

Variación diurna del fitoplancton y los factores abióticos en un estanque camarónicola salobre en el sur de Sinaloa, México.

R. Cortés-Altamirano¹, F. Páez-Osuna¹,
S.R. Guerrero-Galván² y H. Esparza-Leal³

¹Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Estación Mazatlán, UNAM, Apdo. Postal 811, Mazatlán 82000, Sinaloa, México.

²Proyecto de Postgrado en Ciencias del Mar, UACPYP, CCH, UNAM.

³Escuela Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa.

Cortés-Altamirano, R., F. Páez-Osuna, S.R. Guerrero-Galván y H. Esparza-Leal, 1995. Variación diurna del fitoplancton y los factores abióticos en un estanque camarónicola salobre en el sur de Sinaloa, México. *Hidrobiológica* 5 (1-2): 45-55.

RESUMEN

Con el objeto de estudiar los cambios a corto plazo del fitoplancton y los factores abióticos durante un periodo de 24 h (30-31 enero, 1992) fueron muestreadas las aguas de ingreso y de un estanque (7.3 ha) cada dos horas en una granja comercial semi-intensiva cerca del Puerto de Mazatlán, Sinaloa, México. Las variaciones observadas del fitoplancton estuvieron en concordancia con el grupo taxonómico dominante, las cianofitas, mientras que los dinoflagelados presentaron una variación similar a la descrita para el zooplancton por diversos autores. El grupo de las diatomeas no obstante ser el más diverso fue el menos abundante y no presentó un patrón definido de variación. La abundancia promedio en el estanque fue dos veces mayor que en el estero en cuanto a las cianofitas, y de más de 35 veces en el caso de los dinoflagelados. Las fluctuaciones diurnas de pH, temperatura, oxígeno disuelto y clorofila *a* exhibieron un patrón definido, contrario al comportamiento de los nutrimentos, en los que la forma química dominante de nitrógeno fue el amonio y los niveles de fosfato inorgánico disuelto estuvieron siempre por de bajo de 0.25 μM .

Palabras clave: Fitoplancton, factores abióticos, estanques camarónícolas.

ABSTRACT

Short-term changes in the phytoplankton and the abiotic factors were studied during one 24 h period (30-31 January, 1992) collecting samples each two hours at the waters input and one 7.3 ha pond of a commercial semi-intensive shrimp farm near Mazatlán Harbor, Sinaloa, México. The observed variations of phytoplankton were in concordance with the dominant taxonomic group (cyanophytes), while that the dinoflagellates showed a similar variation that the described for zooplankton by several authors. Diatoms, although to be the group less abundant was also more diverse and do not showed a defined pattern. The mean abundance was two times more elevated in the pond than the estero in relation to cyanophytes, and 35 times more in dinoflagellates. The diurnal fluctuations of pH, temperature, dissolved oxygen and chlorophyll *a* exhibited a defined pattern, contrary to the behavior of nutrients, which the chemical dominant form of nitrogen was the ammonia and the levels of dissolved inorganic phosphate were always below of 0.25 μM .

Key words: Phytoplankton, abiotic factors, shrimp ponds.

INTRODUCCIÓN

El cultivo de camarón ha tenido un desarrollo acelerado en la última década, debido en gran parte al estímulo que ha provocado el mercado en Japón, Europa y Norteamérica. Más de un millón de hectáreas de la zona costera han sido convertidas en estanquerías camarónícolas en China,

Indonesia, Tailandia, Ecuador, India, Bangladesh, Filipinas, Honduras, Colombia y México (Rossenberry, 1992). En México, la producción camarónicola por estanquerías en 1992 fue de 8000 toneladas, de las cuales la mayor parte se cultivó en los estados del noroeste, siendo Sinaloa el principal productor (SEPESCA, 1992).

La mayoría de los cambios temporales en una comunidad planctónica pueden ser observados mediante una serie de mediciones continuas en un punto fijo; estos cambios pueden ser provocados por factores físicos externos (ondas internas, viento, corrientes, etc) o bien por sí mismos. Estos últimos están determinados por el crecimiento, la mortalidad, el hundimiento y las tasas de migración de los individuos planctónicos y de sus depredadores. Las tasas de crecimiento o de reproducción para el fitoplancton son del orden de horas, y toda la población requiere al menos de un día para duplicar su tamaño (Parsons *et al.*, 1977).

Los estudios sobre la variación diurna o nocturnal en ciclos cortos del plancton y los factores abióticos relacionados son en general escasos; la mayoría de ellos se refieren a las estanquerías de peces de agua dulce (*v.gr.* Ganapati, 1955; Verma, 1967; Nasar, 1977; Datta *et al.*, 1983) y al ambiente costero y lagunar (*v.gr.* Gilbert y Garside, 1992; Affronti y Marshall, 1993; Cervetto *et al.*, 1993). En el caso particular de los estanques camaronícolas de agua salobre o estuarina, no existe información disponible en tal sentido, a pesar de la importancia de este sector y del conocimiento que se puede derivar al entender los cambios migratorios del plancton en periodos cortos diurnos y nocturnos. El presente estudio plantea como hipótesis de trabajo que las curvas de abundancia diurna del fitoplancton en los estanques camaronícolas salobres son debidas al comportamiento migratorio del mismo y a la influencia de factores abióticos del ecosistema. Con objeto de contribuir al estudio hidrobiológico de las estanquerías camaronícolas del noroeste del país, en este trabajo se presentan la abundancia relativa y la densidad de las comunidades fitoplanctónicas, además de examinar dicha abundancia y densidades en relación con la hora del día y de los factores abióticos asociados de las aguas de ingreso y del estanque mismo a lo largo de un período de 24 horas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio fue realizado en una granja camaronícola comercial del tipo semi-intensivo localizada sobre la margen oriental del sistema lagunar conocido como Estero de Urías (Fig. 1). Este cuerpo lagunar posee salinidades que oscilan típicamente entre 25.8 y 38.4‰ con una amplitud de la marea promedio de 1.5 m y velocidades de la corriente en la boca del orden de 0 a 50 cm s⁻¹ (Páez-Osuna *et al.*, 1990).

Al igual que la mayoría de las granjas camaronícolas de la región noroeste de México, en la granja seleccionada para este estudio se producen dos cosechas al año. *Penaeus vannamei* es la especie predominante en los cultivos, aunque

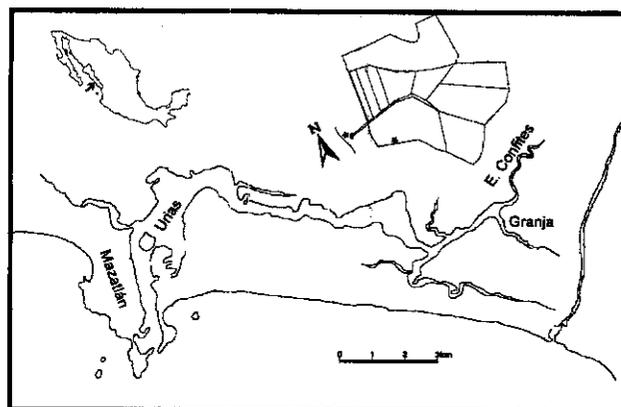


Figura 1. Área de estudio mostrando la localización de la Granja y de los sitios de colecta (★) en la costa sur de Sinaloa, México.

algunas veces también se emplea *Penaeus stylirostris* en proporciones menores al 10%. La granja donde se llevó a cabo el estudio cuenta con una estructura de entrada del agua y un canal de reserva o reservorio, el cual sirve para alimentar por gravedad a los estanques. El agua de ingreso es bombeada desde el estero Confites, el cual es un pequeño canal que se comunica con el sistema lagunar principal. Cada estanque drena a través de una compuerta por donde los afluentes son descargados por gravedad y se regresan al cuerpo lagunar adyacente a diferentes distancias de la bomba de entrada.

El estanque seleccionado (E1), presenta un área superficial de 7.3 ha y una profundidad promedio de 0.4 m. El manejo de la granja a grandes rasgos consistió, primeramente, en fertilizar cada estanque con 9 kg/ha y 39.5 kg/ha de superfosfato y de urea, respectivamente; luego se procedió a sembrar los estanques con postlarvas de camarón (PL) a densidades de 20 ind/m²; la alimentación se realizó diariamente, añadiendo el alimento directamente desde una embarcación pequeña. Un total de 2.5 ton/ha de nutrición 35 (35% proteína) fueron utilizados durante el cultivo.

La variación diurna de un ciclo de 24 horas se realizó en los días 162 y 163 después de iniciado el cultivo, justo una semana antes de cosechar. El muestreo comenzó a las 10.00 h del 30 de enero de 1992 y concluyó al día siguiente. Las muestras, tanto de agua como de fitoplancton, fueron obtenidas en intervalos de dos horas cada una, y en cada colecta se tuvo el cuidado de mostrar a una profundidad de 20 cm mediante una botella Niskin tipo horizontal. El muestreo se realizó de manera simultánea (10 min) dentro del estanque, justo al lado de la compuerta de salida y en un punto adyacente a la toma de agua junto a la estructura de bombeo.

Cada muestra de agua colectada se dividió en diferentes porciones en recipientes de acuerdo al tipo de análisis; (a) una alícuota de 150 ml fue fijada en recipientes de polietileno directamente en el campo con acetato-lugol para el estudio cualitativo y cuantitativo de fitoplancton; (b) 120 ml de agua, filtrada a través de membranas Whatman tipo GF/C, fueron colectados en frascos de polietileno para el análisis de fósforo reactivo, nitratos, nitritos y cloruros; (c) cuatro alícuotas de 10 ml (sin filtrar) para el análisis de amonio total (amoníaco + ión amonio), fueron puestos en viales de vidrio junto con 5 ml de fenol-etanol (0.8%); (d) 300 ml se colocaron y se fijaron (con sulfato manganoso y yoduro de potasio alcalino) en una botella de vidrio tipo BOD para determinar el contenido de oxígeno disuelto (OD). El material retenido en las membranas Whatman GF/C, se utilizó para el análisis de los sólidos suspendidos totales y el material orgánico particulado; adicionalmente otra membrana Whatman GF/C se empleó para el análisis de pigmentos fotosintéticos. Cada una de estas membranas se colocó individualmente, inmersa en metanol al 99.5%, en frascos color ámbar. Con excepción de las mediciones efectuadas en el campo (pH, temperatura y OD), las muestras se mantuvieron sobre hielo durante el muestreo y hasta que fueron transportadas al laboratorio, donde se almacenaron en refrigeración (4°C) hasta su análisis entre los dos y cinco días subsiguientes.

El amonio total se cuantificó de acuerdo a la técnica descrita por Solórzano (1969), mediante la adición de estándares, esto es añadiendo a cada una de las alícuotas 0, 1, 2 y 4 veces los niveles esperados en la muestra, para un nivel de concentración de 20 μM , la precisión evaluada fue de 10%. El OD se analizó inmediatamente en el campo por el método de Winkler y los demás nutrientes por métodos colorimétricos de acuerdo con los procedimientos dados en Strickland y Parsons (1972). La precisión para estas determinaciones en general osciló entre 8% para el OD a 12% para los nitratos. La salinidad se estimó indirectamente cuantificando los cloruros mediante una titulación con AgNO_3 , y aplicando la ecuación de salinidad-cloruros (UNESCO, 1981). Los sólidos suspendidos y el material orgánico se cuantificaron por técnicas gravimétricas (APHA, 1989). La determinación y el cálculo de la concentración de clorofila *a* y de feopigmentos se realizó de acuerdo con el procedimiento dado por Strickland y Parsons (1972), pero empleando metanol como extractante (Hal-Hansen y Riemann 1978) en lugar de acetona. El conteo del fitoplancton se realizó a partir de una alícuota de la muestra colectada de 1.0 ml; para ello se empleó un microscopio de objetivos invertidos (100X para el microplancton y 200X para el nanoplancton) a cuyo ocular fue acoplada una microreglilla graduada en cuadros de 100 μm hasta completar 1 mm^2 . Las densidades fueron referidas en células/ml.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Factores abióticos

A lo largo del ciclo de 24 horas la temperatura del agua varió entre 20.0 y 22.7°C, en el Estero Confites, y entre 21.7 y 23.5°C, en el estanque. En general, el patrón de la variación fue similar en ambos cuerpos de agua, con una tendencia a decrecer a partir de las 18:00 h y hasta las 6:00 h, que es cuando nuevamente tiende a aumentar (Fig. 2). De acuerdo con el intervalo óptimo de temperaturas para el cultivo de camarones peneidos, de 23 a 31°C (Boyd *et al.*, 1989), se tiene que en las horas nocturnas prevalecen temperaturas inferiores al mínimo óptimo en el estanque. La temperatura del agua fue una de las variables que presentaron mayor número de correlaciones significativas ($p=0.05$) cuando se realizó un análisis de regresión lineal simple entre las variables medidas; en las aguas del estanque se correlacionó con el pH ($r=0.84$) y el OD ($r=0.56$), y negativamente con la concentración de clorofila *a* ($r=-0.70$), mientras que en las aguas del estero se correlacionó positivamente con el pH ($r=0.60$) y la concentración de nitritos ($r=0.54$). La explicación de las correlaciones con el pH y el OD están relacionadas con el sistema CO_2 -carbonatos y los procesos de respiración y de fotosíntesis. Durante las horas de luz las aguas se calientan debido a la radiación, coincidiendo ello con un incremento en el pH y del OD a causa del dominio de

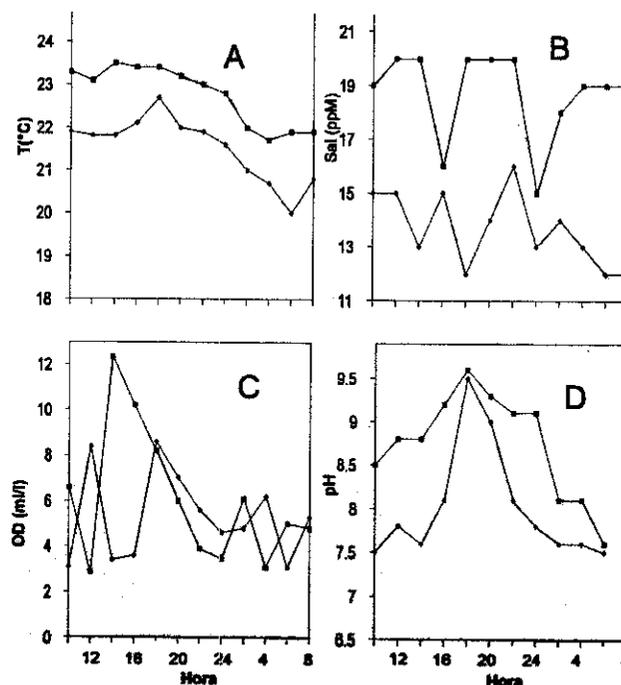


Figura 2. Variación diaria de la temperatura (A), salinidad (B), oxígeno disuelto (C) y pH (D). Los cuadrados se refieren a los datos del estanque y los rombos a los del canal de ingreso (Estero Confites).

la tasa fotosintética sobre la respiración. La correlación negativa con la clorofila *a* se puede deber a que la biomasa fitoplanctónica es relativamente menor en las horas de luz (como se discutirá adelante), cuando, en contraste, las aguas son más calientes. La relación con los nitritos es aparentemente indirecta y se debe a que durante la noche, cuando las aguas son más frías, las concentraciones de nitritos tienden a decrecer (Fig. 3).

En la figura 2 se muestra la variación del pH a lo largo del ciclo de 24 h, tanto en las aguas del estanque como en las del estero, su máximo lo alcanzan a las 18:00 h, ello se puede explicar en base a las tasas relativas de respiración (R) y fotosintética (F), de manera tal que aunque el cociente F/R no tenga un máximo a esta hora, al transcurrir el día luminoso se va incrementando paulatinamente el consumo de CO₂. Este consumo acumulativo de CO₂ trae consigo una disminución del carbono inorgánico total en las aguas, que se refleja en una respuesta del sistema de carbonatos a través de un incremento del pH (Stumm y Morgan, 1981). Durante la noche, el proceso se invierte; esto es, todos los organismos respiran y no hay actividad fotosintética, entonces se presenta una gran producción de CO₂, que trae consigo una disminución del pH. Con excepción del pico de la tarde, los valores de pH en todas las horas del día se mantienen dentro del intervalo de 6 a 9, el cual ha sido

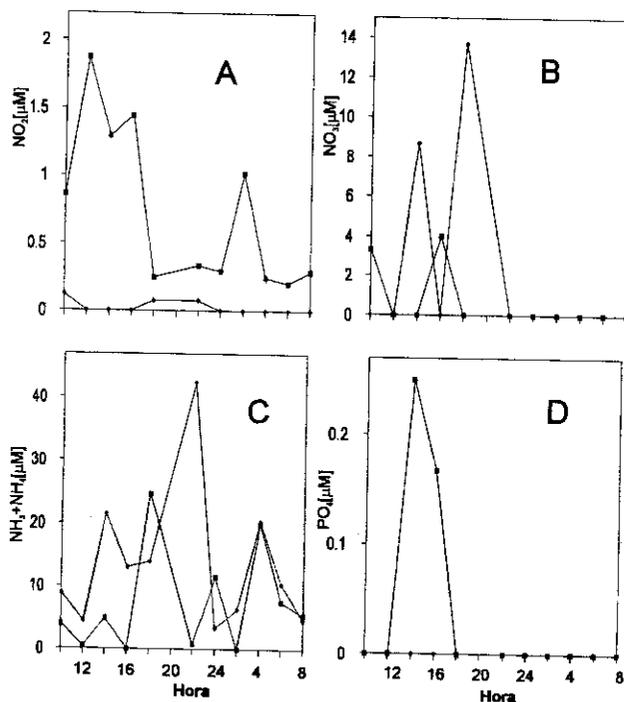


Figura 3. Variación diaria de la concentración de nitritos (A), nitratos (B), amonio total (C) y fósforo disuelto reactivo (D). Los cuadrados se refieren a los datos del estanque y los rombos a los del canal de ingreso (Esterio Confites).

señalado como óptimo para el cultivo de camarón (Boyd *et al.*, 1989). Además de la temperatura, el pH se correlacionó con el OD ($r=0.64$) y con la concentración de nitratos ($r=0.56$) en las aguas del estero. Las primeras dos correlaciones se explican de acuerdo a lo discutido anteriormente, y la última, considerando el efecto de los procesos redox sobre la especiación de los compuestos nitrogenados. A niveles relativamente bajos de OD (*i.e.* redox menos oxidantes), cuando dominan los procesos de respiración, se tuvieron concentraciones indetectables de nitratos (0.10 μM), mientras que en las horas de luz, cuando el pH tiende a incrementarse y los niveles de OD son más altos (*i.e.* redox más oxidantes), algo del nitrógeno que estaba como nitritos o amonio pasa a nitratos, pudiéndose detectar tales niveles (Fig. 3).

La salinidad no mostró un patrón bien definido en ninguno de los dos cuerpos de agua (Fig. 2); los valores encontrados fueron relativamente bajos en relación a los dados por otros autores (Alvarez-León, 1980; Páez-Osuna *et al.*, 1990), lo cual se debe seguramente a la influencia de las constantes lluvias que en los días anteriores y durante el muestreo estuvieron presentes. Mientras que en el estanque el promedio de salinidad en las 24 h fue de 18.8‰, en las aguas del estero fue de 13.7‰, lo cual revela un gradiente de 5.1‰ provocado principalmente por los efectos de las diferencias en las tasas de evaporación y de la hidrodinámica de los cuerpos de agua en cuestión. De acuerdo al intervalo óptimo de salinidad para el cultivo de camarones peneidos, de 15 a 25‰ (Boyd *et al.*, 1989), las salinidades observadas a lo largo del muestreo en el estanque siempre estuvieron dentro del intervalo mencionado.

El contenido de oxígeno disuelto en el agua, fluctuó considerablemente desde 2.9 hasta 12.3 ml/l en el estanque, mientras que en el estero osciló entre 3.1 y 8.6 ml/l. Aunque el patrón de variación no es bien definido en ambos cuerpos de agua, se pudo observar que los valores más altos se presentaron durante la etapa luminosa del ciclo. En contraste, durante la noche, e inclusive durante algunas horas de la mañana, se tuvieron niveles de OD inferiores a 3.5 ml/l, durante dos o menos horas. Este valor (3.5 ml/l) ha sido estimado por Boyd *et al.* (1989) como el límite inferior óptimo para el cultivo de camarón. Además de con la temperatura del agua el OD se correlacionó significativamente ($p=0.05$) con el fósforo reactivo soluble ($r=0.85$), y ello se puede deber a que el fósforo se detectó solamente en las horas de luz (Fig. 3), cuando los niveles de OD fueron más altos.

En la figura 3 se presentan las curvas de variación de las concentraciones de los nutrientes analizados. Los nitratos y el fósforo reactivo sólo se pudieron detectar en las

aguas del estanque en algunas horas de luz, mientras que en el estero, el fósforo reactivo no se pudo detectar en ninguna de las doce muestras colectadas, por lo que sus concentraciones deben de ser inferiores al límite de detección de la técnica empleada ($0.10 \mu\text{M}$). La presencia de las bajas o nulas concentraciones de fósforo reactivo soluble se relacionan con las tasas de asimilación fitoplanctónica del nutrimento y con procesos físico-químicos, tales como la precipitación y adsorción por parte de los sedimentos del fondo (Stumm y Morgan, 1981), que actúan removiendo y capturando continuamente el fósforo inorgánico desde la columna de agua. Por su parte, los niveles de nitratos relativamente bajos o indetectables se pueden explicar debido a que la forma química excretada por los organismos (incluido el fitoplancton) es el amonio y a que la nitrificación es un proceso lento (Tucker y Ploeg, 1993), en combinación, además, con las tasas de asimilación fitoplanctónica de nitratos.

Cuando se comparan los niveles detectables de nitratos y del nitrógeno amoniacal, llama la atención el hecho de que ambos son más elevados en las aguas del estero que en las del estanque, mientras que ocurre lo contrario para los

nitritos. Esto indica que el estero funciona como un suministrador de las principales formas químicas del nitrógeno hacia el estanque, y/o que el estanque funciona como un «sumidero», al menos en la fecha en que se realizó el estudio.

Los niveles más altos de nitrógeno amoniacal se registraron en diferentes horas en los dos cuerpos de agua, y en ninguno de los casos se pudieron relacionar con las concentraciones de oxígeno disuelto. Ello puede deberse a una combinación de factores tales como los relacionados con las tasas de regeneración de amonio a partir de la descomposición de la materia orgánica (en la columna de agua y en los sedimentos) y de su captura por la biomasa fitoplanctónica. En los casos donde fue posible calcular la relación atómica de N-amonio/P-reactivo en las aguas del estanque, ésta osciló entre 19 y 25, la cual es relativamente alta en comparación a valores de 10.5 a 19 observados, en general, en aguas costeras de latitudes templadas (Millero y Sohn, 1992). En los cuerpos de agua someros, como los del presente estudio, la relación atómica N/P en el agua esta controlada principalmente por la regeneración vía descomposición de la materia orgánica, que a su vez esta principalmente definida por la regeneración béntica (Kemp, 1989). Al llegar a la capa béntica una parte del alimento suministrado a los camarones, este se descompone y al mineralizarse contribuye de manera importante en los valores altos de la relación atómica N/P reflejando el carácter protéico del alimento.

Cuando se comparan las concentraciones de los diferentes nutrimentos cuantificados en los dos cuerpos de agua, se observa que todos los valores encontrados son inferiores o similares a los de los cuerpos lagunares de la región, como son el sistema lagunar de Altata-Ensenada del Pabellón (De la Lanza-Espino, 1994) o el sistema lagunar Huizache-Caimanero (De la Lanza-Espino y Rodríguez-Medina, 1993), la excepción la constituye solamente el pico de amonio de las 22:00 h en el agua del estero (Fig. 3). Por otra parte, tanto los niveles de amonio (<0.1 - $24.7 \mu\text{M}$) como de nitritos (0.25 - $1.87 \mu\text{M}$) encontrados en las aguas del estanque, cuyas especies químicas amoniaco (NH_3) y nitritos (NO_2^-) han sido referidas como tóxicas para los camarones en la literatura (v. gr., Chen y Chin, 1989; Chen *et al.*, 1990; Allan *et al.*, 1990), no representan condiciones críticas de letalidad para la sobrevivencia de los camarones de cultivo en el estanque estudiado.

Las concentraciones de la materia orgánica particulada y de los sólidos totales suspendidos no presentaron un patrón de variación definido en las aguas del estanque y sus niveles siempre estuvieron por encima de los del agua de suministro del estero (Fig. 4). En este último, las concentra-

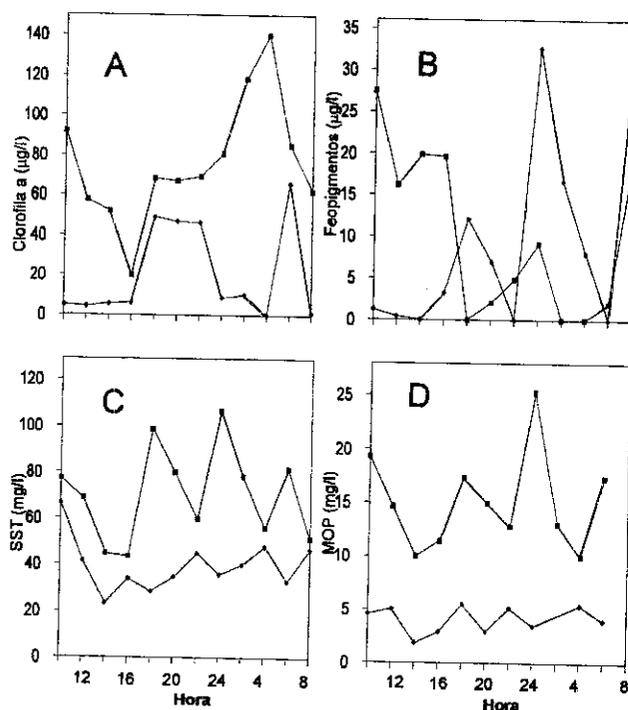


Figura 4. Variación diaria de la concentración de clorofila *a* (A), feopigmentos (B), sólidos suspendidos (C) y materia particulada (D). Los cuadrados se refieren a los datos del estanque y los rombos a los del canal de ingreso (Esterio Confites).

ciones de ambos particulados no sufrieron fluctuaciones significativas con la hora del día, tomando en cuenta que la precisión de las determinaciones fue del orden de 10%.

Factores bióticos

Por su talla, las especies numéricamente dominantes encontradas pertenecieron en su gran mayoría al nanoplancton ($<20 \mu\text{m}$). La cianofita *Synechocystis diplococcus* fue la especie más abundante (Fig. 6) sobre otras 30 especies que se encontraron en muy poca cantidad tanto en el estanque como en el estero (Tablas 1 y 2). De acuerdo con observaciones realizadas en estanquerías de peces (*v. gr.* Sevrin-Reyssal y Pletikosic, 1990; Tucker y Ploeg, 1993), este tipo de fitoplancton se puede tipificar como característico de aguas eutróficas que sobrevive en condiciones de poca luminosidad. La baja disponibilidad de luz favorece el crecimiento de algas verdiazules con bajos requerimientos de energía; esta baja disponibilidad de luz esta relacionada con la época invernal en que se efectuó el estudio (enero 1992), debido a la disminución de la radiación solar y a la suspensión de sedimentos finos derivados de las mismas estanquerías. La erosión de los bordes es mayor durante los meses de invierno, especialmente cuando pre-

dominan los vientos del noroeste en la región (Roden, 1972) y las lluvias se hacen presentes.

La densidad celular del fitoplancton total y la comunidad de cianofitas, así como la población de *S. diplococcus*, presentaron el mismo patrón de variación (Figs. 5 y 6). Esta variación aparentemente es opuesta a la señalada por Bhattacharya *et al.* (1988), quienes observaron que la cuenta celular aumenta durante la mañana y decrece paulatinamente hasta el atardecer, alcanzando sus niveles más bajos en las horas nocturnas, debido a que el grupo dominante fueron las clorofitas. En cambio, en este estudio el grupo dominante fue el de las cianofitas, cuya baja densidad tendió a mantenerse constante durante las horas diurnas para aumentar en las horas nocturnas y decrecer luego en la madrugada (Fig. 5). Esto tiene su explicación en la distribución espacial de las cianofitas, que por su flotabilidad son capaces de evitar las capas superiores de la columna de agua durante el día, debido a su sensibilidad a la fotooxidación (Abeliovich y Shilo, 1972; Shilo, 1980). Lo anterior también explica su preferencia por situaciones de luz tenue o del fondo, condiciones propias de la etapa nocturna donde son más abundantes. En las aguas del Estero Confites no se observó esta variación, posiblemente por los efectos directos de las corrientes de marea, las cuales han sido señaladas por Parsons *et al.* (1977) como causantes de variaciones complejas difíciles de interpretar. La especie subdominante, *Oscillatoria limnetica*, no presentó fluctuaciones amplias durante las 24 horas de observación (Fig. 6), posiblemente por su menor flotabilidad (Walsby, 1969). En contraste, ésta mostró su máximo en horas de la madrugada en ambos cuerpos de agua.

En el caso de los dinoflagelados, la densidad celular presentó un patrón de variación (Fig. 5) típico de un zooplanctonte, como es el caso de los copépodos (Michael, 1966; Datta *et al.* 1983; Bhattacharya *et al.*, 1988). Esto se observó tanto para el estanque como para el estero. La población dominante fue la de *Prorocentrum minimum* y la subdominante, de *Peridinium trocoideum* (Fig. 6). Ambos mostraron la misma variación y sus densidades fueron siempre mayores en el estanque que en el estero.

Aunque el grupo de las diatomeas fue el menos abundante también fue el más diverso, con 20 y 22 especies en las aguas del estanque y del estero, respectivamente. La curva de variación diurna de las diatomeas en el estanque fue semejante a la de las cianofitas, incluyendo el comportamiento de sus especies más abundantes, *Cyclotella* sp. y *Nitzschia* sp. (Fig. 6). En el estero no se observó ningún patrón sistemático de variación. Al analizar las densidades celulares de las diatomeas se puede concluir que este grupo taxonómico no se incrementó al introducirse a los estanques,

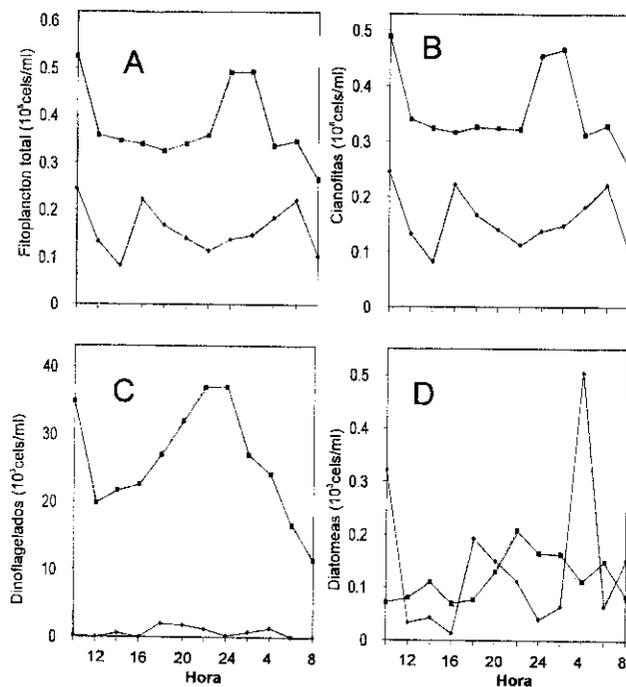


Figura 5. Variación diurna de la concentración del fitoplancton total (A), cianofitas (B), dinoflagelados (C) y diatomeas (D). Los cuadrados se refieren a los datos del estanque y los rombos a los del canal de ingreso (Estero Confites).

Tabla 1. Listado de las especies fitoplanctónicas en el estanque 1 durante un ciclo de 24 horas.

Especies /Hora	10:34	11:55	13:56	15:55	17:41	22:00	00:00	01:50	03:50	05:50	07:50
CIANOFITAS											
<i>Synechocystis diplococcus</i>	481572	335552	316932	310072	318108	318598	443940	457072	3~	320656	248920
<i>Oscillatoria limnetica</i>	7939	4116	7350	6468	7938	3430	7056	8428	6370	8820	4998
<i>Oscillatoria</i> sp.				4			4	4	2		
<i>Spirulina</i> sp.				196		1			3		
<i>Anabaenopsis elenkinii</i>								490			
DINOFLAGELADOS											
<i>Prorocentrum minimum</i>	34790	19769	21658	22540		36946	49098	26950	24108	16562	11466
<i>Peridinium trocoideum</i>	20	12	15	25	17	17	15	65	25	18	13
<i>Oxytoxum scolopax</i>		2					4				
<i>Amphidinium</i> sp.							3		2		3
DIATOMEAS											
<i>Amphora</i> sp.	4	3	3	5	6	5	5	6	3	5	
<i>Achnanthes</i> sp.			2								2
<i>Cymbella</i> sp.	6	5	7			8	8	8		14	6
<i>Cyclotella</i> sp.	3	19	12	4		25	27	17	29	22	15
<i>Diploneis ovalis</i>								5			
<i>Chaetoceros</i> sp.				4							
<i>Entomoneis alata</i>		3		2			2				3
<i>Gomphonema</i> sp.				10				3			
<i>Pleurosigma</i> sp.	1	1	3	4	3	17	10		2	5	4
<i>Navicula a</i>			3		7	3					
<i>Navicula b</i>	46	40	45	15	30	75	74	90	45	75	39
<i>Nitzschia closterium</i>	1		3	8	2	1		4	4		
<i>Nitzschia longissima</i>			2								
<i>Nitzschia</i> ssp.	10	10	15	13	6	46	30	23	21	19	8
<i>Nitzschia seriata</i>					13	8				3	3
<i>Nitzschia sigmaformis</i>						2					
<i>Nitzschia punctata</i>			1		3	6	3	2	3		
<i>Skeietonema costatum</i>			10								
<i>Synedra ulna</i>			4	4	5	12	5	5	4	6	3
<i>Rhizosolenia setigera</i>					2						
FITOFLAGELADOS											
					98						
TOTAL	524463	359613	346175	339443	326217	359408	492291	493335	336590	346354	265566

y ello pudiera deberse a la inhibición provocada por los otros grupos dominantes, como ha sido señalado por Graneli y Moreira (1990).

Con el propósito de caracterizar a las aguas en relación a la abundancia y diversidad de las comunidades fitoplanctónicas, se calculó el índice de diversidad (d) de acuerdo a la ecuación (Parsons *et al.*, 1977):

$$d = s / \log N$$

donde *s* se refiere al número de especies y *N* al número total de individuos en la muestra. Los valores encontrados

oscilaron entre 1.9 y 3.1 para las aguas del estanque y entre 1.5 y 3.6 para el estero. La diferencia pudiera deberse a la influencia de los cambios de marea que, como se sabe (Parsons *et al.*, 1977), en las comunidades estuarinas provoca fluctuaciones muy marcadas en la abundancia relativa de fitoplancton.

El estudio de las comunidades fitoplanctónicas en los estanques de cultivo tiene especial relevancia desde varios puntos de vista. Estas mantienen una estrecha y compleja relación con la calidad del agua, con los florecimientos fitoplanctónicos y con la fisicoquímica del agua (pH, OD,

Tabla 2. Listado de las especies fitoplanctónicas en el estero Confitas durante un ciclo de 24 horas.

Especies /Hora	10:45	12:05	14:10	16:12	18:00	22:15	00:10	02:10	04:20	06:15	08:10
CIANOFITAS											
<i>Synechocystis diplococcus</i>	242060	130536	80654	221480	165816	110152	135534	145726	179242	219128	102214
<i>Oscillatoria limnetica</i>	1764	1960	1078	980	1274	2744	2548	1862	2842	1960	1470
<i>Oscillatoria</i> sp.	2	4			2		3		1	1	
<i>Spirulina</i> sp.		1						1		1	
<i>Anabaenopsis elenkini</i>											
DINOFAGELADOS											
<i>Prorocentrum minimum</i>	294		588		1960	1176	294	784	1274		
<i>Peridinium trocoideum</i>				4			4				7
<i>Oxytoxum scolopax</i>										1	3
<i>Amphidinium</i> sp.											3
DIATOMEAS											
<i>Amphora</i> sp.	2		3			8	4		4	4	5
<i>Achnanthes</i> sp.											
<i>Cymbella</i> sp.					12	10	2	5	7	4	7
<i>Cyclotella</i> sp.	196	3	5		14		5	6	294		4
<i>Diploneis ovalis</i>	98				2		3				
<i>Chaetoceros</i> sp.	7				17			3	18		
<i>Entomoneis alata</i>	1		2								
<i>Gomphonema</i> sp.											3
<i>Detonula pumila</i>	2				45	7	6				45
<i>Leptocylindrus danicus</i>								3	30	14	
<i>Pleurosigma</i> sp.		2				5			2	1	3
<i>Navicula a</i>				2				5		3	
<i>Navicula b</i>	2	3		4	3		5		4	7	
<i>Nitzschia elosterium</i>	2	3	4	1	36	40	6	4	40	10	30
<i>Nitzschia longissima</i>					3				15		15
<i>Nitzschia pequeña</i>	2	4	7	5	8	9	4	7	40	9	5
<i>Nitzschia seriata</i>	7	3	5	1	4	7	3	2		3	18
<i>Nitzschia sigmaformis</i>						3	2	4	1	2	4
<i>Nitzschia punctata</i>					3			2		4	5
<i>Skeletonema costatum</i>		15	17		43	18		22	46		
<i>Synedra uina</i>	3				3	4		1	4		7
<i>Rhizosolenia setigera</i>										3	
TOTAL	244442	132534	82363	222477	169245	114183	138423	148437	183864	221155	103848

nutrientes), y debido a que la biomasa fitoplanctónica constituye el alimento para los consumidores primarios, indirectamente puede determinar a su vez la disponibilidad de alimento para los demás niveles de la cadena trófica del sistema. En el caso particular del presente estudio, que se caracterizó por las bajas o indetectables concentraciones de fósforo reactivo y la predominancia del N-amoniaco sobre las otras formas químicas del nitrógeno, la dominancia

de los grupos taxonómicos fue: cianofitas > dinoflagelados > diatomeas.

El presente trabajo constituye una oportunidad para comparar directamente las densidades de fitoplancton y las concentraciones de clorofila, las cuales, debido a la relativa sencillez para efectuar los análisis, frecuentemente se utilizan para estimar la biomasa fitoplanctónica. A lo largo del ciclo

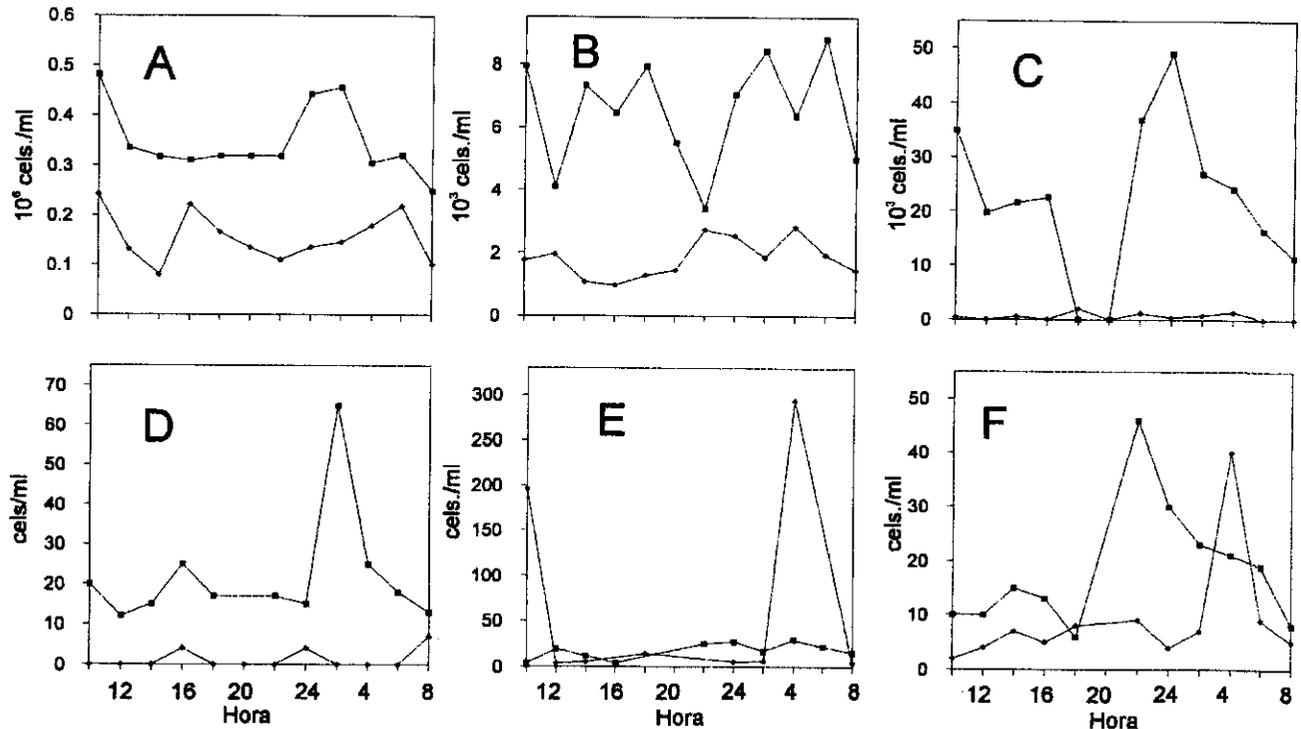


Figura 6. Variación diaria de la concentración de la densidad celular de *S. diplococcus* (A), *O. limnetica* (B), *P. minimum* (C), *P. trochoideum* (D), *Cyclotella* sp. (E) y *Nitzschia* spp (F). Los cuadrados se refieren a los datos del estanque y los rombos a los del canal de ingreso (Estero Confites).

de 24 horas la concentración de clorofila *a* fluctuó entre 1.1 y 65.8 $\mu\text{g/l}$, en las aguas del estero y entre 19.9 y 140.0 $\mu\text{g/l}$, en el estanque (Fig. 4). Este último tuvo siempre las concentraciones más altas; el valor máximo se observó a las 4:00 h, el cual partió de un mínimo a las 16:00 h de forma similar a las densidades del fitoplancton (Fig. 5). En horas nocturnas, estos incrementos se explican por el comportamiento de las cianofitas, las cuales migran desde el fondo hacia la superficie (Van Rijn y Shilo, 1985). Dependiendo de la hora del día, la proporción o razón de las concentraciones de clorofila *a* entre los niveles de las aguas del estanque y del estero, fluctuó de 1.3:1 a 19.1:1, reflejándose esto en la cuenta celular del fitoplancton, aunque las proporciones tuvieron un intervalo de variación menor en células/ml de 1.5:1 a 4.2:1.

A pesar de que las tendencias de variación entre la densidad celular fitoplanctónica y la concentración de clorofila *a* coinciden en general, cuando se realizó un análisis de regresión lineal simple entre ambas variables no se encontró una correlación estadísticamente significativa ($p=0.05$) al aplicar una prueba-t de Student's (Miller y Miller, 1988) en ninguno de los dos cuerpos de agua. Esto revela que las concentraciones relativas de clorofila *a* no se correlacionan directamente con la densidad celular, y ello se debe muy probablemente a la variabilidad de la

heterogeneidad de las tallas en combinación con las diferencias en el contenido de pigmentos de las diversas especies presentes.

Los resultados del presente estudio corresponden a la fase final del ciclo de producción camaronícola de otoño-invierno en estanques semi-intensivos en el noroeste de México. De manera general, se puede concluir lo siguiente: El fitoplancton fue poco diverso y característico de zonas eutróficas, que sobrevive en condiciones de poca luminosidad. Además de la biomasa fitoplanctónica, la mayoría de los parámetros estudiados mostraron fluctuaciones diurnas significativas. Estas variaciones deben tenerse en cuenta al iniciar una estrategia de muestreo estacional o anual, pues de otro modo se corre el riesgo de producir interpretaciones erróneas. El ritmo de variación nictemeral observado en el fitoplancton es el típico de las cianofitas, mientras que el de los dinoflagelados se asemeja al del zooplancton y las diatomeas no presentaron un patrón definido. La densidad celular promedio del Estero Confites ($160,088 \pm 52,974$ céls/ml) fue menor que la del estanque ($380,860 \pm 83,035$ céls/ml), por lo que se deduce que el estanque incrementó numéricamente su biomasa fitoplanctónica (2.4 veces más que las aguas del estero), a expensas de un aumento en la población de cianofitas. La abundancia de dinoflagelados en el estanque fue 38 veces mayor a la registrada en el medio natural.

Finalmente, las diatomeas, el grupo menos abundante, no se incrementó al introducirse al estanque.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue apoyado a través del Proyecto CONACYT-UNAM 0625-N9110 por parte del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT). Los autores agradecen al Biólogo R. Espinoza Angulo y al Sr. Eduardo Watson, Encargado y Propietario de la Granja, respectivamente. A H. Bojórquez Leyva, A. Núñez Pastén y C. Ruiz-Fernández por su importante colaboración en el campo y en el laboratorio.

LITERATURA CITADA

- ABELIOVICH, A. y M. SHILO, 1972. Photooxidative death in blue-green algae. *Journal of Bacteriology* 111:682-689.
- AFFRONTI, L.P. y H.G. MARSHALL, 1993. Diel abundance and productivity patterns of autotrophic picoplankton in the lower Chesapeake Bay. *Journal of Plankton Research* 15:1-8.
- ALLAN, G.L., G.B. MAGUIRRE y S.J. HOPKINS, 1990. Acute and chronic toxicity of ammonia to juvenile *Metapenaeus macleayi* and *Penaeus monodon* and the influence of low dissolved-oxygen levels. *Aquaculture* 91:265-280.
- ÁLVAREZ-LEÓN, R., 1980. Hidrología y zooplancton de tres esteros adyacentes a Mazatlán, Sinaloa, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México* 7:177-195.
- APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1989. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Port City Press, Baltimore, 10-203 p.
- BHATTACHARYA, T., K. RATAN, A. SAHA y C. CHAKRABARTI, 1988. Diel variations in the water quality, plankton population and primary production in a freshwater pond in Tripura. *Environment & Ecology* 6:928-932.
- BOYD, C., 1989. *Water quality management and aeration in shrimp farming*. Fisheries and allied aquacultures departamental series No. 2, University of Alabama, 88 p.
- CERVETTO, G., R. GAUDY, M. PAGANO, L. SAINT-JEAN, G. VERRIOPOULOS, R. ARFI y N. LEVEAU, 1993. Diel variations in *Acartia tonsa* feeding, respiration and egg production in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Plankton Research* 15: 1207-1228.
- CHEN, J.C. y T.S. CHIN, 1989. Effect of ammonia at different pH levels on *Penaeus monodon* postlarvae. *Asian Fisheries Science* 2:233-238.
- CHEN, J.C., C.L. PING y C.L. SHUN, 1990. Toxicities of ammonia and nitrite to *Penaeus monodon* adolescents. *Aquaculture* 89:127-137.
- DATTA, N.C., B.K. BANDYOPADHYAY, N. MANDAL y N.C. MAITY, 1983. Diurnal variations of some abiotic factors and plankton communities in two freshwater ponds at Calcuta. *Environment & Ecology* 1:129-133.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. y M.A. RODRIGUEZ, 1993. Nutrient exchange between subtropical lagoons and the marine environment. *Estuaries* 16:273-279.
- DE LA LANZA-ESPINO, G., 1994. Química de las lagunas costeras y el litoral mexicano. pp. 127-198. En: G. DE LA LANZA-ESPINO y C. CÁCERES-MARTÍNEZ (Eds.). *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, México.
- GANAPATI, S.V., 1955. Diurnal variations in dissolved gases, pH and some important dissolved substances of biological significance in three temporary rock pools in stream bed at Mettur Dam. *Hydrobiologia* 18:285-303.
- GLIBERT, P.M. y C. GARSIDE, 1992. Diel variability in nitrogenous nutrient uptake by phytoplankton in the Chesapeake Bay plume. *Journal of Plankton Research* 14:271-288.
- GRANELI, E. y M.O. MOREIRA, 1990. Effects of river water of different origin on the growth of marine dinoflagellates and diatoms in laboratory cultures. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 136:89-106.
- HOLM-HANSEN, O. y B. RIEMANN, 1978. Chlorophyll *a* determination: improvements in methodology. *Oikos* 30: 438-447.
- KEMP, W.M., 1989. Estuarine Chemistry. pp. 79-143. En: J.W. DAY, C.A. S. HALL, W.M. KEMP y YAÑEZ-ARANCIBIA (Eds.). *Estuarine Ecology*. John Wiley & Sons, N.Y.
- MICHAEL, R.G., 1966. Diurnal variations in physico-chemical factors and zooplankton in the surface layers of the three water fish ponds. *Indian Journal of Fisheries* 13:48-82.
- MILLER, J.C. y J.N. MILLER, 1988. *Statistics for analytical chemistry*. John Wiley & Sons, New York, 227 p.
- MILLERO, F.J. y M.L. SOHN, 1992. *Chemical Oceanography*. CRC Press, Boca Raton, Florida, 531 p.
- NASAR, S.A.K., 1977. Diurnal variations in Physico-chemical factors in pond in Bhagalpur, India. *Comparative Physiology* 2:143-149.
- PÁEZ-OSUNA, F., MONTAÑO-LEY y H. BOJÓRQUEZ-LEYVA, 1990. Intercambio de agua, fósforo y material suspendido entre el Sistema lagunar del Puerto de Mazatlán y las aguas costeras adyacentes. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 6:19-32.

- PARSONS, T.R., M. TAKAHASHI y B. HARGRAVE, 1977. *Biological Oceanographic Processes*. Pergamon Press. New York, 332 p.
- RODEN, G.I., 1972. Temperature and salinity fronts at the boundaries of the subarctic-subtropical transition zone in the Pacific. *Journal of Geophysical Research*. 77:7175-7187.
- ROSENBERRY, B., 1992. *World Shrimp Farming*. Aquaculture Digest, San Diego, 56 p.
- SECRETARÍA DE PESCA, 1992. *Anuario Estadístico de Pesca*. Dirección General de Informática, Estadística y Documentación. México, D.F. 86 p.
- SEVRIN-REYSSAL, J. y M. PLETIKOSIC, 1990. Cyanobacteria in fish ponds. *Aquaculture* 88:682-689.
- SHILO, M., 1980. Factores implicados en la dinámica de las proliferaciones de las algas en la naturaleza. pp. 60-167. En: E. DOBBEN y C. LOWE-McCONNELL (Eds.). *Conceptos unificadores en Ecología*. Editorial Blume, Barcelona.
- SOLÓRZANO, L., 1969. Determination of ammonia in natural waters by phenol-hypochlorite method. *Limnology and Oceanography* 14:789-795.
- STRICKLAND, J.D.H. y T.R. PARSONS, 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 310 p.
- STUMM, W. y J.J. MORGAN, 1981. *Aquatic Chemistry*. John Wiley & Sons, New York, 780 p.
- TUCKER, C.S. y M.V. PLOEG, 1993. Seasonal changes in water quality in commercial channel cat fish ponds in Mississippi. *Journal of the World Aquaculture Society* 24:473-481.
- UNESCO, 1981. *Unesco Technical Papers in Marine Sciences*, No. 39. 54 p.
- VAN RIJN, J. y M. SHILO, 1985. Carbohydrate fluctuations, gas vacuolation and vertical migration of scum-forming cyanobacteria in fish ponds. *Limnology and Oceanography* 30:1219-1228.
- VERMA, M. N., 1967. Diurnal variations in the fish pond in Seoni, India. *Hydrobiología* 30:129-137.
- WALSBY, A.E., 1969. The permeability of blue-green algal gasvacuole membranes to gas. *Proceedings of the Real Society, London* 178:301-326.

Recibido: 30 de enero de 1995.

Aceptado: 16 de noviembre de 1995.