



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA



FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS

**MONITOREO DEL FITOPLANCTON EN EL RANCHO
DE ENGORDA DE ATÚN ALETA AZUL (*Thunnus
orientalis*) PUERTO ESCONDIDO, B. C., MÉXICO**

TESIS
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
OCEANOLOGO
PRESENTA:
DANIEL KOCMEN/PARLANGE LAMSHING

Ensenada, Baja California, Agosto de 2006.

**MONITOREO DEL FITOPLANCTON EN EL RANCHO
DE ENGORDA DE ATÚN ALETA AZUL (*Thunnus
orientalis*) PUERTO ESCONDIDO, B. C., MÉXICO**

**T E S I S
QUE PRESENTA:
DANIEL KOCMEN PARLANGE LAMSHING**

Aprobada por:



**Presidente del Jurado
Dra. Elizabeth Orellana Cepeda**



**Sinodal Propietario
M. C. Carlos Granados Machuca**



**Sinodal Propietario
M. C. Eliseo Almanza Heredia**

Dedicatoria:

A la **Gonguinha** por estar junto a mí
A la/él **Gonguinha/o** que viene en camino

Agradecimientos:

A la Mamfon y Don Tavo por su esfuerzo
A Dely por su apoyo
A Dra. Orellana por enseñarme e involucrarme con el fitoplancton
A M. C. Granados y M. C. Almanza por su correcciones
A Dr. Mellink por sus consejos
Al personal de MARNOR por contribuir indirectamente en esta Tesis

RESUMEN

Durante la temporada 2003-2004 de engorda de atún aleta azul de la empresa Maricultura del Norte en Puerto Escondido B. C., para detectar cambios en la taxocenosis fitoplanctónica y anticipar eventos dañinos generados por florecimiento de microalgas sobre los peces en cautiverio, se realizaron 91 muestreos. Las muestras de agua abarcaron la profundidad donde se encuentran nadando los atunes en los encierros (0 a 18 m) y se obtuvieron mediante el tubo muestreador segmentado. El objetivo del trabajo fue determinar la variabilidad estacional de fitoplancton, los géneros y/o especies abundantes y el intervalo óptimo de muestreo. El análisis cuantitativo del fitoplancton se realizó siguiendo el método de Utermöhl y el intervalo de monitoreo se determinó con la prueba estadística de U de Mann-Whitney. Se identificaron 85 taxa: 39 dinoflagelados, 30 diatomeas céntricas, 12 diatomeas penadas, 2 silicoflagelados y 2 rafdoficeos. La variación del fitoplancton durante la temporada de engorda de atún 2003-2004 presentó 5 picos de abundancia. La abundancia mínima de fitoplancton fue 1.03×10^4 células l^{-1} a finales de otoño 2003 y la máxima 2×10^6 células l^{-1} a principios de primavera 2004. Los dinoflagelados abundantes en la zona fueron: *Ceratium furca*, *Prorocentrum micans*, *Gyrodinium* spp. y *Gymnodinium* spp. y las diatomeas: *Dactyliosolen fragilissima*, *Leptocylindrus danicus*, *Chaetoceros* spp., *Thalassiosira* spp., *Nitzschia* spp. y *Pseudo-nitzschia* spp. En la zona de estudio hubo alta variabilidad estacional en el fitoplancton. Durante el verano, los grupos abundantes fueron dinoflagelados y diatomeas céntricas, en otoño se equilibra a dinoflagelados, diatomeas céntricas y penadas, en invierno dominaron diatomeas penadas y en primavera dominaron los 2 grupos de diatomeas. Se concluye que el intervalo de muestreo determinado para la zona de Puerto Escondido fue de 6 días considerando la temporada de engorda, 5 días en verano, 15 días en otoño y 10 días en invierno.

ÍNDICE DE TRABAJO

	Página
INTRODUCCIÓN.....	1
Antecedentes.....	9
Planteamiento del problema.....	10
Objetivos.....	11
 MATERIALES Y MÉTODOS.....	 13
Descripción del área de estudio.....	13
Recolecta de muestras.....	14
Procesamiento de muestras en laboratorio.....	14
Tratamiento de datos.....	15
 RESULTADOS.....	 17
 DISCUSIÓN.....	 25
 CONCLUSIONES.....	 37
 RECOMENDACIONES.....	 38
 LITERATURA CITADA.....	 39

LISTA DE TABLAS

	Página
Tabla I. Especies de fitoplancton abundantes durante de la temporada 2003-2004 de engorda de atún aleta azul en Puerto Escondido, B. C.....	19
Tabla II. Resultados de la prueba de U de Mann-Whitney para determinar el intervalo de muestreo durante la temporada 2003-2004 de engorda de atún aleta azul en Puerto Escondido, B. C. y en las estaciones de año que se encuentran dentro de este periodo.....	24

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Sistemas de frontera Este relevantes a nivel mundial.....	2
Figura 2. Localización del área de estudio y plan de estaciones.....	13
Figura 3. Valores de temperatura superficial (°C), concentración de oxígeno disuelto (mg l ⁻¹) y profundidad de disco de Secchi (m) obtenidos en los muestreos de fitoplancton realizados durante la temporada 2003-2004 de engorda de atún aleta azul en Puerto Escondido, B. C.....	18
Figura 4. Abundancia de los grupos componentes del fitoplancton (células l ⁻¹) durante la temporada 2003-2004 de engorda de atún aleta azul en Puerto Escondido, B. C.....	21
Figura 5. Abundancia de fitoplancton (células l ⁻¹) durante la temporada 2003-2004 de engorda de atún aleta azul en Puerto Escondido, B. C.....	23

INTRODUCCIÓN

El fitoplancton es una fuente de alimento importante para moluscos bivalvos filtradores (mejillones, ostiones y almejas), larvas de crustáceos y peces de importancia comercial (Hallegraeff, 1995). Al mismo tiempo, algunas especies de dinoflagelados planctónicos pueden causar coloración en el mar debido a un incremento exponencial de su densidad poblacional, siempre y cuando las condiciones del medio sean favorables, a lo que se le conoce como florecimiento. De entre 5,000 especies de fitoplancton marino (Sournia *et al.*, 1991), unas 300 especies pueden producir florecimientos que cambian el color del agua, mientras que 40 especies tienen la capacidad de producir toxinas potentes que se acumulan en peces y moluscos, algunos de consumo humano (Hallegraeff, 1995). La coloración del agua puede ser roja, amarilla, verde, café o combinada, siendo la más frecuente la coloración rojiza, por lo que, antiguamente, se le conocía con el término de "marea roja". Actualmente se les denominan "florecimientos algales nocivos" (FANs).

Las poblaciones planctónicas están controladas por el ambiente físico y la interacción entre las especies juega un papel secundario. Esto es especialmente obvio en sistemas de surgencia donde la entrada de nutrientes y turbulencia son de suma importancia (Sournia, 1978) para el fitoplancton. Estas surgencias fertilizan las aguas superficiales mediante los aportes de agua profunda rica en nutrimentos (Amador-Buenrostro, 1975). Existen cinco sistemas de frontera Este relevantes en el mundo (Figura 1): el Sistema de la Corriente de California, el Sistema de la Corriente de

Humboldt, el Sistema de la Corriente de las Canarias, el Sistema de la Costa Ibérica y el Sistema de la Corriente de Benguela (Kudela *et al.*, 2005).



Figura 1. Sistemas de frontera Este relevantes a nivel mundial: de la Corriente de California (1), de la Corriente de Humboldt (2), de la Costa Ibérica (3), de la Corriente de las Canarias (4) y de la Corriente de Benguela (5) (modificado de Kudela *et al.*, 2005).

Dichos ecosistemas están definidos por sus características físicas, químicas y biológicas (GEOHAB, 2005) como riqueza en nutrientes, baja temperatura y otras propiedades comunes de los niveles inferiores de la columna de agua (González-Morales y Gaxiola-Castro, 1991). El aporte de nutrientes en las zonas de surgencias es utilizado por el fitoplancton, debido a que no puede utilizar los nutrientes encontrados bajo la zona fótica, pero la surgencia los hacen disponibles y cuando se presentan surgencias el suministro de nutrientes aumenta grandemente la fotosíntesis (Amador-Buenrostro, 1975; Cardona-Canizales *et al.*, 1990). Por ello, las zonas de surgencia tienen una

actividad biológica intensa (Cardona-Canizales *et al.*, 1990) y, como consecuencia, pesquerías altas.

Al igual que otros ecosistemas marinos, las zonas costeras con alta productividad son susceptibles de generar proliferaciones y efectos negativos de los florecimientos algales (Kudela *et al.*, 2005) que puede afectar a toda la cadena trófica. Con fines de manejo de las pesquerías en estas regiones, es importante identificar el impacto que ocasionan algunas especies fitoplanctónicas en estas zonas (Hallegraeff, 1995).

El Sistema de la Corriente de California (SCC) abarca la costa Oeste del Océano Pacífico Norte, desde el Golfo de Alaska hasta la Península de Baja California (GEOHAB, 2005) (Figura 1). Se localiza al este del giro del Océano Pacífico Norte y su circulación es inducida primordialmente por el régimen de vientos sobre el Pacífico Norte, mientras que su variabilidad estacional es regulada por la interacción entre el Centro de Alta Presión Subtropical del Pacífico Norte y la Depresión Térmica Atmosférica de Norteamérica (Álvarez-Santamaría, 1994).

Los vientos en la costa de Baja California tienen un fuerte componente hacia el ecuador durante la mayor parte del año, con los valores promedio máximos en mayo y junio. Esto genera surgencias durante casi todo el año, intensificado en primavera y verano (Gómez-Valdéz, 1983). Esto proporciona una gran dinámica en el área con escalas de variación de días, donde la relación entre procesos físico-químicos y

biológicos causa que el fitoplancton necesite pasar por un período de acondicionamiento después que haber sido transportado hacia la superficie por un surgencia costera (González-Morales y Gaxiola-Castro, 1991).

La distribución espacial y temporal del fitoplancton dentro del SCC está controlada principalmente por las condiciones regionales de procesos de surgencias. En la temporada de surgencias (primavera-verano) dominan géneros de diatomeas como *Chaetoceros* y *Nitzschia*, mientras que durante los periodos de no-surgencia, la composición del fitoplancton es variable e incluye diatomeas, dinoflagelados y picoplancton (GEOHAB, 2005).

Basado en la alta productividad del SCC se han establecido los ranchos de engorda de atún, con mira a aprovechar la demanda de aleta azul por el mercado japonés (Lozano-Huguenin y Vaca-Rodríguez, 2004). Los corrales flotantes de uso comercial para engordar atunes se originó en 1975 en la Bahía Santa. Margarita, Nueva Escocia, Canadá. La idea original era tener a los atunes dentro de los corrales, donde se les alimentaba y ganaban talla, peso y contenido de grasa, con la finalidad de venderlo cuando la demanda de atunes en el mercado fuera alta, con lo que se conseguiría un precio alto (Farwell, 2001). A finales de los años ochentas y durante los noventas, se establecieron y empezaron compañías de este tipo en diferentes partes del mundo incluyendo España, Croacia, Marruecos, Malta, Portugal, México, Panamá, Australia y Estados Unidos (Lozano-Huguenin y Vaca-Rodríguez, 2004).

El desarrollo de ranchos de engorda de atunes (especialmente aleta azul) en el estado de Baja California, México, se encuentra actualmente en boga. La razón del crecimiento de esta actividad refleja diferentes condiciones: disponibilidad del atún aleta azul del Pacífico Norte, condiciones hidrológicas apropiadas, cercanía a los principales puertos de salida del producto hacia el mercado oriental, existencia de una fuerza de trabajo disponible, cercanía a las áreas de captura de alimento para el atún y regulaciones ambientales favorables (Lozano-Huguenin y Vaca-Rodríguez, 2004).

Desde el año de 1997, la empresa Maricultura del Norte S. de R. L. de C. V. (MARNOR) tiene la concesión para establecer un rancho de engorda de atún aleta azul en Puerto Escondido, B. C. Las principales actividades de esta empresa son la captura, engorda y comercialización de atún aleta azul fresco. Los atunes se engordan en corrales especialmente diseñados, por períodos de 4 a 5 meses, con la finalidad de mejorar su calidad, peso, contenido de grasas y valor para la exportación al mercado japonés (Villarreal-Cervantes, *com. pers.*).

A nivel global la expansión de actividades acuícolas, ha incrementado la presencia de enfermedades en poblaciones de peces y moluscos destinados a consumo humano (Hallegraeff, 1995). Los florecimientos algales nocivos son de las principales causas de pérdidas económicas en la acuicultura junto con bacterias y virus, ya que afectan la salud de las especies en cultivo y en algunos casos mortandad en estas (Bruslé, 1995).

La mortalidad de peces en maricultivos ha revelado a varias especies de microalgas como potenciales “asesinos de peces”. La mortandad de peces a consecuencia de FANs generalmente ocurre por: a) daño físico o irritación del tejido de las branquias, produciendo secreciones mucosas, hipoxia sanguínea y posiblemente, infección bacteriana, b) reacciones toxigénicas por agentes ictiotóxicos, c) hipoxia sanguínea por disminución de oxígeno en el ambiente y d) trauma de burbuja de gas por sobresaturación de oxígeno (Rensel y Whyte, 2003). Como resultado de los impactos de estas microalgas, algunos maricultivos se movieron a localidades nuevas y desarrollaron cultivos de otras especies de peces marinos (Rensel y Whyte, 2003). La realización de monitoreos de rutina de FANs en sitios de maricultivos ayuda a predecir el comienzo de un florecimiento y/o la dirección del mismo (Rensel y Whyte, 2003), con lo que los productores pueden tener medidas para evitar grandes pérdidas económicas. Las razones para establecer un monitoreo de FANs son múltiples y pueden incluir la protección de la salud humana, fuentes pesqueras, función y estructura del ecosistema, y estética costera (Andersen *et al.*, 2003).

El diseño de los programas de monitoreo depende de los objetivos deseados (Smayda, 2003). El primer paso en diseñar un muestreo es precisar el problema de una manera clara y lógica, porque la naturaleza del problema definirá las escalas de tiempo y de espacio que deben ser contempladas (Sournia, 1978). Es decir, la frecuencia de muestreo y el número de estaciones. Algunos de los objetivos típicos y metas de los programas de monitoreo de FANS son prevenir que las toxinas algales sean adquiridas

por el consumidor de moluscos bivalvos, proteger a humanos de toxinas algales enviadas vía aerosol de zonas costeras o por contacto directo, prevenir que las toxinas algales entren en contacto con los consumidores de agua potable, minimizar el daño a los recursos tales como molusco bivalvos y peces, minimizar pérdidas económicas para los pescadores, acuicultores, industria turística, etcétera (Andersen *et al.*, 2003). El 87% de los programas de monitoreo de FANs existentes están diseñados por agencias gubernamentales para satisfacer la combinación de obligaciones y objetivos regionales, nacionales e internacionales. Otros programas pueden estar diseñados e implementados por empresas privadas para proteger la acuicultura (6%), o por convenios entre agencias gubernamentales y empresas privadas (9%) (Andersen *et al.*, 2003).

Los monitoreos alrededor del mundo en el sector de los maricultivos se enfocan principalmente en disminuir y/o evitar pérdidas económicas por FANs. Por lo que cada empresa diseña estratégicamente su monitoreo para obtener los resultados a la brevedad posible con diferentes métodos de obtención y cuantificación de las muestras, debido a que estos fenómenos naturales pueden causar grandes pérdidas económicas en cuestión de horas.

Para reducir las mortandades de peces en zonas de maricultivos cuando se presentan FANs, existen estrategias de mitigación como son: bombeo de agua del fondo en los corrales, aireación y oxigenación, movimiento de corrales, sumergimiento de

corrales, sistemas alternos, suspensión del suministro alimenticio, tratamiento de agua, terapéuticos, bioensayos *in situ* y otras técnicas (Rensel y Whyte, 2003).

De las estrategias de mitigación de FANs señaladas por Rensel y Whyte (2003) en MARNOR se emplean el cese de alimento, la aireación y el movimiento de corrales (Villarreal-Cervantes, *com. pers.*). Durante eventos de FANs breves (no mayores a 2 días) se suspende el suministro de alimento a los atunes (Villarreal-Cervantes, *com. pers.*). Esta estrategia de mitigación reduce la elevada demanda de oxígeno que necesitan los peces para realizar sus funciones metabólicas esenciales (Rensel y Whyte, 2003). El sistema de aireación se utiliza solamente en la noche durante FANs (Villarreal-Cervantes, *com. pers.*), esto previene mortandades de los peces por hypoxia, ya que durante estas horas el consumo de oxígeno es mayor debido a la respiración algal (Rensel y Whyte, 2003). El movimiento de los corrales de áreas afectadas por FANs hacia áreas de refugio es de las medidas de mitigación más efectivas, siendo utilizado en diferentes tipos de maricultivos de peces. Este método es considerablemente riesgoso y caro, particularmente para sistemas grandes (Rensel y Whyte, 2003). Los principales riesgos envueltos en el movimiento de los corrales son el posible daño físico de los peces por enmallarse y/o tallarse con la red, el posible escape de peces y la mortandad de peces por estrés (Villarreal-Cervantes, *com. pers.*).

Antecedentes

En la región de Puerto Escondido B. C., no se habían realizado estudios sobre fitoplancton, pero estudios efectuados en zonas cercanas a Puerto Escondido han reportado la presencia de especies fitoplanctónicas que por su estructura o forma de colonización, han causado mortandad de peces en cultivos alrededor del mundo (Rivas-Lozano y Millán-Núñez, 1991; González-Morales y Gaxiola-Castro, 1991; Millán-Núñez y Loya-Salinas, 1993; Orellana-Cepeda *et al.*, 1993; Mozqueda-Razo, 1995; Montiel-Nieves, 1998; Peña-Manjarrez *et al.*, 2005). En septiembre de 2002, se presentó un florecimiento fitoplanctónico de la especie *Ceratium furca* en Puerto Escondido, B.C. ocasionando grandes pérdidas en el maricultivo a MARNOR (Orellana-Cepeda *et al.*, 2002). Por esta razón, la empresa desarrolló un programa de monitoreo de fitoplancton para elaborar una base de datos, con la cual poder prevenir daños futuros y tomar medidas de protección adecuadas para la salud de los peces.

A nivel global se conocen solamente cuatro eventos de mortandad de peces asociados a *Ceratium furca* anteriores al ocurrido en Puerto Escondido 2002:

- **1982.** En Carenero, Venezuela hubo una mortalidad de 200 toneladas de sardinas de la especie *Cetengraulis edentulus* (Mijares *et al.*, 1985).

- **1988.** En la costa de Noruega murieron 100 toneladas métricas de salmónidos (Tangen, 1988).
- **1994.** En Sudáfrica murieron 1,500 toneladas métricas de peces demersales y bentónicos (Matheus y Pitcher, 1996).
- **2001.** En el Golfo de Kuwait hubo una mortalidad de aproximadamente 10 toneladas métricas de chaparreta (*Sparus auratus*) (Glibert *et al.*, 2002).

Planteamiento del problema

Debido al evento de mortalidad de peces en la zona de Puerto Escondido en septiembre de 2002, por el florecimiento de *Ceratium furca*, la empresa Maricultura del Norte S. de R. L. de C. V., desarrolló un programa de monitoreo del fitoplancton. Como parte del programa de monitoreo se realizan por lo menos cuatro muestreos semanales en la zona de corrales de engorda de atún aleta azul (*Thunnus orientalis* Temminck & Schlegel, 1844), con el fin de conocer la dinámica del fitoplancton en la zona y detectar especies que puedan presentar un riesgo a los peces en cultivo y/o un posible florecimiento algal nocivo.

Debido a los altos costos de operación que el programa de monitoreo ocasiona a la empresa, se propuso buscar la frecuencia mínima de muestreo para detectar un florecimiento algal en la zona de Puerto Escondido y, en caso de presenciarse este fenómeno, minimizar los efectos mediante algunas acciones de mitigación.

La hipótesis de trabajo fue que un monitoreo semanal del fitoplancton permitía anticipar adecuadamente el desarrollo de florecimientos algales nocivos en el área de Puerto Escondido, B. C., México.

Objetivo general

Estudiar la dinámica de la taxocenosis fitoplanctónica y posibles florecimientos algales nocivos, que puedan llegar a representar un riesgo para la sobrevivencia del atún aleta azul dentro de los corrales de maricultivo en Puerto Escondido.

Objetivos particulares

1. Identificar los grupos taxonómicos (dinoflagelados, diatomeas céntricas, diatomeas penadas, silicoflagelados y otros) así como las especies abundantes presentes a lo largo de la temporada de engorda 2003-2004.

2. Determinar cuantitativamente la composición del fitoplancton en la zona y su variación durante el periodo de temporada de engorda de atún aleta azul, 2003-2004.
3. Determinar la frecuencia mínima de muestreo para detectar cambios en la taxocenosis fitoplanctónica y posibles florecimientos algales nocivos.

MATERIALES Y METODOS

Descripción del área de estudio

Puerto Escondido, B. C. se localiza al sur de la península de Punta Banda, entre los 31.70° y 31.715° de latitud Norte y los 116.69° y 116.71° de longitud Oeste. Está delimitada al norte y sur por dos salientes rocosas (Figura 2). En el área se establecieron cuatro estaciones de monitoreo de fitoplancton localizadas al Norte, Oeste, Sur y dentro de la zona de los corrales de engorda de atún. Para los objetivos de éste estudio se trabajó con la estación 4 ubicada en la zona de engorda de atún (Figura 2).

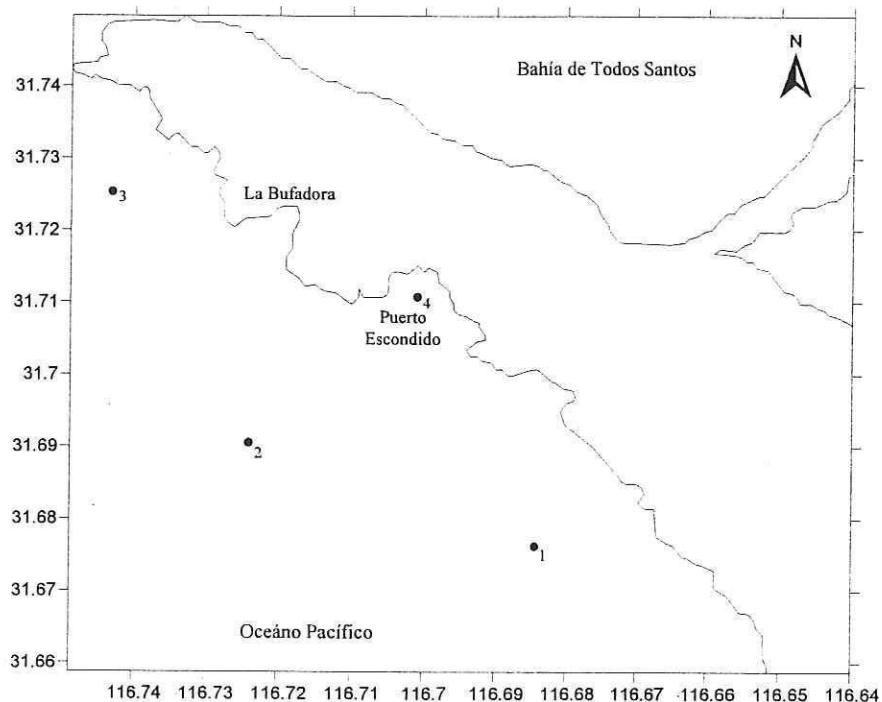


Figura 2. Localización del área de estudio y plan de estaciones.

Recolecta de muestras

Se realizaron 91 muestreos durante el periodo de engorda desde agosto 2003 hasta abril 2004, cubriendo un total de 235 días. En verano se tomaron 32 muestras, 18 en otoño, 31 en invierno y 10 en primavera. Se obtuvieron muestras integrales de agua (0-18m) por medio de un tubo muestreador segmentado, cuya representatividad estadística del fitoplancton en la columna de agua ha sido demostrada (Montiel-Nieves, 1998). De esta agua se llenó una botella de 500 ml. y se fijó con lugol neutro (Sournia, 1978). El tubo muestreador segmentado permite obtener la muestra de la columna de agua en donde los atunes se encuentran nadando, debido a que la red del encierro mide 18 m de profundidad. En cada muestreo se realizaron mediciones *in situ* superficiales de temperatura, oxígeno disuelto (mediante un oxímetro marca YSI 55) y visibilidad (profundidad de disco de Secchi).

Procesamiento de muestras en laboratorio

La identificación a nivel género y/o especies se realizó con base en Yamaji (1980), Licea *et al.* (1995), Tomas (1997) y Horner (2002).

El análisis cuantitativo de los componentes del fitoplancton se realizó con un microscopio invertido Carl Zeiss IM con aditamento de contraste de fases y se utilizaron

cámaras de sedimentación de 25, 10 y 5 ml. (Thronsen, 1995) según su abundancia, siguiendo el método de Utermöhl (Sournia, 1978). El criterio para disminuir de volumen fue que no existiera sobreposición de las células, para evitar errores de subestimación de la muestra en el conteo. Las células que formaban cadenas se contaron individualmente.

Tratamiento de datos

Con la finalidad de determinar la variabilidad del fitoplancton durante el periodo de engorda de atún las especies encontradas en el análisis cuantitativo de las muestras, se dividieron en cinco grupos taxonómicos: dinoflagelados, diatomeas céntricas, diatomeas penadas, silicoflagelados y “otros”. Los resultados del análisis cuantitativo de las muestras se expresaron en células por litro (células l^{-1}).

Se realizó un análisis estadístico no paramétrico de U de Mann-Whitney (Zar, 1974) para definir el intervalo de muestreo que permita prevenir un FAN en Puerto Escondido durante todo el periodo de engorda de atún. Para ello se formaron pares de grupos de datos organizados de acuerdo al número de días entre muestras consecutivas. Los primeros grupos de datos que se compararon entre sí con el análisis estadístico fueron los correspondientes a muestreos realizados con un día de separación. Posteriormente, los muestreos se juntaron cada dos días, tres días y así sucesivamente hasta un intervalo de 15 días aplicándoles la prueba de U de Mann-Whitney. De la

misma manera se separaron los muestreos que fueron realizados dentro de las estaciones del año para determinar el intervalo adecuado en muestreo de verano, otoño e invierno. Este análisis estadístico no se realizó para los muestreos de primavera debido a que los grupos de datos no cumplían el mínimo necesario para aplicarla (Zar, 1974).

RESULTADOS

Los valores mínimos de temperatura superficial del agua ocurrieron en primavera 2004, con valores 11.4°C, mientras que los valores máximos ocurrieron en verano y otoño 2003 con 18.4°C. La media general de temperatura superficial del agua fue de 14.7°C. El oxígeno mínimo fue de 4.85 mg l⁻¹, en verano 2003, y el máximo de 9.91 mg l⁻¹, en primavera 2004. La media general fue de 7.1 mg l⁻¹. La transparencia del agua (profundidad de disco de Secchi) fue, en promedio general, de 8.5 m, con un valor máximo de 20 m, en primavera 2004 y valores mínimos de 4 m, durante verano (Figura 3).

Las muestras contuvieron 85 taxa, 39 especies de dinoflagelados, 30 de diatomeas céntricas, 12 de diatomeas penadas, 2 silicoflagelados y 2 rafidoficeos. La concentración de fitoplancton total varió entre un mínimo de 1.03x10⁴ células l⁻¹ a finales de otoño 2003 y un máximo de 2x10⁶ células l⁻¹ a principios de primavera 2004 (Figura 3). Las especies de dinoflagelados y diatomeas presentaron mayor abundancia. Los dinoflagelados abundantes fueron *Ceratium furca*, *Prorocentrum micans*, *Gyrodinium* spp. y *Gymnodinium* spp. Las diatomeas abundantes fueron *Dactyliosolen fragilissima*, *Leptocylindrus danicus*, *Chaetoceros* spp., *Thalassiosira* spp., *Nitzschia* spp. y *Pseudo-nitzschia* spp. (Tabla I).

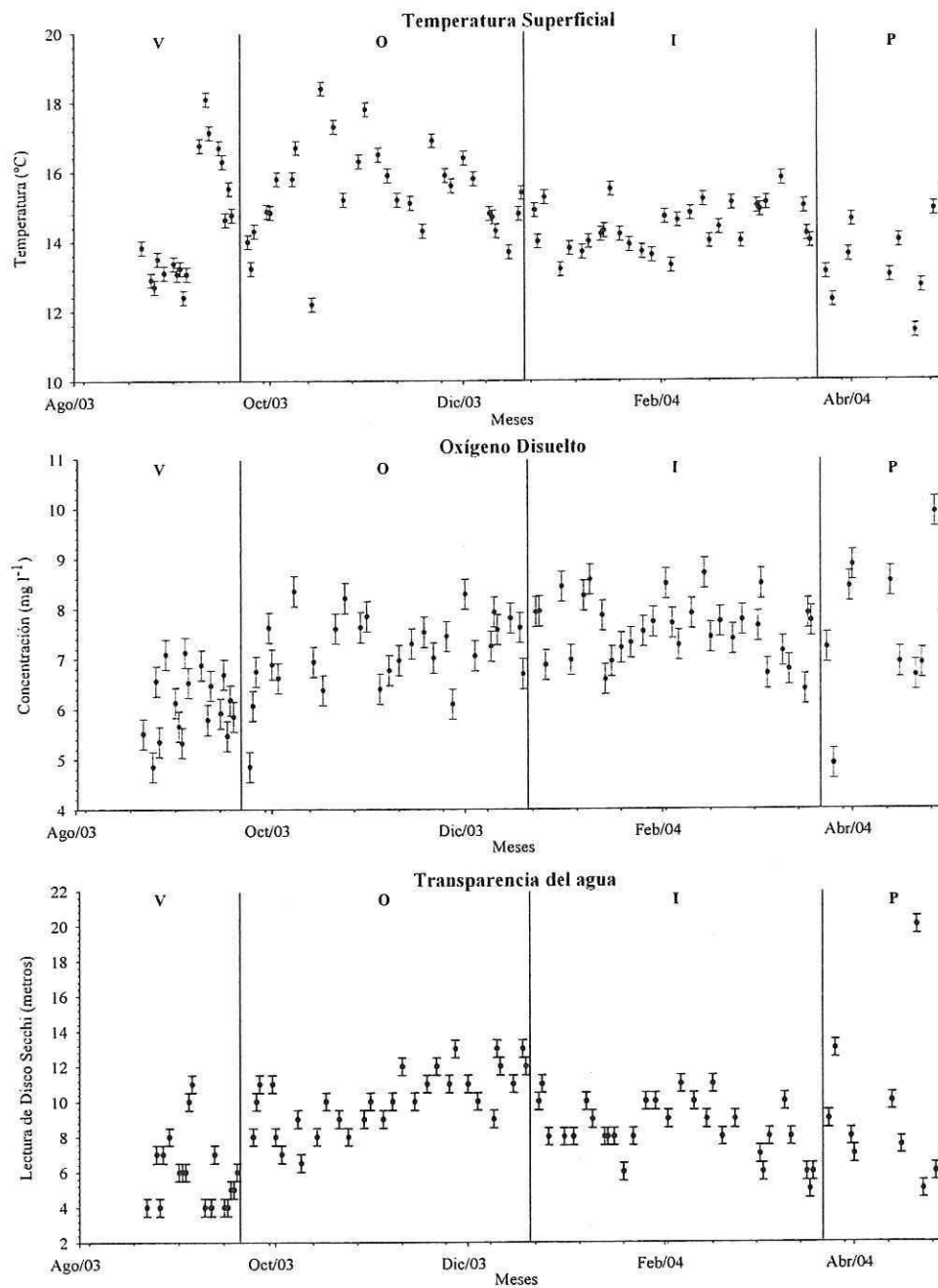


Figura 3. Valores de temperatura superficial (°C), concentración de oxígeno disuelto (mg l⁻¹) y profundidad de disco de Secchi (m) obtenidos en los muestreos de fitoplancton realizados durante la temporada 2003-2004 de engorda de atún aleta azul en Puerto Escondido, B. C., donde V=verano 2003, O=otoño 2003, I=invierno 2003-2004, P=primavera 2004.

Tabla I. Especies de fitoplancton abundantes durante la temporada 2003-2004 de engorda de atún aleta azul en Puerto Escondido, B. C

Meses	Especies Abundantes
2003	
agosto	<i>Ceratium furca</i> , <i>Prorocentrum micans</i> , <i>Dactyliosolen fragilissima</i> y <i>Leptocylindrus danicus</i>
septiembre	<i>Chaetoceros</i> spp., <i>Prorocentrum micans</i> , <i>Ceratium furca</i> , <i>Gyrodinium</i> spp. y <i>Gymnodinium</i> spp.
octubre	<i>Gyrodinium</i> spp., <i>Thalassiosira</i> spp. y <i>Nitzschia</i> spp.
noviembre	<i>Nitzschia</i> spp.
diciembre	<i>Nitzschia</i> spp. y <i>Lingulodinium polyedrum</i>
2004	
enero	<i>Nitzschia</i> spp. y <i>Lingulodinium polyedrum</i>
febrero	<i>Nitzschia</i> spp. y <i>Pseudo-nitzschia</i> spp.
marzo	<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.
abril	<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. y <i>Nitzschia</i> spp.

Durante el verano 2003, 4 de los 5 grupos en que se dividió al fitoplancton exhibieron las mayores abundancias de toda la temporada de engorda 2003-2004. Estas fueron los dinoflagelados, las diatomeas céntricas, los silicoflagelados y el grupo denominado como “otros” (Figura 4). La variación en la concentración de fitoplancton durante el verano 2003 (Figura 5) fue de 3 órdenes de magnitud, el mínimo fue la 4ª potencia y el máximo la 6ª potencia, cuantificando la mayor abundancia el 9 de septiembre 2003 con 1×10^6 células l^{-1} y la menor el 9 de octubre 2003 con un total de 2.35×10^4 células l^{-1} .

Durante el otoño 2003, se obtuvieron las abundancias más bajas de la temporada de engorda en los 5 grupos de fitoplancton (Figura 4). En esta época la variación fue de

solo 2 órdenes de magnitud (Figura 5), siendo el mínimo la 4ª potencia (1.03×10^4 células l^{-1}) y el máximo la 5ª potencia (1.015×10^5 células l^{-1}). Esta última se observó solamente el 24 de octubre 2004.

En invierno 2003-2004 las concentraciones de dinoflagelados, silicoflagelados y del grupo denominado “otros” mantuvieron las concentraciones de otoño 2003 (Figura 4). En oposición los 2 grupos de diatomeas (penadas y céntricas) exhibieron concentraciones mayores en algunos muestreos. En general, los muestreos de invierno 2003-2004 presentaron variación en los mismos órdenes de magnitud que los de otoño (Figura 5), con un intervalo de abundancia de 1.77×10^4 a 2.32×10^5 células l^{-1} . Con la concentración mayor (2.32×10^5 células l^{-1}) el 19 de febrero 2004 y la concentración menor (1.77×10^5 células l^{-1}) a finales de invierno, el 17 de marzo 2004.

Durante la primavera 2004 se encontraron las concentraciones mayores de diatomeas penadas (Figura 4), asociado con florecimientos de *Nitzschia* spp. Al mismo tiempo, las concentraciones de diatomeas céntricas también aumentaron. Los dinoflagelados, los silicoflagelados y el grupo denominado “otros” presentaron niveles similares que durante el invierno 2003-2004 (Figura 4). La variación en la abundancia de fitoplancton en los muestreos realizados en primavera fue equivalente a la ocurrida en verano 2003 (de la 4ª a la 6ª potencia, Figura 5), con la abundancia mínima a principios de primavera (26 de marzo 2004), con 1.59×10^4 células l^{-1} y la abundancia mayor, el 16 de abril 2004 con 2×10^6 células l^{-1} .

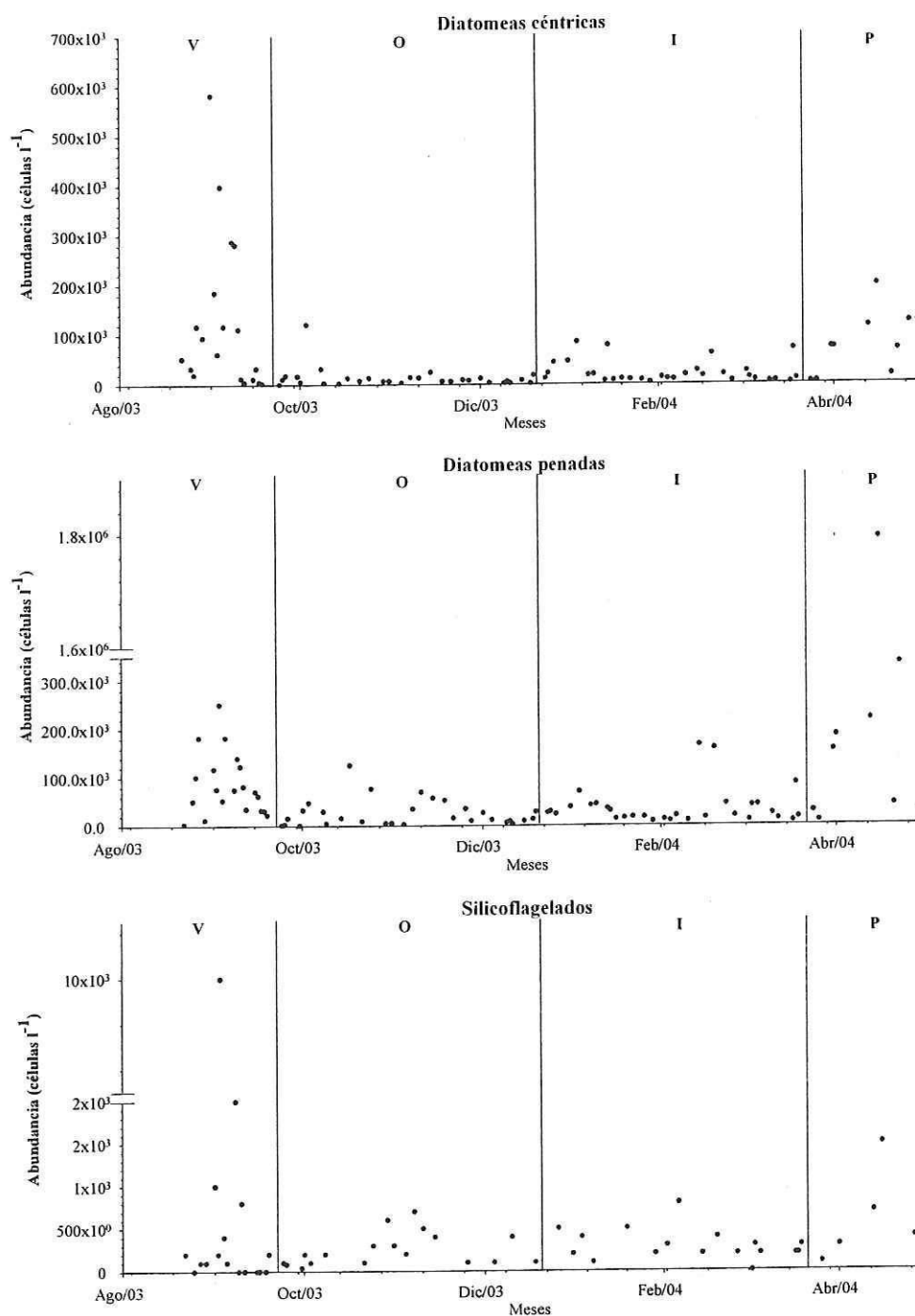


Figura 4. Abundancia de los grupos componentes del fitoplancton (células l⁻¹) durante la temporada 2003-2004 de engorda de atún aleta azul en Puerto Escondido, B. C., donde V=verano 2003, O=otoño 2003, I=invierno 2003-2004, P=primavera 2004.

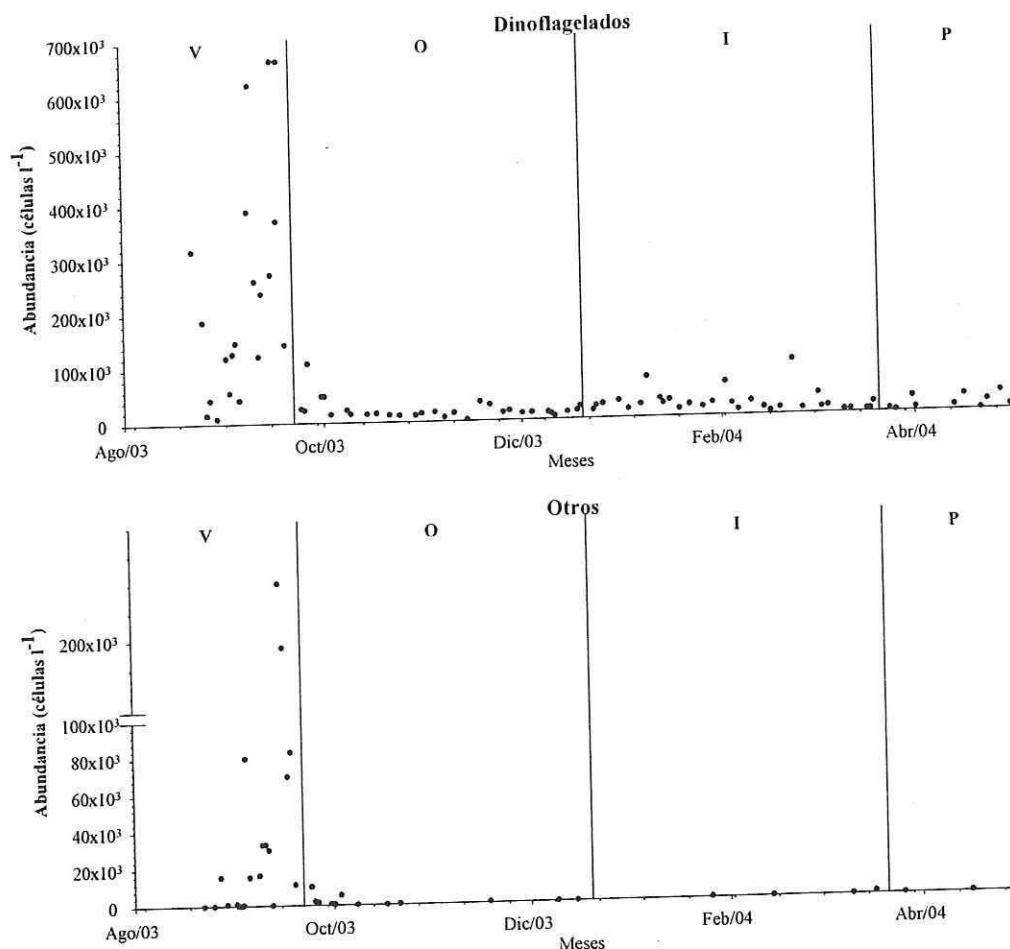


Figura 4 (continuación). Abundancia de los grupos componentes del fitoplancton (células l^{-1}) durante la temporada 2003-2004 de engorda de atún aleta azul en Puerto Escondido, B. C., donde V=verano 2003, O=otoño 2003, I=invierno 2003-2004, P=primavera 2004.

En síntesis, la variación del fitoplancton total durante la temporada de engorda de atún 2003-2004 (Figura 5) presentó 5 picos de abundancia, dos de ellos muy grandes, en verano y primavera (1×10^6 células l^{-1} y 2×10^6 células l^{-1} respectivamente). En otoño e invierno se tuvo 3 picos de abundancias de fitoplancton mucho menos pronunciados, con concentraciones no mayores a 2.32×10^5 células l^{-1} . De los 91 muestreos realizados el

57.14% presentó abundancia totales de fitoplancton de 4 ordenes de magnitud, el 40.66% a la 5ª y solamente 2.20% a la 6ª potencia.

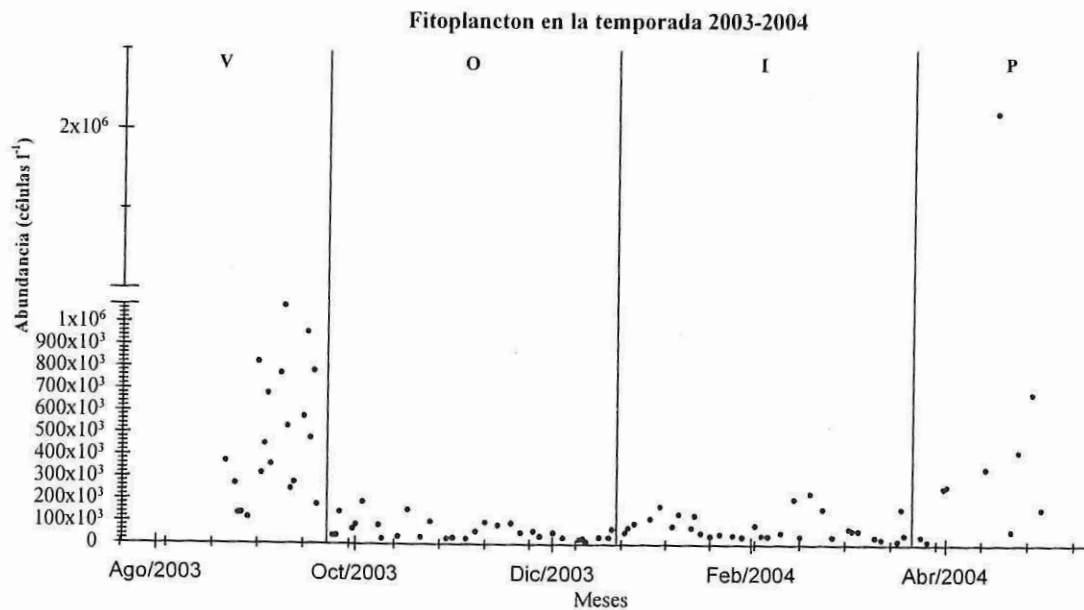


Figura 5. Abundancia de fitoplancton (células l⁻¹) durante la temporada 2003-2004 de engorda de atún aleta azul en Puerto Escondido, B. C., donde V=verano 2003, O=otoño 2003, I=invierno 2003-2004, P=primavera 2004.

Los resultados del análisis estadístico U de Mann-Whitney se resumen en la Tabla II. Durante el periodo de engorda de atún hubo diferencias estadísticas significativas en la abundancia total de fitoplancton en los muestreos realizados a los 6, 9 y 10 días con valores de α de 0.20, 0.05 y 0.05 respectivamente. Para el verano 2003

se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas a los 5, 6, 7 y 15 días con α de 0.20. En el otoño 2003 éste intervalo de muestreo fue de 15 días con α de 0.20. En invierno hubo diferencias significativas a los 10 y 12 días con valores de α de 0.20 (Tabla II).

Tabla II. Resultados de la prueba de U de Mann-Whitney para determinar el intervalo de muestreo durante la temporada 2003-2004 de engorda de atún aleta azul en Puerto Escondido, B. C. y en las estaciones de año que se encuentran dentro de este periodo. El primer valor corresponde a los resultados de las pruebas estadísticas y el valor entre paréntesis corresponde al número de pares de datos analizados.

intervalo de muestreo (días)	estación del año			
	temporada de engorda	verano 2003	otoño 2003	invierno 2003-2004
1	0.03(26)	0.02(18)	5(3)	9(4)
2	0.37(28)	0.92(13)	5(3)	59(10)
3	0.34(29)	0.07(14)	14(5)	35(8)
4	0.07(28)	0.20(12)	22(6)	52(9)
5	0.31(25)	***0.90(14)	10(4)	13(5)
6	***0.92(35)	***0.80(17)	36(7)	43(9)
7	0.27(52)	***1.01(23)	44(9)	0.21(15)
8	0.13(34)	0.24(18)	19(5)	44(9)
9	*3.65(30)	***0.91(15)	15(5)	35(8)
10	*4.67(28).	0.38(12)	19(5)	***0.80(10)
11	0.58(22)	0.59(11)	15(5)	13(5)
12	0.27(28)	0.00(11)	12(4)	***1.18(11)
13	0.32(35)	0.24(16)	30(7)	0.53(11)
14	0.50(47)	0.34(22)	52(9)	0.30(14)
15	0.31(33)	***1.00(16)	***27(6)	0.42(10)

* $\alpha=0.05$, ** $\alpha=0.10$, *** $\alpha=0.20$.

DISCUSIÓN

De acuerdo con la dinámica del fitoplancton, la temperatura, y la concentración de oxígeno superficial registrada en los muestreos en Puerto Escondido hubo 2 eventos de surgencia costera, al inicio y al final de la temporada de engorda de atún, y surgencias débiles a principios de otoño. Los fenómenos de surgencia costera observados a finales de la temporada de engorda (abril 2004) en la zona de estudio se relacionaron con la dinámica del fitoplancton y con florecimientos de diatomeas penadas de la especie *Nitzschia* spp. (Figura 4). Durante fenómenos de surgencias costeras frente a las costas de Punta Banda al genero *Nitzschia* ha dominado (González-Morales y Gaxiola-Castro, 1991). Éste genero y *Chaetoceros* son típicamente dominantes durante la temporada de surgencias costeras en el Sistema de la Corriente de California (GEOHAB, 2005).

Las temperaturas en el inicio y final del periodo de estudio estuvieron dentro del intervalo de temperatura reportadas para eventos de surgencias costeras (González-Morales y Gaxiola-Castro, 1991) frente a la costa de Punta Banda, B. C. que fueron de 13 a 14°C. Del mismo modo, se presentaron temperaturas dentro de estos intervalos a principios de otoño (24 y 25 de septiembre 2003, Figura 3). Los datos de temperatura tomados en la estación de muestreo podrían tener un error en su interpretación debido a que representan solamente un valor para cada día. Sin embargo, la variación máxima de la temperatura en esta zona no es mayor de 2°C por día (Barton y Argote, 1980), y estos

Prorocentrum (Rivas-Lozano y Millán-Núñez 1991; Millán-Núñez y Loya-Salinas, 1993); Montiel-Nieves, 1998; Peña-Manjarrez *et al.*, 2005), *Gymnodinium* (Millán-Núñez y Loya-Salinas, 1993), *Lingulodinium polyedrum* (Mozqueda-Razo 1995; Peña-Manjarrez *et al.*, 2005), *Leptocylindrus* (Rivas-Lozano y Millán-Núñez 1991), *Chaetoceros* (Rivas-Lozano y Millán-Núñez 1991; González-Morales y Gaxiola-Castro, 1991; Millán-Núñez y Loya-Salinas, 1993), *Nitzschia* (González-Morales y Gaxiola-Castro, 1991; Rivas-Lozano y Millán-Núñez 1991; Millán-Núñez y Loya-Salinas, 1993). De los géneros y/o las especies identificados(as) en el periodo de estudio, se identificaron algunos(as) formadores(as) de FANs asociados(as) con mortandad de peces a nivel mundial *Ceratium furca*, *Prorocentrum micans*, *Lingulodinium polyedrum*, *Scrippsiella trochoidea*, *Dinophysis fortii*, *Gymnodinium* spp., *Skeletonema costatum*, *Thalassiosira* spp., *Chaetoceros* spp., *Leptocylindrus minimun*, *Pseudo-nitzschia* spp. y *Chatonella* spp.

Ceratium furca fue abundante durante los meses de agosto y septiembre 2003. En agosto se obtuvieron concentraciones máximas de 1.3×10^5 células l^{-1} y en septiembre 2003, máximas de 1.4×10^5 células l^{-1} . Estos meses son las épocas donde comúnmente se presentan florecimientos de *Ceratium furca* (Horner, 2002). La presencia de *Ceratium* afecta la calidad del agua (Landsberg, 2002) y causa irritación en las branquias de los peces (Rensel, 1995). Algunos FANs de *Ceratium furca* han ocasionado mortandad de peces: en Venezuela en 1982, 200 toneladas de sardinas (Mijares *et al.*, 1985), en Noruega en otoño de 1988, 100 toneladas de salmones (Tangen, 1988), en Sudáfrica en

1994 ocasionó mortandad de peces demersales y bentónicos (Matheus y Pitcher, 1996), en el Golfo de Kuwait 10 toneladas de chaparreta de la especie *Sparus auratus* (Glibert *et al.*, 2002). En Puerto Escondido esta especie ha causado mortandad de atunes aleta azul en septiembre 2002 (Orellana-Cepeda *et al.*, 2002).

Prorocentrum micans al igual que *Ceratium furca*, fue abundante durante los meses agosto y septiembre 2003. En agosto 2003 tuvo concentraciones de 1×10^5 células l^{-1} y durante septiembre 2003, las concentraciones más altas fueron de 1.3×10^5 células l^{-1} . Esto se relaciona con las épocas en donde esta especie presenta mayor abundancia, que es durante el verano y otoño (Horner, 2002). *Prorocentrum micans* estuvo implicado en mortalidades de peces en Chile; Nueva Jersey, Estados Unidos; Callao, Perú; Dwarskersbos, Sudáfrica; Britania del Norte, Francia (Landsberg, 2002). En marzo, 1994 se presentó el peor evento de mortandad de fauna marina conocido en Sudáfrica, que ocurrió a lo largo de la costa oeste en la Bahía Santa Helena. El evento fue causado por el decaimiento subsecuente a un florecimiento de fitoplancton dominado por *Ceratium furca* y *Prorocentrum micans*, con concentraciones menores de *Alexandrium catenella* y *Dinophysis acuminata*. La mortalidad fue causada por la disminución de los niveles de oxígeno y por toxicidad debido al envenenamiento por sulfuro del hidrógeno (Matthews y Pitcher, 1996).

En Puerto Escondido, en septiembre 2003 *Gymnodinium* spp. exhibió abundancias de 1.3×10^5 células l^{-1} . *Gymnodinium* spp. estuvo involucrado en algunos

FANs en Seto, Japón, que provocaron mortalidades masivas de jurel aleta amarilla *Seriola quinqueradiata* (Okaichi, 1989) y en la costa Nueva Zelanda durante 1997-1998, mortalidad de atunes, marlins, peces espada, erizos de mar y abulones (Chang *et al.*, 1998).

Los eventos de florecimientos de *Lingulodinium polyedrum* se han reportado en el sur de California desde 1901, durante primavera y principios de verano (Peña-Manjarrez *et al.*, 2005; GEOHAB, 2005). Durante este estudio no se detectó ningún florecimiento de *Lingulodinium polyedrum*, y en mayor abundancia fue a finales de diciembre 2003 con 5.6×10^4 células l^{-1} , las cuales disminuyeron la visibilidad en la zona de monitoreo (Figura 3). *Lingulodinium polyedrum* es productor de yessotoxina, como su análoga, la homoyessotina, pero la presencia de *Lingulodinium polyedrum* en las costa de oeste de Estados Unidos raramente produce efectos tóxicos directos sobre organismos marinos. Los florecimientos prolongados de esta especie se encuentran posiblemente correlacionados con el aporte de nutrimentos antropogénicos y por ríos (GEOHAB, 2005).

En Puerto Escondido *Skeletonema costatum* no fue abundante, ya que las mayores concentraciones detectadas fueron 2.3×10^4 células l^{-1} durante enero y abril 2004. El género *Thalassiosira* spp. fue abundante durante octubre 2003, donde se observaron concentraciones de hasta 6×10^4 células l^{-1} . A mediados de enero 2004 se produjo un aumento en la concentración de hasta 7×10^4 células l^{-1} , el cual se observa

fácilmente en la variación de las diatomeas céntricas durante la temporada de estudio (Figura 4). Los florecimientos de diatomeas dominados por *Skeletonema costatum*, *Thalassiosira aestivalis* y *Thalassiosira rotula* se encuentran asociados con mortandad en cultivos de salmón del Atlántico (*Salmo salar*), en la Columbia Británica, donde los exámenes histopatológicos de las agallas y peces moribundos mostraron congestión del seno venoso central en la base de la lámela primaria y edema difuso en la base de las laminillas secundarias (Kent *et al.*, 1995).

Chaetoceros spp. se encontraron principalmente durante el verano, y el máximo poblacional de *Chaetoceros radicans* fue a principios de septiembre 2003 (Figura 4), con 3×10^5 células l^{-1} . A nivel mundial el género *Chaetoceros* se encuentra asociado con mortandad de peces, generalmente salmónidos, con concentraciones de 2×10^3 a 5×10^3 células l^{-1} (Rensel, 1993; GEOHAB, 2005), las cuales son bajas. El primer reporte de *Chaetoceros* relacionado con mortalidad peces fue descrito por Bell (1961, en Anderson *et al.* 2001), donde este género de diatomeas causó mortalidad en corrales de bacalao polar (*Ophiodon elongatus*) en Columbia Británica. Los eventos de mortandad de salmones por la presencia de *Chaetoceros* ocurren en cualquier época de año, pero con mayor frecuencia en primavera y otoño (Anderson *et al.* 2001). La principal fuente de daño para los peces es la presencia de las quetas características de éste género, las cuales producen irritación en las agallas, hemorragia capilar, producción de mucus e infección bacteriana (Granelli, 1999 en Ulrike-Kalle, 2002).

Durante el periodo de estudio, las especies pertenecientes al género *Leptocylindrus* detectadas fueron *Leptocylindrus minimus* y *Leptocylindrus danicus*. Estas especies exhibieron sus abundancias mayores durante la primavera 2004, con 6×10^3 y 2.1×10^4 células l^{-1} , respectivamente. La especie *Leptocylindrus minimus* ha ocasionado mortandad en peces, principalmente en salmones en el centro y sur del Archipiélago Chiloé en Chile (Clement y Lembeye, 1993), en el océano Atlántico (Rensel, 1995) y en maricultivos en la costa Oeste de Norteamérica (GEOHAB, 2005). La mortandad de peces, a consecuencia de este género se asocia con daños mecánicos en las branquias de los peces (Landsberg, 2002).

La especie *Pseudo-nitzschia* spp. fue abundante desde febrero hasta abril 2004, sin producir ningún florecimiento detectado. Durante febrero y marzo 2004 las concentraciones fueron menores a 1×10^5 células l^{-1} . En abril las concentraciones de esta especie aumentaron hasta 2.69×10^5 células l^{-1} , lo que era de esperarse debido a que los florecimientos de *Pseudo-nitzschia* normalmente ocurren durante la primavera y principios de verano-otoño en el SCC (GEOHAB, 2005). El género *Pseudo-nitzschia* incluye tanto especies no tóxicas para el hombre y para vertebrados superiores como tóxicas. Las especies tóxicas producen ácido domoico y sus derivados (Landsberg, 2002), las cuales son concentradas por pelágicos menores. Ello sucedió en la Bahía Monterey, California 1991, donde causaron mortandad de aves marinas que se alimentaron de anchovetas. Las anchovetas contenían 9 especies de *Pseudo-nitzschia* en su sistema digestivo (Scholin *et al.*, 2000; GEOHAB, 2005). En la Bahía de San Jorge,

Caborca, Sonora, en la primera quincena de enero 2004 hubo mortandad de 112 delfines (103 *Delphinus capensis* y 9 *D. delphis*), 195 leones marinos (*Zalophus californianus*), 9 pelícanos grises (*Pelecanus occidentals*) y alrededor de 20 toneladas de sardinas (*Sardinops* spp.). En muestras de sangre de delfines vivos y recién muertos contenían ácido domoico (Sierra-Beltrán *et al.*, 2005). Aunque no existen evidencias para confirmar esta hipótesis, debido a que no se obtuvieron muestras de fitoplancton en las fechas que ocurrió la mortandad. Los datos climatológicos presentaron la misma imagen encontrada durante un florecimiento anterior de *Pseudo-nitzschia australis*, por lo que la mortandad de la fauna marina en esta zona podría asociarse a *Pseudo-nitzschia* (Sierra-Beltrán *et al.*, 2005). Eventos de mortandad de consumidores mayores debido a la ingestión de pelágicos menores contaminados por ácido domoico se podrían presentar en los ranchos de engorda de atún de la región debido, a que son alimentados principalmente con sardina y anchoveta fresca.

Los silicoflagelados presentaron su mayor concentración con 1×10^4 células l^{-1} en verano 2003 (Figura 4). En la mayoría de las ocasiones que se identificaron especies de este grupo las concentraciones eran menores 1×10^3 células l^{-1} . El género *Dichtyocha* perteneciente a este grupo, se encuentra catalogado como dañino para peces, debido a que en Europa varios eventos de mortandad en peces de cultivo están asociados con daños mecánicos en agallas producidos por florecimientos de *Dichtyocha speculum* (Landsberg, 2002). Esta causa irritación, producción de mucus y reducción de el intercambio de oxígeno y dióxido de carbono en los peces (Anderson *et al.*, 2001).

Dentro del grupo de fitoplancton denominado “otros”, el principal género fue *Chattonella*. Las concentraciones mayores se obtuvieron de este grupo en verano (Figura 4), con 2.2×10^5 células l^{-1} de *Chattonella marina*. Esta especie causó mortalidades masivas (20 billones de pescados) de jurel aleta amarilla (*Seriola quinqueradiata*) de 1970 a 1987 en la parte este del mar interior de Japón (Okaichi, 1989). Los peces murieron por la destrucción de la superficie en la lamela secundaria de las agallas, lo cual causa una disminución del pH en la sangre, por lo que no se realiza la transferencia de oxígeno y hemoglobina (Okaichi, 1989). *Chattonella marina* produce cambios en el transporte iónico en la agallas, causando un edema en las branquias (Toyoshima *et al.*, 1989). La concentración mínima letal en laboratorio (Okaichi, 1989) para el jurel aleta amarilla (*Seriola quinqueradiata*) a 29°C fue de 1.1×10^5 células l^{-1} . Otro caso de mortandad de peces por *Chattonella* ocurrió en atún durante abril-mayo de 1996 en Bahía Boston, Australia. Aquí hubo una mortandad de 1700 toneladas de atún aleta azul del sur (*Thunnus maccoyii*) asociada con un florecimiento *Chattonella marina* con densidades mayores a 6.6×10^5 células l^{-1} (Munday y Hallegraeff, 1998). En Skagerrak y en el Mar del Norte se presentaron mortandades de peces silvestres y 350 toneladas de salmón del atlántico en cultivos durante abril-mayo 1998 en florecimientos de *Chattonella* (Backe-Hansen *et al.*, 2000). En la Bahía Desemboque de los Seris, Sonora, hubo mortandad de peces y fauna bentónica a finales de abril 2003, coincidiendo con una coloración de la superficie del agua verde-amarilla, que se asoció con un florecimiento dominado por *Chattonella marina* (Barraza-Guardado *et al.*, 2001).

Durante el verano 2003 el fitoplancton en área de los corrales de engorda de atún en Puerto Escondido estuvo dominado principalmente por dinoflagelados y diatomeas céntricas (Tabla I) lo cual redujo la transparencia del agua (Figura 3). La mayor concentración de diatomeas céntricas se observó el 9 de septiembre (Figura 4), dominando el género *Chaetoceros* spp. En el otoño 2003 se presentó un equilibrio dinámico entre los dinoflagelados y las diatomeas (céntricas y penadas), observándose las concentraciones menores de toda la temporada de estudio (Figura 5). A finales del otoño 2003 y durante el invierno 2003-2004, el género *Nitzschia* spp. fue abundante (Tabla I). En la primavera 2004 se presentaron las mayores concentraciones de fitoplancton (Figura 5), a consecuencia de florecimientos de diatomeas penadas de la especie *Nitzschia* spp. (Figura 4).

En resumen, durante el verano los dinoflagelados y las diatomeas céntricas fueron grupos dominantes, con concentraciones de hasta 1×10^6 células l^{-1} . En el otoño la densidad se equilibró entre 3 grupos de fitoplancton: los dinoflagelados, las diatomeas céntricas y las penadas, con valores menores a 1.5×10^5 células l^{-1} de cada grupo. En el invierno comenzaron a dominar las diatomeas penadas, en concentraciones similares a las observadas en otoño. Y, por último, en la primavera se presentaron florecimientos de diatomeas, a concentraciones mayores a 1×10^6 células l^{-1} (Figura 4).

Considerando las catástrofes socio-económicas para los sectores involucrados que ocurren cada vez que florecimientos del fitoplancton provocan mortandad parcial o total de organismos pelágicos encerrados, se analizaron los resultados del monitoreo en esta región y se obtuvo que la frecuencia mínima de muestreo dentro de la cual existen diferencias estadísticas significativas dentro de la temporada de engorda de atún es de 6 días con valor de α de 0.20 (Tabla II). La dinámica del fitoplancton observada en las estaciones del año fue diferente. Por ello se determinó un intervalo de muestreo para cada estación del año (Tabla II). El intervalo de muestreo mínimo que se obtuvo para el verano fue de 5 días (α de 0.20). Durante el otoño hubo las abundancias menores de fitoplancton de toda la temporada, y el intervalo de muestreo fue de 15 días (α de 0.20). En el invierno, el intervalo de monitoreo óptimo fue de 10 días (α de 0.20).

Así, la frecuencia mínima de muestreo en la zona de Puerto Escondido para detectar un florecimiento algal fue de 6 días. Esta periodicidad de monitoreo es similar al intervalo utilizado en otra parte del mundo. Sin embargo, Margalef (1978) reporta que, en zonas costeras, se debe muestrear cada 10 días. En granjas de salmónidos de Estados Unidos se realizan muestreos semanales (Anderson *et al.*, 2001). En Noruega, diferentes empresas relacionadas al cultivo de salmones en corrales realizan un monitoreo de fitoplancton, para minimizar pérdidas en los encierros de peces, cada 7 días (Anderson *et al.*, 2001). En Chile, las empresas relacionadas con la maricultura de peces realizan monitoreos de fitoplancton cada 10 días (Anderson *et al.*, 2001). En

Canadá, el protocolo de monitoreo recomienda intervalos semejantes a los determinados en este estudio (Martin, 2000).

CONCLUSIONES

Durante el presente estudio se identificaron 85 taxa: 39 de dinoflagelados, 30 diatomeas céntricas, 12 diatomeas penadas, 2 silicoflagelados y 2 rafidoficeos.

Las especies abundantes de dinoflagelados fueron *Ceratium furca*, *Prorocentrum micans*, *Gyrodinium* spp. y *Gymnodinium* spp. Las especies de diatomeas abundantes fueron: *Dactyliosolen fragilissima*, *Leptocylindrus danicus*, *Chaetoceros* spp., *Thalassiosira* spp., *Nitzschia* spp. y *Pseudo-nitzschia* spp.

En la zona de Puerto Escondido, B. C., hubo una alta variabilidad estacional en composición y dinámica de fitoplancton, la cual se debe a la estacionalidad en la hidrología del sistema y a la influencia de los procesos de surgencia.

El intervalo de muestreo en la zona para anticipar eventos dañinos a los atunes en los corrales de engorda en Puerto Escondido, B. C. generados por florecimientos de fitoplancton fue de 6 días si se considera toda la temporada, 5 días en verano, 15 días en otoño y 10 días en invierno.

RECOMENDACIONES

Con base en el presente trabajo es pertinente recomendar que:

A fin de obtener mejores resultados de la relación entre las surgencias costeras y el fitoplancton en Puerto Escondido, se deben realizar análisis de micronutrientes en cada muestreo de fitoplancton.

Es importante monitorear las variables físicas y biológicas por medio de imágenes de satélite, con la finalidad de identificar FANs fuera del área de monitoreo, que puedan ocasionar algún riesgo en la salud de los peces en los encierros y aplicar las medidas de mitigación dependiendo de la especie dominante.

Como medida de precaución de FANs se propone una escala de riesgo, esta en función del aumento de la abundancia total del fitoplancton:

- Alerta verde: aumento de 1 orden de magnitud de 1×10^4 a 1×10^5 células l^{-1} ,
- Alerta amarilla: aumento de 2 órdenes de magnitud de 1×10^5 a 1×10^6 células l^{-1} , y
- Alerta roja: aumento de 3 órdenes de magnitud. de 1×10^6 a 1×10^7 células l^{-1} .

Poner mayor énfasis en el monitoreo durante el verano y la primavera, debido a que las concentraciones de fitoplancton en estas épocas pueden representar riesgo para la sobrevivencia de los atunes en el maricultivo.

LITERATURA CITADA

- Álvarez-Santamaría, L. (1994). Caracterización de masa de agua y zonas de surgencias en la Costa Noroccidental de Baja California mayo (1990). Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. 70 pp.
- Amador-Buenrostro, A. (1975). Características de las áreas de surgencia en las aguas adyacentes a la Bahía de Todos Santos. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. 49 pp.
- Andersen, P., H. Enecoldsen y D. Anderson. (2003). Harmful algal monitoring programme and action plan design. *En: Manual on Harmful Marine Microalgae*. G. M. Hallegraeff, D. M. Anderson y A. D. Cembella (eds.) UNESCO. París. pp. 627-647.
- Anderson, D. M., P. Andersen, V. M. Bricelj, J. J. Cullen y J. E. Rensel. (2001). Monitoring and Management Strategies for Harmful Algal Blooms in Coastal Waters. APEC #201-MR-01.1. Asia Pacific Economic Program. Singapore and Intergovernmental Oceanographic Commission Technical Series No. 59. París. 268 pp.
- Backe-Hansen, P., E. Dahl y D. S. Danielssen. (2000). On a bloom of *Chattonella* in the North Sea/Skagerrak in april-may 1998. *En: Harmful Algal Blooms*. G. M. Hallegraeff, S. I. Blackburn, C. J. Bolch, y R. J. Lewis (eds). Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. París. pp. 78-81.
- Barraza-Guardado, R., R. Cortés-Altamirano y A. Sierra-Beltrán. (2001). Marine die-offs from *Chattonella marina* and *Ch. cf. ovata* in Kun Kaak Bay, Sonora in the Gulf of California. *Harmful Algae News*. 22: 7-8.
- Barton, E. D. y M. L. Argote. (1980). Hydrographic variability in an upwelling area off northern Baja California in June 1976. *Journal Marine Research*. 38: 631-649.

- Bruslé, J. (1995). The Impact of Harmful Algal Blooms on Finfish: A Review. *En: Harmful Marine Algal Blooms*. P. Lassus, G. Arzul, E. Erard, P. Gentien y C. Marcaillou (eds.). Lavoisier. Nantes. pp. 419.
- Cardona-Canizales, C., R. Millán-Núñez, J. R. Lara-Lara y E. Valdez-Holguín. (1990). Variación espacio temporal de la clorofila *a* en una zona de surgencia frente a Baja California. *Ciencias Marinas*. 16(2): 53-65.
- Chang F. H., J. McKoy y M. Uddstrom. (1998). *Gymnodinium* spp. linked to fish kills. *Harmful Algae News*. 17:1-5.
- Clement, A. y G. Lembeye. (1993). Phytoplankton monitoring program in the fish farming region of southern Chile. *En: Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. T. J. Smayda y Y. Shimizu (eds.). Elsevier. Amsterdam. pp. 223-228.
- Farwell, C. J. (2001). Tuna in Captivity. *En: Tuna: Physiology, Ecology, and Evolution*. B. A. Block y E. D. Stevens (eds.) Academic Press. San Diego y Londres. pp. 391-412.
- GEOHAB. (2005). *Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms, GEOHAB Core Research Project: HABs in Upwelling Systems*. G. Pitcher, T. Moita, V. Trainer, R. Kudela, P. Figueiras y T. Probyn (eds.) IOC y SCOR, París y Baltimore. 82 pp.
- Glibert, P. M., J. H. Landsberg, J. J. Evans, M. A. Al-Sarawi, M. Faraj, M. A. Al-Jarallah, A. Haywood, S. Ibrahim, P. Klesius, C. Powell y C. Shoemaker. (2002). A fish kill of massive proportion in Kuwait Bay, Arabian Gulf, 2001: the roles of bacterial disease, harmful algae, and eutrophication. *Harmful Algae*, 1(2): 215-231.
- Gómez-Valdez, J. (1983). Estructura hidrográfica promedio frente a Baja California. *Ciencias Marinas*. 9(2): 75-86.
- González-Morales, A. T. y G. Gaxiola-Castro (1991). Variación día a día de características físico-químicas, biomasa y productividad primaria del Fitoplancton en una zona de surgencias costera de Baja California. *Ciencias Marinas*. 17(3): 21-37.

- Hallegraeff, G. M. (1995). Harmful algal blooms: A global overview. *En: Manual on Harmful Marine Microalgae*; G. M. Hallegraeff, D. M. Anderson y A. D. Cembella (eds.) IOC Manuals and Guides No. 33. UNESCO. París. pp. 1-22.
- Horner, R. A. (2002). A taxonomic guide to some common marine phytoplankton. Biopress. Bristol. 194 pp.
- Kent, M. L., J. N. C. Whyte y C. LaTrace. (1995). Gill lesions and mortality in seawater pen-reared Atlantic salmon *Salmo salar* associated with a dense blooms of *Skeletonema costatum* and *Thalassiosira* species. *Dis. Aquat. Org.* 22: 77-81.
- Kudela, R., G. Pitcher, T. Probyn, F. Figueiras, T. Moita y V. Trainer. (2005). Harmful Algal Blooms in Coastal Upwelling Systems. *Oceanography*. 18(2): 184-197.
- Landsberg, J. H. (2002). The Effects of Harmful Algal Blooms on Aquatic Organisms. *En: Reviews in Fisheries Science*. 10(2): 113-390.
- Licea, S., J. L. Moreno, H. Santoyo, y G. Figueroa. (1995). Dinoflagelados del Golfo de California. Universidad Autónoma de Baja California Sur. SEP-FOMES. PROMARCO. 165 pp.
- Lozano-Huguenin, M. A. y J. G. Vaca-Rodríguez. (2004). Ranchos de Engorda de Atún Aleta Azul (*Thunnus thynnus orientalis*) en Baja California: Historia. *El Vigia*. 9(20): 10-12.
- Margalef, R. (1978). Some examples. *En: Phytoplankton Manual*, A. Sournia (ed.) París. UNESCO. pp. 17-31.
- Martin, J. L. (2000). A report by the marine biodiversity monitoring committee (Atlantic Maritime Ecological Science Cooperative, Huntsman Marine Science Center) to the ecological monitoring and assessment network of environment Canada. Department of Fisheries & Oceans. Biological Station St. Andrews New Brunswick. Canada. 13 pp.
- Mattheus, S. G. y G. C. Pitcher. (1996). Worst recorded marine mortality on the South African coast. *En: Harmful and Toxic Algal Blooms*; T. Yasumoto, Y.

Oshima y Y. Fukuyo (eds.) *Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO*. París. pp. 89-92.

- Mijares, A. J., C. Sevcik, C. A. Barboza y J. A. Saavedra. (1985). Ichthyotoxism by a paralytic toxin produce by marine dinoflagellates of the genus *Ceratium*: relationship to fraction β isolated from the sponge *Tedania ignis*. *Toxicon*, 23: 221-233.
- Millán-Núñez, E. y D. H. Loya-Salinas. (1993). Variabilidad temporal del fitoplancton en una zona costera del noroeste de Baja California. *Ciencias Marinas*. 19(1): 61-74.
- Montiel-Nieves, M. (1998). Composición fitoplanctónica en la columna de agua en muestras colectadas con un tubo muestreador segmentado. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. 39 pp.
- Mosqueda-Razo, C. A. (1995). Variabilidad anual de estructura del fitoplancton de red en el área norte de Bahía de Todos Santos Baja California (1990). Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. 80 pp.
- Munday, B. L. y G. M. Hallegraeff. (1998). Mass Mortality of Captive Southern Bluefin Tuna (*Thunnus maccoyii*) in April/May 1996 in Boston Bay, South Australia: A Complex Diagnostic Problem. *Fish Pathology*. 33(4): 343-350.
- Okaichi, T. (1989). Red tide in the Seto Inland Sea, Japan. En: *Red Tides: Biology, Environmental Science, and Toxicology*. T. Okaichi, D. M. Anderson y T. Nemoto (eds.) Elsevier. Takamatsu-shi. pp. 137-142.
- Orellana-Cepeda, E., C. Granados-Machuca y J. Serrano-Esquer. (2002). *Ceratium furca* bloom causes mortality of blue fin tuna in cages at Baja California, México. Xth HAB. St. Pete Beach. pp. 232.
- Orellana-Cepeda, E., L. A. Morales-Zamorano y N. Castro-Castro. (1993). A Conceptual model of coastal Red Tides off Baja California. En: *VIth Conference Internacional Toxic Marine Phytoplankton*. Nantes. pp.152.

- Peña-Manjarrez, J. L., J. Helenes, G. Gaxila-Castro y E. Orellana-Cepeda. (2005). Dinoflagellate cysts and bloom events at Todos Santos Bay, Baja California, México, 1999-2000. *Continental Shelf Research*. 25: 1375-1393.
- Rensel, J. E. (1993). Severe bloom hypoxia of Atlantic salmon *Salmo salar* exposed to the marine diatom *Chaetoceros concavicornis*. En: *Toxic phytoplankton bloom in the Sea*. T. J. Smayda y Y. Shimizu (eds.) Elsevier. Amsterdam. pp. 625-630.
- Rensel, J. E. (1995). Management of finfish aquaculture resources. En: *Manual on Harmful Marine Microalgae*; G. M. Hallegraeff, D. M. Anderson y A. D. Cembella (eds.) IOC Manuals and Guides No. 33. UNESCO. Paris. pp. 463-474.
- Rensel, J. E. y J. N. C. Whyte. (2003). Finfish mariculture and harmful algal blooms. En: *Manual on Harmful Marine Microalgae*. G. M. Hallegraeff, D. M. Anderson y A. D. Cembella (eds.) UNESCO. París. pp. 693-715.
- Rivas-Lozano, A. M. y R. Millán-Núñez. (1991). Distribución y abundancia de fitoplancton en la Bahía de Todos Santos (mayo, 1983). *Ciencias Marinas*. 17(1): 13-24.
- Scholin, C. A., F. Gulland, G. J. Doucette, S. Benson, M. Busman, F. P. Chavez, J. Cordaro, R. DeLong, A. De Vogelaera, J. Harvey, M. Haulena, K. Lefebvre, T. Lipscomb, S. Loscutoff, L. J. Lowenstine, R. Marin, III., P. E. Millar, W. A. McLellan, P. D. R. Moeller, C. L. Powell, T. Rowles, P. Silvagni, M. Silver, T. Speaker, V. Trainer y F. M. Van Dolah. (2000). Mortality of sea lions along the central California coast linked to a toxic diatom bloom. *Nature*. 403: 80-84.
- Sierra-Beltrán, A. P., R. Cortés-Altamirano, J. P. Gallo-Reynoso, S. Licea-Duran y J. Égido-Villareal. (2005). Is *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* toxin the principal cause of sardines, dolphins, sea lions and pelicans mortality in 2004 in Mexico?. *Harmful Algae News*. 29:6-8.
- Smayda, T. J. (2003). Environmental monitoring, with examples from Narragansett Bay. En: *Manual on Harmful Marine Microalgae*. G. M.

Hallegraeff, D. M. Anderson y A. D. Cembella (eds.). París. UNESCO. pp. 595-624.

- Sournia, A. (1978). *Phytoplankton Manual*. UNESCO. París. 337 pp.
- Sournia, A., M. J. Chretiennot-Dinet, y M. Richard. (1991). Marine phytoplankton: how many species in the world ocean? *J. Plankton Res.*, 13: 1093-1099.
- Tangen, K. (1988). Dinoflagellate blooms on the Norwegian coast in autumn 1987. *Red Tide Newsletter*. 1: 3-4.
- Throndsen, (1995). Estimating cell numbers. *En: Manual on Harmful Marine Microalgae*. G. M. Hallegraeff, D. M. Anderson y A. D. Cembella (eds.) IOC Manuals and Guides No. 33. UNESCO. París. pp 63-80.
- Tomas, C. R. (1997). *Identifying marine phytoplankton*. Academic Press. San Diego y Londres. 858 pp.
- Toyoshima, T., M. Shimada, H. S. Ozaki, T. Okaichi y T. H. Murakami. (1989). Histological alterations to gills of the yellowtail *Seriola quinqueradiata*, following exposure to the red tide species *Chattonella antiqua*. *En: Red Tides: Biology, Environmental Science, and Toxicology*. T. Okaichi, D. M. Anderson y T. Nemoto (eds.) Elsevier. Takamatsu-shi. pp. 439-442.
- Ulrike-Kalle, C., W. Ebenhoh y K. Wirtz. (2002). *Living with Harmful Algal Blooms: HAB Management for Aquaculture Farms*. Marine Umweltwissenschaften. Eldenburg. 80 pp.
- Villarreal-Cervantes, A. (2004). Gerente de operaciones de Maricultura del Norte S. de R. L. de C. V. Emiliano Zapata s/n manzana I51 #151 e/v Guerreo y Carretera Tecate-Ensenada. El Sauzal de Rodríguez, Ensenada, B. C., México.
- Yamaji, I. (1980). *Illustrations of the marine plankton of Japan*. Hoikusha. Osaka. 537 pp.
- Zar, J. H. (1974). *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall. Englewood Cliffs. 620 pp.