb, K.C. y Cubbage, J.C. (1991). Movement of humpback whales between California and Costa Rica. *Mar. Mammal Sci.*, 7: 306-310.
- Stewart, R.H. (2004). *Introduction to physical oceanography*. Texas: Department of Oceanography Texas, A&M University.
- Strickland, J.D. y Parsons, T.R. (1972). *A practical handbook of sea water analysis*. Canadá: Bull. Fish. Res.
- Torres-Orozco, E. (1993). *Análisis volumétrico de las masas de agua en el Golfo de California*. Tesis de maestría. México: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.
- Torres-Orozco, E.; Trasviña, A.; Muhlia-Melo, A. y Ortega-García, S. (2005). Mesoscale dynamics and yellowfin tuna catches in the Mexican Pacific. *Ciencias Marinas*, 31: 671- 683.
- Urbán, R.J. (2001). Estructura poblacional, abundancia y destinos migratorios de las ballenas jorobadas que invernán en el Pacífico Mexicano. Tesis de doctorado. México: UNAM-Facultad de Ciencias.. D.F.
- Urbán, R.J. y Aguayo, A. (1987). Spatial and seasonal distribution of the humpback whale, *Megaptera novaeangliae*, in the Mexican Pacific. *Mar. Mammal Sci.*, 3: 333-344.
- Urbán, R.J.; Jaramillo, A.; Aguayo, A.; Ladrón de Guevara, P.; Salinas, M.; Álvarez, C. *et al.* (2000). Migratory destinations of humpback whales wintering in the Mexican Pacific. *J. Cet. Res. Manag.*, 2 (2): 101-110.
- Vázquez-Ruiz, K.M. (2004). Distribución espacio-temporal de la orca (*Orcinus orca*) cetacea, comportamiento alimenticio e identificación de individuos en bahía de Banderas Nayarit-Jalisco, durante el periodo comprendido entre los años 1982-2003. Tesis de licenciatura. Nayarit, México: ITMAR No. 6.
- Wade, P.R. y Gerrodette, T. (1993). Estimates of cetacean abundance and distribution in the Eastern Tropical Pacific. *Rep. Int. Whal. Commn*, 43: 477-494.

- Walker, N.D.; Leben, R.R. y Balasubramanian, S. (2005). Hurricane-forced upwelling and chlorophyll a enhancement within cold-core cyclones in the Gulf of Mexico. *Geophysical Research Letters*, 32: 1-5.
- Wyrtki, K. (1967). Circulation and water masses in the eastern Equatorial Pacific Ocean. *Oceanology and Limnology*, 1: 117-147.

CAPÍTULO XII

Análisis preliminar de la relación entre factores endógenos de *Chiton articulatus* y exógenos del litoral de Acapulco, Guerrero, México

C. Ramírez, S. García Ibáñez,
J. Violante González, R. Flores-Garza,
P. Flores Rodríguez, M.G. Torres y F.A. García

Resumen

Chiton articulatus (Sowerby, 1832), es una especie endémica y común en el Pacífico Oriental Mexicano, con importancia económica en varias localidades debido al consumo de su pie muscular. Para profundizar sobre la bioecología de la especie, es necesario establecer asociaciones jerárquicas entre factores endógenos del organismo, así como factores exógenos o del ambiente donde vive. De septiembre de 2010 a septiembre de 2011 se recolectaron mensualmente entre 28 y 30 ejemplares de *C. articulatus* en dos sitios rocosos de Acapulco, Guerrero. Se registró el sexo, la longitud y el peso total, temperatura del agua, salinidad, clorofila, promedio del nivel de mareas e índice gonadosomático (IGS). Se obtuvieron los estadísticos descriptivos y con seis variables se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP). Se obtuvo un determinante con valor de 0.511, que mostró una relación lineal entre variables. Se extrajeron tres componentes, con una varianza total explicada de 68.075%. Las variables que saturaron en el primer componente fueron: promedio del nivel de marea (0.825) y salinidad (-0.875); en el segundo componente: IGS (0.781) y clorofila (-0.710), y en el tercer componente: temperatura (0.816) y sexo (0.666).

Introducción

Los poliplacóforos constituyen una de las ocho clases del *Phylum Mollusca*. Está conformada aproximadamente por unas 875 especies, mejor conocidas como quitones que se distribuyen en áreas de litoral rocoso, donde la mayoría de las especies se encuentran en aguas someras fijadas sobre las rocas o debajo de ellas, desde la zona entre mareas hasta profundidades abisales (Kaas y Van Belle, 1998).

La especie *C. articulatus* Sowerby 1832, pertenece a la familia Chitonidae (Keen, 1971). Es una de las especies endémicas más comunes en el Pacífico Oriental Mexicano y su importancia económica a nivel local se debe al consumo del organismo a lo largo del Pacífico Mexicano (Reyes-Gómez *et al.*, 2010). En Oaxaca es conocido como “lengua de perro” y en otros lados también es nombrado como “cucaracha de mar”. Tiene la particularidad de ser una fuente de alimento tradicional en las poblaciones costeras del Estado de Guerrero (Galeana-Rebolledo *et al.*, 2007; García-Ibáñez *et al.*, 2009 y Olea *et al.*, 2011) y en algunos estados de la República Mexicana, como Michoacán, Jalisco y Colima, es utilizada por los pobladores de la región para la elaboración de artesanías y como carnada (Pou-tiers, 1995; Holguín-Quíñonez, 2006; Ríos-Jara *et al.*, 2006 y Flores-Campaña *et al.*, 2007).

Para consumirlos, generalmente, se separa la concha de la parte muscular del pie por medio de una cuchara y se preparan con limón y sal, incluso en algunos poblados de Oaxaca también se les puede disfrutar en tamales (Reyes, 1999). El recurso representa un atractivo turístico en términos gastronómicos, ya que es un platillo exquisito. Cabe destacar que en México las especies de importancia económica de la clase no cuentan con ningún mecanismo de regulación para su captura o explotación, por lo que las personas dedicadas a esta actividad realizan capturas artesanales de organismos que, incluso, no han alcanzado su talla comercial, lo que impacta en la dinámica de vida de las especies.

Aunque la “cucaracha de mar” tiene poblaciones importantes en la franja costera rocosa, son contados los estudios dirigidos particularmente a la especie. En diferentes localidades del Pacífi-

co Mexicano, autores como Holguín y Michel-Morfin (2002) determinaron densidades entre 3.72 y 8.48 organismos/m², con un promedio general de 5.3 organismos/m² así como longitudes entre 29 y 108 mm, con promedio de 69.6 mm. Flores-Campaña *et al.* (2007) reportan longitudes totales de 11.2 a 86.8 mm, con promedio de 44.1 mm. En el litoral de Guerrero, trabajos que han abordado la comunidad malacológica de zonas costeras rocosas y que reportan a *C. articulatus*, son los de Villalpando (1986), García (1994), Flores-Rodríguez *et al.* (2007) y Flores-Garza *et al.* (2011), quienes además mencionan que ésta forma parte del grupo de especies dominantes. Otros trabajos llegan a citar información sobre las densidades o longitudes, como los de García (1994), quién reportó densidades de la especie entre 0.13 y 7.37 organismos/m²; Valdés-González *et al.* (2004), encontraron valores entre 0.5 a 1.85 organismos/m²; Flores-Garza *et al.* (2007), determinaron una densidad igual a 1.71 organismos/m²; Flores-Rodríguez, *et al.* (2007), establecieron una densidad de 3.59 organismos/m²; y Flores-Garza *et al.* (2011) señalan que la especie presentó una densidad de 0.95 organismos/m² con longitud promedio de 25.19 mm. Trabajos cuya línea de investigación en dicha especie, son los de Rojas-Herrera (1988), quién reportó una longitud promedio de la especie de 37.98 mm; Galeana-Rebolledo *et al.* (2007), establecieron una densidad de 5.25 organismos/m² con longitudes que estuvieron entre 1.36 y 4.89 cm y con un promedio de 2.98 cm, y el de Bernabé-Moreno *et al.* (2011), donde encontraron densidades relativas de 10.50 y 22 organismos/m² en dos sitios rocosos, respectivamente.

Sin embargo, Rojas-Herrera (1988) y Flores-Campaña *et al.* (2007) han señalado el hecho de que las poblaciones de *C. articulatus* disminuyen gradualmente debido a la extracción inmoderada de esta especie, la cual no constituye una pesca organizada; mientras que Holguín-Quñones (2006) alerta sobre la disminución de ciertos grupos edad, especialmente en lo que corresponde a individuos de tallas mayores a los 60 mm. La pesca de *C. articulatus*, sin ninguna restricción, significa que en dicha actividad no se consideran aspectos tan importantes como sus periodos reproductivos, situación en la que no sólo se involucran aspectos biológicos, sino también aquellos relacionados con el ambiente en el que habita.

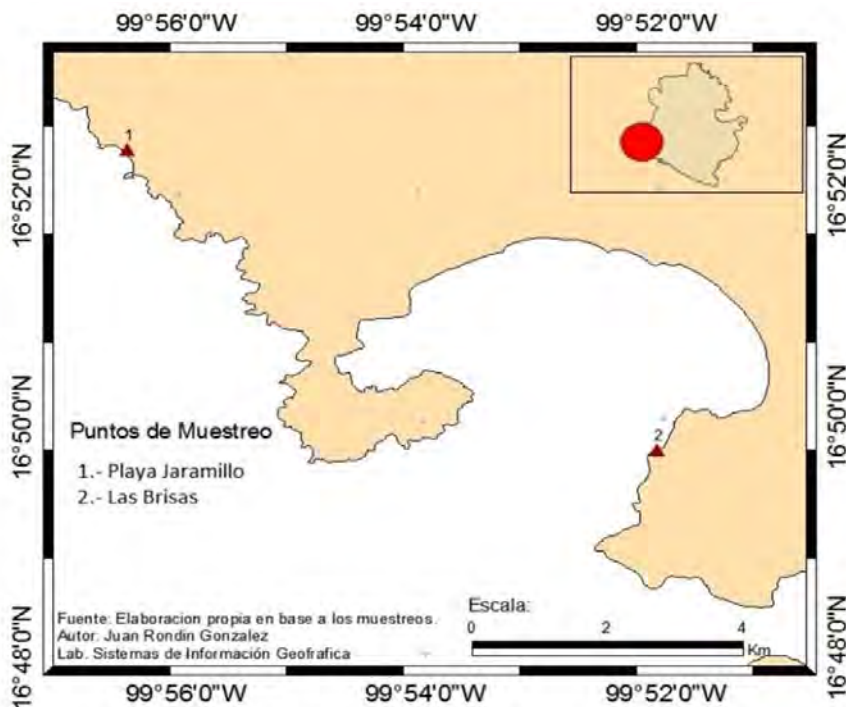
Autores como Mackie (1984) han comentado sobre el efecto de las variaciones de los factores abióticos que actúan como señales o estímulos para la maduración gonadal en moluscos bivalvos. Rose *et al.* (1990) y López *et al.* (2005), han enfatizado la importancia de factores como el fotoperiodo, el nivel de mareas y la temperatura en los ciclos reproductivos de los invertebrados marinos, aunado con la actividad endócrina y neuronal. Barbosa *et al.* (2009) comentan que el aumento de la temperatura coincide con la época reproductiva del quitón *Acanthopleura gemmata*; mientras que Ishiyama (1995) determinó que la época reproductiva de *Chiton cumingsii* está determinada por el aumento o disminución de la temperatura superficial del mar. Vélez (2012) comprobó que la diferencia de las fases del ciclo reproductivo de la especie *Chiton virgulatus Sowerby 1840*, entre dos sitios de estudio, puede estar siendo afectada por la influencia de la temperatura, fotoperiodo, el ciclo de mareas así como la forma de la línea de costa. En lo que respecta al efecto de la marea, autores como Nishida *et al.* (2006), observaron que en meses de mareas altas, el índice de condición en moluscos resultó con valores elevados, lo que atribuyen a que en dicha época la disponibilidad de alimento es mayor.

Metodología

Acapulco se localiza en la costa del Océano Pacífico, en el estado de Guerrero, a 133 km de distancia de la ciudad capital de Chilpancingo de los Bravo; se ubica entre los paralelos 16° 41' y 17° 13' N y los 99° 32' y 99° 58' W. Limita al norte con los municipios de Chilpancingo y Juan R. Escudero, al sur con el Océano Pacífico, al oriente con el municipio de San Marcos y al poniente con el municipio de Coyuca de Benítez.

Se realizaron muestreos desde septiembre de 2010 hasta septiembre de 2011, en dos sitios rocosos de Acapulco (figura 1), los cuales son: Las Brisas, localidad situada entre los 16° 49' 43.91" N y 99° 52' 02.25" W y Jaramillo, ubicado entre los 16° 52' 23.95" N y 99° 56' 24.94" W.

Figura 1
Sitios rocosos de colecta en Acapulco, Guerrero



Mensualmente se recolectaron entre 28 y 30 organismos por sitio de la especie *C. articulatus*, seleccionando los organismos más grandes para asegurar que presentaran algún grado de maduración sexual. Los organismos se recolectaron de forma manual en la zona intermareal rocosa de cada sitio de muestreo, utilizando espátulas o cuchillos.

A cada ejemplar se le registró la longitud total (Lt) y peso total (Pt), posteriormente se realizaron disecciones para determinar el peso de la gónada (Pg) y el sexo (Sex). De acuerdo con Rojas (1988), las gónadas del macho se pueden identificar porque presentan una coloración naranja o rosa salmón, mientras que en las hembras se observa un color verde. En el presente estudio se diferenció el color de la gónada con una escala cromática y, posterior-

mente, se procedió a su fijación con formol a 10%, preparado con agua de mar durante 48 horas; al término del lapso anterior se realizó un lavado del fijador con agua corriente durante 24 horas, para finalmente almacenar las gónadas en alcohol etílico a 70%. Los análisis histológicos se llevaron a cabo en el Laboratorio de Biología de Invertebrados del Departamento de Pesquerías y Biología Marina del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN), en la Paz, Baja California Sur. Se realizó el cálculo del Índice Gonadosomático (IGS) mediante la fórmula:

$$IGS = \frac{(Pg)(100)}{Pt}$$

Donde:

IGS= índice gonadosomático.

Pg= Peso de la gónada.

Pt= Peso total.

Durante cada muestreo se realizó el registro de la temperatura del agua (Temp), salinidad (Sal) y clorofila (Clor) por medio de una sonda multiparamétrica YSI. El nivel de marea (Promnivmarea) se obtuvo a través de las tablas de marea de la Secretaría de Marina (2010-2011). Se obtuvieron los estadísticos descriptivos (promedio, desviación estándar, valores mínimo y máximo) de las variables numéricas. Se determinaron los porcentajes de la variable Sex. Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) basado en la matriz de correlaciones, dado que las variables difieren en cuanto a la unidad de medición. Dicho análisis se llevó a cabo con las variables Sex, IGS, Temp, Sal, Clor y Promnivmarea. El ACP se realizó utilizando las rutinas estadísticas del programa computacional PAWS Statistics 18 de IBM, las cuales consistieron en:

Obtención de una matriz de correlaciones bivariadas y su determinante.

Revisión de la adecuación de la muestra y comprobación de que la matriz de correlaciones no es una matriz identidad, a partir del cálculo de los estadísticos Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) así como la prueba de esfericidad de Bartlett, respectivamente.

Determinación de la correlación parcial de variables, a través del cálculo de la matriz anti-imagen y verificación de los valores de la diagonal principal.

Extracción de componentes, verificación de comunalidades y saturación de las variables en cada componente.

Rotación por el método de máxima varianza.

Resultados

Se recolectaron un total de 729 ejemplares de la especie *C. articulatus*, dentro de los cuales 192 (26.3%) fueron hembras, 330 (45.3%) machos, 187 (25.7%) hermafroditas y 20 (2.7%) indiferenciados. Los estadísticos descriptivos de las variables restantes se observan en la tabla I.

En cuanto al ACP, se observó que de 16 valores de correlación bivariada de Pearson, un total de 11 fueron significativos ($P \leq 0.05$), de los cuales cinco presentaron una asociación negativa y seis positiva. En términos generales, los valores obtenidos de las correlaciones pueden considerarse bajos pero estadísticamente significativos, y se encontraron en una escala de -0.55 a 0.26, donde la relación Sal-Promnivemarea presentó la mayor asociación negativa, mientras que IGS-Promnivmarea la mayor asociación positiva. El valor del determinante de la matriz de correlaciones fue de 0.511, lo que confirmó la existencia de relación lineal entre las variables de estudio (tabla II).

El estadístico de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) presentó un valor de 0.5, por lo que el tamaño de muestra para el ACP puede ser considerado como aceptable. Por otro lado, la prueba de esfericidad de Bartlett resultó significativa ($X^2 = 486.239$, g.l. = 15; $P = 0.0$), por lo que se rechazó la hipótesis nula de que la matriz de correlaciones bivariadas es una matriz identidad, confirmando la relación lineal entre variables.

En lo que respecta a la correlación parcial, los valores de la diagonal principal de la matriz anti-imagen fluctuaron entre 0.462 (Sal) y 0.562 (Temp), valores que pueden ser considerados como aceptables ya que ponen de manifiesto la existencia de correlación parcial entre variables.

La de sedimentación observó un cambio notable en la pendiente de la línea de tendencia a partir del tercer componente, lo cual sugiere la extracción de tres componentes (figura 1).

La varianza total, explicada a partir de la extracción de tres componentes, fue de 68.075%, donde el primer componente aportó un 29.05%, el segundo 21.83% y el tercero 17.20% (tabla III). De esta manera, los tres componentes presentan una aportación porcentual que puede considerarse similar; es decir, las diferencias entre ellos no son tan grandes como para atribuir a un solo componente el total de la explicación, lo que implica que las variables que integraron cada componente tienen una contribución significativa.

En lo que respecta a las comunales o cantidad total de varianza explicada por cada variable, el menor valor lo presentó la variable Clor, con 0.508, y el mayor lo obtuvo Promnivmarea con 0.807 (tabla IV).

En cuanto a las saturaciones de cada variable en la matriz de componentes, se observó que las variables Sex, IGS, Temp, Clor y Sal, llegaron a presentar saturaciones en más de un componente. Debido a lo anterior, se aplicó un proceso de rotación de los ejes de los componentes y, de esta manera, cada variable saturó de manera general en un solo componente. Las variables que se incluyeron y saturaron en el primer componente fueron: Promnivmarea y Sal; en el segundo componente saturaron: IGS y Clor; en el tercero y último componente saturó: Temp y Sex (tabla V). La comparación de los componentes sin rotar y rotado, se observan en la figura 2.

Tabla I
Estadísticos descriptivos de las variables registradas en la especie *Chiton articulatus*, en dos sitios rocosos de Acapulco, Guerrero

	Promedio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
Longitud (mm)	52.05	7.19	30.51	78.26
Peso (g)	10.08	4.36	2.50	27.61
Peso de la gónada (g)	0.44	0.37	0.01	2.79
Índice gonadosomático (%)	4.41	3.18	0.09	25.38
Temperatura (°C)	30.14	1.26	28.0	32.00
Clorofila (mg/l)	3.17	2.79	1.05	11.24
Promedio del nivel de marea (m)	0.31	0.09	0.17	0.41
Salinidad (ppm)	35.04	1.0	32.94	36.17

Tabla II
Matriz de correlaciones de Pearson de las variables registradas en la especie *Chiton articulatus*, en dos sitios rocosos de Acapulco, Guerrero

		Sex	IGS	Temp	Clor	Promnivmarea	Sal
Correlación de Pearson	Sex	1.0					
	IGS	-0.19	1.0				
	Temp	0.13	-0.04	1.0			
	Clor	0.09	-0.22	0.10	1.0		
	Promnivmarea	0.07	0.26	-0.10	-0.21	1.0	
	Sal	-0.06	-0.02	0.17	-0.03	-0.55	1.0
Significancia	Sex						
	IGS	*0.0					
	Temp	*0.0	0.18				
	Clor	*0.01	*0.0	*0.01			
	Promnivmarea	*0.04	*0.0	*0.0	*0.0		
	Sal	0.06	0.26	*0.0	0.21	*0.0	

*Significativa.

Figura 1
Análisis de componentes principales (ACP)
para la sedimentación

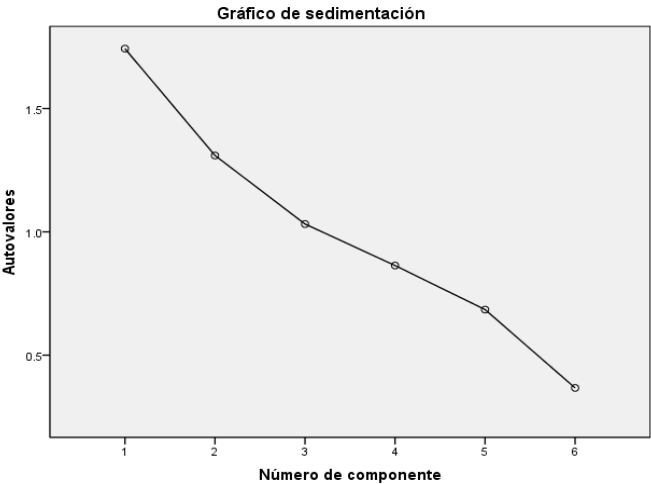


Tabla III
Componentes obtenidos a partir del ACP
de las variables registradas en la especie *Chiton articulatus*,
en dos sitios rocosos de Acapulco, Guerrero

Componente	Autovalores iniciales		
	Total	Varianza (%)	Acumulado (%)
1	1.74	29.05	29.05
2	1.31	21.83	50.88
3	1.03	17.20	68.08
4	0.86	14.39	82.47
5	0.69	11.41	93.88
6	0.37	6.12	100.0

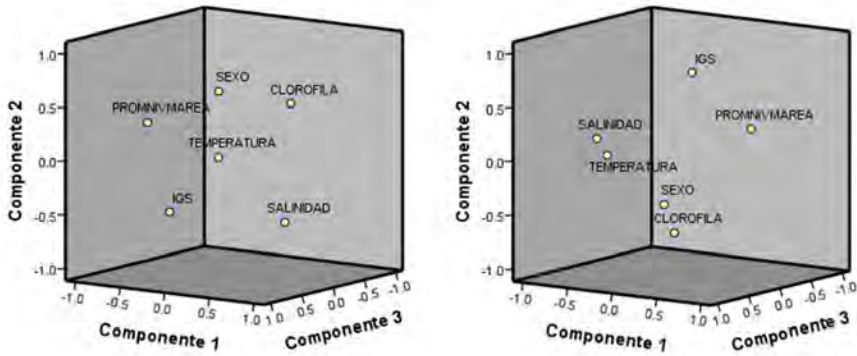
Tabla IV
Componentes obtenidos a partir del ACP
de las variables registradas en la especie *Chiton articulatus*,
en dos sitios rocosos de Acapulco, Guerrero

Variables	Comunalidades	
	Inicial	Extracción
Sex	1.0	0.623
IGS	1.0	0.620
Temp	1.0	0.743
Clor	1.0	0.508
Promnivmarea	1.0	0.807
Sal	1.0	0.785

Tabla V
Matrices de componentes sin rotar y rotada,
obtenidas a partir del ACP de las variables registradas en la especie
Chiton articulatus, en dos sitios rocosos de Acapulco, Guerrero

Variables	Componentes sin rotar			Componentes rotados		
	1	2	3	1	2	3
Sex	0.11	0.67	0.40	0.28	-0.32	0.67
IGS	-0.49	-0.52	0.34	0.08	0.78	-0.06
Temp	0.36	0.13	0.77	-0.26	0.10	0.82
Clor	0.42	0.49	-0.31	-0.05	-0.71	0.05
Promnivmarea	-0.84	0.26	0.19	0.83	0.35	0.06
Sal	0.70	-0.52	0.18	-0.88	0.09	0.11

Figura 2
Componentes sin rotar y rotados del ACP



Discusiones

Distintos trabajos realizados en el litoral rocoso del Pacífico mexicano han contribuido notablemente al conocimiento del recurso *Chiton articulatus*, ya sea al considerarlo en estudios propios de la comunidad malacológica de la zona intermareal, en investigaciones de índole biológico poblacional o, bien, sobre el uso potencial y el consumo de especies, tales como los estudios de Villalpando (1986), Rojas-Herrera (1988), García (1994), Poutiers (1995), Reyes (1999), Holguín y Michel-Morfin (2002), Valdés-González *et al.* (2004), Holguín-Quíñonez (2006), Ríos-Jara *et al.* (2006), Flores-Campaña *et al.* (2007), Galeana-Rebolledo *et al.* (2007), Flores-Garza *et al.* (2007), Flores-Rodríguez *et al.* (2007), García-Ibáñez *et al.* (2009), Reyes-Gómez *et al.* (2010), Bernabé-Moreno *et al.* (2011), Flores-Garza *et al.* (2011) y Olea *et al.* (2011). Sin embargo, para la elaboración de una estrategia de uso sostenido del recurso, se necesita además profundizar sobre el conocimiento del ciclo reproductivo de la especie, en el cual intervienen factores endógenos del organismo y exógenos o del ambiente.

De esta manera, en el presente estudio se observaron fluctuaciones importantes en todas las variables de estudio durante el ciclo anual. En lo que respecta al sexo, se presentaron diferencias significativas con respecto a la proporción de hembras y machos de

la especie *C. articulatus*, determinando un porcentaje alto de hermafroditas. Los valores de la longitud y peso total así como del índice gonadosomático, confirmaron el hecho de haber recolectado mayormente organismos sexualmente maduros. Los estadísticos obtenidos sobre variables como temperatura, salinidad y el promedio de nivel de marea, mostraron la influencia estacional del clima. Un caso particular fue la medición de la clorofila, misma que se consideró como un estimador suficiente de la abundancia del fitoplancton.

Las mayores asociaciones bivariadas, negativa y positiva, de Pearson, sucedieron con el promedio del nivel de marea, salinidad y el índice gonadosomático, respectivamente. La primera asociación puede entenderse en función de una disminución de la salinidad marina cuando el promedio del nivel de marea aumenta, lo cual sucede fundamentalmente en la época de lluvias. En este mismo sentido, los mayores valores del índice gonadosomático coincidieron con dicha época climática.

Con base a los resultados del ACP, se observó que en la cantidad de varianza total explicada nuevamente resalta el promedio de nivel de marea, que presentó la mayor comunalidad. Así, los componentes formados se integraron como a continuación:

- *Componente 1*, nombrado Efecto climático, ya que a un aumento del promedio de nivel de mareas (relacionado con la época de lluvias), se observó una disminución de la salinidad.
- *Componente 2*, nombrado Almacenamiento de nutrientes, en el cual se observó que a medida que incrementa el índice gonadosomático, la cantidad de clorofila o estimación de la producción primaria, disminuye. Lo anterior puede ser debido a que durante el estudio, los mayores valores de la clorofila (mg/l) se observaron en la parte final de la época de lluvias, con pico máximo en noviembre 2011, mientras que los meses de mayor valor del índice gonadosomático fueron en septiembre 2010, abril, julio y septiembre de 2011.
- *Componente 3*, nombrado Maduración sexual, en el cual se observó una relación positiva entre la temperatura del mar y el sexo que presentaron los ejemplares.

Lo anterior coincide de manera general con los trabajos de Mackie (1984), Rose *et al.* (1990), López *et al.* (2005), Barbosa *et al.*

(2009), Ishiyama (1995), Vélez (2012) y Nishida *et al.* (2006), quienes profundizan y destacan la importancia del efecto de los factores ambientales sobre los ciclos reproductivos de invertebrados marinos, entre ellos moluscos bivalvos, cefalópodos, gasterópodos y algunas especies de poliplacóforos. Como técnica exploratoria y de síntesis de la relación entre variables, el ACP fue pertinente para el análisis de los resultados del presente estudio.

Conclusiones

No hay información sobre el ciclo reproductivo de la especie relacionada con factores ambientales. A lo largo del periodo se observaron diferencias significativas en la proporción sexual de la especie. La relación más fuerte entre variables se observó a nivel de los factores ambientales: promedio del nivel de marea y salinidad, con el índice gonadosomático de la especie y el nivel de clorofila. Los resultados indican una estrecha asociación entre la proporción sexual de la especie y la temperatura superficial del mar.

Agradecimientos

A los Fondos Mixtos Conacyt-Gobierno del Estado de Guerrero, por el financiamiento otorgado al proyecto: "Diversidad y abundancia de la cucaracha de mar (clase: *Polyplocophora*) en las costas de Guerrero y elaboración de una propuesta de conservación y aprovechamiento. Clave: GUE2008-C01-91724. A los profesores-investigadores y colaboradores estudiantes de la Unidad Académica de Ecología Marina (UAEM) de la Universidad Autónoma de Guerrero y del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CI-CIMAR) del Instituto Politécnico Nacional, que participaron en la realización de la investigación. A los revisores del presente manuscrito, por sus acertadas observaciones.

La presente investigación fue financiada a través de aportaciones parciales de los proyectos "Estudio Ecológico de la Bahía de Acapulco" y "Posibles factores fisicoquímicos que influyen en el crecimiento y supervivencia de la ostra perlera *Pteria sterna* mantenida en cultivo extensivo en la Bahía de Acapulco", cuyo objetivo fue analizar la relación entre características de la especie y su entorno durante un ciclo anual, y con ello profundizar en aspectos

sobre sus patrones reproductivos, así como de coadyuvar al conocimiento de la especie y su manejo sostenible.

Literatura citada

- Barbosa, S.S.; Byrne, M. y Kelaher B.P. (2009). Reproductive periodicity of the tropical intertidal chiton *Acanthopleura gemmata* at One Tree Island, Great Barrier Reef, near its southern latitudinal limit. *Marine Biology*, 89 (2): 405-411.
- Bernabé, E.; García, S.; Flores, P.; Flores, R. y Arana, D. (2011). *Density and size of Chiton articulatus Sowerby in Broderip & Sowerby, 1832, at four rocky shores of Acapulco, Guerrero, México*. Resúmenes de la Reunión Internacional de Malacología, 44ta Reunión Anual de la Western Society of Malacologists y la 12ª Reunión Bienal Nacional de Malacología y Conquiliología de la Sociedad Mexicana de Malacología. 21-27 junio de 2011. Baja California, México.
- Flores, L.M.; González, M.A.; Ortiz, M. y Arzola, J. (2007). Estructura poblacional del *Chiton articulatus* en las islas Pájaros y Venados de la bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *Revista Biológica de Biodiversidad*, 78: 23S-31S.
- Flores, P.; Flores, R.; García, S.; Santiago, E. y Arana, D.G. (2011). Molluscs on rocky intertidal beaches with two different wave exposures in Barra de Potosí, Petatlán, Guerrero, Mexico. Resúmenes de la Reunión Internacional de Malacología, 44ta Reunión Anual de la Western Society of Malacologists y 12ª Reunión Bienal Nacional de Malacología y Conquiliología de la Sociedad Mexicana de Malacología 21-27 junio de 2011. Baja California
- Flores-Garza, R.; Torreblanca-Ramírez, C.; Flores-Rodríguez, P.; García-Ibáñez, S.; Galeana-Rebolledo, L.; Valdés-González, A. y Rojas-Herrera, A.A. (2011). Mollusc community from a rocky intertidal zone in Acapulco, México. *Biodiversity*, 12 (3): 144-153.
- Flores-Rodríguez, P.; Flores-Garza, R.; García-Ibáñez, S. y Valdés-González, A. (2007). Variación de la diversidad malacológica del meso-litoral rocoso en Playa Troncones, La Unión, Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78: 33S-40S.
- Galeana, L.; Suastegui, M.; Torales, G.; Millán, C.; García, S.; Flores, R.; Flores, P. y Arana, G. (2007). Estudio de la población del *Chiton articulatus* Sowerby, 1832 en Playa Ventura, Copala, Guerrero, como un recurso de importancia comercial. En: E. Ríos-Jara, M.C. Esqueda-González y C.M. Galván-Villa (eds.), *Estudios sobre la malacología y conquiliología en México* (pp. 185-187). México: Universidad de Guadalajara.

- García, L.J.A. (1994). Fauna malacológica de acompañamiento del caracol *Purpura pansa* Gould, 1853 en la zona mesolitoral de la Isla Roqueta, Acapulco, Gro., México. Tesis de Licenciatura. Guerrero, México: Unidad Académica de Ecología Marina-Universidad Autónoma de Guerrero.
- García, S.; Flores, R.; Flores, P. y Arana, D. (2009). La cucaracha de mar *Chiton articulatus* Sowerby, 1832. *Sinergia*, 2: 10-13.
- Holguín Quiñones, O.E. (2006). Moluscos bentónicos de interés económico y potencial de las costas de Michoacán, Colima y Jalisco, México. En: M.C. Jiménez-Quiroz, y E. Espino-Barr (Eds.), Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán, México (pp. 121-131).
- Holguín, O.F. y Michel-Morfin, J.E. (2002). Distribution, density and length-weight relationship of *Chiton articulatus* Sowerby, 1832 (*Mollusca: Polyplacophora*) on Isla Socorro, Revillagigedo Archipelago, México. *Journal of Shellfish Research*, 21: 239-241.
- Ishiyama, V.C. (1995). Reproducción del *Chiton cumingsii* (*Polyplacophora, Chitonidae*) de la Bahía de Ancon, Lima. *Boletín de Lima*, 100: 203-210.
- Kaas, P. y Van Belle, R. (1998). Catalogue of living chitons (*Mollusca: Polyplacophora*). Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers.
- Keen, A.M. (1971). *Sea shells of tropical West America*. Segued ed. California: Stanford University Press.
- López, J.; Rodríguez, C. y Carrasco J.F. (2005). Comparación del ciclo reproductor de *Solen marginatus* (Pulteney, 1799) (*Mollusca: Bivalvia*) en las rías del Eo y Villaviciosa (Asturias, noroeste de España): relación con las variables ambientales. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 21 (1-4): 317-327.
- Mackie, G.L. (1984). Bivalves. En: A.S. Tompa, N.H. Verdonk y J. Van Der Biggelaar (Eds.), *The Mollusca: Reproduction* (pp. 351-418). Vol. 7. New York: Academic Press.
- Nishida, A.K.; Nordi, N. y Alves, R.R.N. (2006). Molluscs production associated to lunar-tide cycle: a case study in Paraíba State under ethnoecology viewpoint. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 2 (28), 1-6.
- Olea F.; García, S.; Flores, R.; Flores, P.; Valdés, A. y Arana, D. (2011). Consumo de poliplacóforos en las costas del Estado de Guerrero, México. Memorias del XVI Congreso Nacional de Ciencias Ambientales. Querétaro, México. Universidad Autónoma de Querétaro, Academia Nacional de Ciencias Ambientales A.C.
- Food and Agriculture Organization (1995). Quitones (Anfineuros, Loricados, Poliplacóforos). En: W. Fischer, F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter y V.H. Niem (Eds), *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca*. Roma: Pacífico Centro-Oriental.
- Reyes, G.A. (1999). *Sistemática de los quitones (Mollusca: Polyplacophora) de la Colección Nacional de Moluscos del Instituto de Biología UNAM*. Tesis de Licenciatura. México: UNAM- Instituto de Biología.

- Reyes-Gómez, A.; Barrientos, N.; Medina, J. y Ramírez, S. (2010). Chitons from the coralline area of Oaxaca, Mexico (*Polyplacophora*). *Bolletino Malacologico*, 46: 111-125.
- Ríos, E.; Pérez, M.; López, E.; Enciso I. y Juárez, E. (2006). Biodiversidad de moluscos marinos de la costa de Jalisco y Colima, con anotaciones sobre su aprovechamiento en la región. En: M.C. Jiménez-Quiroz y E. Espino-Barr. (Eds.), *Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán*. Marco Ambiental. México: Biología de Moluscos.
- Rojas, A. (1988). *Análisis biológico-pesquero de la cucaracha de mar (Chiton articulatus Sowerby, 1832) de Acapulco, Guerrero*. México: Memorias del IX Congreso Nacional de Zoología. Universidad Autónoma de Juárez, Tabasco y Sociedad Mexicana de Zoología, Villahermosa, Tabasco.
- Rose, R.; Dybdal, R. y Harders, S. (1990). Reproductive cycle of the Western Australian Silverlip Pearl oyster *Pinctada maxima* (Jameson) (*Mollusca: Pteriidae*). *Journal Shellfish Research*, 9 (2): 261-272.
- Valdés-González, A.; Flores-Rodríguez, P.; Flores-Garza, R. y García-Ibáñez, S. (2004). Molluscan Communities of the rocky intertidal zone at two sites with different wave action on Isla La Roqueta, Acapulco, Guerrero, México. *Journal of Shellfish Research*, 23 (3): 875-880.
- Vélez, A.M.N. (2012). *Ciclo reproductivo del chitón Chiton virgulatus Sowerby, 1840, en dos localidades de la Bahía de la Paz, B.C.S., México*. Tesis de Maestría. Baja California Sur, México: Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional.
- Villalpando, C.E. (1986). *Diversidad y zonación de Moluscos de facie rocosa Isla Roqueta, Acapulco, Gro.* Tesis de Licenciatura. México: UNAM-Facultad de Ciencias.

CAPÍTULO XIII

Seguimiento al estudio poblacional de *Crocodylus acutus* en el Vaso III de la Laguna de Cuyutlán, Colima, México

E.A. Reyes Herrera, J.H. Gaviño Rodríguez,
S.I. Quijano-Scheggia, A. Olivos Ortiz,
M. Patiño-Barragán, M.A. Galicia-Pérez,
B. Lara Chávez, A.H. Escobedo y H.M. García

Resumen

La ecología poblacional de los cocodrilos en la Laguna de Cuyutlán, específicamente en los Vasos I y II, ha sido analizada y descrita en estudios anteriores. La frecuencia de los censos, monitoreos ambientales y expediciones realizadas, ha permitido establecer una línea base donde se incluyen características autoecológicas y la dinámica poblacional de la especie en este sistema. Como parte del desarrollo industrial en la región se ha ampliado la comunicación marina del canal de Tepalcates entre el Vaso II, de la laguna y el mar lo cual ha generado una mayor hidrodinámica al interior del cuerpo costero. Debido a que la zona de cobertura de los cocodrilos ha mostrado una estrecha relación con la presencia de mangle y este hábitat se encuentra expuesto a mayores variaciones en el nivel de agua con la ampliación del canal, es posible que la dinámica poblacional tenga modificaciones ante las nuevas condiciones del sistema. En el presente escrito se presentan los resultados de 21 censos nocturnos, nueve prospecciones para captura de organismos y de los parámetros ambientales registrados como continuación del monitoreo a la población de cocodrilos, los cuales muestran cambios conductuales y una serie de modificaciones en el medio ambiente que pueden estar asociados a los mis-

mos. Esto permite establecer una base para futuras investigaciones en torno a la respuesta de las poblaciones de cocodrilos ante modificaciones en los cuerpos costeros.

Introducción

La realización de actividades enfocadas a conocer el estado de las especies vulnerables en el territorio nacional ha adquirido mayor importancia, ya que esto es una medida esencial en la toma de decisiones para implementar acciones enfocadas a la conservación y recuperación de las mismas. En este aspecto, las poblaciones de cocodrilos en México han sido estudiadas y descritas desde tiempos lejanos por los primeros expedicionistas, y posteriormente por algunos científicos y personas interesadas en el conocimiento de los cocodrilos (Casas-Andreu, 2010); sin embargo, debido a los cambios en la situación de las poblaciones, con el tiempo y las metodologías aplicadas, no fue posible estructurar un panorama completo sobre la situación de las diversas especies de cocodrilos que habitan en nuestro territorio. Con la finalidad de actualizar la información y homogeneizar las técnicas empleadas (Sánchez-Herrera *et al.*, 2011), en las últimas décadas se han organizado grupos de especialistas para conformar una autoridad científica (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, CONABIO) que, en un momento dado, cuenta con capacidad de asesorar a las autoridades administrativas (en México es la Dirección General de Vida Silvestre, DGVS). La unificación de esfuerzos ha permitido el diseño de estrategias que en años recientes han recaído en la generación de información actualizada de varias poblaciones de cocodrilos a lo largo del territorio nacional, estos estudios han sido enfocados principalmente al cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*) (Sánchez Herrera *et al.*, 2011); sin embargo, se vislumbra que prospecciones posteriores serán enfocadas a otras especies de cocodrilos consideradas hasta el momento como vulnerables, para su recuperación en caso de ser necesario y posterior aprovechamiento.

Con base a 31 censos realizados entre septiembre de 2009 y agosto de 2010, la captura de 41 individuos y diversas prospecciones Gaviño-Rodríguez *et al.* (2011) señalaron que la población de

cocodrilos en los vasos II y III de la Laguna de Cuyutlán se encontraba representada en su totalidad por la especie *Crocodylus acutus*, también conocida como cocodrilo de río o americano, y se concentra la mayor parte de los individuos en el Vaso III, representando aproximadamente 90% de la población total. Debido a la mayor densidad presente y a la menor perturbación por factores antropogénicos que presenta este vaso, la información mostrada en este escrito se limita al mismo. Cabe resaltar que el presente estudio posee características que lo hacen uno de los más completos en lo que respecta a la variabilidad de la tasa de encuentro (TE) entre monitoreos, no sólo por la frecuencia de los conteos sino por el monitoreo que se ha llevado a cabo de parámetros ambientales a la par, lo que permitirá concluir estadísticamente las posibles fuentes de variación y determinar patrones de distribución a lo largo de un ciclo anual.

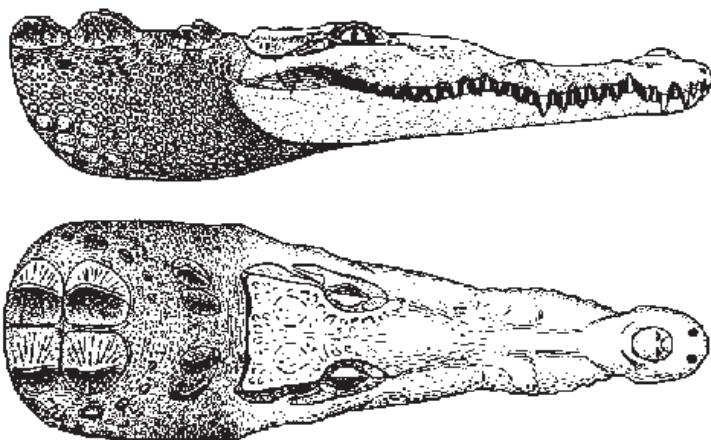
Debido al marco legal señalado y al incremento del interés público y de los tomadores de decisiones en los ecosistemas y las diversas especies que en ellos habitan, se ha llevado a cabo un estudio para conocer la ecología poblacional de los cocodrilos en la Laguna de Cuyutlán, esto ante la inminente modificación del hábitat como resultado de la ampliación de un canal que comunica con el mar. El presente trabajo muestra los resultados obtenidos durante prospecciones anteriores a su apertura y posteriores a la misma.

El cocodrilo de río es una especie ampliamente distribuida en el Pacífico mexicano, con reportes de abundantes poblaciones en Nayarit, Jalisco, Michoacán, Guerrero y Oaxaca; encontrándose también algunos reportes de individuos en estados del Golfo de México como Veracruz, Yucatán y Campeche, de los cuales la mayoría son considerados erróneos (Álvarez del Toro, 1974; Casas y Guzmán, 1970; Ross y Ross, 1987 y Ernst *et al.*, 1999), al respecto se han identificado regiones donde es posible su convergencia con poblaciones de *C. moreletii* (Escobedo-Galván y González-Salazar, 2011). Los individuos adultos pueden llegar a tener una longitud total (LT) superior a los 6 m. La especie se caracteriza por tener un hocico largo que se estrecha de su base a la nariz, y en la punta tener la forma de una *bola* (figura 1). Alcanza la madurez sexual a una talla de entre 2.1 y 2.7 m, lo que es equivalente a una edad entre 10 a 15 años;

una hembra puede llegar a poner hasta 80 huevos. Sin embargo, los nidos encontrados en la Laguna de Cuyutlán, un promedio de 33 huevos por nido, de los cuales emergen crías de entre 25 y 30 cm de LT. Debido a su amplia tolerancia a la salinidad (Grig, 1994; Hernández-Hurtado *et al.*, 1998; Mazzoti y Cherkiss 2003), es posible que las poblaciones que habitan en los cuerpos costeros del estado de Colima sean representadas mayoritariamente por esta especie.

C. acutus se encuentra bajo protección legal a nivel nacional e internacional, la legislación Mexicana incluye a esta especie en la NOM-059-ECOL-2001 como *rara* y se está sujeta a protección especial; internacionalmente la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES), la ubica en el apéndice I, con excepción de las poblaciones de Cuba, donde estudios realizados mostraron que era posible su aprovechamiento; la Unión Internacional para la Cooperación de la Naturaleza (UICN) la cataloga como vulnerable.

Figura 1
Imagen de la región craneal de *C. acutus*:
a) vista lateral y b) vista desde arriba



Fuente: Wermuth y Fuchs (1978).

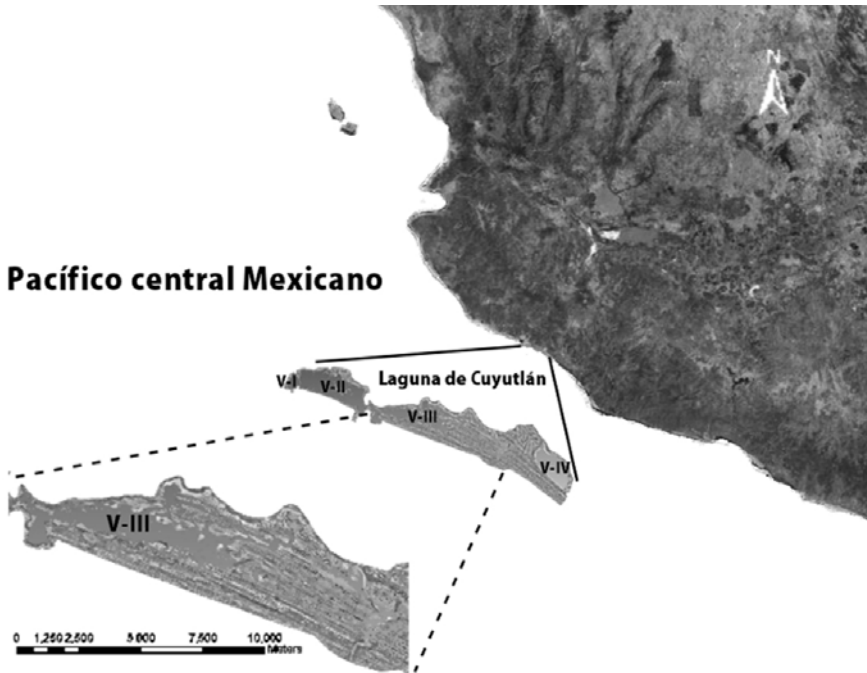
Área de estudio

La Laguna de Cuyutlán se ubica en el Pacífico Central Mexicano y se encuentra dividida geomorfológicamente en cuatro vasos, los cuales son delimitados por una serie de barreras físicas que confieren distintas características ambientales a cada uno (CFE, 2008).

Los conteos avistados corresponden al Vaso III, el cual durante la línea base se caracterizó por una baja hidrodinámica y profundidades menores a un metro sobre el nivel de baja mar media inferior (NBMI) en 93% de su extensión. El agua en este vaso presentó variación estacional en la temperatura y salinidad, llegándose a encontrar condiciones hipersalinas (48.4) durante verano en su porción más alejada de la comunicación con el Vaso II y salobres (23.2) en temporada de lluvias. Se considera que el Vaso III es el que presenta mayor extensión de mangle saludable y el menor número de asentamientos urbanos en sus márgenes, razones por las cuales se cree que los cocodrilos muestran preferencia por esta zona o se han conservado en mejor estado (Gaviño-Rodríguez *et al.*, 2011).

En la figura 2 se observa el vaso III limitado al WNW por la comunicación con el Vaso II, al ESE con un dique que bloquean parcialmente la comunicación con el vaso IV y al Sur con una barrera arenosa paralela a la línea de costa la cual separa la laguna del Océano Pacífico.

Figura 2
Ubicación del Vaso III de Laguna de Cuyutlán, Colima



Métodos

De forma general se aplicó la metodología descrita en Gaviño *et al.* (2011) con el fin de obtener resultados comparables entre los diferentes periodos de muestreo. Se emplearon como base los 31 censos realizados entre septiembre de 2009 y agosto de 2010 para determinar la tasa de encuentro (TE) de la población de cocodrilo en el Vaso III (figura 2), posteriormente se realizaron otros 21 censos durante y después de la apertura del Canal de Tepalcates (agosto de 2011 a junio de 2012). Se empleó el método de Detección Visual Nocturna (DVN) utilizando una embarcación para transitar por los márgenes de la laguna a una distancia promedio de 100 m y una velocidad de ~ 7 m/s; mientras se realizaba un barrido de la zona

con lámparas de largo alcance en busca del reflejo por el *tapetum lucidum* (Sánchez-Herrera *et al.*, (2011). Para evitar el efecto de posibles movimientos entre las riberas Norte y Sur, se realizó la determinación de la TE en una sola noche todas las ocasiones. Se registró el recorrido con GPS de la marca Garmin, así como la posición geográfica de cada individuo, para caracterizar el hábitat se muestrearon la temperatura del agua y ambiental, salinidad y profundidad en cada punto desde donde se avistó cada organismo. Para fines comparativos con otros estudios, los resultados también se presentan como número de organismos por kilómetro (org/km), refiriéndose el termino TE a el número total de individuos avistados en cada conteo, para el cálculo de la población estimada se emplearon las fórmulas de Messel *et al.* (1981):

$$N = [m \pm (1.96s)^{1/2}] / p, \quad p = m / [(2s + m) 1.05]$$

Donde:

m es el número promedio de organismos avistados, s desviación estándar, p es la fracción visible y N la abundancia poblacional.

Durante los censos se estimó el tamaño de los cocodrilos avistados para conocer la distribución por tallas. Debido a la dificultad que representa estimar medidas exactas, se empleó una clasificación por rangos de tallas, presentada en la tabla I.

Tabla I
Escala empleada para la clasificación
de cocodrilos de acuerdo a su talla

Clase	Rango en longitud (cm)
1 (C. I)	< 60 (crías)
2 (C. II)	61 - 120 (juveniles)
3 (C. III)	121 - 180 (subadultos)
4 (C. IV)	181 - 240 (adultos)
5 (C. V)	241 - > 300 (adultos)

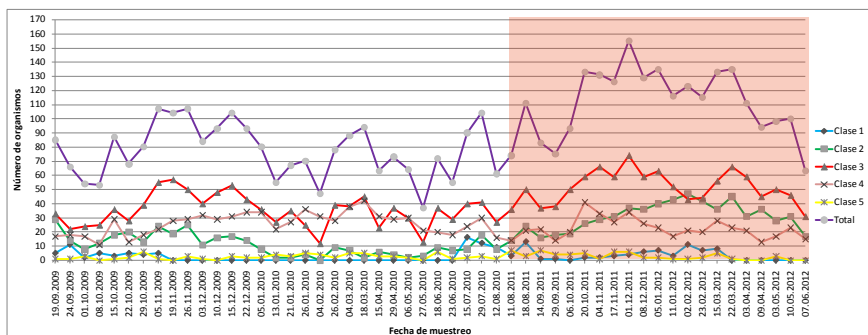
Para determinar la relación de sexos que guarda la población, se realizaron capturas de organismos en ambas etapas del monitoreo mediante la metodología de lazado (Cherkiss *et al.*, 2004) y una vez inmovilizado el organismo se diagnosticó el sexo por exploración cloacal (Allsteadt y Lang, 1995), se registro su peso, medidas morfométricas y presencia de afecciones visuales, asimismo se marcó para su reconocimiento en caso de recaptura.

Se realizaron expediciones diurnas en las zonas adyacentes al vaso III durante los meses de abril y mayo de 2010 y 2012 para la ubicación de nidos, para ello se observaron las características del terreno en busca de relieves con respecto al plano, así como rastros de la hembra (Casas-Andreu, 2003). Una vez localizados se registraron los números totales de huevos fértiles e infértiles, indicados por la presencia o ausencia de la banda opaca, respectivamente (Ferguson, 1982). Durante la temporada de eclosión se supervisaron los nidos, con la finalidad de conocer el índice de eclosión en el medio natural; también se realizaron biometrías de la longitud total (LT) y peso a las crías de tres nidos, asistidos durante su eclosión en el 2010, sin embargo, no fue posible realizar el mismo procedimiento durante la temporada 2012, por lo que no se presenta actualización alguna en este aspecto.

Resultados

Se encontró una TE promedio de 111 organismos por recorrido (tabla II y figura 3) con un máximo de 155 individuos, el cual se registró en el monitoreo realizado el 01 de diciembre de 2012; este valor se encuentra por encima del promedio anteriormente encontrado (77 organismos) y supera el número máximo estimado de individuos (116 organismos). La variación entre censos contiguos se mantuvo en los mismos rangos a los observados durante la primera etapa del monitoreo con una diferencia máxima de 40 individuos (figura 3), la variación entre los individuos de la misma clase no presentó mayor cambio, con excepción de la clase (C. II), cuya desviación estándar se incrementó a un nivel similar al de los organismos de la C. III, de igual forma se incrementó su representatividad con respecto a las demás clases (figura 6), sin superar a la clase dominante (C. III).

Figura 3
Organismos avistados durante los recorridos
para censo poblacional en el vaso III



Nota: ● Número total, ◇ crías (I), ■ juveniles (II), ▲ subadultos (III), × adultos talla IV y * adultos talla V. En gris los conteos correspondientes a la apertura del canal de Tepalcates.

La población estimada con las formulas de Messel fue de 145 a 159 organismos, en la tabla II se presentan los valores anteriores y se muestra que la población estimada con base a los conteos posteriores a la apertura del canal supera al valor inicial. Esto es debido al mayor número de organismos contabilizados durante la mayor parte del primero y segundo semestre de este seguimiento, la TE muestra una tendencia a disminuir de abril a junio, llegando a contabilizar un mínimo de 63 organismos en la prospección del 07 de junio de 2012 (figura 3).

Tabla II
Estimación poblacional según censos en el Vaso III

Tamaño	T1	T2	T3	T4	T5	Total
Prom	3.38	30.76	51.57	22.52	2.86	111.1
Stdev	3.88	10.04	11.33	7.14	2.39	24.34
<i>p</i>	0.32	0.64	0.73	0.64	0.39	0.73
N	10.61	48.43	70.69	35.05	7.28	152.16
N min	7.85	43.99	65.98	31.31	5.11	145.25
N max	13.37	52.87	75.4	38.79	9.45	159.07
Promant	2.48	10.94	35.06	25.97	2.42	76.87
Stdevant	4.24	7.58	11.24	7.66	1.75	19.06
N ant	10.44	24.85	54.81	39.32	5.63	109.51
N min ant	7.56	21	50.12	35.45	3.78	103.4
N max ant	13.33	28.71	59.5	43.2	7.48	115.62

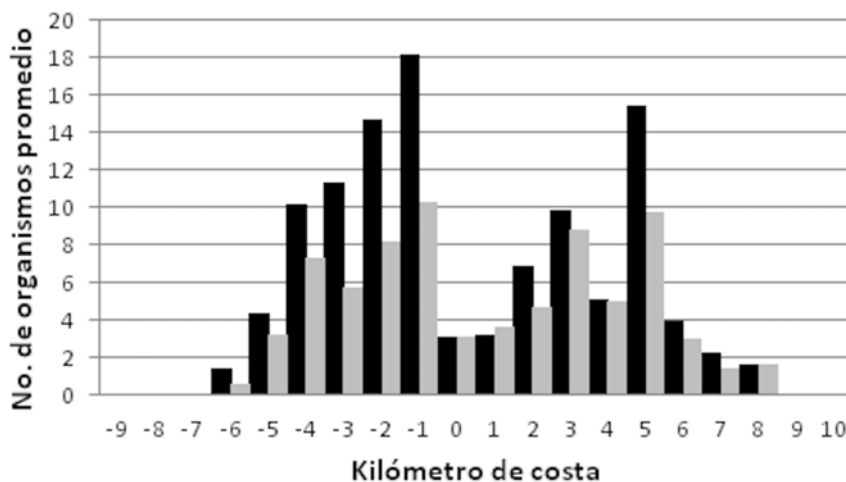
La densidad por kilómetro fue de 5.5 org/km (figura 4), incrementándose de manera proporcional al número de individuos avistados en cada km, con excepción de los km 0, 1, 3 y 4, lo que generó mayor diferencia entre la TE de las ensenadas norte y sur, adquiriendo mayor relevancia en cuanto a la presencia de cocodrilos en la primera. Al respecto, en la figura 5 se observa que aún se conserva el patrón de la distribución entre ambas etapas, incluyendo las zonas de interacción, donde se concentraban organismos de distintas tallas y en las cuales se han llegado a contar más de 25 cocodrilos.

Figura 4
Superposición de los 31 recorridos realizados
entre el 19 de septiembre de 2009 y el 12 de agosto de 2010
para el censo de organismos en el Vaso III



Nota: Los números corresponden a un kilómetro de costa, en negativo los correspondientes al margen norte y viceversa.

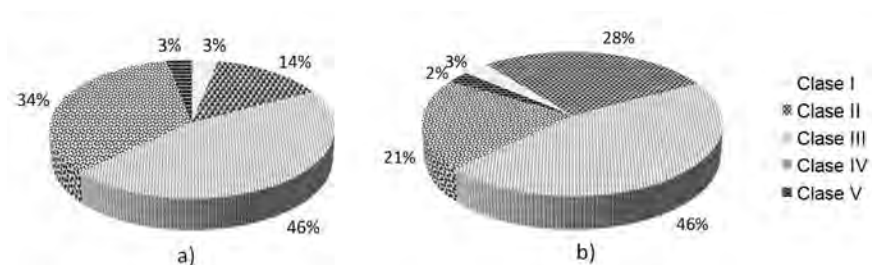
Figura 5
Promedio temporal de los avistamientos en cada km de costa



Nota: El negativo se refiere a la ribera norte y el positivos a la sur. En negro se muestra la TE promedio por kilómetro, obtenida durante y después de la ampliación de canal de Tepalcates.

En la figura 6 (a y b) se muestra que en ambas condiciones los organismos subadultos (C. III) representan 46% de la población, mientras los organismos C. II adquieren mayor relevancia representando un 28% y la proporción de individuos C. IV presenta una ligera disminución de 13%. Las C. I y C. V no exhiben modificaciones, siendo las de menores representaciones.

Figura 6
Estructura de tallas de la población de *C. acutus*
en el Vaso III de la Laguna de Cuyutlán



Nota: a) Antes de la ampliación y b) posterior a la ampliación.

Se realizaron diversos recorridos durante la temporada de anidación (2012), localizándose siete, mismos que fueron supervisados durante su incubación pero, debido a la alta depredación, no se logró llevar un registro adecuado del número de huevos en cada puesta; sin embargo, dos nidos y el cadáver de una hembra reproductiva con huevos indican que el promedio de huevos por puesta fue de 33. La depredación afectó seis nidos, de los cuales cinco se perdieron en su totalidad y sólo uno presentó 24 huevos intactos, aunque no eclosionó ninguna cría. Los nidos presentaron cambios en la profundidad de la cámara de incubación, la cual en algunos casos fue menor a 20 cm. Otra conducta anómala fue el incremento en la anidación múltiple (seis nidos), lo cual en otras temporadas sólo se había presentado un caso, donde dos hembras anidaron en el mismo punto. El nido que permaneció inalterado fue encontrado a 45 cm de profundidad y se observó la presencia de la banda opaca, lo que indica que eran fértiles, pero los embriones no continuaron su desarrollo; en este aspecto, el nido parcialmente saqueado se encontró a menor profundidad (~ 40 cm) y los embrio-

nes presentaban un desarrollo acorde a la temporada de anidación conocida; sin embargo, se encontró un huevo con una cría muerta y en su exterior presentaba evidencias de un intento de eclosión por parte del individuo.

Durante la etapa del monitoreo se observaron cambios relacionados con las variables ambientales que ya se registraban con anterioridad. Dentro de ellos destaca la presencia de un gradiente térmico horizontal con respecto a la comunicación marina modificada, encontrando diferencias superiores a 9 °C durante los meses de marzo y abril; asimismo, durante estos meses se registraron valores de temperatura inferiores a 20 °C, los cuales no habían sido registrados en la etapa anterior de monitoreo. Se observa que debido a la mayor hidrodinámica, la persistencia de valores extremos de salinidad se ha visto disminuida, lo que genera una disminución de los microecosistemas de aguas salobres. La apertura del canal de Tepalcates permite mayor penetración de la onda de marea, lo que modifica la variación de los niveles y el espejo de agua, así como del manto freático.

Discusiones

El incremento en la TE posiblemente se debe a la migración de organismos que habitaban en las zonas internas del mangle, esto ante la mayor variabilidad del espejo de agua, el cual, como se ha visto en las prospecciones realizadas durante el escenario base, tiene influencia en la capacidad de los organismos para penetrar a zonas más alejadas de la laguna. La poca variabilidad en el patrón de distribución de los organismos entre transectos sugiere que los individuos de la población se encuentran identificados con su territorio, por lo es poco probable que el incremento en la TE se deba a la migración de organismos de otros transectos, no considerados en el presente documento ni de los vasos contiguos al mismo; de igual forma que la clasificación por clase, encontrada durante esta etapa, indica que no se trata de un incremento en la TE generado por el reclutamiento de individuos recién nacidos sino de organismos que nacieron hace más de dos años (C. II y C. III). Los valores en la TE sigue siendo inferior a la observada en otros cuerpos de agua del Estado (Castillo-Soriano, 1996; 1997, en Hernández-Hurtado *et*

al., 2006), donde su superficie es menor. Se ha observado mayor variación estacional a la registrada durante la primera etapa, lo que — en conjunto con los cambios en los niveles de agua— ha permitido el avistamiento de 155 cocodrilos en el mes de diciembre, se espera que —conforme al patrón estacional— dicho parámetro alcance un valor inferior en meses posteriores. Las diferencias encontradas en la distribución y la TE de los cocodrilos en la ribera sur y norte, ante la ampliación del canal, pueden estar asociadas a la abundancia de mangle, la presencia de aportes de agua dulce o condiciones hidrodinámicas distintas en ambas zonas.

Gaviño *et al.* (2011) concluyen que, conforme a los promedios de los censos y la estructura de la población, 7-8 parejas eran las encargadas del repoblamiento en el Vaso III, mientras que —con base a la población estimada— el número de parejas reproductivas era de 11-12, por lo que el número de nidos encontrados en la presente temporada coincide con el número de nidos registrados, esto tomando en cuenta el fallecimiento de una hembra reproductora.

Conforme a los registros de temporadas de anidación anteriores, la alta depredación observada se encuentra asociada a cambios en la forma del nido y a la anidación múltiple, los cuales a su vez son un efecto secundario de la pérdida de zonas de anidación y a los cambios en el nivel de agua, ello favorece la detección de los nidos por parte de los depredadores, mismos que siempre han estado presentes en las riberas del sistema lagunar y no exhibían una incidencia de esta magnitud en los nidos de *C. acutus*. En temporadas anteriores se tiene el registro de un nido depredado por los tejones o coatis (*Nasua narica*); sin embargo, existen otros predadores naturales como los mapaches (*Procyon lotor*) y perros, entre otros. El número de nidos encontrados continúa siendo notablemente inferior al reportado por Castillo-Soriano (2003) para otros cuerpos de agua del Estado, lo que implica la ausencia de organismos reproductivos que aseguren un mayor reclutamiento cada año, esto es importante debido al alto índice de mortalidad que observan los *Crocodylia*, en algunos casos superior a 90% en el primer año (Pooley y Ross, 1989).

Los nidos encontrados a mayores profundidades mostraron afectaciones en la gestación del embrión y en la eclosión de una cría. En ambos casos se atribuye el nulo índice de natalidad a la

inundación de los nidos, esto debido al incremento en el nivel freático. La presencia de una hembra reproductiva en una zona alejada del área de anidación evidencia una incorrecta adaptación ante las nuevas condiciones y la escases de lugares apropiados para la puesta, lo cual orilla a los individuos a expandir su zona de cobertura; en este caso la hembra fue golpeada por un tren mientras buscaba un sitio de anidación.

El registro de temperaturas $>19^{\circ}\text{C}$ son causadas por el ingreso de agua marina a la laguna, esto puede detonar la migración de los individuos cercanos a dicha zona de influencia marina, la cual se ha incrementado a raíz de la ampliación. Existen antecedentes que indican la capacidad de los cocodrilos de continuar alimentándose en temperaturas inferiores, lo que conlleva severas consecuencias fisiológicas, principalmente afecciones en el sistema digestivo, que pueden recaer en la muerte de los individuos (Rubio-Delgado *et al.*, 2000). Tomando en cuenta que *C. acutus* tiene una temperatura preferida de entre $28\text{--}33^{\circ}\text{C}$, podemos comprender que al ser un organismo ectotermo depende mayormente del medio ambiente para mantener una temperatura adecuada. En el caso de la menor persistencia de bajas salinidades, las cuales son producto de aportes pluviales y continentales, esto puede llegar a tener repercusiones en el desarrollo de los individuos, ya que en ciertas temporadas los cocodrilos aprovechan la presencia de estas condiciones para disminuir el estrés causado por la actividad osmoregulatoria que deben realizar cuando habitan en un medio con condiciones marinas o hipersalinas.

Conclusiones

La población de cocodrilos mostró un incremento en la TE debido a la ampliación del canal de Tepalcates, sin que se conozca hasta el momento si dicho incremento representa un impacto positivo o negativo en la población, ya que exclusivamente representa un cambio en la dinámica poblacional que ha permitido atisbar mayor número de individuos durante los meses que abarca el presente trabajo.

Las condiciones actuales de las zonas de anidación y de la hidrodinámica lagunar generaron cambios conductuales en las hembras reproductivas y afectaron la vulnerabilidad de los nidos ante los

predadores naturales. De acuerdo a las estimaciones realizadas en estudios previos, existe la probabilidad de que existan otros nidos, cuyo hecho favorecerá la tasa de reclutamiento de la temporada.

Literatura citada

- Allsteadt, H. y Lang, J.W. (1995). Sexual dimorphism in the genital morphology of young American Alligators, *Alligator mississippiensis*. *Herpetologica*, 53 (3): 314-325.
- Álvarez-del-Toro, M. (1974). *Los crocodylia de México: estudio comparativo*. Distrito Federal, México: Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables.
- Casas-Andreu, G. (2003). Ecología de la anidación de *Crocodylus acutus* (*Reptilia: Crocodylidae*) en la desembocadura del río Cuitzmala, Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 89: 111-128.
- Casas-Andreu, G. y Guzmán-Arroyo, M. (1970). Estado actual de las investigaciones sobre cocodrilos mexicanos. *Serie Divulgación Instituto Nacional de Investigación Biológica y Pesquero*, 3: 1-52.
- Castillo-Soriano, F.A. (2003). *Nacimientos y detección de nuevas áreas de anidación de cocodrilo americano (Crocodylus acutus) en los humedales de Colima*. Manzanillo, Colima: Memorias del II Foro de Pesca Ribereña.
- Comisión Federal de Electricidad (2008). *Manifestación de impacto ambiental, modalidad regional*. Distrito Federal, México: CFE
- Cherkiss, M.S.; Fling, H.E.; Mazzotti, F.J. y Rice, K.G. (2004). Counting and capturing crocodilians: Florida cooperative extension service. Series of the Wildlife Ecology and Conservation Department (publicación interna 1415). Florida, USA: University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences.
- Ernst, C.H.; Ross F.D. y Ross, C.A. (1999). *Crocodylus acutus* (Cuvier): Catalogue of american amphibians and reptiles. *American Crocodile*, 700: 1-17.
- Escobedo-Galván, A.H. y González-Salazar, C. (2011). Aplicando modelos de nicho ecológico para predecir áreas potenciales de hibridación entre *Crocodylus acutus* y *C. moreletii*. *Quehacer Científico en Chiapas*, 1 (11): 27-35.
- Ferguson, M.W.J. (1982). The structure and composition of eggshell and membranes of Alligator Mississippiensis. *Transactions of the Zoological Society of London*, 36: 99-152.
- Gaviño-Rodríguez, J.H.; Reyes-Herrera, E.A.; Escobedo-Galván, A.H.; Quijano-Scheggia, S.I.; García-García, H.M.; Olivos-Ortiz, A.; Patiño-Barragán, M.; Galicia-Pérez, M.A. y Lara-Chávez, B. (2011). La población de *Crocodylus acutus* en el Vaso III de la Laguna de Cuyutlán, Colima, México. En: J.C. Chávez-Comparán y J. Mimbela-López (Eds.), *Avances sobre Investigaciones Marinas y Acuícolas del Pacífico Tropical Mexicano* (pp. 96-107). Volumen 2. Manzanillo, Colima: Universidad de Colima.

- Grig, G. (1994). Twenty years of wondering and worrying about how Crocodiles live in salt water. En: D. Lunney y D. Ayers (Eds.), *Herpetology in Australia* (pp. 265-277). Australia: Royal Zoological Society of New South Wales.
- Hernández-Hurtado, H.; Cupul-Magaña, F.; Estrada, G. y González, J. (1998). Los cocodrilos del delta del río Ameca. *Divulgare*, 27: 16-27.
- Hernández-Hurtado, H.; García-de Quevedo, R. y Hernández, P.S. (2006). Los cocodrilos de la costa Pacífico occidental (Michoacán, Colima y Jalisco) de México. En: M.C. Jiménez-Quiroz y E. Espino-Barr (Eds.), *Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán* (pp. 375-389). Colima, México: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Instituto Nacional de la Pesca.
- Mazzotti, F.J. y Cherkiss M.S. (2003). Status and conservation of the american crocodile in Florida: Recovering an endangered species while restoring an endangered ecosystem. Technical Report 41. Florida, USA: University of Florida, Fort Lauderdale Research and Education Center.
- Messel, H.; Vorlicek, G.C.; Wells, A.G. y Green, W.J. (1981). Surveys of tidal river systems in Northern Territory of Australia and their crocodile populations. Oxford, NY: Pergamon Press.
- Pooley, A.C. y Ross, C.A. (1989). *Crocodiles and alligators*. Silverwater, Australia: Golden Press Pty. Limited.
- Ross, C.A. (1987). *Crocodylus moreletii*. Catalog of American Amphibians and Reptiles.
- Rubio-Delgado, A.; Hernández-Hurtado, H. y Cupul-Magaña, F.G. (2000). Hipotermia crónica y síndrome de mala adaptación en cocodrilo de río (*Crocodylus acutus*). *Revista Biomédica*, 11 (2): 133-134.
- Sánchez-Herrera, O.; López-Segurajáuregui, G.; García Naranjo-Ortiz de la Huer-ta, A. y Benítez-Díaz, H. (2011). *Programa de monitoreo del cocodrilo de pantano (Crocodylus moreletii) México-Belice-Guatemala*. Distrito Federal, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Wermuth, H. Y Fuchs, K. (1978). *Bestimmen von Krokodilen und ihrer Häute*. Stuttgart-New York: Gustav Fischer Verlag.

CAPÍTULO XIV

Indicadores ecológicos de *Plicopurpura pansa* (Gould, 1853) y *Chiton articulatus* (Sowerby, 1832) con relación al sustrato y oleaje en Acapulco, Guerrero

F.J. Valencia-Santana, S. García Ibáñez,
P. Flores Rodríguez, R. Flores-Garza,
A. Rojas-Herrera y F. Olea

Resumen

Se analizaron indicadores ecológicos de las especies *Plicopurpura pansa* (Gould, 1853) y *Chiton articulatus* (Sowerby, 1832), en cuatro sitios rocosos de Acapulco, Guerrero, México, durante octubre y diciembre de 2010, así como de febrero y abril de 2011. Los sitios presentaron características particulares en cuanto a la expresión topográfica y oleaje. Se determinó una densidad relativa del caracol *P. pansa* entre 1.23 y 4.65 organismos/m², y de *C. articulatus* entre 4.54 y 14.95 organismos/m². Ambas especies presentaron un patrón espacial agregado. Tanto la densidad relativa, longitud total, patrón espacial y grado de agregación, se encontraron en estrecha relación con la estructura y complejidad del sustrato así como de la intensidad del oleaje.

Introducción

De acuerdo a Arriaga *et al.* (2009), la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), reconoce que el estado de Guerrero ocupa el cuarto lugar a nivel nacional en diversidad biológica. Lo anterior es importante dado que para un desarrollo armónico de la sociedad con la diversidad biológica y el ambiente, es necesario contar con suficientes conocimientos de los recursos naturales.

Los moluscos conforman un grupo de organismos muy importantes en todos los ecosistemas, entre ellos los marinos. En la zona intermareal rocosa es posible encontrar distintas especies de moluscos, los cuales presentan gran variación en cuanto a formas, tamaños y coloraciones. En la actualidad, la importancia de los moluscos sobrepasa el valor estético que ciertas culturas manifestaron en sus expresiones artísticas. Además de su función bioecológica, muchas especies son utilizadas mundialmente como una fuente de alimento, así como indicadoras del impacto o estrés funcional de los ecosistemas.

Gran cantidad de información generada sobre moluscos de los litorales mexicanos, corresponde a aspectos como la riqueza, diversidad y abundancia de especies, entre otros; sin embargo, es necesario profundizar en las relaciones funcionales de la comunidad malacológica, las cuales además de los distintos arreglos y máxima entropía, también se manifiestan en indicadores ecológicos como la densidad relativa, longitudes y dispersión espacial, en interacción con el ambiente. En algunos estudios se manifiestan relaciones interespecíficas sólo a partir de observaciones *in situ*, sin utilizar métodos específicos.

En la costa rocosa del estado de Guerrero, existen dos especies de muy particular importancia: el gasterópodo carnívoro-carroñero *Plicopurpura pansa* (Gould, 1853) conocido comúnmente como: caracol púrpura o caracol de tinte morado, así como el poliplacóforo herbívoro *Chiton articulatus* (Sowerby, 1832), también conocido como: quitón o cucaracha de mar. El caracol *P. pansa* secreta un fluido blanquecino que mediante procesos de fotooxidación, adquiere una tonalidad púrpura, característica utilizada por grupos

étnicos para la tinción de tejidos. La especie *C. articulatus* es apreciada por ser un recurso alimenticio. Ambas especies se distribuyen en el Pacífico mexicano y cohabitan en los sistemas intermareales rocosos, razones por las que son objeto de este estudio. La presente investigación fue financiada por los Fondos Mixtos CONACYT-Gobierno del Estado de Guerrero, cuyo objetivo es analizar la relación interespecífica entre el carnívoro *P. pansa* y el herbívoro *C. articulatus*, observando en principio la similitud de patrones de respuesta en cuanto a la densidad relativa, tallas y dispersión espacial en función del sustrato y oleaje.

En los últimos 25 años, diversos estudios realizados a lo largo de la costa del litoral del Pacífico mexicano han reportado las densidades del caracol *P. pansa*. De esta manera en Oaxaca, Hernández y Acevedo (1987) reportaron 0.74 organismos/m²; en Michoacán, Acevedo *et al.* (1987), Álvarez (1989) y Avilés *et al.* (1990) también determinaron 0.95, 0.88 y 1.32 organismos/m², respectivamente; en Colima, Holguín (1993) reportó una escala de 0.180 a 0.496 organismos/m²; en Jalisco, los trabajos de León (1989), Reyes (1993), Michel-Morfin *et al.* (2000) y Michel-Morfin (2009) determinaron densidades de 0.2 a 2.7, 0.62 a 2.96 así como 1.7 y 1.32 organismos/m², respectivamente; en Nayarit, Acevedo *et al.* (1990) calcularon 2.27 organismos/m²; en Sinaloa, Acevedo y Escalante (1993) y Enciso *et al.* (1998) establecieron 3.35 y 1.15 organismos/m², respectivamente.

En muestreos realizados en Baja California Sur, Jalisco, Oaxaca e Islas Socorro del Archipiélago de Revillagigedo, Michel-Morfin *et al.* (2002) calcularon un promedio de 0.86 organismos/m²; en dos sitios de Baja California Sur, Ramírez-Rodríguez y Naegel (2003) determinaron densidades entre 2.56 y 3.36 organismos/m². En trabajos realizados en diferentes puntos de la costa del Estado de Guerrero, García-Ibáñez *et al.* (2004) determinaron en nueve sitios rocosos densidades relativas de *P. pansa* en una escala de 1.63 a 9.0 organismos/m², con promedio de 4.7 organismos/m²; Valdés-González *et al.* (2004) calcularon densidades para un sitio expuesto y uno protegido de la Isla La Roqueta entre 9.3 y 12.85 así como 6.6 a 9.55 organismos/m², respectivamente; Flores-Garza *et al.* (2007) establecieron en Playa Ventura una densidad de 5.19 organismos/m²

y García-Ibáñez *et al.* (2007) calcularon para nueve sitios rocosos en seis fechas de muestreo densidades promedio del caracol entre 0.89 a 10.26 organismos/m². En lo que corresponde a las tallas o longitudes promedio de *P. pansa* en el estado de Guerrero, estudios como los de García-Ibáñez *et al.* (2004), Flores-Garza *et al.* (2007) y Montañón *et al.* (2007), determinaron tallas de 21.7, 20.10 y 28.44 mm, respectivamente.

Sobre la especie *C. articulatus*, el número de trabajos es significativamente menor, dentro de los cuales se encuentra el realizado en las Islas Revillagigedo por Holguín y Michel-Morfin (2002), quienes en cinco sitios de estudio determinaron densidades entre 3.72 y 8.48 organismos/m², con un promedio general de 5.3 organismos/m², así como longitudes que fluctuaron de 29 a 108 mm, con un promedio de 69.6 mm. Flores-Campaña *et al.* (2007) reportan que en las costas de Sinaloa el molusco presentó longitudes entre 11.2 y 86.8 mm, con promedios de 44.1 mm, sin reportar densidades. Estudios en el estado de Guerrero están los de Rojas (1988), que reporta en Acapulco una longitud promedio de hembras y machos de 37.98 mm; García (1994) registró para dos sitios en la Isla La Roqueta, Acapulco, densidades relativas mensuales que fluctuaron entre 0.13 y 7.37 organismos/m²; otro estudio en la citada isla es de Valdés-González *et al.* (2004), quienes determinaron en un sitio de oleaje intenso una densidad mensual que varió entre 0.5 a 1.85 organismos/m²; Flores-Garza *et al.* (2011) determinaron en la playa Majahua de la Bahía de Puerto Marqués, Acapulco, una densidad de 0.95 organismos/m² con longitud promedio de 25.19 mm; en Playa Ventura, municipio de Copala, Galeana-Rebolledo *et al.* (2007) reportaron una densidad de 5.25 organismos/m² con longitudes que estuvieron entre 1.36 y 4.89 cm, y promedio de 2.98 cm; igualmente en Playa Ventura, Flores-Garza *et al.* (2007) determinaron una densidad promedio de 1.71 organismos/m²; Flores-Rodríguez *et al.* (2007) establecieron una densidad de 3.59 organismos/m² en el sitio de Troncones, municipio de La Unión de Isidoro Montes de Oca.

Autores como Lewis (1964), Spight (1976), Ives y Flopfer (1997), Beck (2000), Chapman (2000) y Esqueda (2000), destacan la importancia de que características estrechamente relacionadas con el hábitat, tales como la complejidad topográfica así como la exposi-

ción al oleaje, pueden favorecer las abundancias de especies intermareales y su distribución.

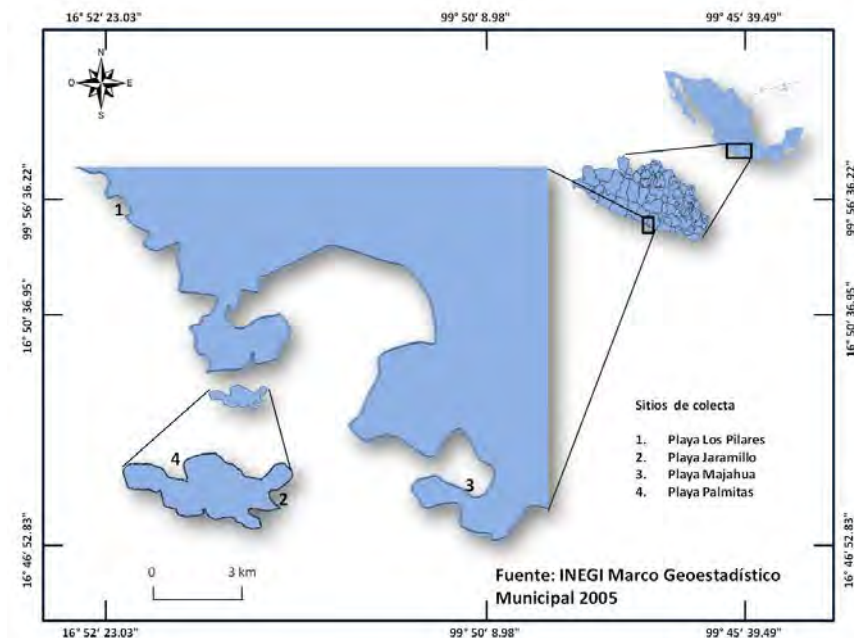
León (1989) y García-Ibáñez *et al.*, (2007), abordaron el patrón espacial de *P. pansa* y contrastan en sus resultados, ya que la primera investigación menciona un patrón aleatorio de la población y sólo en ciertas fechas un patrón agregado; la segunda investigación manifestó que la especie presentó un patrón agregado, al cual relacionaron con factores como el sustrato y el oleaje. Sobre la dispersión de *C. articulatus*, no hay estudios previos.

Autores como Hernández y Acevedo (1987), Álvarez (1989), Holguín y Michel-Morfin (2002) así como Flores-Garza *et al.* (2007), argumentan a partir de observaciones *in situ*, que *P. pansa* se asocia y consume a la especie *C. articulatus*.

Metodología

Acapulco de Juárez, Guerrero, se ubica entre los paralelos 16° 41' y 17° 13' de latitud Norte, así como entre los 99° 32' y 99° 58' de longitud Oeste, con una superficie de 1,882.60 km² (Anónimo, 2005). La investigación, se realizó en cuatro sitios rocosos (figura 1).

Figura 1
Ubicación geográfica de los sitios de muestreo
en cuatro playas rocosas de Acapulco, Guerrero, México



De acuerdo a la carta geológica Acapulco E14-11 del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), con escala 1:250,000, los cuatro sitios rocosos están compuestos por rocas ígneas intrusivas tipo granito-granodiorita del jurásico-cretácico J-K (Gr-Gd), clasificadas como plutónicas. Los sitios presentan características muy particulares en cuanto a estructura y complejidad de los sustratos así como en la intensidad del oleaje; sin embargo, llegan a presentar similitud por pares en relación con alguna u otra de las características ambientales descritas. De esta manera, Los Pilares y Palmitas, son sitios que regularmente presentan alta y baja intensidad de oleaje, respectivamente, pero tienen en común que están compuestos de estructuras rocosas fijas, de superficies irregulares y textura áspera al tacto, además de una alta complejidad que se manifiesta en la presencia de numerosas grietas y oquedades; por otra

parte, Jaramillo y Majahua, también son sitios de alta y baja intensidad de oleajes, respectivamente, y cuya expresión topográfica se manifiesta como costas rocosas de acumulación y abrasión, con estructuras en forma de bloques con superficies regulares y carentes en su mayoría de aristas pronunciadas, gran variedad de tamaños y una menor frecuencia de grietas y oquedades (figura 2).

Figura 2

Panorámicas de los sitios de estudio: a) Los Pilares, b) Palmitas, c) Majahua y d) Jaramillo, Acapulco, Guerrero, México



Durante octubre y diciembre de 2010 y febrero y abril de 2011, en marea baja y fases de luna nueva se recolectaron muestras en la zona intermareal de los sitios de estudio. Para delimitar el área, en cada lugar se colocó un transecto paralelo a la línea de costa con anchura de un metro, asimismo se aplicó un diseño sistemático utilizando como unidad de muestreo un cuadrante de un metro de lado. Cada cuadrante fue sometido a una observación mi-

nuciosa, realizando el desprendimiento de los ejemplares de *P. pansa* y *C. articulatus*. Los individuos de cada especie fueron depositados en recipientes y etiquetados con respecto al cuadrante del cual procedían. Al concluir la primera unidad muestreada, se dejó un espacio de dos metros y se continuó con la rutina hasta sumar 20 m² por sitio.

Por fecha de muestreo y en cada sitio rocoso se registró el número total de ejemplares recolectados por especie así como su longitud total (Lt), utilizando para tal efecto un calibrador digital tipo vernier con precisión 0.01 mm. En el caso de *P. pansa*, Lt se registró desde la punta del ápice hasta la abertura del canal sifonal; en lo que respecta a *C. articulatus*, se consideró el punto más distante entre la valva anal y valva cefálica, considerando la anchura del cinturón de la especie. La determinación de especies se basó en la literatura especializada (Keen, 1971; Skoglund, 2001 y Skoglund, 2002).

Por especie, se calculó la densidad relativa (organismos/m²), así como la dispersión espacial con el índice estandarizado de Morisita (Ip). Se determinó el grado de agregación con el parámetro k de la distribución de probabilidad binomial negativa; se estableció la proporción de ejemplares de ambas especies y se calculó el promedio, desviación estándar (d.e.), valor mínimo (min) y valor máximo (max) de la longitud total (Lt) de cada especie.

Resultados

La densidad relativa del caracol *P. pansa* presentó valores entre 1.23 y 4.65 organismos/m², con un promedio para todo el estudio de 2.82 organismos/m². En el caso del poliplacóforo *C. articulatus*, las densidades fluctuaron entre 4.54 y 14.95 organismos/m², con un promedio general de 8.41 organismos/m². En todos los sitios rocosos, la densidad de *C. articulatus* fue mayor a la de *P. pansa*. Por otra parte, las mayores densidades de *P. pansa* se presentaron en los sitios rocosos Los Pilares y Palmitas, mientras que en el caso de *C. articulatus*, las mayores densidades se ubicaron en Jaramillo y Los Pilares. Se pudo observar que la mayor diferencia entre las proporciones de las especies se localizó en los sitios Jaramillo y Majahua (véase tabla I).

Tabla I
Densidad relativa y proporción de ejemplares de las especies
P. pansa (Gould, 1853) y *C. articulatus* (Sowerby, 1832),
en cuatro sitios de Acapulco, Guerrero

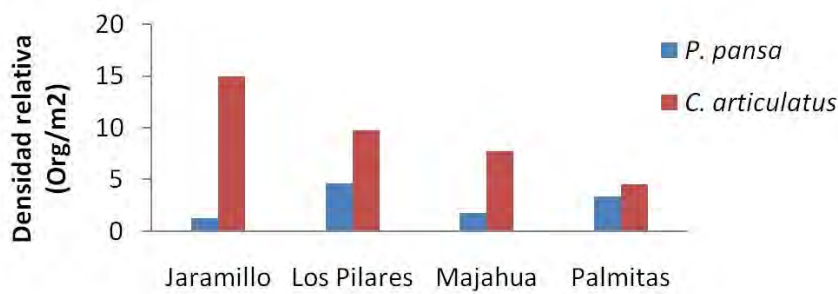
Densidad relativa (organismos/m ²)			Proporción
Sitio	<i>P. pansa</i>	<i>C. articulatus</i>	<i>P. pansa</i> / <i>C. articulatus</i>
Los Pilares	4.65	9.73	1:2.09
Jaramillo	1.23	14.95	1:12.16
Majahua	1.78	7.69	1:4.32
Palmitas	3.38	4.54	1:1.34
Total	2.82	8.41	1:4.98

Las longitudes promedio de *P. pansa* variaron entre 19.84 y 25.86 mm, con un promedio de 21.64 mm; la mayor longitud promedio se determinó en los sitios Jaramillo y los Pilares. En lo que respecta a *C. articulatus*, las longitudes promedio fluctuaron entre 18.78 y 24.91 mm, con un promedio de 23.15 mm, ubicando los mayores valores en Majahua y Jaramillo (tabla II y figura 3).

Tabla II
Longitud promedio (med), desviación estándar (d.e.),
valor mínimo (min) y valor máximo (max), de las especies
P. pansa (Gould, 1853) y *C. articulatus* (Sowerby, 1832),
en cuatro sitios de Acapulco, Guerrero

<i>P. pansa</i>					<i>C. articulatus</i>			
Sitio	med	d.e.	min	max	med	d.e.	min	max
Los Pilares	22.64	5.49	10.73	38.04	22.69	12.64	2.47	57.25
Jaramillo	25.86	4.02	14.55	35.17	24.44	14.11	2.19	74.99
Majahua	21.52	4.13	14.67	39.78	24.91	12.82	1.92	72.02
Palmitas	19.84	4.83	10.10	43.72	18.78	11.81	1.66	58.21
Total	21.64	5.18	10.10	43.72	23.15	13.17	1.66	74.99

Figura 3
Densidad relativa (organismos/m²) de las especies
P. pansa (Gould, 1853) y *C. articulatus* (Sowerby, 1832),
en cuatro sitios de Acapulco, Guerrero



En todos los casos, los valores del índice estandarizado de Morisita (Ip), obtenidos para ambas especies, fueron mayores a 0.5. De esta manera, en el caso de la especie *P. pansa* mostró una fluctuación de 0.50 a 0.54, y para *C. articulatus* la escala fue de 0.50 a 0.51. Con relación al parámetro k de binomial negativa, los valores registrados para las dos especies son iguales o menores a 1.20, y coincidieron en presentar sus menores valores en las playas Jaramillo y Majahua (tabla III).

Tabla III
Índice estandarizado de Morisita y parámetro *k*
de binomial negativa, obtenidos para las especies de moluscos
C. articulatus (Sowerby, 1832) y *P. pansa* (Gould, 1853),
en cuatro sitios de Acapulco, Guerrero

Índice estandarizado de Morisita			<i>k</i> binomial negativa	
Sitio	<i>P. pansa</i>	<i>C. articulatus</i>	<i>P. pansa</i>	<i>C. articulatus</i>
Los Pilares	0.50	0.51	1.06	0.95
Jaramillo	0.54	0.51	0.30	0.55
Majahua	0.50	0.50	0.36	0.44
Palmitas	0.50	0.51	1.20	0.68

Discusiones

Las densidades de *P. pansa* registradas por el presente estudio en los sitios Los Pilares y Palmitas, resultaron ser mayores a las reportadas en otras localidades federativas (Hernández y Acevedo, 1987; Acevedo *et al.*, 1987; Álvarez, 1989; León, 1989; Avilés *et al.*, 1990; Acevedo *et al.*, 1990; Holguín, 1993; Reyes, 1993; Acevedo y Escalante, 1993; Enciso *et al.*, 1998; Michel-Morfin *et al.*, 2000; Michel-Morfin *et al.*, 2002; Ramírez-Rodríguez y Naegel, 2003; Michel-Morfin, 2009). Las densidades más bajas del gasterópodo registradas en los sitios Jaramillo y Majahua son iguales o ligeramente superiores a los trabajos anteriormente citados. En una comparación con los resultados de trabajos hechos en la costa del Estado de Guerrero (García-Ibáñez *et al.*, 2004; Valdés-González *et al.*, 2004; Flores-Garza *et al.*, 2007; García-Ibáñez *et al.*, 2007), se observó que las densidades obtenidas por el presente estudio —en algunos casos— son similares, con una tendencia a ser menores. En la presente investigación, en el sitio Palmitas se registró una menor densidad relativa, en comparación con los trabajos de García-Ibáñez *et al.* (2004), Valdés-González *et al.* (2004) y García-Ibáñez *et al.* (2007).

En el caso de la especie *C. articulatus* se observó que la densidad promedio de los cuatro sitios rocosos, así como de las densidades registradas por ésta investigación en los sitios Jaramillo y Los Pilares, resultaron ser mayores a las obtenidas por Holguín y Michel-Morfin (2002). En una comparación con estudios realizados en la costa rocosa de Guerrero, como la Isla La Roqueta y Puerto Marqués en Acapulco de Juárez (García, 1994; Valdés-González *et al.*, 2004; Flores-Garza *et al.*, 2011), Playa Ventura en el municipio de Copala (Galeana-Rebolledo *et al.*, 2007; Flores-Garza *et al.*, 2007) y Troncones en el municipio de La Unión de Isidoro Montes de Oca (Flores-Rodríguez, *et al.*, 2007), se determinó que la densidad promedio así como la densidad relativa por sitio resultó ser similar o generalmente mayor a dichos trabajos.

Al analizar la diferencia de proporciones de ambas especies, resalta nuevamente el efecto de componentes como lo son el sustrato y la intensidad del oleaje, observando una diferencia porcentual entre especies mayormente definida en términos de la estruc-

tura y complejidad del sustrato más que del oleaje. Lo anterior se refleja en el hecho de que la mayor diferencia de ejemplares de las especies *P. pansa* y *C. articulatus*, se observó en los sitios Jaramillo y Majahua, playas de abrasión y acumulación de bloques pero de intensidad de oleaje diferente. En lo que respecta al sustrato, se coincide con Hernández y Acevedo (1987), Reyes (1993) y García-Ibáñez *et al.* (2004), quienes mencionan la importancia de la relación de la densidad de *P. pansa* con características propias del sustrato como la rigidez/movilidad, la abundancia de grietas y oquedades así como la textura y pendiente de la superficie del sustrato. Autores como Ives y Flopfer (1997), Beck (2000), Chapman (2000) y Esqueda (2000), también señalan la importancia de ciertas características del hábitat con las abundancias locales de especies de gasterópodos intermareales.

En cuanto a la exposición del oleaje, Lewis (1964) manifestó que es probablemente el factor que determina las poblaciones costeras e influencia su distribución; Spight (1976) menciona que la distribución de las especies varía con la exposición al oleaje, el sustrato o ambos. En la presente investigación, los resultados mostraron que en lo que respecta a la densidad relativa, las condiciones del sustrato tienen mayor efecto que la exposición o grado de intensidad del oleaje. Mientras que Valdés-González *et al.* (2004) manifestaron una similitud de la comunidad malacológica de la zona intermareal en dos sitios de diferente exposición al oleaje, puntualizando diferencias en cuanto a la rapidez del cambio en indicadores como riqueza, diversidad y especies dominantes a través del tiempo.

En lo que respecta a la longitud promedio, los valores que presentó *P. pansa* resultaron similares a los reportados por otros autores respecto al estado de Guerrero (García-Ibáñez *et al.*, 2004; Flores-Garza *et al.*, 2007; Montaña *et al.*, 2007). La longitud promedio de la especie *C. articulatus* en el sitio Majahua resultó similar a lo que reporta Flores-Garza *et al.* (2011); sin embargo, los cuatro valores determinados en conjunto son menores a lo que reportan Rojas (1988), Galeana-Rebolledo *et al.* (2007), Holguín y Michel-Morfin (2002) así como Flores-Campaña *et al.* (2007).

En un panorama de los resultados de la investigación, se observó que los mayores valores de la longitud promedio de la espe-

cie *P. pansa*, se ubicaron en dos sitios que difieren en cuanto a la estructura y complejidad del sustrato, pero que presentan en común una alta intensidad del oleaje. Al respecto, autores como Hernández y Acevedo (1987) y Reyes (1993), han determinado las mayores longitudes de la especie en playas con alta intensidad del oleaje; García-Ibáñez *et al.* (2004) argumentan una correlación negativa entre las densidades y longitudes del gasterópodo, relacionadas principalmente con las características del sustrato y, en segundo lugar, con la exposición al oleaje. En lo que respecta al herbívoro *C. articulatus*, las mayores longitudes se ubicaron en sitios con estructura y complejidad similares que consistieron en: sitios de acumulación y abrasión con rocas de superficies con pocas grietas y oquedades. Otro efecto es comentado por Holguín y Michel-Morfín (2002), así como Flores-Campaña *et al.* (2007), quienes argumentan que el comportamiento de las tallas o longitudes puede ser influenciado (además del oleaje y topografía del intermareal rocoso) por factores de origen antropogénico, así como la distancia de los sitios rocosos a las poblaciones humanas.

Ambas especies están adaptadas para el efecto del oleaje intenso. En el presente estudio, las densidades de *C. articulatus* tienen una estrecha relación con la exposición al oleaje, mientras que sus longitudes se asocian con características del sustrato. En términos de biología evolutiva, ambas especies presenta adaptaciones morfológicas para coexistir en las zonas intermareales rocosas: la especie *C. articulatus* es dorsoventralmente aplanada y presenta un pie musculoso bastante grande, lo que le permite adherirse fuertemente al sustrato en lugares de oleaje violento, siendo evidente su asociación con este tipo de ambientes. Por su parte, *P. pansa* presenta poca ornamentación de la concha, ángulo pequeño de la espira y gran abertura pedal que provee al caracol de una mejor adhesión al sustrato y le permite habitar zonas expuestas al fuerte oleaje, según lo resaltan Hernández y Acevedo (1987), Álvarez (1989) y Reyes (1993).

Ambas especies presentaron un patrón espacial agregado y coinciden, además, con presentar sus mayores gradientes de agregación en sitios de acumulación y abrasión, indistintamente de las condiciones de la intensidad del oleaje. Sobre *P. pansa*, León (1989) y

García-Ibáñez *et al.* (2007), abordaron el patrón espacial de la especie, contrastando en sus resultados; sin embargo, el presente estudio coincide con la segunda investigación, ya que el caracol de tinte presentó un patrón de dispersión espacial agregado, que fue evidente en los cuatro sitios de estudio.

Conclusiones

Las características ambientales relacionadas con la topografía del relieve e intensidad del oleaje juegan un rol preponderante en las densidades de ambas especies, haciendo énfasis en que la participación de dichos factores puede ser jerárquica, donde los aspectos relacionados al sustrato se presentan en un primer orden de importancia. Lo anterior tiene sentido cuando se piensa que las características del sustrato se encuentran directamente relacionadas con la composición básica de la roca, el agente erosivo (marino) y el tiempo, donde la dinámica del oleaje está en función de periodos cíclicos como las fases lunares, así como eventos que no tienen una definición tan precisa como los climáticos y meteorológicos. En todos los casos, la densidad del herbívoro *C. articulatus* fue mayor al carnívoro *P. pansa*, ya que este último presentó la mayor densidad en sitios rocosos con sustrato de estructura fija y altamente compleja, mientras que sus mayores longitudes se registraron en sitios de alta intensidad del oleaje. El herbívoro *C. articulatus*, presentó las mayores densidades en sitios de alta intensidad de oleaje y sus mayores longitudes en sitios rocosos de acumulación y abrasión. Ambas especies ostentan un alto grado de agregación, fundamentalmente en lugares con presencia de grandes rocas de superficies con mínima complejidad. Factores como el sustrato y exposición al oleaje, exhiben efectos diferenciados en el gasterópodo y el poliplacóforo, en cuanto a sus densidades, longitudes y patrón de dispersión espacial.

Agradecimientos

A los Fondos Mixtos Conacyt-Gobierno del Estado de Guerrero, por el financiamiento otorgado al proyecto "Diversidad y abundancia de la cucaracha de mar (Clase: *Polyplacophora*) en las costas de Guerrero y elaboración de una propuesta de conservación y apro-

vechamiento", clave GUE2008-C01-91724. A la Universidad Autónoma de Guerrero y a los colaboradores estudiantes por su apoyo en las actividades de campo y captura de dados. A los revisores del manuscrito por sus acertadas sugerencias.

Literatura citada

- Acevedo, G.J. y Escalante C.M.A. (1993). Análisis de la población de *Púrpura pansa* en las costas de Sinaloa. En: G.A. Jiménez (Ed.), *Resúmenes del XII Congreso Nacional de Zoología*. México: Sociedad Mexicana de Zoología, Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Acevedo, J.; Hernández, E. y Turcott, D.V. (1987). *Informe sobre la factibilidad de explotación del tinte de Púrpura pansa (Gould, 1853) en la costa de Michoacán*. México: Dirección General de Culturas Populares, Departamento de Programas Científicos y Tecnológicos.
- Acevedo, J.; Escalante, M.A. y López, C. (1990). Aspectos poblacionales del caracol de tinte *Púrpura pansa* (Gould, 1853), en las costas de Nayarit. Universidad Autónoma de Sinaloa, *Revista Inter UAS*, 1: 18-22.
- Álvarez, D.A.S. (1989). *Relaciones ecológicas y algunos aspectos poblacionales del caracol Purpura pansa (Gould, 1853) en la costa del Estado de Michoacán, México*. Tesis de licenciatura. Michoacán, México: Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo-Escuela de Biología.
- Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal (2005). *Enciclopedia de los Municipios de México* (Acapulco). México.
- Arriaga, C.L.; Aguilar, V. y Espinoza, J.M. (2009). Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad. En: *Capital natural de México. Estado de conservación y tendencias de cambio*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- Avilés, A.; Muciño, M. y Peña, I. (1990). Sinopsis de la biología del caracol púrpura del Pacífico. *Instituto Nacional de la Pesca. Serie: Documentos de Trabajo*, 24: 10.
- Beck, M.W. (2000). Separating the elements of habitat structure: Independent effects of habitat complexity and structural components on rocky intertidal gastropods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 244: 29-49.
- Chapman, M.G. (2000). A comparative study of differences among species and patches of habitat on movement of three species of intertidal gastropods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 244: 181-201.
- Enciso, E.C.; Ramírez, H.V.M.; Tirado, N.A. y Vallarta, P.A. (1998). *Evaluación de la población y épocas de reproducción del caracol Plicopurpura pansa (Gould, 1853), en Mazatlán, Sinaloa, México*. Tesis de Licenciatura. México: Universidad Autónoma de Sinaloa-Facultad de Ciencias del Mar.

- Esqueda, M.C.; Ríos-Jara, E.; Michel-Morfin, J.E. y Landa-Jaime, V. (2000). The vertical distribution and abundance of gastropods and bivalves from rocky beaches of Cuastecomate Bay, Jalisco, México. *Revista Biología Tropical*, 48 (4): 765-775.
- Flores-Campaña, L.M.; González-Montoya, M.A.; Ortiz-Arellano, M.A. y Arzola-González, J.F. (2007). Estructura poblacional del *Chiton articulatus* en las islas Pájaros y Venados de la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78 (2): 23-31.
- Flores-Garza, R.; Flores-Rodríguez, P.; García-Ibáñez, S. y Valdés-González, A. (2007). Demografía del caracol *Plicopurpura pansa* (*Neotaenioglossa: Muricidae*) y constitución de la comunidad malacológica asociada en Guerrero, México. *Revista de Biología Tropical*, 55 (3-4): 867-878.
- Flores-Garza, R.; Torreblanca-Ramírez, C.; Flores-Rodríguez, P.; García-Ibáñez, S.; Galeana-Rebolledo, L.; Valdés-González, A. y Rojas-Herrera, A.A. (2011). Mollusc community from a rocky intertidal zone in Acapulco, México. *Biodiversity*, 12 (3): 144-153.
- Flores-Rodríguez, P.; Flores-Garza, R.; García-Ibáñez, S. y Valdés-González, A. (2007). Variación de la diversidad malacológica del mesolitoral rocoso en playa Troncones, La Unión, Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78: 33-40.
- Galeana-Rebolledo, L.; Suástegui-Herrera, M.A.; Torales-Gutiérrez, G.; Millán-Román, C.A.; García-Ibáñez, S.; Flores-Garza, R.; Flores-Rodríguez, P. y Arana-Salvador, D.G. (2007). Estudio de la población del *Chiton articulatus* Sowerby, 1832 en Playa Ventura, Copala, Guerrero, como un recurso de importancia comercial. En: *Estudios sobre la malacología y conchiliología en México* (pp. 185-187). Universidad de Guadalajara, México.
- García, L.J.A. (1994). Fauna malacológica de acompañamiento del caracol *Purpura pansa* Gould, 1853 en la zona mesolitoral de la Isla Roqueta, Acapulco, Gro., México. Tesis de Licenciatura. México: Universidad Autónoma de Guerrero-Unidad Académica de Ecología Marina.
- García-Ibáñez, S.; Flores-Garza, R.; Flores-Rodríguez, P. y Valdés-González, A. (2004). Densidad y tallas del *Plicopurpurapatula pansa* relacionadas con el sustrato y oleaje en las costas rocosas de Guerrero, México. *Hidrobiología*, 14 (2): 127-136.
- García-Ibáñez, S.; Flores-Rodríguez, P.; Flores-Garza, R. y Valdés-González, A. (2007). Dispersión espacial de *Plicopurpurapatula pansa* en playas rocosas del estado de Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78: 15-21.
- Hernández, C.E. y Acevedo, G.J. (1987). *Aspectos poblacionales y etnobiológicos del caracol Purpura pansa, Gould (1853) en la costa de Oaxaca*. Tesis de Licenciatura. México: Universidad Nacional Autónoma de México-Facultad de Ciencias.

- Holguín, Q.O.E. (1993). Distribución, abundancia y composición peso-talla de *Purpura pansa* (MolluscaGastropoda) en Isla Socorro, Archipiélago. Revillagigedo, México. Instituto Politécnico Nacional. *Revista de Divulgación Científica, Zoología Informa*, 25: 24-33.
- Holguín, Q.O.E. y Michel-Morfin, J.E. (2002). Distribution, density and Length-Weight Relationship of *Chiton articulatus* Sowerby, 1832 (Mollusca-Polyplacophora) on Isla Socorro, Revillagigedo Archipelago, Mexico. *Journal of Shellfish Research*, 21 (1): 239-241.
- Ives, A.R. y Flopfer, E.D. (1997). Spatial variation in abundance created by stochastic temporal variation. *Ecology*, 78 (6): 1907-1913.
- Keen, A.M. (1971). *Sea shells of tropical West America*. 2ª Ed. California: Stanford University
- León, A.H.G. (1989). Estructura poblacional, producción y tiempo de recuperación del tinte de *Purpura pansa* Gould, 1853 (Gasterópoda: Thaididae) en algunas playas rocosas de la bahía Cuastecomate, San Patricio Melaque, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Jalisco, México: Universidad de Guadalajara-Facultad de Ciencias.
- Lewis, J.R. (1964). *The ecology of rocky shores*. London: The English Universities Press LTD.
- Michel-Morfin, J.E.; Hernández, M.; Landa, V.; Arcienega, J.; Kosonoy, D. y Flores, R. (2009). Estimation of the abundance and population structure of the purple snail *Plicopurpura pansa* (Gould, 1853) Comparing Two Methods. *The Open Marine Biology Journal*, 3: 49-58.
- Michel-Morfin, J.E.; Chávez, O.E.A. y González, L. (2002). Estructura de la población, esfuerzo y rendimiento de tinte del caracol *Plicopurpura pansa* (Gould 1853) en el Pacífico mexicano. *Ciencias Marinas*, 28 (4): 357-368.
- Michel-Morfin, J.E.; Chávez-Ortiz, E.A. y Landa, V. (2000). Population parameters and dye yield of the purple snail *Plicopurpura pansa* (Gould, 1853) of West Central México. *Journal of Shell fish Research*, 19 (2): 919-925.
- Montaño-Rivera, A.; Flores-Garza, R.; Flores-Rodríguez, P.; García-Ibáñez, S. y Barroso, C.C.G. (2007). Estudio sobre la producción de tinta secretada por el caracol *Plicopurpura pansa* (Gould, 1853), en Barra de Potosí, Guerrero, México. En: E. Ríos-Jara, M.C. Esqueda-González y C.M. Galván-Villa (Ed.), *Estudios sobre la malacología y conquiliología en México*. México: Universidad de Guadalajara.
- Ramírez-Rodríguez, M. y Naegel, L.C.A. (2003). Crecimiento del caracol de tinte *Plicopurpura pansa* en Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*, 29 (3): 283-290.
- Reyes, A.S.C. (1993). Estimación poblacional, producción, foto-oxidación y rendimiento del tinte del caracol *Purpura pansa* (Gould, 1853) de la zona sur del litoral rocoso de Jalisco. Tesis de Licenciatura. Jalisco, México: Universidad de Guadalajara-Facultad de Ciencias Biológicas.

- Rojas, A. (1988). *Análisis biológico-pesquero de la cucaracha de mar Chiton articulatus (Sowerby, 1832) de Acapulco, Guerrero, México*. Memorias del IX Congreso Nacional de Zoología, México. Villahermosa, Tabasco: Universidad Autónoma Juárez de Tabasco, Sociedad Mexicana de Zoología,.
- Skoglund, C. (2001). Polyplacophora. En: The Festivus (Ed.), *Panamic province molluscan literature: Additions and changes from 1971 through 2000* (pp. 1-20). San Diego: San Diego Shell Club.
- Skoglund, C. (2002). Gastropoda. En: The Festivus (Ed.), *Panamic province molluscan literature: Additions and changes from 1971 through 2001* (pp. 1-286). San Diego: San Diego Shell Club.
- Spight, T.M. (1976). Censuses of rocky shore prosobranchs from Washington and Costa Rica. *The Veliger*, 18 (3): 309-317.
- Valdés-González, A.; Flores-Rodríguez, P.; Flores-Garza, R. y García-Ibáñez, S. (2004). Molluscan Communities of the rocky intertidal zone at two sites with different wave action on Isla La Roqueta, Acapulco, Guerrero, México. *Journal of Shell Fish Research*, 23 (3): 875-880.

CAPÍTULO XV

Efecto de dos productos profilácticos en la sobrevivencia del huachinango *Lutjanus peru* (Nichols and Murphy, 1922) en cautiverio

N.G. Pelkastre Mendoza†,
S.G. Castillo Vargasmachuca, J.T. Ponce Palafox,
Á. Ruiz Ibarra, M. Alcalá Carrillo y L. Martínez-Cárdenas

Resumen

Se determinó el efecto de dos productos profilácticos durante un periodo de cuarentena en la sobrevivencia de *Lutjanus peru* en condiciones de laboratorio. Fueron comparados cuatro tratamientos, cada uno con tres replicas; se utilizaron dos productos profilácticos (Crustabay y Bioaqua), en dos concentraciones, (0.25 ppm y 0.75 ppm). Adicionalmente, se mantuvieron peces sin suministro de producto profiláctico como grupo control. El experimento se llevó a cabo en el laboratorio de maricultura de la Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera (Matanchen, Nayarit. México). Se ubicaron 135 organismos (aproximadamente de 76.22 g cada uno) en 15 tanques (nueve peces en cada tanque), de 90 litros de capacidad, conectados a un sistema de recirculación a una densidad de 7.62 kg/m³ durante un periodo de 21 días. En el tratamiento Bioaqua —en sus dos concentraciones— se registró una sobrevivencia superior a 85%, y en el grupo control se registró una sobrevivencia similar (96.29%). En el tratamiento Crustabay —en las dos concentraciones— se registraron sobrevivencias inferiores a 29% y se observaron alteraciones en el patrón de coloración posiblemente atribuibles a estrés del cautiverio.

Introducción

El objetivo que persigue cualquier empresa piscícola comercial es la obtención de un rendimiento económico directamente proporcional a la producción, la cual depende de la buena condición de los peces; es decir que aquellos con bajo índice de condición física generan bajo rendimiento (Poli *et al.*, 2002), baja tasa de crecimiento, alta tasa de conversión alimenticia y alta mortalidad.

Las diferentes técnicas usadas para la pesca suelen causar lesiones a los peces que, de no ser tratadas, pueden derivar en infecciones posteriores. Los peces son portadores de ectoparásitos, presentes en el medio silvestre, que más tarde pueden impactar negativamente el medio de cultivo (Benetti *et al.*, 2000). Para resolver este problema se utilizan tratamientos profilácticos de cuarentena para reducir el riesgo de ataques por agentes patógenos.

Crustabay® (triclorfón 90%) es recomendable para atacar a los vectores de mancha blanca en camarones y contra los parásitos peces como trematodos monogéneos y crustáceos parásitos. A pesar de la amplia disponibilidad de este producto es eficaz contra algunas especies de patógenos (por ejemplo: *Gyrodactylus* sp.), aunque en varias especies de peces ha sido cuestionada (Schelkle *et al.*, 2009).

Bioaqua® (alquildimetilbencil amonio 25%, alquilo etilbencildimetil amonio 25%) también es un desinfectante de amplio espectro utilizado en la acuicultura comercial como bactericida, con probada eficacia para *Edwardsiella ictaluri* y *Edwardsiella tarda* (Mainous *et al.*, 2010), pero no para *Mycobacterium marinum* (Mainous y Smith, 2005).

El objetivo de este estudio fue comparar preliminarmente el efecto de ambos desinfectantes de amplio espectro (Crustabay® y Bioaqua®) en dos diferentes concentraciones sobre la supervivencia de juveniles de *L. peru* que se cultivaron en sistemas de recirculación.

Metodología

El presente trabajo se desarrolló en el laboratorio de Biotecnología Costera, de la Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera perteneciente a la Universidad Autónoma de Nayarit. Se realizó la extracción de juveniles de *L. peru* del medio silvestre con *línea de mano* (equipo de pesca de tipo pasivo, del grupo de los que utilizan anzuelo como dispositivo de captura y que está constituido por una línea o sedal de pesca de poliamida, monofilamento que va unido a uno o varios anzuelos). El sitio de captura fue un caladero de fondo rocoso-arenoso ubicado en 21°10'00.74" N y 105°14'29.95" W. Los peces fueron trasladados hasta las instalaciones del laboratorio, y al llegar se les aplicó un baño de inmersión en agua dulce por 10 minutos para eliminar los ectoparásitos. Se determinó el peso de 43 peces seleccionados al azar para calcular el peso promedio (76.22 gramos). Los peces fueron colocados de manera aleatoria en cada uno de los 15 tanques usados para el bioensayo. Los cinco sistemas de recirculación consistieron en tres tanques de 100 litros pero con una capacidad de trabajo de 90 litros cada uno, conectados a un reservorio de 60 litros de capacidad máxima y un volumen de trabajo a 40 litros. Se colocaron nueve organismos por cada tanque experimental. La densidad de carga promedio en cada tanque fue de 7.62 kg/m³. Se suministraron ambos productos en cada una de las concentraciones (máximas y mínimas) recomendadas por el fabricante (tabla I) y, debido al tiempo de residencia de los ingredientes activos, fue necesaria la aplicación cada 96 horas.

Diariamente se *sifoneó* el fondo de cada tanque para retirar los desechos. El periodo del bioensayo fue de 21 días, tiempo durante el cual los peces se alimentaron a satisfacción. Diariamente fueron registradas las variables abióticas: temperatura, oxígeno disuelto y pH, y cada 72 horas se midió el amonio total y el amonio nitrógeno; estas dos últimas variables son consideradas como una de las más importantes en términos de la calidad del agua, debido a que el aumento en estas puede ocasionar mortalidades por envenenamiento. La variable de respuesta fue el porcentaje de sobrevivencia entre los tratamientos, el cual fue analizado estadísticamente mediante un ANOVA simple ($P < 0.05$).

Tabla I
Porcentaje de sobrevivencia por tratamiento

Tratamiento	Tipo
Tratamiento 1	Crustabay 0.25ppm
Tratamiento 2	Crustabay 0.75ppm
Tratamiento 3	Bioaqua 0.25ppm
Tratamiento 4	Bioaqua 0.75ppm
Tratamiento 5	Control

Resultados

En el tratamiento 1 se obtuvo una sobrevivencia de 29.63% y en el tratamiento 2 (a las 192 horas) se registró la mortalidad total. En el tratamiento 3 se registró 85.19% de sobrevivencia y en el tratamiento 4 la sobrevivencia se mantuvo a 100%. En el tratamiento 5 se alcanzó una sobrevivencia de 96.30%, debido a que un organismo de este tratamiento fue encontrado fuera del tanque.

En los tratamientos 1 y 5 se observó la aparición de necrosis en las aletas, principalmente en la caudal, y una mancha roja en los costados con un patrón de coloración en rayas transversales intercaladas color blanco y rojo.

En el tratamiento 5 se observó necrosis en las aletas, principalmente en la caudal; además se detectaron algunos ejemplares con exoftalmia y manchas de sangre en el globo ocular (figura 1).

Figura 1
L. peru con exoftalmia y necrosis en aletas



Discusiones

Los peces de los tratamientos 3, 4 y 5, respondieron positivamente a la cuarentena por un periodo de 21 días en una densidad superior a lo reportado por Mc Kenna (2002) y García-García *et al.* (2002), quienes reportaron que en una elevada densidad (3.8 - 4.5 kg/m³) produce hacinamiento asociado a inmunodepresión, lo que a su vez provoca síntomas de patologías negativas.

Los movimientos irregulares, nado errático, movimiento opercular excesivo, cambio de coloración en la piel e inapetencia, son signos característicos en peces estresados, como los descritos en los tratamientos 1 y 5.

Huntingford (2006) reportó que los peces tienen sentidos para detectar estímulos de dolor, es decir, vías sensoras para procesar dichos estímulos y mecanismos cerebrales que procesan la información y generan respuestas etológicas. Auró *et al.* (1998) atribuyeron la exoftalmia a protozoarios parásitos como los *myxosporidios* en especies del género *Oreochromis*, similar a los peces del tratamiento 5.

Conclusiones

Los protocolos de manejo deben ir encaminados a la reducción de estrés, desde la extracción hasta el sacrificio, de este modo se optimiza el número de organismos libres de patógenos. Estas prácticas deben estar enfocadas al bienestar de los peces desde el punto de vista ético, económico y hacia la adaptación de los peces a condiciones de cultivo. Bioaqua es una buena alternativa para el tratamiento profiláctico de los peces, mientras que el uso de Crustabay no es recomendable para la especie en las condiciones descritas. A pesar de que ambos productos sólo fueron usados por tres semanas, y está considerado un tiempo de cultivo de los peces por algunos meses, es necesaria una investigación enfocada al efecto de estos productos sobre la calidad de la carne.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Programa para el Mejoramiento del Profesorado (Promep-SEP), por el financiamiento del proyecto: "Aspectos ambientales y bases biológicas para la reproducción del huachinango (*Lutjanus peru*)", otorgado al Cuerpo Académico en Pesca y Acuicultura (UAN-CA-9) mediante la convocatoria de Fortalecimiento de Cuerpos Académicos 2011.

Literatura citada

- Auró de Ocampo, A. y Ocampo Camberos, L. (1998). Caracterización histopatológica de la respuesta de la tilapia (*Oreochromis sp.*) a una infección mixta por myxosporidios. Estudio en un caso natural. *Veterinaria México*, 29 (2): 213-216.
- Benetti, D.D. y Alarcón, J.F. (2000). General prophylaxis and quarantine of marine brood fish. *Global Aquaculture Advocate*, 3 (6): 60-61.
- García-García, J.; Rouco-Yañez, A. y García-García, B. (2002). Directrices generales de diseño de explotaciones de engorde de especies acuícolas en jaulas en mar. Universidad de Cordova, España. *Archivos de Zootecnia*, 51: 469-472.
- Huntingford, F.A.; Adams, C.; Braithwaite, V.A.; Kadri, S.; Pottinger, T.G. y Turnbull, J.F. (2006). Current issues in fish welfare. *Journal of Fish Biology*, (68): 332-372.
- Mainous, M.E. y Smith, S.A. (2005). Efficacy of common disinfectants against *Mycobacterium marinum*. *Journal of Aquatic Animal Health*, (17): 284-288.
- Mainous, M.E.; Smith, S.A. y Kuhn, D.D. (2010). Effect of common aquaculture chemicals against *Edwardsiella ictaluri* and *E. tarda*. *Journal of Aquatic Animal Health*, (22): 224-228.
- McKenna, P. (2002). Opinión de la Comisión de Medio Ambiente, Salud Pública y Política del Consumidor para la Comisión de Pesca sobre la Acuicultura en la Unión Europea: presente y futuro.
- Poli, B.M.; Zampacavallo, G.; Iurzan, F.; De Francesco, M.; Mosconi, G. y Parisi, G. (2002). Biochemical stress indicators changes in sea bass as influenced by the slaughter method. *European Aquaculture Society Special Publication*, (32): 429-430.
- Schelkle, B.; Shinn, A.P.; Peeler, E. y Cable, V. (2009). Treatment of gyrodactylid infections in fish. *Diseases of Aquatic Organisms*, (86): 65-75.

CAPÍTULO XVI

Descripción y análisis de la transmisión de la energía del oleaje irregular debido a su interacción con obstáculos rectangulares sumergidos

M.G. Verduzco-Zapata, F.J. Ocampo-Torres,
P. Osuna y A.F. Parés

Resumen

Se utilizó un modelo numérico para estudiar la interacción de oleaje irregular con estructuras rectangulares sumergidas, fijas a cierta distancia por encima del fondo marino. Se llevó a cabo una serie de experimentos variando cinco parámetros adimensionales relevantes en el proceso de interacción: la razón entre la profundidad local y la longitud de onda (profundidad relativa), la pendiente de la ola, la razón entre el espesor del obstáculo y la profundidad local (espesor relativo), la razón entre la longitud horizontal del obstáculo y la longitud de onda (longitud relativa), y la razón entre la sumersión del obstáculo y la profundidad local (sumersión relativa). Se describen los efectos que tiene cada parámetro en los procesos físicos que se llevan a cabo en la transmisión del oleaje, así como de la transformación del espectro del oleaje incidente. Se encontró que la sumersión y la longitud relativa son los parámetros adimensionales que tienen más influencia en la variación del coeficiente de transmisión (K_t). En la mayoría de los casos hubo una región cercana a la superficie donde la sumersión relativa es indirectamente proporcional al K_t , hasta una sumersión crítica donde la tendencia se revierte y se vuelve directamente proporcional a la transmisión del oleaje. Los resultados sugieren que la posición de

la sumersión crítica se encuentra entre 5-15% de la profundidad local y está ligada a la longitud relativa. Los efectos de la pendiente del oleaje, el espesor relativo y la profundidad relativa no se pueden despreciar, pues modulan la manera en que la sumersión y la longitud relativa afectan al K_t . Se recomiendan más experimentos para tener una mejor resolución en sumersiones relativas cercanas a la superficie, con la finalidad de predecir la posición de la sumersión crítica, lo que servirá de antecedente para proponer una función de transferencia que estime el coeficiente de transmisión, programable en modelos espectrales del oleaje de tercera generación, como el modelo SWAN.

Introducción

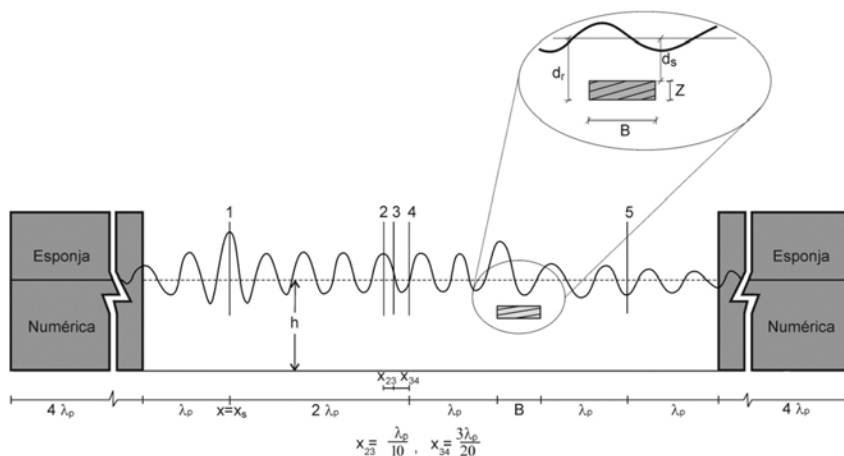
Generalidades

El oleaje tiene gran influencia en las actividades humanas y sus efectos se pueden apreciar en la navegación, en la infraestructura marina y portuaria y en la dinámica costera. En ocasiones, el oleaje es responsable de la acumulación de sedimentos en canales de navegación o, por el contrario, de la erosión en playas, lo que afecta el potencial turístico del lugar. Para proteger estas zonas, por lo general, se utilizan obstáculos para modificar o filtrar las propiedades de su oleaje. Los obstáculos sumergidos (con su corona en o por debajo de la superficie) pueden ser una opción adecuada debido a que se encuentran ocultos visualmente desde la playa, manteniendo el valor turístico del lugar, además de que si se diseñan adecuadamente son eficientes para reducir la energía del mismo (Dattatri *et al.*, 1978; Johnson *et al.*, 2005; Elchahal *et al.*, 2006). Para lograr un diseño correcto, es necesario estimar los coeficientes de transmisión y reflexión del oleaje, así como el cambio espectral inherente en el proceso de interacción entre las olas y las estructuras. La forma del espectro transmitido tiene gran relevancia en el proceso de diseño del obstáculo, pues da información de la energía del oleaje y de sus periodos asociados. El objetivo del presente trabajo es describir y analizar la dependencia de la transmisión del oleaje irregular en varios parámetros adimensionales, relevantes en el proceso de interacción del oleaje con obstáculos rectangulares sumergidos, fijos a cierta distancia por encima del fon-

do marino. En la figura 1 se visualiza la configuración del tanque numérico utilizado en la fase experimental de este estudio.

Figura 1

Configuración del canal de oleaje numérico con diez metros de profundidad y dos zonas de disipación para minimizar la reflexión numérica. El oleaje irregular se fuerza en $x = x_s$



Nota: Se colocaron cinco sensores a lo largo del canal para medir las elevaciones de la superficie del fluido.

En el estudio, evaluación y diseño de rompeolas, es necesario estimar la cantidad de energía que es bloqueada y reflejada desde la estructura, así como la disipación y transmisión que ocurre en el proceso de interacción. La idea detrás de esto es obtener la mayor cantidad posible de información que permita decidir si un determinado diseño es apropiado para el problema que se necesita resolver. Existen diversas funciones de transferencia que estiman los coeficientes de transmisión (K_t) y reflexión (K_r), con una buena confiabilidad estadística. El coeficiente de disipación (K_d) se obtiene mediante la relación: $K_d^2 + K_t^2 + K_r^2 = 1$. El cambio espectral está ligado a estos coeficientes hidrodinámicos, los cuales no afectan al espectro del oleaje de manera uniforme en todo el intervalo de frecuencias. En los siguientes párrafos se presenta una revisión del tema para dar cierto contexto a la investigación.

En la literatura existen contribuciones importantes que describen el comportamiento de la reflexión y transmisión de la energía al interactuar con obstáculos sumergidos rectangulares, de espesor pequeño (placas). Un trabajo clásico es de Stoker (1957), quien propuso expresiones de K_t y K_r asociadas a placas colocadas en la superficie. Las expresiones, las cuales se limitaron a una profundidad relativa correspondiente a aguas someras, se propusieron como función de la longitud de onda (λ) y la longitud del obstáculo (B), siendo B comparable en magnitud a λ . Sendil (1974) y Graf (1975) estudiaron en laboratorio este tipo de obstáculos, interactuando con oleaje regular a distintas alturas y periodos. Concluyeron que la pendiente de la ola es un factor que también contribuye en la variación de los coeficientes hidrodinámicos. Estos resultados fueron corroborados por Sundar y Dakshinamoorthy (1980), quienes modificaron la expresión de Stoker (1957) mediante un factor de corrección para incorporar la influencia de la pendiente de la ola.

Patarapanich y Cheong (1989) revisaron en laboratorio placas sumergidas, interactuando tanto con oleaje regular como irregular, ellos encontraron que K_t y K_r depende de la razón entre la longitud del obstáculo y la longitud de onda, la pendiente del oleaje, la sumersión del obstáculo (d_s) y de la profundidad relativa (razón entre la profundidad local h y λ). En efecto, la sumersión relativa (d_s/h) se reporta con frecuencia como uno de los parámetros más importantes en la transmisión y reflexión del oleaje. Brossard y Chagdali (2001) encontraron experimentalmente, que los obstáculos tipo placa son poco efectivos para reducir la energía del oleaje cuando este parámetro tiene valores mayores a 0.48, mientras que con valores menores a 0.24, es posible obtener K_t por debajo de 0.50.

Por otra parte, en diferentes trabajos se ha reportado la existencia de un flujo de retorno por debajo de la placa, el cual se presenta de manera pulsante e interfiere con las velocidades orbitales del oleaje incidente (Graw, 1992; Yu, 2002; Bung *et al.*, 2008). En cierta medida, dicha corriente es resultado de la diferencia de presiones entre la región inicial y final del obstáculo. Cuando existe un desfase del oleaje en estas regiones se induce dicho pulso.

Una herramienta relativamente nueva, la cual sirve como alternativa para estudiar los procesos físicos que ocurren durante la

interacción entre el oleaje y estructuras, es el uso de modelos numéricos. Rahman *et al.* (2006) desarrollaron un modelo numérico basado en el método de volumen de fluido (VOF) (Hirt y Nichols, 1981) para estudiar la dinámica de un obstáculo rectangular al interactuar con oleaje regular. Las estimaciones de los coeficientes hidrodinámicos se compararon satisfactoriamente con mediciones en laboratorio. Bung *et al.* (2008) realizaron pruebas experimentales y utilizaron el modelo numérico FLOW 3D, basado en el método VOF para reproducir la generación de vórtices en los extremos de obstáculos tipo placa al interactuar con el oleaje. El software fue capaz de reproducir los resultados de las pruebas experimentales. Por su parte, Verduzco-Zapata *et al.* (2012) realizaron comparaciones entre K_t y K_r , reportados previamente en literatura (teóricos y experimentales) y los obtenidos mediante un modelo numérico (CADMAS-SURF) basado en el método VOF, ellos concluyeron que no hubo diferencias estadísticamente significativas entre los resultados del modelo y los resultados reportados por otros autores. De los resultados reportados en estos artículos, se puede concluir que los modelos basados en el método VOF son adecuados para estudiar el proceso de interacción del oleaje con obstáculos sin las limitaciones de la teoría lineal.

En este trabajo se utilizó el modelo numérico CADMAS-SURF (CDIT, 2001), para simular la interacción entre el oleaje y obstáculos rectangulares sumergidos. Se realizó una serie de experimentos para estudiar los efectos en la transmisión del oleaje debidos a la variación de distintos parámetros como la longitud (B) y espesor (Z) del obstáculo, su sumersión (d_s), así como diferentes parámetros del oleaje, como la longitud asociada al pico espectral (λ_p) y la altura significativa (H_s).

En la siguiente sección se describe brevemente el modelo numérico CADMAS-SURF (CS) y se presentan los parámetros adimensionales relevantes en el proceso de interacción entre el oleaje y los obstáculos. Posteriormente se presentan los resultados numéricos en términos de los parámetros adimensionales, los cuales se exponen en la sección de *Discusiones*. Finalmente se muestran algunas conclusiones y recomendaciones.

Metodología

Descripción del modelo numérico

La fase experimental se llevó a cabo en un canal de oleaje en dos dimensiones, CADMAS-SURF, basado en el método VOF para calcular la posición de la superficie libre. Las ecuaciones gobernantes son la ecuación de continuidad (1) y las ecuaciones de Navier-Stokes (2-3):

$$(1) \quad \frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial w}{\partial z} = S_p$$

$$(2) \quad \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + w \frac{\partial u}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ \nu \left(2 \frac{\partial u}{\partial x} \right) \right\} + \frac{\partial}{\partial z} \left\{ \nu \left(\frac{\partial u}{\partial z} + \frac{\partial w}{\partial x} \right) \right\} - \beta_x u + S_u$$

$$(3) \quad \frac{\partial w}{\partial t} + u \frac{\partial w}{\partial x} + w \frac{\partial w}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ \nu \left(\frac{\partial w}{\partial x} + \frac{\partial u}{\partial z} \right) \right\} + \frac{\partial}{\partial z} \left\{ \nu \left(2 \frac{\partial w}{\partial z} \right) \right\} - \beta_z w + S_w - g$$

Donde u y w son las componentes horizontales y verticales de la velocidad, respectivamente. La superficie libre se calcula con (4):

$$(4) \quad \frac{\partial F}{\partial t} + u \frac{\partial F}{\partial x} + w \frac{\partial F}{\partial z} = S_F$$

Donde F tiene valor entre 0 y 1. El límite inferior representa una celda vacía, mientras que 1 se asocia a celdas llenas de fluido. Las variables en las ecuaciones (1 - 4) son el tiempo (t), la presión (p), la densidad (ρ), la viscosidad cinemática (ν), la gravedad (g) y el factor de disipación (β), el cual es diferente de cero únicamente en las esponjas numéricas. Las expresiones S , representan los términos de forzamiento del oleaje con intensidad Q en $x = x_s$ y cero en $x \neq x_s$:

$$(5) \quad \begin{aligned} S_p &= Q(z, t) \\ S_u &= u Q(z, t) \\ S_w &= w Q(z, t) + \frac{\nu}{3} \frac{\partial Q(z, t)}{\partial z} \\ S_F &= F Q(z, t) \end{aligned}$$

Para p , u , w y F , respectivamente. El modelo utiliza una malla Euleriana tipo C con celdas rectangulares de diferentes tamaños: $\Delta z = h/100$ y $\Delta x = \min \{ \lambda_p/100, 4\Delta z \}$, en la dirección vertical y horizontal, respectivamente. El paso de tiempo (Δt) se mantuvo constante en cada experimento. El forzamiento del oleaje se aplica dentro del dominio numérico (Kawasaki, 1999). En los extremos del canal se define una condición de radiación tipo Orlanski (1976), junto con una zona de disipación o esponja numérica (Hinatsu, 1992) para minimizar la reflexión numérica. En las fronteras en contacto con superficies sólidas se definen las condiciones de impenetrabilidad y libre deslizamiento, que evitan que el fluido penetre en el sólido y que exista un gradiente normal de la velocidad tangencial. En la superficie libre del fluido se definen dos condiciones cinemáticas y una dinámica. En la primera, la velocidad paralela a la superficie se fija igual a la velocidad calculada en la interface con la celda vecina llena de fluido. En la segunda, las velocidades normales a la superficie se determinan de tal manera que se cumpla la ecuación de continuidad. Por otro lado, la condición dinámica define la presión en la superficie, calculada mediante interpolaciones entre la presión atmosférica y la obtenida en las celdas adyacentes a la superficie.

En la figura 1 se muestra un esquema con la configuración del canal de oleaje numérico, el cual se mantuvo con una profundidad constante de diez metros. En la posición $x = x_s$ se forzó el oleaje con un espectro tipo *Joint North Sea Wave Project* (JONSWAP), mostrada en la ecuación (7) (Hasselmann *et al.*, 1973) en términos de la altura de ola significativa y f_p (Goda, 2000):

$$(7) \quad S(f) = \beta_j H_s^2 T_p^{-4} f^{-5} \exp \left[-1.25 (T_p f)^{-4} \right] \gamma^{\exp \left[\frac{-(T_p f - 1)^2}{2\sigma^2} \right]}$$

Donde:

$$(8) \quad \beta_j = \frac{0.0624}{0.230 + 0.0336\gamma - 0.185(1.9 + \gamma)^{-1}} [1.094 - 0.01915 \ln(\gamma)]$$

$$T_p \approx \frac{T_s}{\left[1 - 0.132(\gamma + 0.2)^{-0.559} \right]} \quad \text{y} \quad \sigma = \begin{cases} \sigma_a \approx 0.07 : f \leq f_p \\ \sigma_b \approx 0.09 : f > f_p \end{cases}$$

Donde f_p es la frecuencia asociada al pico espectral, y γ y σ controlan la forma del espectro. Se utilizó un valor de γ constante ($\gamma = 3.3$). Las mediciones del oleaje se hicieron mediante los sensores 1-5 (figura 1), y el arreglo de los sensores 2, 3 y 4 se utilizó para separar el espectro incidente del reflejado, mediante el procedimiento propuesto por Mansard y Funke (1980).

Diseño experimental

Para proponer las variables adimensionales que se utilizaron en los experimentos numéricos, se utilizó un análisis dimensional basado en el teorema Buckingham Π (1914). Con base en resultados previos reportados en la literatura, se propuso que las variables dimensionales, relevantes en la física del proceso de transmisión del oleaje son λ_p , H_s , h , d_s , B y Z . Al llevar a cabo el análisis dimensional se propusieron los parámetros adimensionales mostrados en la tabla I y, basado en un diseño experimental factorial, todas las combinaciones posibles entre parámetros adimensionales fueron realizadas (432 experimentos en total) con la finalidad de estudiar la aportación o efecto de cada uno de los parámetros en el proceso de transmisión del oleaje.

Tabla I
Parámetros adimensionales relevantes en el proceso de interacción entre el oleaje y obstáculos rectangulares sumergidos

Parámetros adimensionales	Descripción	Valores asignados
h / λ_p	Profundidad relativa	0.20 0.40 0.60
H_s / λ_p	Pendiente del oleaje	0.013 0.022 0.030
d_s / h	Sumersión relativa	0.00 0.05 0.10 0.15 0.20 0.25
Z / h	Espesor relativo	0.02 0.08
B / λ_p	Longitud relativa	0.10 0.15 0.20 0.25

Nota: Basado en un diseño experimental factorial, todas las combinaciones posibles entre parámetros adimensionales fueron realizadas con la finalidad de evaluar su efecto en la transmisión del oleaje.

Resultados

Variación de K_t en función de los parámetros adimensionales

Los resultados de los experimentos numéricos se muestran en las figuras 2a, b y c, correspondientes a profundidades relativas de 0.20, 0.40 y 0.60, respectivamente. Es conveniente empezar la descripción de los resultados fijando h/λ_p , y analizando la influencia de los parámetros adimensionales relacionados con las dimensiones del obstáculo (B/λ_p y Z/h). En el caso con $h/\lambda_p = 0.20$, se puede observar (en el intervalo de valores utilizados en los experimentos) que mientras mayor fue el valor de B/λ_p , menor fue K_t ; sin embargo, su aportación en la variación de K_t no parece ser uniforme, pues varía la sumersión relativa. Se observa como su importancia se incrementa al incrementar d_s/h . En la superficie las diferencias entre $B/\lambda_p = 0.10$ y 0.15 son menores a las diferencias en $d_s/h = 0.05$ y éstas a su vez son menores que en $d_s/h = 0.10$. A partir de esta sumersión relativa, la influencia de B/λ_p parece ser constante. El efecto del espesor relativo en K_t es totalmente distinto. En la figura 2a se puede observar cómo en la superficie los obstáculos relativamente más gruesos (sin importar su longitud) están asociados a K_t más bajos. No obstante, en $d_s/h = 0.10$, la influencia de Z/h en K_t se revierte y se vuelve directamente proporcional a K_t . Por su parte, la influencia de la pendiente está relacionada fuertemente con B/λ_p y d_s/h . Es decir, la pendiente del oleaje no tiene el mismo efecto en K_t al interactuar con obstáculos relativamente más cortos o largos, y más aún, depende en gran medida de la posición relativa de la estructura en la columna de agua. Se identifican tres zonas diferentes:

Superficie: H_s/λ_p es indirectamente proporcional a K_t sin importar el valor de B/λ_p .

$0 < d_s/h \leq 0.15$: H_s/λ_p tiende a ser indirectamente proporcional a K_t cuando $B/\lambda_p = 0.25$. Para los demás casos, H_s/λ_p no tiene una influencia muy clara. En algunos casos H_s/λ_p tiene una relación directamente proporcional con K_t (en especial con $B/\lambda_p \leq 0.15$ y $d_s/h < 0.15$), mientras que en otros la influencia tiende a ser errática.

$d_s/h > 0.15$: H_s/λ_p es indirectamente proporcional a K_t sin importar el valor de B/λ_p .

Al graficar la variación de K_t con respecto a la sumersión relativa d_s/h , se puede observar como K_t tiene una tendencia a dismi-

nir hasta una sumersión crítica (d_{sc}), donde K_t es mínimo. Si el obstáculo se sumerge aún más, K_t empieza a incrementar su valor. La posición de la sumersión crítica varía claramente dependiendo del valor de B/λ_p . Mientras mayor sea éste valor, más profunda se encuentra d_{sc} , aunque por lo general se observó entre 5 y 15% de h .

Por otro lado, al variar h/λ_p se observa que la longitud relativa sigue siendo indirectamente proporcional a K_t en $h/\lambda_p > 0.20$, con la diferencia que su efecto pierde importancia al aumentar d_s/h . La influencia de Z/h mantiene una tendencia similar, con excepción que el punto de inversión se encuentra ahora en $d_s/h = 0.05$. Tanto B/λ_p como Z/h pierden prácticamente su contribución en la variación de K_t en el caso de aguas profundas y sumersiones relativas de 0.25. Por su parte, H_s/λ_p mantiene su dependencia en d_s/h y B/λ_p . Se identifican nuevamente distintas regiones con diferentes comportamientos, los cuales varían al modificar h/λ_p .

En $h/\lambda_p = 0.4$: Superficie H_s/λ_p es indirectamente proporcional a K_p , excepto en los experimentos con $B/\lambda_p = 0.10$, donde es directamente proporcional.

$d_s/h = 0.05$ es indirectamente proporcional a K_t , excepto en los experimentos con $B/\lambda_p = 0.10$ y 0.15, donde es directamente proporcional.

$d_s/h > 0.05$ H_s/λ_p es indirectamente proporcional a K_t .

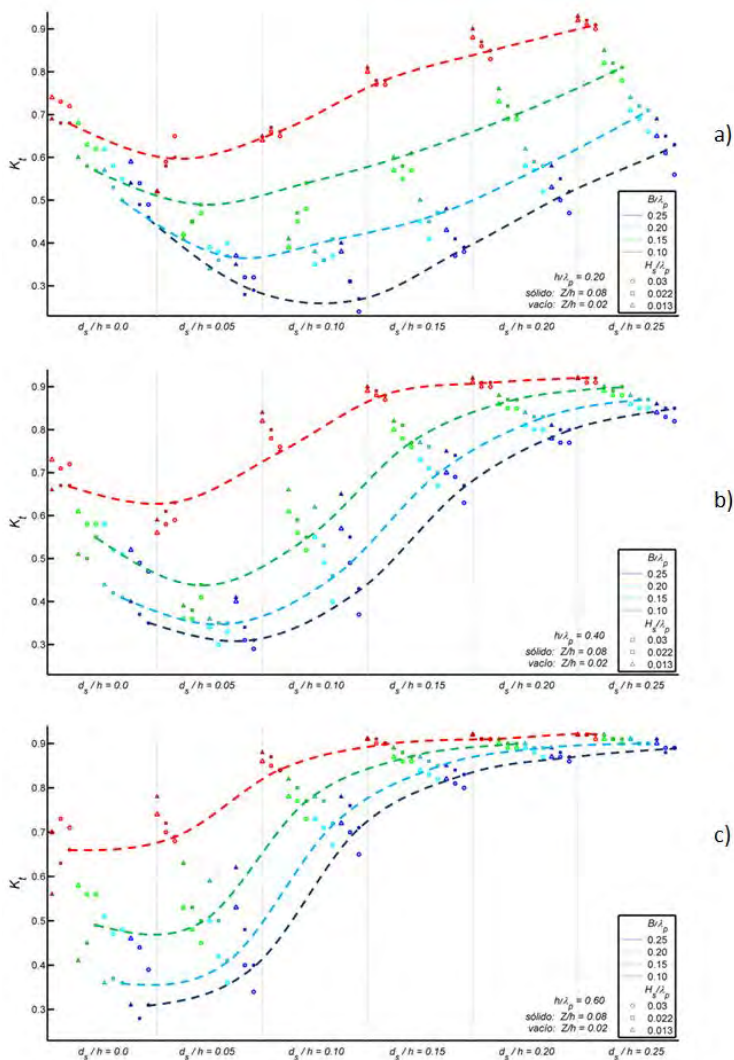
En $h/\lambda_p = 0.6$. Superficie: es indirectamente proporcional a K_p , excepto en los experimentos con $B/\lambda_p = 0.10$ y 0.15, donde K_t tiende a ser directamente proporcional.

$d_s/h > 0.0$ H_s/λ_p es indirectamente proporcional a K_t .

Al graficar la variación de K_t con respecto a d_s/h en $h/\lambda_p = 0.4$ y 0.6, se observa que d_{sc} es más somera conforme h/λ_p aumenta. En la figura 2 se muestran líneas punteadas, las cuales unen, a manera de ejemplo, K_t asociados a obstáculos con $B/\lambda_p = 0.25$, $Z/h = 0.08$ y una pendiente de ola de 0.03. Se puede observar cómo en aguas profundas la sumersión crítica no se puede localizar con la resolución utilizada en los valores de d_s/h .

Figura 2

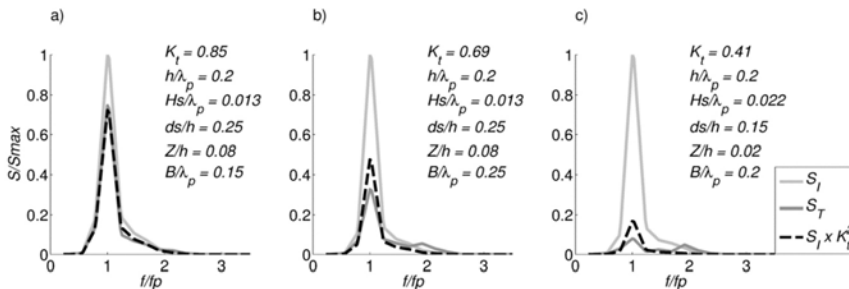
Variación de K_t en función de d_s/h y de otros parámetros adimensionales relevantes, como la longitud relativa, el espesor relativo y la pendiente de la ola, para los casos con profundidades relativas de (a) 0.2, (b) 0.4, y (c) 0.6



Hasta ahora sólo se ha descrito la variación de K_t en función de los parámetros adimensionales propuestos en la tabla I. Este coeficiente proporciona información acerca de la transmisión de la energía total del sistema; sin embargo, no da información acerca de la forma del espectro del oleaje transmitido después del obstáculo. Una primera aproximación para la nueva forma espectral es multiplicar el espectro incidente (S_i) por K_t^2 pero de los resultados numéricos se puede observar que K_t no afecta de manera uniforme a la energía del espectro sino que es dependiente de la frecuencia (f). En las figuras 3a, b y c, se grafican S_i (línea gris clara), el espectro transmitido (S_T) (línea gris oscura) y una primera aproximación del espectro transmitido, obtenida al multiplicar $S_i \times K_t^2$ (línea punteada), además se presentan tres casos: (a) el espectro incidente casi no sufre ningún cambio en su forma, sólo una reducción en su energía; (b) existe una transferencia de energía del modo fundamental al primer súper-armónico; (c) existe una intensa redistribución de la energía de frecuencias bajas a altas. Los espectros se normalizaron en frecuencia y energía, al dividir los ejes correspondientes entre la frecuencia asociada al pico espectral (f_p) y la máxima energía del sistema (S_{max}).

Figura 3

Cambios en S_i (normalizado tanto en frecuencia como en energía) debidos a su interacción con obstáculos sumergidos



- a) Reducción de la energía sin cambio apreciable de forma.
b) Redistribución de la energía del modo fundamental al primer súper-armónico
c) Intensa redistribución de la energía a frecuencias altas

Discusiones

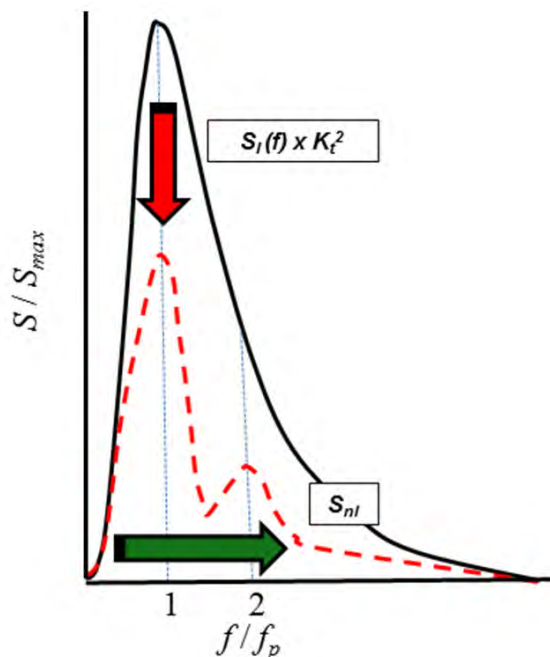
Influencia de los parámetros adimensionales en el proceso de transmisión del oleaje

En la sección anterior se describieron las influencias de cada uno de los parámetros adimensionales en la variación de K_t . El mecanismo de bloqueo de la energía del oleaje, ya sea por reflexión o por disipación, está dado por el impacto directo del flujo contra el cuerpo del obstáculo, así como por la interacción fluido-fluido inducida por éste. Un ejemplo es la corriente de retorno que se produce por debajo de la estructura, la cual interfiere con las velocidades orbitales del oleaje incidente (Graw, 1992; Yu, 2002; Bung *et al.*, 2008). De hecho, Bung *et al.* (2008) sugieren que el flujo de retorno está influenciado por los vórtices generados en el extremo posterior de la placa y observaron que la posición (relativa al obstáculo) del rompimiento del oleaje es determinante en el mecanismo de generación y propagación de los vórtices. Cuando el rompimiento ocurre en la región contigua posterior al obstáculo, se provoca un vórtice ciclónico que se propaga hacia abajo, lo que conlleva a una interacción entre el vórtice y el flujo de retorno, interfiriendo con el flujo. Si por el contrario, el rompimiento ocurre encima de la placa, se presentan (en general), un vórtice en la parte superior y uno en la parte inferior del obstáculo, con sentidos contrarios, los cuales se propagan hacia la superficie, lejos del flujo de retorno. Lo anterior sugiere que los parámetros que contribuyan directamente con el rompimiento del oleaje, en caso de que ocurriera, son los que más influencia tienen en K_t . De los resultados numéricos realizados en este trabajo, se observó que la sumersión y la longitud relativa resultaron ser los parámetros más relevantes en el proceso, aunque su influencia está modulada por la combinación de los otros parámetros adimensionales utilizados; por ejemplo, cuando d_s/h aumenta su valor, se crean condiciones desfavorables para el rompimiento. Por otro lado, dada una sumersión relativa y una pendiente del oleaje, cuando B/λ_p tiene valores pequeños, la ola puede tener las condiciones para el rompimiento, pero no la distancia necesaria para que ocurra. Por su parte, el espesor relativo se considera un parámetro que mientras menor sea su va-

lor, K_t será menor (Zheng *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2009); sin embargo, esto no sucede en todos los casos. Liu *et al.* (2009) demostraron que esta relación entre el espesor relativo y la variación de K_t se invierte periódicamente cuando B/λ_p excede 0.4 (en las gráficas de la figura 2 se muestra esta inversión al variar d_s/h y h/λ_p).

Los cambios del espectro incidente están relacionados con las interacciones no lineales asociadas por triadas, las cuales se llevan a cabo en la región somera que se encuentra encima del obstáculo, si se cumplen ciertas condiciones de resonancia (Nwogu, 1994). Estas interacciones no lineales son las responsables de transferir energía del modo fundamental al primer súper-armónico (figura 4). Una aproximación de las interacciones no lineales está dada por el algoritmo lumped-triad-approximation (LTA) propuesto por Eldeberky (1996). El método LTA es una aproximación basada en la acumulación de triadas para estimar la transferencia de energía de $f/2$ a f del espectro (donde f es una frecuencia dada); y se aplica cuando el número de Ursell (U_r) es menor o igual a uno, el cual es una medida del grado de no linealidad del oleaje (y está en función de la pendiente del oleaje y la profundidad relativa). Sin embargo, una limitante del método es que no toma en cuenta la evolución espacial ni temporal del espectro, y para los casos considerados en este trabajo, la disipación que ocurre por encima de los obstáculos no siempre se puede despreciar en el cálculo de las interacciones no lineales. En algunos casos, particularmente cuando $K_t > 0.9$, la forma del espectro se puede aproximar adecuadamente al multiplicar el espectro incidente por K_t^2 (figura 3a), sin tomar en cuenta las interacciones no lineales. Estos resultados sugieren que una función de transferencia que estime el cambio espectral del oleaje, está ligada con el coeficiente de transmisión, así como con U_r . Es necesario realizar más experimentos numéricos midiendo la evolución del espectro encima del obstáculo para proponer una función de transferencia que tome en cuenta los procesos de disipación, con la finalidad de estimar adecuadamente la forma del espectro transmitido.

Figura 4
Redistribución de energía en el espectro (normalizado tanto en frecuencia como en energía) al interactuar con un obstáculo sumergido



Nota: Existe una disminución (flecha roja) de la energía aproximada mediante la multiplicación de S_l con K_t^2 . La flecha verde representa el flujo de energía de frecuencias bajas a altas debido a las interacciones no lineales (S_{nl}). La línea punteada representa el espectro transmitido, con un pico de segundo orden en $2f_p$.

Conclusiones

Se analizó la interacción entre el oleaje irregular y obstáculos rectangulares sumergidos. Los resultados sugieren que los parámetros adimensionales más importantes en la variación de la transmisión del oleaje son la sumersión y la longitud relativa, mientras que los demás parámetros (como el espesor relativo, la pendiente de la ola y la profundidad relativa) intensifican o reducen el efecto que tienen d_s/h y B/λ_p en K_t . Se observó que existen combinaciones entre

los parámetros adimensionales que provocan que los cambios en B/λ_p prácticamente no tengan efecto en K_t .

Se observó una sumersión crítica, por lo general entre 5 y 15% de la profundidad local, donde K_t es mínimo. A partir de esta profundidad, K_t aumenta conforme aumenta la sumersión relativa; sin embargo, la sumersión crítica no se observó en todos los casos. Los resultados sugieren que la posición de la sumersión crítica depende en gran medida de B/λ_p y de la combinación de los demás parámetros adimensionales.

La forma del espectro transmitido es debida en parte a la energía que se pierde en el proceso de interacción entre el obstáculo y la estructura, ya sea por reflexión o disipación. Se observó que hubo transferencia de energía del modo fundamental al primer súper-armónico, la cual se explica mediante las interacciones no lineales asociadas a triadas, responsables de la redistribución de la energía de frecuencias bajas a altas.

Se recomiendan más experimentos con la finalidad de aumentar la resolución en la región donde se presentó la sumersión crítica, para estudiar más a fondo los procesos físicos que suceden en esta zona. La región por encima de esta profundidad está ligada a procesos altamente no lineales, y es necesario estudiar los mecanismos de disipación y la evolución tanto espacial como temporal del espectro, con la finalidad de proponer una función de transferencia que estime tanto el coeficiente de transmisión como la forma final del espectro transmitido.

Agradecimientos

Este trabajo se desarrolló dentro del programa de investigación del Grupo de Oleaje (GO) del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE) en colaboración con el Grupo de Estudio del Oleaje (GEO) de la Facultad de Ciencias Marinas de la Universidad de Colima, y fue financiado por Conacyt (proyecto: DIROC-IOA 62520) y la Secretaría Técnica de Relaciones Internacionales y Cooperación Académica de la Universidad de Colima (mediante el fondo PIFI: 2012-2013). Este trabajo es una contribución al proyecto PE-OleajePBC de Conacyt-SENER (119798). Los autores agradecen al Observatorio de Corrientes Oceánicas Mexica-

nas (Ocomex) y (CATAVINYA), por el apoyo. Se agradece también a Julian J. Delgado J. por la realización de los experimentos; a José M. Domínguez O. y Francisco J. Ponce I., por la elaboración de imágenes digitales; así como a Julieta Castro, Mónica Sánchez, Carmen Labastida y Rosario Figueroa, por las actividades de investigación, logísticas y administrativas.

Literatura citada

- Brossard, J. y Chagdali, M. (2001). Experimental investigation of the harmonic generation by waves over a submerged plate. *Coastal Engineering*, (42): 277-290.
- Buckingham, E. (1914). On physically similar systems; illustrations of the use of dimensional equations. *Physical Review*, (4): 345-376.
- Bung, D.; Hildebrandt, A.; Oertel, M.; Schlenkhoff, A. y Schlurmann, T. (1998). Bore propagation over a submerged horizontal plate by physical and numerical simulation. Proceedings 31th. Int. Conf. Coastal Engineering, 3542-3553.
- Coastal Development Institute of Technology (2001). *Research and development of a numerical wave flume*. CADMAS-SURF Report of the Research Group for Development of Numerical Wave Flume for the Design of Maritime Structures. Japan: Coastal Development Institute of Technology (CDIT).
- Dattatri, J.; Raman, H. y Shankar, N. (1978). Performance characteristics of submerged breakwaters. Proceedings 16th. Int. Conf. Coastal Engineering, 2153-2171.
- Eldeberky, Y. (1996). *Nonlinear transformation of wave spectra in the nearshore zone*. Tesis de doctorado. Países Bajos: Delft University of Technology-Faculty of Civil Engineering.
- Elchahal, G.; Younes, R. y Lafon, R. (2006). Wave interaction with fixed and floating vertical breakwater based on analytical modelling. Proceedings of + + ' FEDSM.
- Goda, Y. (2000). *Random seas and design of maritime structures*. Singapur: World Scientific.
- Graw, K. (1992). The submerged plate as a wave filter, the stability of the pulsating flow phenomenon. *Coastal Engineering*: 1153-1160.
- Hasselmann K.; Barnett, T.; Bouws, E.; Carlson, H.; Cartwright, D.; Enke, K.; Ewing, J.; et al. (1973). *Measurements of wind -wave growth and swell decay during the Joint North Sea Wave Project (JONSWAP)*. Hamburgo: Deutsches Hydrographisches Institut.
- Hinatsu, M. (1992). Numerical simulation of unsteady viscous nonlinear waves using moving grid system fitted on a free surface. *J. Kansai Soc. Naval Architects Japan*, 217: 1-11.

- Hirt, C. y Nichols, B. (1981). Volume of Fluid (VOF) method for the dynamics of free boundaries. *Journal of Computational Physics*, 39: 201-225.
- Johnson, H.; Karambas, T.; Avgeris, I.; Zanuttigh, B.; Gonzalez, D. y Caceres, I. (2005). Modelling of waves and currents around submerged breakwaters. *Coastal Engineering*, 52: 949-969.
- Kawasaki, K. (1999). Numerical simulation of breaking and post-breaking wave deformation process around a submerged breakwater. *Coastal Engineering*, 41: 201-223.
- Liu, Y.; Li, Y. y Teng, B. (2009). Wave motion over two submerged layers of horizontal thick plates. *Journal of Hydrodynamics*, (21): 453-462.
- Mansard, E. y Funke, E. (1980). The measurement of incident and reflected spectra using a least square method. Proceedings 17th. *Coastal Engineering*: 154-172.
- Nwogu, O. (1994). Nonlinear evolution of directional wave spectra in shallow water. Proceedings 24th. Int. Conf. Coastal Engineering: 467-481.
- Orlanski, I. (1976). A simple boundary condition for unbounded hyperbolic flows. *Journal of Computational Physics*, 21 (3): 251-269.
- Patarapanich, M. y Cheong, H. (1989). Reflection and transmission characteristics of regular and random waves from a submerged horizontal plate. *Coastal Engineering*, 13: 161-182.
- Rahman, A.; Mizutani, N. y Kawasaki, K. (2006). Numerical modeling of dynamic responses and mooring forces of submerged floating breakwater. *Coastal Engineering*, 53: 799-815.
- Sendil, U. y Graf, W. (s.f.). Transmission of regular waves past floating plates. Proceedings 14th Conf. Coastal Engineering: 1924-1936.
- Sendil, U. y Graf, W. (1975). Transmission of regular waves past fixed plates. Proceedings XVI Congress of Int. Association of Hydraulic Research: 254-261.
- Stoker, J. (1957). Water waves, the mathematical theory with applications. EUA: Interscience Publishers.
- Sundar, V. y Dakshinamoorthy, S. (1980). Wave transmission characteristics of fixed and floating breakwaters. 7th Australian Hydraulics and Fluid Mechanics Conf.: 18-22.
- Verduzco Zapata, M.; Ocampo Torres, F.; Osuna, P.; Parés Sierra, A. y Kawasaki, K. (2012). Practical estimation of wave transmission and reflection from fixed submerged structures. *Ocean Engineering*, 45: 63-74.
- Yu, X. (2002). Functional performance of a submerged and essentially horizontal plate for offshore wave control: a review. *Coastal Engineering Journal*, 44: 127-147.
- Zheng, Y.; Liu, P.; Shen, Y. y Sheng, S. (2007). On the radiation and diffraction of linear water waves by an infinitely long rectangular structure submerged in oblique seas. *Ocean Engineering*, 349: 436-450.

CAPÍTULO XVII

Las playas certificadas de recreación y los sistemas de gestión ambiental (SGA) en México

O. Cervantes y H. Alafita

Resumen

Este trabajo muestra un análisis de las playas certificadas de recreación en México bajo la norma NMX-AA-120-SCFI-2006. Se realizó un estudio bibliométrico acerca de la literatura e información accesible sobre el estado del arte de los esquemas de certificación de playas, de los sistemas de gestión ambiental (SGA) y su aplicación o avances en México. Se hace una evaluación acerca de este proceso de certificación de playas en el país, así como una propuesta novedosa en la que el proceso de certificación se considera la base para el diseño e instauración de un sistema de gestión ambiental (SGA) y de buenas prácticas; de manera que esto permita, en primera instancia, apoyar la obtención del reconocimiento ambiental y, en segunda, llevar a cabo una gestión del recurso para su aprovechamiento, tanto ecológico como socioeconómicamente duraderos.

Introducción

Las playas certificadas de recreación se caracterizan por la implementación de prácticas ambientales que buscan la satisfacción de los usuarios usando un espacio considerado como un producto. En algunas se han implementado sistemas de gestión ambiental (SGA)¹ que permiten garantizar, mediante un proceso de monitoreo y sistematización de actividades, la salud, el confort y la seguridad de los usuarios. Cabe mencionar que las playas son paisajes extraordinariamente uniformes, que permiten varias posibilidades de uso (Fessler *et al.*, 2006); y se les considera un bien económico escaso, complejo e irreproducible, un elemento natural, un espacio de equilibrio ecológico y ambiental, frágil en sí mismo (Yepes, 1999).

El proceso de certificación evalúa, monitorea y hace constar que la playa cumple con una serie de estándares y medidas de sostenibilidad que se relacionan con tres vertientes estratégicas: la *económica* exige que las ideas de inversión que se propongan generen índices altos de rentabilidad; la *social* sugiere la necesidad de incorporar a la población local en los proyectos mediante las actitudes, conductas y preferencias de los usuarios; y la *ambiental* se refiere al compromiso que deberá asumirse con la playa como ecosistema único y esencial (Cervantes, 2010). Además, las certificaciones son elementos de competitividad y mercadeo, además de demostrar una voluntad y pertinencia política y social.

Todo lo anterior contribuye al desarrollo gradual y la transformación de las actividades y procesos presentes en la playa (Honey y Rome, 2001; Del Valle, 2002), promoviendo además la salud pública como resultado del mejoramiento de las condiciones sanitarias y de infraestructura en estos sitios costeros. Lo que se convierte en un atractivo a nivel nacional e internacional para captar e incrementar el número de visitantes, considerando un enfoque de ganar-ganar-ganar: para el ambiente, para la economía y para

¹ El desarrollo de sistemas de gestión ambiental (SGA) en playas es una aplicación reciente, una adaptación original de una herramienta concebida para otro tipo de organizaciones, y las diferencias entre una playa y una organización tradicional llevaron a los organismos de certificación a sostener que una playa no era susceptible de ser certificada (ISO-14001).

las comunidades locales; se busca facilitar y fortalecer el aprovechamiento sostenible del recurso (Maclaren, 2002).

La certificación de playas se considera como el resultado de un proceso continuo y operacional en el marco del manejo costero, retoma elementos como la gestión ambiental y es mediante éste que se toman mejores decisiones para el uso sostenible, el desarrollo y la protección de los espacios costeros. Por tanto, existen responsabilidades concurrentes tanto de gobiernos municipales, estatales y federal, lo que dificulta su manejo y aprovechamiento.

Estos hechos se ven reflejados durante determinadas épocas del año, cuando se incrementan los visitantes y, por ende, los requerimientos en materia de servicios. Se desarrollan diversas actividades que generan impactos ambientales con respuestas oficiales no eficientes, ya que los proyectos, programas y acciones, no se encuentran articulados; son temporales y con alcances limitados, derivados generalmente de una falta de conocimiento sobre los procesos que se presentan en las playas. Lo anterior no les permite evolucionar ni adaptarse a la situación y condiciones que se presentan; es decir, no son parte de una estrategia de planificación establecida, lo que trae consigo una deficiente gestión del espacio.

La problemática y medidas de control en las playas son similares y previsibles, por lo que se han desarrollado en distintos países normas y esquemas de calidad ambiental que comúnmente tienden a incorporar en su competencia específica a los actores involucrados (gobiernos federal, estatal, municipal, sectores y usuarios, entre otros) en aspectos sobre calidad del agua, residuos sólidos, infraestructura y servicios, seguridad y educación ambiental; priorizando en aquellos que se consideren más relevantes para el sitio. Las diferencias se presentan en la cobertura geográfica, vigencia, auditorías de seguimiento, niveles de certificación y métodos de calificación.

Esquema de certificación en México

En 2006 se publicó la norma mexicana: NMX-AA-120-SCFI-2006, con una serie de parámetros de aplicación voluntaria, comparables con los principales esquemas internacionales vigentes, para proteger al ambiente e incrementar la competitividad de los destinos. La norma en comento considera dos tipos de playas definidas a partir de las actividades y características de las mismas: para uso recreativo y como prioritarias para la conservación, que son aquellas en que se presentan elementos naturales carismáticos y con bajo aforo de visitantes. El considerar esta modalidad de playas ha permitido diferenciar a la propuesta mexicana de otros esquemas de calidad vigentes (tabla I). A su vez considera tres niveles de cumplimiento: certificada, condicionada y no certificada (Diario Oficial de la Federación, 2006).

Tabla I
Parámetros considerados por la norma mexicana de playas
y esquemas internacionales vigentes

Blue flag	Bandera azul ecológica		Blue wave campaign	Sea side award	NMX-AA-1 20-SCFI-2006
Calidad del agua	Calidad del agua	Calidad del agua para consumo humano	Calidad del agua	Calidad del agua	Calidad del agua de mar
	Calidad sanitaria de la playa				
Información y educación ambiental	Educación ambiental		Condiciones de la playa y área intermareal Información / educación pública	Playa y área intermareal	Residuos sólidos
				Información y educación ambiental	Infraestructura costera
Gestión medioambiental	Administración		Seguridad Servicios	Gerencia	Educación ambiental
				Seguridad	Iniciativas y contribuciones de gestión ambiental
Seguridad y servicios			Conservación del hábitat Administración de la erosión	Limpieza	Seguridad y servicios
					Biodiversidad
					Contaminación por ruido

SGA en playas

Una playa se considera un medio receptor (un ecosistema) que recibe impactos ambientales y no una organización que genera aspectos ambientales; por ello se consideraba que los SGA no eran aplicables a un bien (un objeto) y sólo se aprovechaban en las actividades de una organización; sin embargo, hace muy pocos años se comprendió que las playas, durante una época del año, desarrollan actividades propias que generan aspectos ambientales y que tienen responsabilidades claramente identificadas. Así es cómo se plantea que los SGA y las normas que los certifican deben evolucionar y ser flexibles, de manera que sean factibles de considerarse herramientas de gestión costera, y en particular como instrumentos para la gestión de playas.

Metodología

El método consistió en hacer un análisis bibliográfico sobre los esquemas de certificación de playas, los diferentes SGA y su aplicación o avances en México. Se hizo una revisión entre noviembre de 2011 y marzo de 2012 en la plataforma de publicaciones Iberoamericana Redalyc, (<http://redalyc.uaemex.mx>), conformada por una red de revistas científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal. Para ello se utilizaron palabras clave en español e inglés relacionadas como: gestión de playas en México, playas certificadas y sistemas de gestión ambiental en playas, a fin de obtener los documentos relacionados con dicha temática. Posteriormente se hizo un análisis y discusión acerca de los resultados encontrados y junto con las experiencias se concluyó al respecto.

Resultados y discusión

Evaluación de la conformidad

Las experiencias en la evaluación de la conformidad, referentes al grado de cumplimiento de la norma, han mostrado que el principal obstáculo ha sido cumplir con la calidad del agua y el manejo de residuos. Estos problemas son consecuencia de la insuficiente o deficiente infraestructura de saneamiento existente en ciudades y sitios costeros turísticos del país. En algunos, a pesar de contar

con plantas de tratamiento para aguas residuales, no son eficientes o no funcionan por aspectos económico-administrativos o técnico-operativos; mientras sus efluentes, junto con las descargas pluviales y el arrastre de diversos residuos, confluyen en el agua y la playa afectando su calidad y, por ende, la salud de los bañistas.

Es por ello que debe buscarse la participación más activa de los organismos y dependencias locales y federales (como SEMARNAT y CNA) encargadas del manejo del agua y los programas de monitoreo de su calidad en playas turísticas (Proplayas) y en los comités de playas limpias. Por otro lado, los residuos sólidos representan otro problema, en donde se destaca que el número de depósitos (botes) para desechos (que deben ser de tres tipos: reciclables, orgánicos y no reciclables) deben estar en función de la afluencia de visitantes (Arreguín-Cortés y Mejía-Maravilla, 2010); sin embargo, y ante la ausencia de esa información, se ha optado por instalarlos en los accesos o a partir de distancias lineales (20 - 50 m), siendo rebasados en su capacidad de almacenamiento, con el consecuente impacto sobre la arena y limpieza de la playa. La solución estriba en una metodología simple que permita obtener este dato para cada playa y, a la vez, sea un insumo para determinar la capacidad de carga turística del sitio. Estos mismos depósitos deben contar con tapa y no tener contacto con el suelo; pero se ha omitido recomendar un diseño en particular que responda a las condiciones ambientales de la playa, haciéndolos vulnerables ante fenómenos hidrometeorológicos como marejadas, huracanes, y a la acción de los propios visitantes, lo que finalmente reduce su vida útil y de operación.

En el caso de las actividades recreativas tanto en el agua como en la arena, que compiten por el espacio en la playa, la zonificación de usos se presenta como una alternativa que busca su ordenamiento mediante su delimitación, señalización de áreas y situaciones de riesgo, pero es tal la diversidad de actividades e intereses que se dificulta la implementación de la estrategia. En otros aspectos, la norma otorga reconocimiento a las iniciativas y contribuciones de gestión ambiental por parte de los promotores, pero es poco claro y genera, incluso, incertidumbre y desanimo por los resultados adversos en los proyectos de certificación.

Es importante resaltar que las medidas de la norma son voluntarias, y que buscan en todo momento impulsar la planificación costera y fomentar la participación coordinada entre los usuarios de los recursos y de autoridades de los tres niveles de gobierno a través de los comités de playas limpias.

Certificaciones actuales y su problemática

La primera playa certificada de recreación en México se localiza en El Chileno, Baja California Sur; posteriormente se certificaron las de Nuevo Vallarta, Nayarit; Puerto Vallarta, Jalisco (Costa del Pacífico Central) y Miramar, Tamaulipas (Costa del Golfo de México), entre otras.

Ninguna de ellas ha estado exenta de problemas, derivados principalmente por los cambios en las administraciones públicas y de aspectos políticos. Los ayuntamientos, promotores a través de los comités de playas limpias y encargados del mantenimiento de la certificación, tienen periodos de tres años, mientras que el proceso de certificación requiere de casi dos años, y su validez es también de dos años, así que requiere de una visita anual de seguimiento, cuya atención no recae precisamente en las administraciones que promovieron la certificación.

En este orden de ideas, la playa El Chileno (Costa del Pacífico Norte) estuvo a punto de perder el reconocimiento durante la visita de seguimiento, ya que la nueva administración trajo consigo cambios de personal y, sumado a la falta de recursos, no se le dio el seguimiento a los requisitos y procesos conforme a la norma.

En Puerto Vallarta, el certificado se obtuvo a meses de concluir la administración municipal, de tal forma que ahora se han hecho públicos la falta de recursos para mantener su certificación, principalmente en infraestructura y servicios, por la ausencia de un SGA de la playa. Esto ha derivado en costos adicionales.

La estrategia del seguimiento ambiental debe buscar, además del mantenimiento de la certificación, la mejora continua de la playa para obtener otros reconocimientos que le permitan al sitio tener distinción, y ser referencia en cuanto a un turismo de sol y playa ambientalmente responsable, básico para un país como México, que con 259 playas recreativas reconocidas en sus costas, únicamente 24 están certificadas (es decir menos de 10%), y se hallan ubicadas en

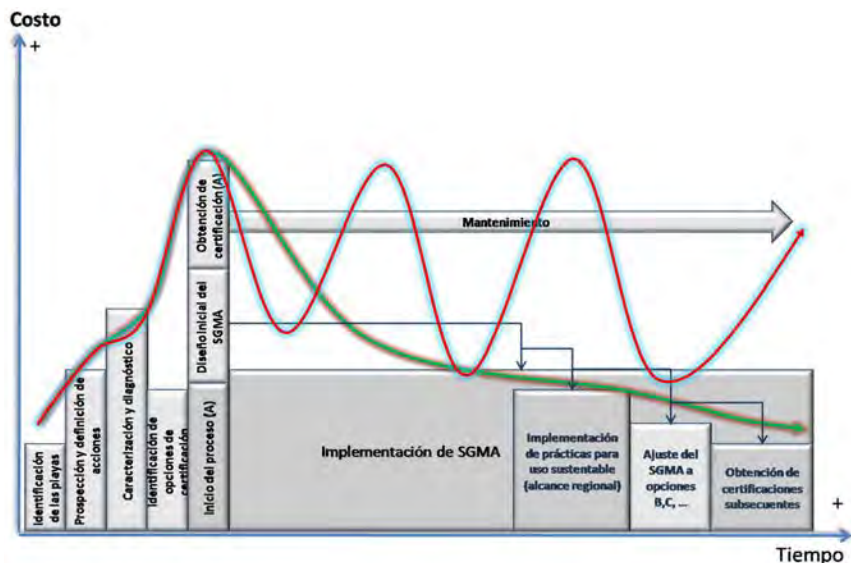
nueve de los 37 comités de playas limpias establecidos para el año 2012. Por lo que se pretende que sean los SGA, los que proporcionen la herramienta que les permita la mejora continua y al resto el cumplimiento de los requisitos establecidos o incluso para otros esquemas de certificación ambiental.

Como se mencionó anteriormente, la ausencia de un SGA ha derivado en costos adicionales, al aplicarse medidas correctivas en lugar de aplicar sólo medidas preventivas y de seguimiento de los requisitos contemplados por los certificados ambientales. Es por ello que la estrategia debe buscar, además del mantenimiento de la certificación, el establecimiento de buenas prácticas enfocadas a la mejora continua de la playa, hecho que resultaría en la búsqueda de otros reconocimientos ambientales. Por ello, en este trabajo se hace una propuesta acerca de considerar al proceso de certificación de playas como la base para la instauración de un SGA y de buenas prácticas, que permita a su vez obtener otras certificaciones subsecuentes (figura 1), considerando en todo momento la calidad de las playas como un instrumento técnico para los tomadores de decisiones en el desarrollo y aplicación de medidas de gestión para el sector turístico y en particular del segmento de sol y playa.

El SGA permite establecer un esquema financiero ente administrador de la playa, puesto que establece una sistematización del seguimiento, cumplimiento y costo de los requisitos de la certificación, de manera que permitiría detectar deficiencias o incumplimientos en su uso, así como de cambios en administración municipal o de la presencia de fenómenos hidrometeorológicos, y de esta manera llevar a cabo las medidas correctivas correspondientes, y por ende una gestión correcta y duradera de la playa; tal es el caso del monitoreo de la calidad del agua y la operación de los servicios de auxilio, entre otros, así como la infraestructura y el equipamiento correspondiente a la norma en la playa, esto puede observarse en la curva de costos (línea gruesa en verde) que se muestra en la figura 1, la cuál inicia con la cobertura de los gastos propios del proceso de certificación, mismos que se reducen y tienden a una estabilidad conforme pasa el tiempo —por el hecho de que los gastos sólo consideran acciones preventivas, y en el menor de los casos correctivas y de ajustes—, conforme al desarrollo de la playa y en la búsqueda y

obtención de otros esquemas (este aspecto se muestra en el comportamiento de la propia curva asociada en el esquema de la figura 1).

Figura 1
Proceso de implementación de un SGA en playas
y comportamiento de la curva de costos asociada



Nota: La línea delgada en rojo representa los costos resultado de la no implementación del SGA. La línea gruesa en verde se refiere a los costos asociada a la implementación del SGA (Alafita y Cervantes, 2009).

El caso contrario es la línea delgada (en rojo) que muestra un comportamiento con incremento de los costos al tomar solamente acciones correctivas y que conllevan al uso de mayores recursos financieros y humanos. Es importante mencionar que el SGA debe considerar un diseño donde se establezcan categorías que correspondan a cada grupo, conforme los requerimientos de la propia norma. Por ello es que se plantea que el esquema de certificación debe ser base para la conformación del SGA, para que permita, en primera instancia, apoyar la obtención del reconocimiento ambiental y, en segunda, llevar a cabo una gestión del recurso para su óptimo aprovechamiento, tanto ecológico como socioeconómico.

Conclusiones

A nivel internacional se han generado nuevas vertientes en lo referente al manejo de los recursos naturales. Actualmente, los destinos más competitivos son aquellos que garantizan sus esquemas, procesos y servicios, es decir, el disfrute de zonas ambientales y que sean socialmente sustentables conforme a los estándares internacionales. Se ha demostrado en otros países que los procesos de certificación no sólo colocan a los destinos que los poseen en listas de referencia importantes, sino que los colocan en posiciones de competitividad financiera de gran importancia. El uso del proceso de certificación como base de los SGA permite establecer esquemas financieros, sociales y ecológicos duraderos; además de operativamente mantener y potencialmente obtener otros reconocimientos ambientales de la playa.

Literatura citada

- Alafita, H. y Cervantes, O. (2009). *Propuesta para la certificación e implementación de un Sistema de Gestión Ambiental (SGA) en playas de Veracruz*. Presentación al gobierno municipal de Veracruz-Llave. Manuscrito no publicado. Cancún, México: Gestión, Política y Planificación Ambiental GPPA.
- Arreguín-Cortés, F. y Mejía-Maravilla, E. (2010). Programa playas limpias en México, un enfoque integral. *Revista Digital Tlálloc*, 47. Consultado el 30 de noviembre de 2012. Disponible en: http://revistatlaloc.org.mx/anteriores/edicion_47/edi47.htm.
- Del Valle, D. (2002). *Certificaciones turísticas en Centroamérica. Actualización de estudios*. (Proyecto PROARCA/APM bajo el Acuerdo de Donación 596-A-001-00116-00. Oficina Regional para el Desarrollo Sostenible, División para Latinoamérica y el Caribe USAID y The Nature Conservancy TNC). Guatemala: División de Turismo Sostenible de Rainforest Alliance.
- Diario Oficial de la Federación (2006). Norma Mexicana que establece los requisitos y especificaciones de sustentabilidad de calidad de playas (NMX-AA-120-SCFI-2006). México. Diario Oficial de la Federación, DCXXXIV (4): 47.
- Honey, M. y Rome, A. (2001). *Protecting paradise: Certification programs for sustainable tourism and ecotourism*. Washington, DC: Institute for Policy Studies.

- Maclaren, F. (2002). A strategic overview of ecotourism accreditation and certification: The road Forward. Washington, D.C.: The International Society for Ecotourism.
- Yepes, P.V. (1999). Las playas en la gestión sostenible del litoral. *Cuadernos de Turismo*, 4: 89-110.

CAPÍTULO XVIII

Recicla. Técnica que auxilia a la educación ambiental

R. Pérez-López, L. Silva-Íñiguez,
C.G. Gutiérrez-Corona y E. Pérez-León

Resumen

La organización no gubernamental ambientalista Greenpeace expone que “Lo mejor que podemos hacer por el planeta es explotarlo lo menos posible, con un enfoque justo, ético y utilizar sus recursos de manera sustentable”. La Real Academia Española, define reciclaje como: “someter un material usado a un proceso para que se pueda volver a utilizar.” El reciclaje es un proceso fisicoquímico o mecánico que consiste en someter a una materia o un producto ya utilizado a un ciclo de tratamiento total o parcial para obtener una materia prima para un nuevo producto.

En el periodo de agosto a diciembre de 2011 los alumnos del 7° semestre de la licenciatura en administración de recursos marinos (LARM) de la Facultad de Ciencias Marinas (FCM) de la Universidad de Colima realizaron el proyecto: “Creación de artículos utilizando la técnica de reciclaje”, con la finalidad de reutilizar materiales obsoletos, rotos, incompletos, viejos y sin utilidad, que los participantes tuvieran en sus casas, y que el gasto para su realización fuera el mínimo. Asimismo debía realizarse el manual de procedimiento de cada uno. Se formaron seis equipos de cuatro integrantes, quienes recolectaron, lavaron y estilaron, los materiales (principalmente plásticos y ropa); asimismo, colectaron pintura, cables, focos, rafia, chaquiras y encajes, entre otros artículos. Cada equipo decidió qué realizar en función de sus materiales disponi-

bles. Se realizaron 56 artículos (como alhajeros, portapapeles, bolsos de mujer, cortinas, tapetes, paneras, flores, rehiletes, floreros, lapiceros y lámparas de pet y material natural de palma de coco).

En España, la protección del medio ambiente utilizando las técnicas de las 3R: reducir, reusar y reciclar, ha llegado a convertirse en todo un estilo de vida. La ventaja del reciclaje es la disminución del impacto ambiental y de la alteración del paisaje por residuos sólidos esparcidos por el suelo. Incluso existen empresas artesanales (pequeñas, medianas y grandes) que venden los materiales obtenidos del reciclaje.

Introducción

México enfrenta serios retos en el manejo de los desechos debido al elevado índice de crecimiento demográfico e industrial del país. Los envases de plástico, además de proteger los productos, son su imagen y sirven para captar la atención de los consumidores. Al igual que en otros países del mundo, en México los envases se producen con una amplia gama de materiales como son papel, madera, metal, vidrio y plástico, la producción de envases tiene un valor aproximado de 10 mil millones de dólares, equivalente a 10 millones de toneladas en volumen de producción (Conde, 2012).

Desde tiempos remotos, la basura es el mayor problema de contaminación en todo el mundo. La educación ambiental utiliza como herramienta para concientizar a la comunidad las técnicas de las 5 R, las cuales consisten en:

Reciclar, es un proceso fisicoquímico o mecánico que consiste en someter una materia o un producto ya utilizado a un ciclo de tratamiento total o parcial para obtener una materia prima un nuevo producto.

Reutilizar, es la utilización de un artículo varias veces, incluyendo productos recargables.

Reducir, es la disminución del volumen de la basura.

Rechazar, es no adquirir productos que sabemos que son tóxicos para la humanidad.

Reparar, es arreglar algo que es de utilidad (Heisse, 2008).

Reciclaje es el proceso simple o complejo que sufre un material o producto para ser reincorporado a un ciclo de producción o

de consumo, ya sea éste el mismo en que fue generado u otro diferente. Es especialmente atractivo para residuos como el vidrio, aluminio, papel y plástico transparente (mejor conocido como PET por sus siglas de politereftalato de etileno), entre otros, que se generan en cantidades comercializables (Vázquez, 2013).

En el año 2009 la Universidad de Colima, a través del Observatorio Universitario de las Innovaciones, convocó bajo el auspicio del Programa de Apoyo a la Formación Profesional (PAFP) de la Asociación Nacional de Universidades e Instituciones de Educación Superior (ANUIES), al concurso para el otorgamiento de apoyos a proyectos de carrera que desarrollaran valores y compromisos con la sociedad, se atiende la convocatoria y queda aceptado el proyecto denominado: "Acciones de educación ambiental no formal a nivel básico", el cual fue realizado e implementado por alumnos de la Facultad de Ciencias Marinas y cuya finalidad fue: "Que los alumnos de la escuela primaria FORD, número 178 'Enrique Flores Rodríguez' adquieran conocimientos y habilidades para la realización actividades de educación ambiental a través de la técnica de reciclaje con papel y plástico" (Preciado, 2010).

Para el año 2010, la Facultad de Ciencias Marinas implementó en la materia administración de empresas (del 1^{er} semestre de la licenciatura de Administración de Recursos Marinos) la creación de productos reciclados, siendo la materia prima principal los residuos sólidos recolectados en la playa de Miramar, ubicada en el municipio de Manzanillo. La finalidad primordial era sensibilizar a los alumnos en el cuidado y conservación del recurso natural (playa) y realizar un producto con material reciclado. Los alumnos participaron en dos limpiezas y colectaron y clasificaron los residuos sólidos en vidrio, plástico, metal, madera y unicel, se realizaron 177 artículos que posteriormente fueron vendidos en una exposición realizada en el Centro de Tecnología Educativa de la propia Universidad de Colima, campus El Naranjo (Pérez-López *et al.*, 2011).

En el periodo de agosto a diciembre de 2011 se desarrolló el proceso de informar, enseñar y concientizar, a dichos alumnos, con relación al cuidado del ambiente. Se realizaron seis acciones de educación ambiental:

Se impartió el taller *Consumo responsable*, con una duración de 20 horas.

- Se impartió el taller *Elaboración de composta*, con una duración de 20 horas.
- Se elaboraron *Mapas verdes*, de las colonias más pobladas de Manzanillo.
- Se produjeron 700 kg. de composta.
- Se crearon 300 recomendaciones de educación ambiental, que consideraron los temas de hogar, auto, convivencias en familia, escuela y trabajo.
- Se creación artículos utilizando la técnica de reciclaje.

Metodología

En el mes de agosto de 2011 se solicitó a los alumnos de 7° semestre de la ya citada licenciatura, que colectaran durante 90 días materia prima para los trabajos (plásticos, metal, madera, vidrio, tela), cuya característica debía ser: materiales obsoletos, rotos, incompletos, viejos y sin utilidad, que tuvieran en sus casas. También se les pidió que reunieran otros materiales que les servirían para la creación de los nuevos productos. Se realizaron equipos y cada uno decidió qué hacer en función de sus materiales disponibles.

Cortinas con botes de plástico

Material	30 Botes de plástico (presentación de un litro) Tijeras 1,250 ml de silicón en frio 1 madeja pabilo Perforadora Pintura en aerosoles Regla de 30 cm Decoración al gusto (lentejuela, botones o lo que encuentres en casa)
Procedimiento	Recolectar los botes de plástico. Lavarlos con jabón y agua. Recortarlos en cuatro lados rectangulares. En cada rectángulo con un lápiz se dibujaron diferentes figuras como círculos, triángulos, rectángulos y se recortan. Pintar con aerosol las figuras y secar durante 15 minutos. Perforar las figuras por dos extremos (superior e inferior). Cortar ocho tiras de estambre de tres metros de largo y amarrarlas a la varilla, posteriormente colocar en la tira las diferentes figuras hasta terminar el estambre

Alhajeros, porta-pañuelos y lapiceros de material de plástico

Material	25 Botes de leche Tijeras 20 m de estambre, pabilo o rafia Perforadoras 50 Tapas de botes de leche 2 Varillas de un metro (cada una) Pintura en aerosol Lápiz Decoración al gusto (chaquira, lentejuela, botones, etcétera)
Procedimiento	Recolectar los botes de plástico en presentación de un litro. Lavarlos con agua, jabón y cloro. Dejar secar. Recortar las cuatro caras del bote en forma de rectángulo (de 10 cm). Marcar los rectángulos con puntos cada 5 mm y perforar. Unir con el pabilo o rafia los rectángulos. Formar la cajita y la tapadera. Pintar con aerosol y dejar secar por dos horas. Decorar al gusto con la chaquira, lentejuelas, botones, etcétera.

Lámpara con PET y coco

Material	6 Botellas de PET (de 2½ litros) 2 piezas de cartón 1 m de cable de deseco cinta de aislar 1 foco Pintura en aerosol (plateado y barniz) 45 palitos de paleta 20 cm de tubo Tijeras Perforadora 1 portalámparas 1 clavija alambre silicón en frío angeo de la palmas de coco
Procedimiento	Recortar los asientos de las botellas de refresco de 2.5 l hasta una altura de 5 cm de la base, pintarlos de plateado y secarlos. Una vez secos, hacerles un orificio de media pulgada en cada asiento, unirlos con el silicón en frío y dejar secar una hora. Insertar los asientos encontrados en un tubo de metal y pasar por dentro del tubo el cable. Colocar la clavija. Para la base de la lámpara, cortar el cartón en forma de trapecios de 10 x12 cm y realizar en el centro un orificio de media pulgada pintarlo y dejar secar dos horas. Insertar el tubo y pegarlo con resistol, dejarlo secar dos horas. El angeo (tela natural de la palma de coco) se corta en rectángulos de 5x6 cm, se pegan en las secciones del portalámparas y dejar secar. El cable que se encuentra dentro del tubo, de un extremo tiene la clavija y del otro extremo se colocará el socket y el foco y se inserta el portalámparas.

Resultados

De los seis equipos formados, el 100% recolectó envases de plástico (leche, jugos, refrescos), 30% (2) metal y 15% (1) tela. Asimismo, el 100% utilizó materiales como cordón, rafia, pintura, cable, tijeras y pegamento y 15% (1) adicionó chaquiras, encaje, pinzas de cortar, cúter y foco.

Con el material plástico se realizaron alhajeros (10), cajitas multiusos (7), portapañuelos desechables (2), floreros (5), flores (10), rehiletes (8) y un portalápices (véase figura 1). Para su adorno se utilizaron foami, chaquiras, lentejuelas, papel y botones.

Figura 1
Cajas, alhajeros y porta pañuelos de plástico
realizados con material reciclado



Se realizaron dos cortinas, una con las tapas de los envases y las partes planas de los envases de leche, cortados en diversas formas (circular, cuadrada y rectangular), y unidos con pabito (véase figura 2); y la otra se hizo con tarjetas de teléfono (figura 3). Asimismo, con PET se realizó un dulcero en forma de cerdito (figura 4).

Figura 2
Cortina hecha de envases de plástico



Figura 3
Cortina hecha con tarjetas de teléfono



Figura 4
Dulcero de PET



Con metal del bote se realizaron seis portarretratos y con las espitas (tapa) de las latas se manufacturaron un cinturón y una bolsa (figuras 5 y 6). Con madera, PET y angeo de coco se hizo una lámpara (figura 7).

Figura 5
Cinturón de espitas



Figura 6
Bolsa de espitas



Figura 7
Lámpara de PET, madera y anejo de coco



En total se realizaron 56 artículos con residuos inorgánicos con material que comúnmente se tira a la basura.

Discusiones

Empresas que elaboran envases de plástico están trabajando en encuestas a los consumidores para atender necesidades, siendo 65% el porcentaje más alto obtenido para el área de diseño en reciclado o uso del contenido reciclado (Conde, 2012).

El poder legislativo del estado de Colima aprobó en el mes de abril de 2006 “Ley de residuos sólidos del estado de Colima”, lo cuales son considerados un factor de contaminación ambiental ya que éstos cumplieron con su fin inicial y ahora son desechos que, de no ser tratados adecuadamente, pueden convertirse en un grave problema ambiental. Por eso, en dicha iniciativa disponen las reglas sobre la generación de este tipo de residuos y su manejo integral, que incluye la reducción en la fuente, la separación, el acopio, el reciclado, el composteo y su disposición final, por medio de mecanismos que coadyuven a inculcar y motivar la conciencia ecológica en todos los sectores de la sociedad, así como promover su participación para la preservación y restauración de los recursos naturales y convertir a nuestro Estado, en un Estado ecológico, donde la flora, la fauna y el ser humano convivan en armonía. En esta ley también se está considerando la opción del reciclaje para lograr un manejo integral de los residuos.

En la revista *Ambiente Plástico* se cita a la empresa mexicana *Biorene*, certificada por OK-Biobased, por su creación de resinas elaboradas con materia prima renovable que se caracterizan por la facilidad en el procedimiento y contenido biodegradable de acuerdo al método ASTM D 5338, ya que la idea no es desaparecer los plásticos sino crear productos biodegradables y reciclables.

El reciclaje puede ser comprendido como el conjunto de técnicas y estrategias encaminadas a elaborar nuevos artículos, utilizando materiales provenientes de otros ya usados. Si no se dan las circunstancias para disminuir el consumo de ciertos productos o materiales, por lo menos hay que encontrar la vía de su reciclaje. Algunos de los productos que mejor se prestan para fines del reciclaje son: papel (periódicos, revistas, cajas de cartón), envases de

plástico (leche, refrescos), latas de aluminio, envases tipo Tetra Brik y el vidrio.

En España, como ya se mencionó previamente, la protección del medio ambiente utilizando las técnicas de las 3R ha llegado a convertirse en todo un estilo de vida (All-safe, 2009).

Rennova Polímeros nació en México por la necesidad creciente de utilizar plásticos reciclados en los procesos de producción, reduciendo así el consumo de materias primas vírgenes y a su vez contribuir con el medio ambiente, su misión principal es procesar desperdicios de termoplásticos que puedan ser reutilizados en procesos productivos, promoviendo con ello que la industria adopte prácticas para la protección ambiental (Rennova, s.f.).

Conclusiones

Cuando compramos un producto que su envase sea plástico, metal o vidrio, compramos también la responsabilidad de deshacerlos del recipiente, por eso debemos fomentar el consumo de los productos naturales.

La basura se crea cuando se mezclan todo tipo de desechos. Cerca de 92% de los desechos se pueden reciclar, pero una vez en la basura sólo se puede rescatar un 30% de ellos para reciclarlos. Es por eso que, para que exista el óptimo reaprovechamiento, cada individuo debe cooperar en el proceso de separación de residuos. Los beneficios que existen cuando reciclamos son: con el vidrio se ahorra un 90% de la energía y se disminuye el volumen de residuos a eliminar, por consiguiente se reduce la cantidad de basura en el mundo. Por cada dos toneladas de plástico que se recicla se ahorra una tonelada de petróleo y gran cantidad de energía a la hora de crear nuevos productos, por consiguiente se reducen las emisiones de CO₂. Por cada tonelada de papel que se recicla se salvan 17 árboles y por cada tonelada de papel o cartón que se fabrica se cortan 150 árboles; un mismo papel se puede reciclar hasta 15 veces. En los últimos 47 años se ha producido más basura que en toda la historia del hombre cada persona genera en promedio 3.4 kilogramos de basura (Cano-Ramírez, 2011).

La educación ambiental busca generar conocimientos, desarrollar habilidades, fortalecer valores y promover actitudes de

respeto hacia la protección y el mejoramiento del ambiente, promoviendo ul acción participativa para lograr un bien colectivo (Barraza-Lomeli, 2007); es decir, incidir en la prevención y resolución de problemas ambientales (Pérez, 2009).

Literatura citada

- All-Safe (2009). La ley de las 3R, una cultura de reciclaje. *Destrucción, Seguridad Reciclaje*. Gaceta semestral. España.
- Barraza-Lomeli, L. (2007). *Diseño y evaluación de proyectos de investigación en educación socioambiental*. Manual. México: Universidad Autónoma de México.
- Biorene (2012). Una alternativa sustentable. Publicaciones del centro empresarial del plástico. S.A. de C.V. México. *Plástico Ambiental*, 49: 17.
- Cano-Ramírez, M. (2011). Manual de consumo responsable y producción de alimentos para el autoabasto. México: Universidad de Colima-Facultad de Ciencias Marinas.
- Heisse, S. (2008). *Manual de reciclaje*. Primera edición. Guatemala: Eco-Festival.
- Pérez, R. (2009). *Educación ambiental. Manual*. México: Facultad de Ciencias Marinas-Universidad de Colima.
- Preciado, L. (2010). Educación ambiental no formal a nivel básico: residuos sólidos. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. *Avances Sobre Investigaciones Marinas y Acuícolas del Pacífico Tropical Mexicano*: 228.
- Pérez-López, R.; Silva-Íñiguez, L.; Pérez-León, E. y Gutiérrez-Corona, C. (2011). *La educación ambiental, herramienta que fomenta la participación y los valores*. Mérida, México: Memoria Electrónica del XVIII Congreso Nacional de Ciencias y Tecnología del Mar.
- Rennova Polímeros (s.f.). Consultada el 14 mayo de 2012. Disponible en: <http://www.rennova.mx/>.
- Vázquez-Morillas, A. (2013). *Manual de gestión integral de residuos sólidos*. México: Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco.

Autores

A. Olivos Ortiz. Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

A. Rojas. Unidad Académica de Ecología Marina, Universidad Autónoma de Guerrero. Acapulco, Guerrero.

Á. Ruiz Ibarra. Unidad Académica Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera (UAN). San Blas, Nayarit.

A.F. Parés. Departamento de Oceanografía Física, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE). Ensenada, Baja California.

A.H. Escobedo. Laboratorio de Análisis Espaciales del Departamento de Zoología, Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Coyoacán, Ciudad de México.

A.L. Domínguez. Departamento de Acuacultura, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. Guasave, Sinaloa.

A.M. Góngora. Departamento de Acuacultura, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. Guasave, Sinaloa.

B. García-Castañeda. Centro de Estudios Tecnológicos del Mar No. 12. Manzanillo, Colima.

B. González-Rodríguez. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C. - Unidad Mazatlán. Mazatlán, Sinaloa.

B.P. Villanueva. Departamento de Acuacultura, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. Guasave, Sinaloa.

C. Figueroa Beltrán. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, Baja California.

C. Franco-Gordo. Departamento de Estudios para el Desarrollo Sustentable de Zonas Costeras (CUCSUR), Universidad de Guadalajara. Melaque, Jalisco.

C. Hernández. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C. - Unidad Mazatlán. Mazatlán, Sinaloa.

C. Ramírez. Unidad Académica de Ecología Marina, Universidad Autónoma de Guerrero. Acapulco, Guerrero.

C.D. Ortega-Ortiz. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

C.G. Gutiérrez-Corona. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

D. Voltolina. Laboratorio de Estudios Ambientales, Universidad Autónoma de Sinaloa (UAS) y Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR). Mazatlán. Sinaloa.

E. Bernabé Moreno. Unidad Académica de Ecología Marina, Universidad Autónoma de Guerrero. Acapulco, Guerrero.

E. Pérez-León. Escuela Superior de Comercio Exterior, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

E. Torres-Orozco. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

E.A. Reyes Herrera. Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas. Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

F.A. García. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Baja California Sur.

F.G. Olea de la Cruz. Unidad Académica de Ecología Marina, Universidad Autónoma de Guerrero. Acapulco, Guerrero.

F.J. Ocampo-Torres. Departamento de Oceanografía Física, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE). Ensenada, Baja California.

F.J. Valencia-Santana. Unidad Académica de Ecología Marina, Universidad Autónoma de Guerrero. Acapulco Guerrero.

G. Pelayo-Martínez. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

G. Valencia Castañeda. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa. Mazatlán, Sinaloa.

H. Alafita. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

H.M. García. Centro de Estudios Tecnológicos del MAR (CETMar) No. 12. Manzanillo, Colima.

I. Osuna López. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa. Mazatlán, Sinaloa.

J. León-Félix. Centro de Investigaciones en Alimentos y Desarrollo. Culiacán, Sinaloa.

J. Violante González. Unidad Académica de Ecología Marina, Universidad Autónoma de Guerrero. Acapulco, Guerrero.

J.H. Gaviño Rodríguez. Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

J.L. García-Corona. Departamento de Biología Marina, Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz, Baja California Sur.

J.T. Nieto Navarro. Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera, Universidad Autónoma de Nayarit (UAN). Tepic, Nayarit.

J.T. Ponce Palafox. Secretaría de Investigación y Posgrado, Universidad Autónoma de Nayarit (UAN). Tepic, Nayarit.

L. Galeana-Miramontes. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

L. Martínez-Cárdenas. Secretaría de Investigación y Posgrado, Universidad Autónoma de Nayarit (UAN). Tepic, Nayarit.

L. Silva-Íñiguez. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

M. Alcalá Carrillo. Unidad Académica Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera, Universidad Autónoma de Nayarit (UAN). San Blas, Nayarit.

M. García. Laboratorio de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Guadalajara. Barra de Navidad, Jalisco.

M. Patiño-Barragán. Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

M.A. Galicia-Pérez. Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

M.C. Álvarez. Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

M.G. Torres. Unidad Académica de Ecología Marina, Universidad Autónoma de Guerrero. Acapulco Guerrero.

M.G. Verduzco-Zapata. Departamento Ingeniería Oceánica de la Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

M.L. Reséndiz Flores. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

N.G. Pelkastre Mendoza. Posgrado en Ciencias Biológico Agropecuarias de la Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera, Universidad Autónoma de Nayarit (UAN). San Blas, Nayarit.

O.D. Cervantes-Rosas. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

P. Flores Rodríguez. Unidad Académica de Ecología Marina, Universidad Autónoma de Guerrero. Acapulco, Guerrero.

P. Osuna. Departamento de Oceanografía Física, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE). Ensenada, Baja California.

R. Flores-Garza. Unidad Académica de Ecología Marina, Universidad Autónoma de Guerrero. Acapulco, Guerrero.

R. Pérez-López. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

R.B. González-Chan. Centro de Estudios Tecnológicos del Mar No. 12. Manzanillo, Colima.

S.G. Castillo Vargasmachuca. Posgrado en Ciencias Biológico Agropecuarias, Universidad Autónoma de Nayarit (UAN). Tepic, Nayarit.

S. García Ibáñez. Unidad Académica de Ecología Marina, Universidad Autónoma de Guerrero. Acapulco, Guerrero.

S.I. Quijano-Scheggia. Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

T. Kono-Martínez. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. Manzanillo, Colima.

V. Navarrete Maldonado. Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) - Unidad Académica de Mazatlán, Sinaloa.

Y. Silva-Carrillo. Posgrado en Ciencias Biológico Agropecuarias, Universidad Autónoma de Nayarit (UAN). Tepic, Nayarit.

Estudios acuícolas y marinos en el Pacífico mexicano, coordinado por Ramón Sosa Ávalos y Manuel Gerardo Verduzco Zapata, fue editado en la Dirección General de Publicaciones de la Universidad de Colima, avenida Universidad 333, Colima, Colima, México, www.ucol.mx. La digitalización se terminó en marzo de 2015. En la composición tipográfica se utilizó la familia Veljovic Book. El tamaño del libro es de 22.5 cm de alto por 16 cm de ancho. Programa Editorial: Alberto Vega Aguayo. Gestión Administrativa: Inés Sandoval venegas. Diseño: José Luis Ramírez Moreno. Cuidado de la edición: Myriam Cruz Calvario.

El libro *Estudios acuícolas y marinos en el Pacífico mexicano* está integrado por investigaciones sobre acuacultura, contaminación marina por virus, procesos oceanográficos de mesoescala relacionados con la presencia de mamíferos marinos, variabilidad en la abundancia y taxonomía del zooplancton, modelado del oleaje y transmisión de la energía, proceso de certificación de las playas, educación ambiental y análisis de la población de cocodrilos en la laguna de Cuyutlán.



UNIVERSIDAD DE COLIMA