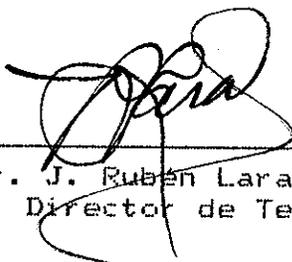


RESUMEN de la Tesis de María Lucila del Carmen Lares Reyes presentado como requisito parcial para la obtención del grado de MAESTRO EN CIENCIAS en OCEANOLOGIA con opción en ECOLOGIA MARINA. Ensenada, Baja California, México. Julio de 1988.

VARIACION TEMPORAL DE CADMIO Y MERCURIO
BIODISPONIBLES EN UNA ZONA DE SURGENCIAS COSTERA

Resumen aprobado por:



Dr. J. Rubén Lara Lara
Director de Tesis

Se estudió la variabilidad de largo (meses) y corto (días) plazo de las concentraciones de los metales traza no esenciales cadmio (Cd) y mercurio (Hg) en una zona de surgencias costera. Se utilizaron el mejillón *Mytilus californianus* como indicador de la cantidad total biodisponible de estos metales y las macroalgas *Macrocystis pyrifera* y *Egregia menziesii* como indicadoras de la biodisponibilidad de los mismos en solución. Las mediciones mensuales de las concentraciones de estos metales, efectuadas por espectrofotometría de absorción atómica, se llevaron a cabo de enero a octubre de 1985 en una zona rocosa de la barra de arena adyacente a Bahía Falsa en la parte exterior del sistema de Bahía San Quintín, Baja California. Se realizó además, un muestreo intensivo en la misma zona en julio del mismo año a intervalos de 48 horas, para estudiar la variabilidad a corto plazo de las concentraciones de estos metales. Los resultados se relacionaron a condiciones climáticas e hidrográficas, a la biomasa del fitoplancton, a las fracciones orgánica e inorgánica del seston y al índice de condición de *Mytilus californianus*. Las mediciones mostraron variaciones significativas en los niveles de Cd entre la época de invierno y primavera-verano cuando predomina un régimen de surgencias. La concentración promedio de Cd en *Mytilus californianus* fue 4.6 veces mayor en junio (17.2 $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco) que en febrero (3.7 $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco) y en *Macrocystis pyrifera* 2.9 veces mayor en junio

(11.2 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) que en octubre (3.9 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco). Las altas concentraciones de Cd en *Mytilus californianus* encontradas en los meses de abril a julio, sobrepasaron los límites permitidos por la legislación en E.U.A. y Australia para mariscos de consumo humano. La variación temporal de Cd en *Mytilus californianus* se correlacionó significativamente a la de *Macrocystis pyrifera*, y no a la variación del material en suspensión ni al índice de condición, lo que sugiere que la fracción disuelta del Cd fué la que determinó el comportamiento de las concentraciones de este elemento en *Mytilus californianus*.

Se observaron diferencias significativas entre las concentraciones de Hg en *Mytilus californianus* de enero-abril (promedio de 0.100 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) y de mayo-octubre (promedio de 0.056 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco), sin embargo, estas diferencias fueron semejantes a las diferencias entre días (0.085 a 0.043 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco). Debido a las bajas concentraciones de mercurio registradas en *Mytilus californianus* y a concentraciones no detectadas en macroalgas esta zona se consideró "limpia" de este metal durante este período. Las variaciones en las concentraciones de Hg en mejillones estuvieron relacionadas a la precipitación, al material en suspensión y al índice de condición.

En el estudio a largo plazo (meses) tres factores (del análisis de componentes principales) explicaron más del 80% de la varianza generalizada, mientras que a corto plazo (días) cuatro factores explicaron menos del 75% de la varianza. Esto sugiere que a corto plazo, durante eventos de surgencia, posiblemente existen efectos de otras variables no consideradas bajo este estudio.

La variación de corto plazo en las concentraciones de Cd en *Mytilus californianus* mostró diferencias significativas mayores de 2.5 $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco) entre los días 5 al 9, 11 al 14, 14 al 15 y un aumento significativo de 3.6 $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco) del 17 al 19 de julio. Las concentraciones de Hg en *M. californianus* también mostraron diferencias significativas de 0.018 $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco) del 11 al 15 y del 15 al 19; y de 0.042 $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco) del 25 al 27 de julio de 1985. Esta variabilidad entre días, contrasta varios resultados de laboratorio reportados en la literatura.

CENTRO DE INVESTIGACION CIENTIFICA Y DE EDUCACION
SUPERIOR DE ENSENADA

DIVISION DE OCEANOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA MARINA

VARIACION TEMPORAL DE CADMIO Y MERCURIO
BIODISPONIBLES EN UNA ZONA DE SURGENCIAS COSTERA

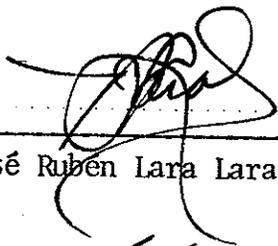
TESIS

que para cubrir parcialmente los requisitos
necesarios para obtener el grado
de MAESTRO EN CIENCIAS presenta:

MARIA LUCILA DEL CARMEN LARES REYES

Ensenada, B.C., Julio de 1988

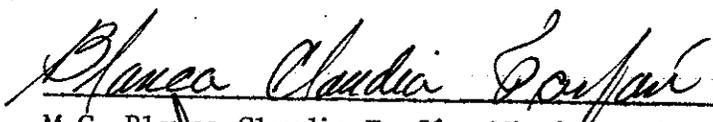
TESIS APROBADA PARA SU DEFENSA POR:



Dr. José Rubén Lara Lara, Director del Comité



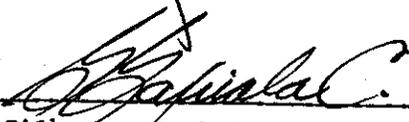
M.C. Gilberto Gaxiola Castro, Miembro del Comité



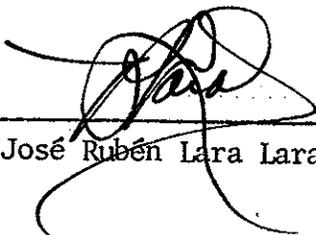
M.C. Blanca Claudia Farfán, Miembro del Comité



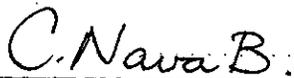
M.C. Francisco Suárez Vidal, Miembro del Comité



M.C. Gilberto Gaxiola Castro, Jefe del Departamento de Ecología Marina



Dr. José Rubén Lara Lara, Director de la División de Oceanología



M.C. Cuauhtémoc Nava Button, Director Académico

Tesis presentada en Julio 08, 1988.

DEDICATORIA

A Guido, por ser mi apoyo y mi fuerza.

A Bruno, Paula, Guido y Giovanna, por preguntar todos los días: Ya acabaste la tesis mami?

A mis padres, con amor.

A mis hermanos, con cariño.

A mis suegros, por su amistad y comprensión.

Al Dr. M.C. Santos Silva Cota, por su ejemplo.

A la memoria del Dr. Katsuo Nishikawa K.

AGRADECIMIENTOS

Al maestro Gilberto Flores Muñoz, porque sin su ayuda la realización de este trabajo no hubiese sido posible.

Al Dr. J. Rubén Lara Lara, por su apoyo en los momentos difíciles y su guía para cristalizar este trabajo.

A los miembros de mi comité: M.C. B. Claudia Farfán, M.C. Gilberto Gaxiola y M.C. Francisco Suárez, por realizar el trabajo "ingrato", y porque su puerta siempre estuvo abierta para resolver mis múltiples dudas.

Al Instituto de Investigaciones Oceanológicas, por las facilidades brindadas en el uso de sus laboratorios.

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología.

A Joaquín García, por su ayuda con los termógrafos.

A Sila Nájera, Guillermo Olguín, Alejandro Aguilar y Julio Villaescusa, por su ayuda en el trabajo de laboratorio.

A Fabián, Sergio y José María por la elaboración de los dibujos.

A todos los amigos y compañeros.

Y a todos aquellos que de algún modo participaron en la elaboración de este trabajo.

CONTENIDO

	<u>Página</u>
I. INTRODUCCION	1
I.1 Objetivo	6
I.2 Antecedentes	7
I.2.1 Surgencias	7
I.2.2 Indicadores biológicos	8
I.2.3 Mercurio	12
I.2.4 Cadmio	15
II. MATERIALES Y METODOS	17
II.1 Variaciones de largo plazo	19
II.2 Variaciones de corto plazo	23
II.3 Análisis de metales	24
II.4 Procesamiento estadístico de los datos	29
III. RESULTADOS	33
III.1 Variaciones de largo plazo	33
III.1.1 Surgencias	33
III.1.2 Precipitación, Clorofila a y Seston	37
III.1.3 Características biométricas de <i>Mytilus californianus</i>	39
III.1.4 Concentración de metales	43
III.1.5 Análisis de Componentes Principales	45
III.2 Variaciones de corto plazo	50
III.2.1 Surgencias	50
III.2.2 Clorofila a y Seston	52

CONTENIDO (Continuación)

	<u>Página</u>
III.2.3 Características biométricas de <i>Mytilus californianus</i>	55
III.2.4 Concentración de metales	55
III.2.5 Análisis de Componentes Principales	61
IV. DISCUSION	64
IV.1 Variaciones de largo plazo	64
IV.2 Variaciones de corto plazo	77
V. CONCLUSIONES	87
LITERATURA CITADA	89

LISTA DE FIGURAS

<u>Figura</u>	<u>Página</u>
1. Localización de los sitios de muestreo. (●) Manto I (muestreo mensual), (▲) Manto II muestreo intensivo, (+) ubicación del termógrafo.	18
2. Serie de tiempo de la temperatura (°C) superficial del agua para la parte exterior de Bahía San Quintín. Las líneas verticales indican las fechas de muestreo.	34
3. Variación temporal (enero-octubre 1985) de las concentraciones de: (a) nitratos (NO ₃), (b) fosfatos (PO ₄), y (c) los promedios mensuales de los Indices de Bakun (—) (m ² s ⁻¹ x 100 m de costa) y de la temperatura (...) superficial del agua (°C).	36
4. Precipitación pluvial total en mm, para los meses de diciembre de 1984 a octubre de 1985. Estación meteorológica Colonia Vicente Guerrero.	38
5. Variación temporal (enero-octubre 1985) de las variables: (a) promedio de clorofila a en mg m ⁻³ (las barras indican una desviación estándar), y (b) valores de seston total (—), fracción orgánica (---) e inorgánica (...) en mg l ⁻¹ .	40
6. Variación mensual de las condiciones biométricas de <i>Mytilus californianus</i> . (a) Índice de condición, (b) peso seco, (c) porcentaje de humedad, y (d) peso húmedo. Las barras indican una desviación estándar.	41
7. Variación temporal (enero-octubre de 1985) de: (a) las concentraciones promedio de mercurio (µg g ⁻¹ de peso seco) en <i>Mytilus californianus</i> , y (b) de cadmio (µg g ⁻¹ de peso seco) en <i>Mytilus californianus</i> (—) y valores únicos de concentración de cadmio (µg g ⁻¹ de peso seco) en <i>Macrocystis pyrifera</i> (...). Las barras indican una desviación estándar.	46
8. Variación temporal de corto plazo (5 al 31 de julio de 1985) de: (a) Indices de Bakun diarios (m ² s ⁻¹ x 100 m de costa), y (b) temperaturas registradas por el termógrafo (—) y por medio de termómetro de cubeta (...).	51

LISTA DE FIGURAS (Continuación)

<u>Figura</u>	<u>Página</u>
9. Variación temporal de corto plazo (5 al 31 de julio de 1985) de las concentraciones de: (a) nitratos (NO_3), y (b) fosfatos (PO_4).	53
10. Variación temporal de corto plazo (5 al 31 de julio de 1985) de: (a) concentraciones promedio de clorofila <i>a</i> en mg m^{-3} (las barras indican una desviación estándar), y (b) valores de seston total (—), fracción orgánica (---) e inorgánica (...) en mg l^{-1} .	54
11. Variación temporal de corto plazo (5 al 31 de julio de 1985) de las concentraciones promedio de: (a) mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco), y (b) cadmio ($\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco) en <i>Mytilus californianus</i> . Las barras indican una desviación estándar.	59
12. Variación temporal de las concentraciones de cadmio ($\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco) en <i>Egregia menziesii</i> para el muestreo intensivo del mes de julio de 1985.	60

LISTA DE TABLAS

<u>Tabla</u>	<u>Página</u>
<p>I. Análisis de los estándares de referencia. Hojas de huerto (NBS #1571) para Hg, e Hígado de bovino (NBS #1577) para Cd.</p>	30
<p>II. Concentraciones (media \pm 1.0 desviación estándar, en $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco) de cadmio y mercurio en el tejido blando (sin gónada) de <i>Mytilus californianus</i> y de cadmio en <i>Macrocystis pyrifera</i> en el estudio de largo plazo. Las medias de una misma columna que tengan subíndices iguales no son significativamente diferentes a $P > 0.05$.</p>	44
<p>III. Matriz de correlación entre las variables del estudio de largo plazo: (1) Índices de Bakun, (2) fosfatos, (3) nitratos, (4) cadmio en <i>Mytilus californianus</i>, (5) cadmio en <i>Macrocystis pyrifera</i>, (6) mercurio en <i>Mytilus californianus</i>, (7) Precipitación pluvial total, (8) Clorofila a, (9) Índice de condición de <i>Mytilus californianus</i>, (10) Fracción orgánica del seston, (11) Fracción inorgánica del seston. Se indica la significancia ($\alpha = 0.05 = *$; $\alpha = 0.01 = **$).</p>	47
<p>IV. Análisis de Componentes Principales para el estudio de largo plazo. Correlaciones (después de rotación Varimax) entre las variables originales y las primeras 3 componentes principales extraídas de la matriz de correlación, y las comunalidades de las variables. Los números marcados con asterisco (*) son los valores utilizados en la interpretación. Las comunalidades representan la proporción de la varianza explicada por las 3 componentes principales.</p>	49
<p>V. Características biométricas del mejillón <i>Mytilus californianus</i> (media \pm 1.0 desviación estándar) en el estudio de corto plazo (julio 1985). Las medias de una misma columna que tengan subíndices iguales no son significativamente diferentes a $P > 0.05$.</p>	56
<p>VI. Concentraciones (media \pm 1.0 desviación estándar, en $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco) de cadmio y mercurio en el tejido blando (sin gónada) de <i>Mytilus californianus</i> y de cadmio en <i>Egrecia menziesii</i> en el estudio de corto plazo. Las medias de una misma columna que tengan subíndices iguales no son significativamente diferentes a $P > 0.05$.</p>	57

LISTA DE TABLAS (Continuación)

<u>Tabla</u>	<u>Página</u>
VII. Matriz de correlación entre las variables del estudio de corto plazo: (1) Temperatura del agua, (2) Índices de Bakun, (3) fosfatos, (4) nitratos, (5) cadmio en <i>Mytilus californianus</i> , (6) cadmio en <i>Egretta menziesii</i> , (7) mercurio en <i>Mytilus californianus</i> , (8) Clorofila *, (9) Fracción orgánica del seston, (10) Fracción inorgánica del seston (11) Índice de condición de <i>Mytilus californianus</i> . Se indica la significancia ($\alpha = 0.05 = *$; $\alpha = 0.01 = **$)	62
VIII. Análisis de Componentes Principales para el estudio de corto plazo. Correlaciones (después de rotación Varimax) entre las variables originales y las primeras 4 componentes principales extraídas a partir de la matriz de correlación, y las comunales de las variables. Los números marcados con asterisco (*) son los valores utilizados en la interpretación. Las comunales representan la proporción de la varianza explicada por las 4 componentes principales.	63

VARIACION TEMPORAL DE CADMIO Y MERCURIO
BIODISPONIBLES EN UNA ZONA DE SURGENCIAS COSTERA

I. INTRODUCCION

El cadmio y el mercurio pertenecen a la categoría de elementos traza debido a que su abundancia en la corteza terrestre es menor de 0.1% (Wittmann, 1981). No se tiene evidencia de que participen en alguna función metabólica normal (Craig, 1980), por lo que se consideran elementos no esenciales para la vida (Bryan, 1976).

La importancia del mercurio se puso de manifiesto a partir de la tragedia de Minamata, Japón, donde más de 100 personas murieron entre los años de 1953 y 1960, debido a la ingestión de peces y mariscos contaminados con metilmercurio derivado de una industria de cloruro polivinílico (Bryan, op. cit.). Actualmente está reconocido como el metal más tóxico.

El cadmio, segundo lugar en toxicidad (Bryan, 1971), evidenció su potencial como contaminante en el año de 1961 en Japón, cuando se le identificó como responsable del envenenamiento crónico causante de la enfermedad degenerativa de los huesos conocida como el síndrome de "Itai-itai". Este envenenamiento se produjo por el consumo de arroz contaminado con desechos de una fundidora de zinc. Se estima que aproximadamente 100 personas murieron a causa de esta enfermedad hacia final del año 1965 (Wittmann, op. cit.).

Cada año grandes cantidades de estos metales son introducidas a los océanos por fuentes naturales y antropogénicas. Gran parte de éstos se pensaba que serían adsorbidos a las partículas en suspensión tan pronto entraran al medio marino, y rápidamente sedimentados por procesos naturales (Bruland et al., 1974). Sin embargo, en el caso del cadmio se ha demostrado que una fracción soluble significativa puede quedar disponible para ser transportada vertical y horizontalmente (Martin et al., 1976).

Es reconocido que el cadmio (Cd) posee en el océano una distribución vertical fuertemente correlacionada con la de nutrientes inorgánicos en solución, en particular con fosfatos y nitratos (Boyle et al., 1976; Bender y Gagner, 1976; Martin et al., 1976; Bruland et al., 1978; Knauer y Martin, 1981; Jones y Murray, 1984). La distribución típica se caracteriza por niveles bajos en la superficie (5 ng l^{-1} ; Bruland et al., 1978) que se incrementan marcadamente bajo la termoclina, para alcanzar sus niveles máximos ($\approx 120 \text{ ng l}^{-1}$) alrededor de los 1000 metros de profundidad. La similitud entre las distribuciones verticales del Cd y los nutrientes sugiere que la biogeoquímica de este elemento está dominada por el ciclo de la materia orgánica (Knauer y Martin, 1981). Al igual que los nutrientes, el Cd es asimilado por el fitoplancton en las aguas superficiales de los océanos, para posteriormente ser transportado y liberado en las

profundidades, donde la solución u oxidación de los detritus se lleva a cabo (Martin et al., 1976).

Comparando las distribuciones verticales del Cd disuelto y particulado en la costa central de California, E.U.A., Knauer y Martin (1981) encontraron que el cadmio disuelto se incrementa con la profundidad conforme el Cd particulado disminuye. Dada esta distribución, los movimientos verticales ascendentes de la circulación oceánica, en particular las surgencias, se convierten en un mecanismo de transporte de Cd en solución hacia la superficie, muy importante (Martin y Broenkow, 1975; Boyle et al., 1976).

Quellette (1978) estudió la variabilidad estacional de las concentraciones de Cd en *Mytilus californianus* en Soberanes Point, California, E.U.A., zona considerada prístina, y relacionó los niveles altos de Cd a la época de intensificación de las surgencias. Por otro lado, Stephenson et al. (1979) y Goldberg et al. (1983) al estudiar la variabilidad espacial de metales en la costa de California, E.U.A., utilizando como indicador este mismo organismo, asociaron también las mayores concentraciones de Cd en *Mytilus californianus* con zonas expuestas donde ocurren surgencias.

Muchos investigadores han concluido que el alimento es la vía principal de asimilación de metales. (Preston, 1971; Pentreath, 1973; Shulz-Blades, 1974; Phillips, 1976a, entre otros). Sin embargo, estudios recientes indican que en

condiciones naturales el Cd derivado del alimento contribuye muy poco (0.2-0.5%) al contenido total de Cd en el mejillón (Borchardt, 1983), y que la acumulación de Cd por estos organismos ocurre predominantemente del estado disuelto (Martincic et al., 1984). Si esto es así, en zonas de surgencias el aumento de cadmio disuelto asociado a estos eventos será detectado por las poblaciones naturales tanto de mejillones como de algas de dicho lugar.

En Baja California ocurren surgencias durante todo el año, siendo éstas de mayor intensidad en primavera y verano (Bakun y Nelson, 1977; Barton y Argote, 1980; Torres Moye y Acosta Ruiz, 1986). Al analizar la variabilidad de estos fenómenos se han encontrado escalas de tiempo características de su variación. Una es anual, en la cual la surgencia es más activa o solamente se presenta durante una estación de 3 a 4 meses en el lapso de un año. La otra escala de tiempo característica es del orden de 3 a 10 días y se le llama "evento" la cual es una presentación o intensificación de las surgencias por un corto tiempo (Amador Buenrostro, 1978).

Flores Muñoz y Gutiérrez Galindo (1988) al estudiar la variabilidad espacial y temporal de metales en la costa del Pacífico, desde la frontera con E.U.A. hasta San Quintín, B.C. utilizando como indicador el mejillón *Mytilus*

californianus, encontraron un gradiente de concentración de Cd de norte a sur de 1.5 a 12.9 $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco) en verano. Ellos sugieren una asociación con los fenómenos de surgencias.

El mercurio (Hg), por su parte, a pesar de que ha sido ampliamente estudiado en cuanto a su toxicidad, existe poca información sobre su distribución en el mar. Además, su variación espacial y vertical en los océanos, a diferencia del cadmio, no ha sido relacionada a ciclos geoquímicos y biológicos marinos, ni a procesos físicos de mezcla (Gill y Fitzgerald, 1985).

Por otro lado, la variabilidad temporal del mercurio utilizando organismos indicadores, tampoco ha sido extensivamente investigada, en especial en relación a el efecto del tamaño de los organismos y a la estación de colecta (Cossa y Rondeau, 1985).

El único trabajo realizado sobre la variabilidad temporal del Hg biodisponible en las costas de Baja California, es el efectuado por Gutiérrez Galindo y Flores Muñoz (1986) quienes además estudiaron la variabilidad espacial desde la frontera norte con E.U.A. hasta San Quintín, B.C. utilizando como organismo indicador el mejillón *Mytilus californianus*. Ellos detectaron las mayores concentraciones de este elemento (1.89 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco), en San Quintín, en primavera y verano, por lo que sugieren una

posible asociación de estos valores, entre otras, con fenómenos de surgencias.

Los mejillones, se dice, integran las concentraciones de metales en el medio sobre periodos relativamente largos (Phillips, 1976a). Sin embargo, no existen trabajos que muestren que tanto tiempo pueden integrar o que tan rápido responden a las variaciones del medio en condiciones naturales.

1.1 Objetivo.

Dado el reconocido comportamiento del cadmio en las zonas de surgencias y la falta de conocimiento suficiente sobre la variabilidad temporal del mercurio asociado a fenómenos físicos oceánicos; considerando además que los mitílidos y las algas feofíceas son buenos indicadores de la biodisponibilidad de los metales traza (Goldberg, 1975; Goldberg et al., 1978; Farrington et al., 1983; Preston et al., 1972; Haug et al., 1974; Seeliger y Edwards, 1977), en el presente estudio se plantea cubrir el siguiente objetivo:

Estudiar la variación temporal de largo y corto plazo de las concentraciones de cadmio y mercurio biodisponibles en una zona de surgencias costera, utilizando mejillones y macroalgas como indicadores.

Para la consecución de este objetivo se escogió la zona costera adyacente a Bahía San Quintín, B.C., área donde la ocurrencia de los eventos de surgencia ha sido estudiada con anterioridad (Lara Lara et al., 1980; Alvarez Borrego y Alvarez Borrego, 1982; Millán Nuñez y Alvarez Borrego, 1982), y existen amplios bancos naturales del mejillón *Mytilus californianus* y de las macrofitas *Macrocystis pyrifera* y *Egregia menziesii*. La colecta se efectuó mensualmente de enero a octubre de 1985, más un muestreo intensivo (cada 2 días) en el mes de julio. Paralelamente se registraron algunos factores indicadores de la condición fisiológica de los mejillones, algunos factores indicadores de los eventos de surgencia y de las condiciones del medio, para definir (mediante un análisis de componentes principales), el grado de asociación entre estas variables y las concentraciones de Cd y Hg en los organismos indicadores.

I.2 Antecedentes.

I.2.1 Surgencias.

El factor principal que influye para que se desarrollen eventos de surgencia en las costas de Baja California es la presencia de vientos fuertes (8 m s^{-1}) con dirección predominante hacia el Ecuador (Barton y Argote, 1980). En la época de primavera y verano éstos son producidos por el

sistema de alta presión dominante sobre el océano Pacífico Norte, de manera que los vientos soplan provenientes del norte o noroeste, en dirección al Ecuador y paralelos a la costa, acarreado aguas superficiales fuera de la costa (Smith, 1968).

Barton y Argote (1980) denotaron que en promedio para la región frente a B.C. la componente máxima de vientos con dirección al ecuador ocurre en mayo y junio.

El efecto principal de las surgencias es la introducción de agua fría con alto contenido de nutrientes de niveles más bajos o profundos a las aguas superficiales de los océanos (Barton y Argote, op. cit.). La presencia de una contracorriente subsuperficial es otra característica común en las áreas de surgencias (Wooster y Reid, 1963). Reid et al. (1958) mencionan que en ocasiones el origen de las aguas de surgencia en las costas de B.C. es la contracorriente Norecuatorial.

I.2.2 Indicadores biológicos.

El uso de organismos indicadores de los metales traza del medio tiene ventajas sobre la determinación de éstos en el agua o sedimentos, ya que refleja las condiciones ambientales pasadas más apropiadamente que las obtenidas de muestras de agua (Dunstan et al., 1980). Además, el uso de

estos organismos provee información sobre la carga de metales en el sistema alimenticio marino.

Por otra parte, las determinaciones de metales en el agua de mar y sedimentos son caras y requieren de metodología sofisticada. Estas concentraciones pueden variar ampliamente con pequeños cambios en la profundidad, localidad u hora de muestreo. Más aún, ninguno permite la estimación de la disponibilidad biológica del metal (Phillips, 1976b). Las mediciones directas de metales en agua de mar proporcionan solo estimaciones instantáneas de la concentración en el medio (Popham y D'Auria, 1981).

Un organismo indicador ideal debe no solo tener la capacidad de acumular contaminantes del medio ambiente, sino que además, la concentración del contaminante dentro del organismo indicador debe estar correlacionada con las concentraciones ambientales (Butler et al., 1971; Phillips, 1976b; Haug et al., 1974).

Los mejillones del género *Mytilus* reúnen las características que requiere un buen organismo indicador. De acuerdo a Farrington (1983), las características más sobresalientes son:

- 1.- Amplia distribución geográfica.
- 2.- Las poblaciones locales son relativamente densas.
- 3.- Son sedentarios e integradores de contaminación química en una área dada.

- 4.- Toleran amplios rangos de condiciones ambientales.
- 5.- Acumulan eficientemente los metales traza del medio.
- 6.- Miden directamente la disponibilidad biológica del metal.
- 7.- Poseen poblaciones relativamente estables.
- 8.- Sobreviven bajo condiciones de contaminación que a menudo reducen o eliminan a otras especies.
- 9.- Pueden ser exitosamente transplantados.
- 10.- Son comercialmente importantes.

Debido a estas características, el género *Mytilus* ha sido ampliamente utilizado en programas de vigilancia sistemática de la contaminación en ambientes marinos y estuarinos (e.g. National Mussel Watch, California State Mussel Watch).

Sin embargo, el nivel del metal ambiental no es el único factor que afecta el contenido de metal en el mejillón, también las condiciones ambientales y/o fisiológicas del organismo pueden inducir a variaciones.

En el ambiente, la temperatura, la salinidad, la profundidad del mejillón en la columna de agua o el grado de exposición (Coleman, 1980) pueden influir en la acumulación de metales traza (Phillips, 1976a; 1977).

Los cambios fisiológicos en el mejillón tales como tamaño (edad) (Boyden, 1977), así como variaciones en el peso de la gónada (Ouellette, 1978) debido al ciclo reproductivo, pueden

inducir cambios en la concentración del metal en el organismo (Boyden, 1974; Fowler y Dregioni, 1976; Orren et al., 1980).

La acumulación de metales por los mejillones puede fluctuar con la productividad y abundancia del fitoplancton, su principal fuente de alimento, que también concentra ciertos metales (Bryan, 1973; Bruland et al., 1978; Borchardt, 1983), así como la composición bioquímica y factores genéticos (Frazier y George, 1983; Lobel, 1986; en Borchardt, 1988).

Los factores más importantes son: el peso del organismo (Cossa et al., 1980), su posición vertical en la columna de agua o grado de exposición (Coleman, 1980) y la madurez gonadal (Orren et al., 1980).

Para minimizar estas variaciones se recomienda utilizar individuos de tamaño uniforme, coleccionar los organismos al mismo nivel de marea y eliminar la gónada del análisis.

El uso de varios organismos indicadores que respondan a diferentes porciones de la carga total del metal (disuelto, particulado) proporciona una comprensión más completa de las condiciones ambientales. Por ejemplo, el mejillón como filtroalimentador puede acumular metales traza por ingestión de fitoplancton y de partículas inorgánicas, así como por asimilación directa de la solución, mientras que las algas responden sólo a la fracción soluble del metal o sea su forma iónica.

Las algas pueden concentrar metales iónicos del agua de mar (Preston et al., 1972), dando una relación lineal entre las concentraciones de metales en el agua y en las algas (Gutknecht, 1965; Bryan, 1969; Julshamn, 1981). Estas características, se deben a que las algas café contienen los carbohidratos poliiónicos alginato y fucoidan en las paredes celulares y como sustancias intercelulares (Haug, 1974). La presencia de estos polisacáridos con carga negativa son los responsables de la mayor parte de la asimilación de ciertos metales por medio de una reacción simple de intercambio iónico (Gutknecht, 1965; Haug y Smidsrød, 1967). Lignell et al., (1982) encontraron que además de los polisacáridos mencionados, existen sustancias polifenólicas contenidas en los fisodos citoplasmáticos de estas algas, que amplifican de manera significativa su capacidad de acumulación y tolerancia relativa a los metales.

1.2.3 Mercurio.

El mercurio inorgánico es empleado en la producción de baterías eléctricas, lámparas de vapor de mercurio, en manufactura de pinturas y como catalizador en la forma de cloruro mercúrico (HgCl_2) en la fabricación de cloruro vinílico. El mercurio elemental es utilizado en termómetros y barómetros y por los dentistas en amalgamas de Cu y Hg. Otra

fuente es la quema de carbón siendo la cantidad liberada cercana a la liberada por procesos industriales (3,000 ton/año) (Vostal, 1972).

El mercurio orgánico es utilizado como fungicida en las fábricas de papel, y en el tratamiento de semillas para prevenir o inhibir el crecimiento de hongos durante el almacenamiento. Actualmente se ha cambiado la formulación de los fungicidas utilizando formas menos tóxicas de mercurio.

El Hg existe en diferentes especies químicas en el ambiente, todas las cuales son interconvertibles por las bacterias y posiblemente por otros organismos. La forma más tóxica es el metilmercurio y es ésta la forma que es acumulada preferencialmente por muchos organismos marinos (Phillips et al., 1983). Por ejemplo, en la Bahía de Minamata, Japón donde más de 100 personas murieron por ingerir mariscos contaminados con Hg, a pesar de que la fuente de mercurio fué inorgánica e insoluble al depositarse en el fondo del sistema acuático, fué convertido a metilmercurio, compuesto que es soluble en agua (Bryan, 1976).

Otro tipo de intoxicación está caracterizada por la epidemia de Iraq en 1971-72, donde la exposición resultó del consumo de pan preparado con grano tratado con fungicidas conteniendo alquilmercurio. El incidente resultó en el envenenamiento de 6000 individuos y la muerte de más de 500 (Clarkson, 1977).

El mercurio y sus compuestos pueden entrar al ser humano u organismos por las siguientes rutas: al tracto gastrointestinal por alimentación, a los pulmones por inhalación, a la piel por frotación o exposición accidental y al feto por la placenta (Vostal, 1972). La vía principal es la ingestión de organismos acuáticos.

La intoxicación por metilmercurio está caracterizada por sus efectos sobre el sistema nervioso central y las áreas principalmente afectadas son las asociadas a funciones auditivas, sensorial y visual, así como aquellas que conciernen a la coordinación (WHO, 1976).

La exposición a sales de mercurio produce irritación pulmonar y daño al riñón. El mercurio en compuestos estables que ocurren naturalmente no causa problemas. El mercurio no es absorbido cuando es introducido en forma elemental al tracto gastrointestinal, por ejemplo, en medicamentos líquidos que antiguamente eran utilizados en el tratamiento de la obstrucción intestinal (Nordberg y Skerfving, 1972).

El límite de concentración de Hg establecido por la FAO para mariscos de consumo humano es de $0.05 \mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo (Nauen, 1983).

El mercurio es el único metal que es consistentemente biomagnificado a través de la cadena alimenticia acuática. Además a diferencia de otros metales, el mercurio es eficientemente transformado a su forma más tóxica

(metilmercurio) en el ambiente acuático (Lindberg, et al., 1987).

Mientras que no han sido documentados efectos tóxicos para la biota acuática, los organismos consumidores de especies acuáticas contaminadas han sufrido envenenamiento por mercurio. Especies afectadas en Canadá bajo éstas condiciones incluyen una variedad de aves consumidoras de peces (Fimreite, 1979). También se ha reportado contaminación seria de aves terrestres en Canadá, Suecia y otros países como resultado del consumo de semillas tratadas con fungicidas organomercuriales (Fimreite, 1979).

I.2.4 Cadmio.

El Cd está asociado geoquímicamente con el zinc (Zn) y es encontrado como una impureza (hasta el 3%) en menas de zinc como blenda (ZnS) o calamina (ZnCO₃). Ya que el cadmio es miembro del mismo subgrupo del Zn en la Tabla Periódica, es similar a éste en sus características físicas y químicas. Su alta toxicidad es debida en algún grado a sus similitudes en estructura atómica que permiten reemplazar al zinc en sistemas enzimáticos en organismos vivientes (Purves, 1977).

Los efectos conocidos del cadmio sobre el ser humano incluyen daño al hígado y al riñón, así como su depositación en huesos, que en casos severos puede causar la ya mencionada enfermedad Itai-itai (osteoporosis) (Friberg et al. 1974).

A diferencia del mercurio, la toxicidad del cadmio no depende de su forma química, cualquier ión Cd puede unirse a los grupos sulfhidrilos de las enzimas, afectando, por ejemplo, la fosforilación oxidativa en el ciclo respiratorio.

Ya que el Cd se une a las proteínas de la sangre, así como a las enzimas, el 75% de la cantidad contenida en el cuerpo es encontrada en el hígado y los riñones.

Los límites legislados de este elemento para los alimentos marinos son $1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo ($\approx 5.8 \mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en Nueva Zelanda y $2.0 \mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo ($\approx 11.6 \mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en Australia y Estados Unidos. La vida media, extremadamente larga de éste elemento en humanos (16-33 años) (FAO/WHO, 1972), ocasiona que su acumulación en órganos vitales tales como el riñón alcance un máximo alrededor de los 50 años de edad (Friberg *et al.* 1974).

El cadmio entra al medio ambiente marino como resultado de actividades humanas tales como la industria de galvanizado, colorantes, manufactura de plásticos de vinyl, baterías de níquel-cadmio, etc. a través de la atmósfera y la hidrósfera (Goldberg, 1976).

II. MATERIALES Y METODOS

Para satisfacer los objetivos de este estudio, fueron seleccionados dos mantos de mejillón, los cuales están situados en la parte exterior de Bahía San Quintín, B.C., sobre la barra de Bahía Falsa (Fig. 1), en zonas rocosas expuestas, separados 1 km aproximadamente uno del otro. Bahía San Quintín está localizada entre $30^{\circ}24'$ - $30^{\circ}30'N$ y $115^{\circ}57'$ - $116^{\circ}01'W$ sobre la costa del Pacífico de Baja California, a 300 km al sur de la frontera México-E.U.A. La amplitud de la plataforma continental en esta zona se considera que es de 20 a 30 km aproximadamente.

Esta bahía ha sido ampliamente estudiada (Chávez de Nishikawa y Alvarez Borrego, 1974; Alvarez Borrego et al., 1975; Alvarez Borrego y Chee Barragán, 1976; Lara Lara y Alvarez Borrego, 1975; Farfán y Alvarez Borrego, 1982) y está reconocida como área donde se detectan aguas de surgencia (Lara Lara et al., 1980; Alvarez Borrego y Alvarez Borrego, 1982; Millán Núñez y Alvarez Borrego, 1982). Además la influencia antropogénica de este lugar es mínima. Bahía San Quintín está considerada como una área de maricultivo importante para la economía regional, ya que actualmente se cultiva a nivel comercial el ostión japonés *Crassostrea gigas*.

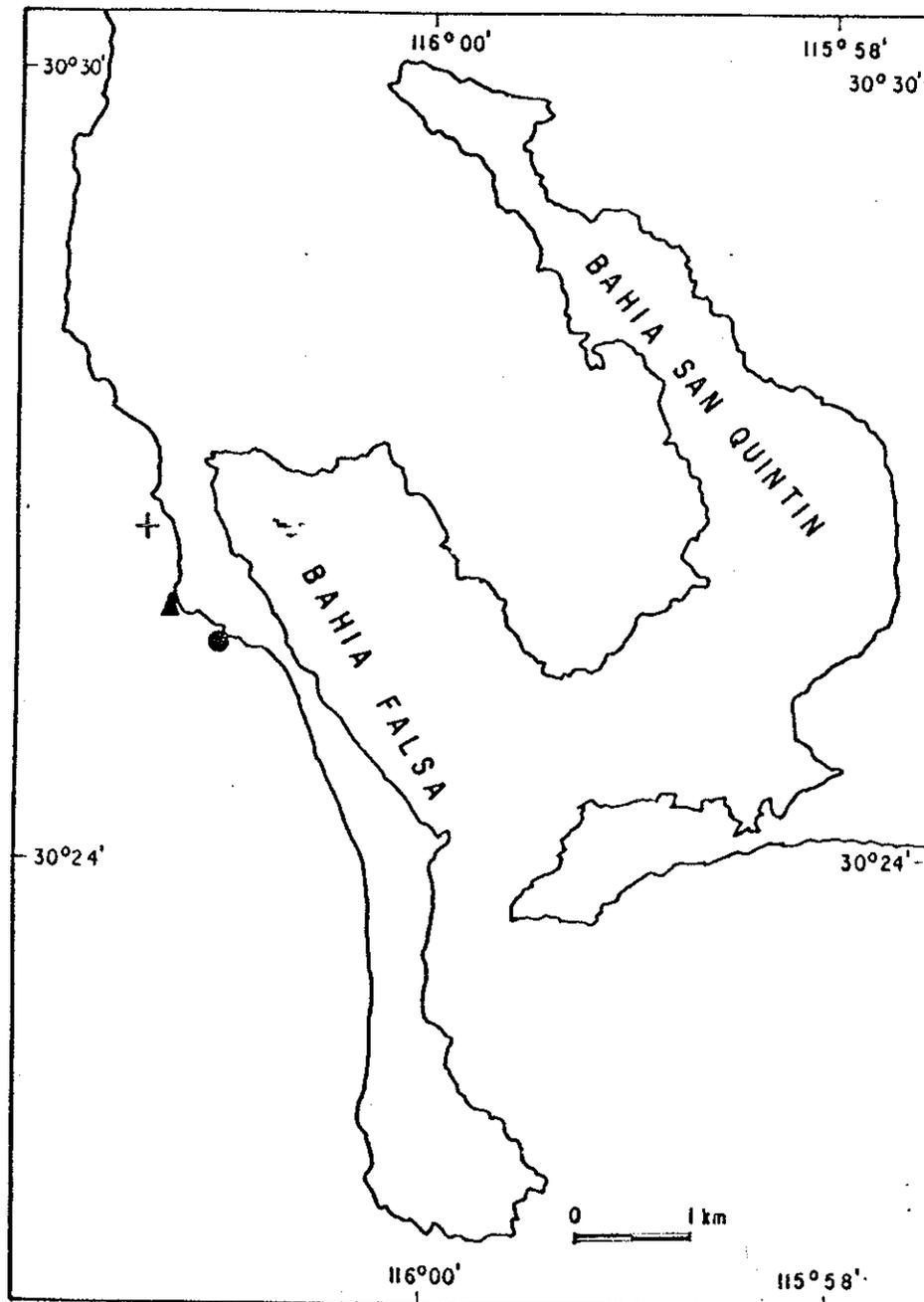


Figura 1. Localización de los sitios de muestreo. (●) Manto I (muestreo mensual), (▲) Manto II (muestreo intensivo), (+) ubicación del termógrafo.

El manto I (Fig. 1) fué utilizado para la colecta mensual de organismos en el estudio de las variaciones de largo plazo, y el II para el muestreo intensivo del mes de julio para el estudio de las variaciones de corto plazo. Este segundo manto fué seleccionado por tener una población más abundante, ya que la cantidad de organismos a utilizar sería mucho mayor.

La extensión del manto I cubre 50 m² entre -0.50 y 0.70 m de nivel de marea, sobre una superficie rocosa expuesta, descubierta solo en marea baja. La extensión del manto II cubre 400 m² entre -0.50 y 0.70 m de nivel de marea, se encuentra también en zona rocosa pero un poco más expuesta que el manto I. Las áreas son aproximadas pues los mantos se extienden hacia acantilados y no se pudo observar donde terminan.

II.1 Variaciones de largo plazo.

Con el fin de investigar las variaciones de largo plazo en las concentraciones de los elementos en estudio, se efectuaron muestreos de periodicidad mensual de enero a octubre de 1985 (excepto marzo), correspondiendo las fechas de muestreo a mareas bajas para facilitar la colecta.

Con el fin de evitar la variabilidad debida al tamaño (edad) del organismo (Boyden, 1977), se colectaron mensualmente 45 mejillones *Mytilus californianus* de 53-75 mm

de longitud anteroposterior con un ancho de concha de 24-35 mm. Los coeficientes de variación del largo y el ancho en 345 organismos medidos fueron de 7.5%, lo cual es indicativo de un alto grado de similitud entre los organismos analizados. Las tallas utilizadas, son asimismo recomendadas por el programa de vigilancia sistemática de la contaminación de California, E.U.A. (California State Mussel Watch) (Stephenson et al., 1979).

Los organismos fueron colectados aproximadamente al mismo nivel de marea, con el fin de disminuir la variación en la concentración de metales debido a las posibles diferencias fisiológicas causadas por el distinto grado de exposición (Coleman, 1980).

La colecta se efectuó manualmente utilizando guantes de polietileno y un cuchillo de acero inoxidable, ya que la contaminación por este metal ha mostrado ser insignificante (Grooves, 1977). Las muestras fueron colocadas en bolsas de polietileno de cierre hermético (Ziploc[®]), previamente lavadas con agua destilada y desionizada, transportadas en hieleras de plástico al laboratorio donde fueron almacenadas a -10 °C hasta su análisis.

Además de las muestras de mejillón se tomaron ejemplares del alga café *Macrocystis pyrifera*, con el fin de determinar la cantidad de metal en solución. Cada muestra comprendió alrededor de 500 g de alga, principalmente de la fronda superior, por ser ésta la parte más joven de la planta y por

ésto reflejar los cambios más recientes de las concentraciones del medio (Bryan y Hummerstone, 1973). Se enjuagaron con agua de mar para remover en lo posible las partículas finas adheridas. Igualmente fueron colocadas en bolsas dobles de polietileno limpias, transportadas en hieleras y congeladas a -10°C hasta su análisis.

Durante todo el período de muestreo (enero a octubre), se registró la temperatura del agua, utilizando termógrafos Ryan J-90 de registro analógico. En la figura 1 se muestra la ubicación del termógrafo. Las variaciones de la temperatura se utilizaron como una medida indirecta de la ocurrencia e intensidad relativa de los eventos de surgencia en la zona de estudio. Con este mismo propósito, se obtuvo de el Servicio Nacional de Pesquería Marina de E.U.A. (National Marine Fisheries Service NOAA) los Indices de Bakun (30°N 119°W) estimados para el período de muestreo.

Otras variables indicadoras de surgencias son los nutrientes inorgánicos en solución, nitratos y fosfatos, para la determinación de los cuales fueron también tomadas muestras de agua superficial. Esta, fué colectada en dos frascos de 60 ml cada uno, los que fueron enjuagados tres veces en agua de mar, antes de tomarse la muestra. Estas fueron transportadas también en hielo y congeladas -10°C al llegar al laboratorio. El análisis de estas muestras fué efectuado en un autoanalizador Scientific Instruments modelo CFA-200 de acuerdo a la técnica descrita por Atlas et al.

(1971) en el laboratorio de Ecología de Lagunas Costeras de CICESE.

Como una medida indirecta del transporte de material terrígeno hacia el mar, se utilizaron datos mensuales de precipitación pluvial total (mm) de diciembre de 1984 a octubre de 1985, registrados en una estación meteorológica cercana al punto de muestreo. Esta estación es propiedad de la Secretaría de Recursos Hidráulicos y se encuentra en la colonia Vicente Guerrero, aproximadamente a 20 km al norte de San Quintín.

Se tomaron también muestras de agua para la determinación de clorofila *a* (medida indirecta de la biomasa de fitoplancton) en botellas oscuras de polipropileno, a las que se les añadió inmediatamente 3 ml de carbonato de magnesio ($MgCO_3$) al 1% y llevadas al laboratorio en hielo, donde fueron filtradas 3 réplicas de 150 ml con filtros de fibra de vidrio (Whatman GF/C) de 2.5 cm de diámetro. Estos filtros fueron cubiertos con papel aluminio y congelados a $-10^{\circ}C$ y posteriormente analizados en un fluorómetro Turner 112 (precisión ± 0.1 mg), según la técnica descrita por Yentsch y Menzel (1963), modificada por Edler (1979).

Para evaluar la cantidad de material susceptible de ser filtrado por los mejillones, y capaz de interferir en las concentraciones de metales en solución del medio, se tomaron muestras de agua de mar (2 l aprox.), para determinar el seston total. Esta muestra fué pasada a través de una malla

de 108-114 μm de luz en el campo, añadiéndosele 30 ml de formol al 10% con el fin de que el material no se descompusiera. El seston total se reporta en la forma de peso seco del material particulado, y fué determinado por el método gravimétrico descrito por Krey (1950). Se utilizaron filtros Nucleopore de 47 mm de diámetro y 0.45 μm tamaño de poro. Los filtros fueron posteriormente tratados para discernir entre materia orgánica e inorgánica particulada (no oxidable) de acuerdo al método descrito por Peterson (1977).

El tiempo transcurrido entre la toma de muestras en el campo y su congelado en el laboratorio fué de aproximadamente cuatro horas.

II.2 Variaciones de Corto plazo.

El muestreo intensivo del mes de julio, se efectuó con el propósito de determinar el grado de respuesta de *Mytilus californianus* a las variaciones en las concentraciones de Cd y Hg en la época en que en la región estudiada las surgencias son más intensas y frecuentes. Alvarez Borrego y Alvarez Borrego (1982) durante 1979 registraron las temperaturas más bajas por efecto de las surgencias en la boca de Bahía San Quintín. Este muestreo se llevó a cabo en un manto de mejillón cercano al del muestreo mensual, manto II (Fig. 1).

La frecuencia del muestreo fué de cada dos días, del 5 al 31 de julio del mismo año, excepto el día 13 en que no fué

posible muestrear debido a que la marea no estaba suficientemente baja. Este día fué sustituido por el día 14. Se tomaron las mismas muestras que se describen en la sección anterior, excepto que en esta ocasión se colectó el alga café *Egregia menziesii*, debido a su gran abundancia en este lugar así como la inaccesibilidad de *Macrocystis pyrifera* en esta área.

Los filtros para la determinación de clorofila a utilizados en este muestreo fueron filtros de membrana Millipore de 47 mm de diámetro y 0.45 μ m de tamaño de poro.

II.3 Análisis de Metales.

Los análisis de las muestras (mejillón y algas) para la determinación de metales, se efectuaron en el laboratorio de Metales Pesados del Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la U.A.B.C. Este laboratorio está especialmente diseñado para reducir al máximo la contaminación, evitando todo material metálico, por lo que la mayor parte del material utilizado es de plástico o vidrio. Está además provisto de presión positiva con aire limpio y filtrado.

Todos los procedimientos se efectuaron utilizando bata, zapatos de laboratorio y guantes de polietileno. El material de plástico necesario fué lavado en una solución de jabón (Alconox) libre de fosfatos, dejado en ésta por una semana,

enjuagado 3 veces con agua destilada y 3 con agua desionizada con un sistema SYBRON/Barnstead NANOPure-A (18 megohm). El material permaneció en remojo por 1 semana más en una solución de ácido clorhídrico (HCl) al 50%, se enjuagó 3 veces con agua desionizada y se dejó en ésta otra semana más. El lavado del material de vidrio fué similar, sólo que en lugar de emplear HCl se utilizó ácido nítrico (HNO₃) al 50%. La limpieza del material necesario para el análisis de mercurio fué igual, pero en este caso se secó en una estufa a 60°C 1 día antes de usarse.

Los organismos fueron sacados de la bolsa uno por uno, lavando el exterior de las conchas bajo un flujo constante de agua destilada y desionizada, utilizando un cepillo de cerdas plásticas para remover todo el material adherido (arena, epifauna), dejándose descongelar en charolas de polietileno.

Los mejillones fueron disectados con un bisturí de acero inoxidable limpio, cortando el músculo abductor para abrirlos, y separando la gónada, la que fué desechada para minimizar la posible variabilidad en la concentración de los elementos traza debidas al sexo (Alexander y Young, 1976) o debidas a la fluctuación estacional en la masa de la gónada (Ouellette, 1978). Cada muestra, que comprendió el tejido blando sin gónada de 45 mejillones, fué separada en 3 grupos (réplicas) de 15 organismos cada uno, a las que llamamos muestras "integradas". Estas tienen la ventaja de facilitar el análisis de un mayor número de organismos, lo que permite

una mejor estimación de la media de la población, además la varianza de las muestras "integradas" es generalmente menor que la varianza de la población calculada a partir de muestras individuales (Gordon et al., 1980). A 15 de los 45 individuos por muestra se les midió largo y ancho de la concha y el peso húmedo del tejido blando sin gónada. A partir de estas mediciones se determinó el Índice de Condición, según:

$$\text{I.C.} = \frac{\text{peso húmedo del tejido blando sin gónada}}{\text{largo de la concha}}$$

El índice de condición se puede considerar como un indicador del estado fisiológico del individuo ya que refleja la cantidad de energía almacenada. Los mejillones en buenas condiciones tienen una mayor proporción de tejido blando a una longitud dada y por ende un mayor índice.

Las muestras "integradas" (15 organismos) fueron colocadas en recipientes de polipropileno para registrar su peso total y transferidas a un vaso adecuado para ser homogenizadas en un homogenizador Virtis "45" equipado con aspas de titanio.

Las muestras de algas solamente fueron enjuagadas ligeramente con agua desionizada y cortadas en pedazos pequeños con un bisturí de acero inoxidable limpio sobre un cuadro de "plexiglass".

La técnica utilizada para la determinación de mercurio es la espectrofotometría de absorción atómica de vapor frío, y es una adaptación de la descrita por Stainton (1971).

Una submuestra de 1 g fué digerida en un tubo de ensayo de 20 ml con 3 ml de una mezcla de ácido sulfúrico (H_2SO_4) : ácido nítrico (HNO_3) (2 : 1), tapadas y calentadas en un baño de agua a 50°C durante 6 horas, dejándose enfriar durante la noche. Al día siguiente se le agregó permanganato de potasio ($KMnO_4$) hasta obtener una coloración púrpura (6 ml aprox.), dejándolo asentar durante la noche. Al día siguiente se le agregó $KMnO_4$ adicional para asegurar un mayor grado de oxidación de la materia orgánica. La muestra fué clareada con unas gotas de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y titulada con $KMnO_4$ hasta tornarla rosa.

Enseguida, 2 ml de muestra, 2 ml de reductor (Stainton, 1971) y 6 ml de aire fueron aspirados con una jeringa, cerrada la jeringa y el contenido mezclado con un agitador Vortex por 10 seg. El vapor contenido en la jeringa fué entonces inyectado en una celda de vidrio para mercurio con ventanas de cuarzo, colocada ésta en el haz de luz de un espectrofotómetro de absorción atómica (Instrumentation Lab., mod. 251) sin flama.

Para la determinación de cadmio se utilizó una alicuota de 5 g aproximadamente de material homogenizado. Estas fueron colocadas en vasos de precipitado de 30 ml, cubiertas con toallas (Assembly Wipes[®]) y sobre una charola de polietileno,

secadas por 72 horas en un horno a 70°C. El porcentaje promedio de humedad de todas las muestras fué de 81%.

Ya seca la muestra fué pesada y se le añadió 5 ml de HNO₃ destilado en cuarzo (Ultrex®), dejándose a temperatura ambiente durante la noche. Al día siguiente, las muestras fueron calentadas lentamente vigilando bien que la espuma no subiera arriba de la línea de 15 ml, y se dejaron enfriar más o menos 20 min. Posteriormente se cubrieron con un vidrio de reloj y se dejaron en reflujo por 3 horas subiendo lentamente la temperatura a 66°C, hasta secarla.

Al día siguiente, las muestras se carbonizaron aumentando la temperatura lentamente hasta 350°C para remover los lípidos. Se disolvieron de nuevo en 5 ml de HNO₃ ultrapuro y se oxidaron después con 12 ml de peróxido de hidrógeno (H₂O₂), éste se debe añadir lentamente evitando una reacción vigorosa. La muestra fué entonces evaporada lentamente hasta que los residuos quedaron ligeramente húmedos. Finalmente el contenido se disolvió en 20 ml de HNO₃ al 1% y fué transferido a un frasco de polipropileno de 30 ml.

La absorbancia de las muestras fué medida en un espectrofotómetro de absorción atómica con llama de aire-acetileno. Las concentraciones de los dos metales se expresan en de $\mu\text{g g}^{-1}$ de tejido seco. El límite de detección para Cd fué de 0.008 $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco y para Hg de 0.01 $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco.

Junto con las muestras se corrieron blancos de reactivo para detectar contaminación durante la digestión y análisis, así como de los reactivos utilizados. Para probar la exactitud de los resultados se analizaron estándares de referencia, hojas de huerto NBS #1571 para el caso del Hg, e hígado de bovino NBS # 1577 para Cd (3 y 7 muestras respectivamente). La variación en las concentraciones de Cd y Hg en estas muestras fué menor al 10%, lo que indica una buena exactitud (Tabla I).

II.4 Procesamiento estadístico de los datos.

Con el fin de probar si hubo diferencias significativas entre los valores de las muestras de las variables estudiadas, se efectuó un análisis de varianza de una vía, a los datos en los que se contó con réplicas (concentraciones de Cd y Hg en *M. californianus*, concentración de clorofila *a*, y las mediciones biométricas como peso húmedo, peso seco e índice de condición). Previamente a estos análisis se efectuaron pruebas de normalidad de los residuos (Bondad de Ajuste de Kolmogorov-Smirnov) y de homogeneidad de varianzas (Bartlett). Todas las variables antes mencionadas cumplieron estos requisitos por lo que el análisis de varianza efectuado fué paramétrico. Para determinar en dónde se encontraron

Tabla I. Análisis de los estándares de referencia. Hojas de huerto (NBS #1571) para Hg, e Hígado de bovino (NBS #1577) para Cd.

Elemento	n	Certificado ($x \pm 1$ d.e.)	Este estudio ($x \pm 1$ d.e.)
Hg	3	0.150 *	0.139 ± 0.002
Cd	7	0.44 ± 0.06	0.52 ± 0.2

* desviación estándar no reportada en el manual de la NBS

estas diferencias, se efectuó una prueba de comparaciones múltiples "a posteriori" de Student-Newman-Keuls ($F < 0.05$) (Sokal y Rohlf, 1979).

Para obtener el grado de asociación entre las diferentes variables medidas (metales traza, condición fisiológica de los organismos, factores bióticos y abióticos) se efectuó un Análisis Multivariado de Componentes Principales a partir de la matriz de correlación, correlación producto-momento de Pearson (Nie et al., 1970). El uso de la matriz de correlación tiene la ventaja de que el efecto de las diferencias debidas a la magnitud se eliminan, por lo que a cada variable se le da la misma importancia relativa (Popham y D'Auria, 1983).

La ventaja de utilizar la estadística multivariada es que a diferencia de la univariada, permite analizar en conjunto una cantidad grande de variables revelando ya sean patrones de variación independientes o patrones de variación sinérgicos que se definen por las relaciones totales de mediciones de cantidades reales.

El Análisis de Componentes Principales (ACP), es uno de los métodos multivariados más comúnmente utilizados para investigar las relaciones entre variables en estudios ecológicos (Stauffer et al., 1985). El ACP es generalmente utilizado para reducir un conjunto de datos con una cantidad (p) relativamente grande de variables correlacionadas a un conjunto de datos menor ($m < p$) de variables no

correlacionadas (componentes), que retienen la mayor parte de la información contenida en los datos originales.

Los términos utilizados en las siguientes secciones con referencia al ACP se definen como:

factor, una variable compuesta en que la relación de las variables originales es única.

carga, la correlación de cada variable original a cada factor y se designa α .

comunalidad, la proporción de la varianza de la variable explicada por las componentes principales.

λ de la varianza común, la cantidad de variabilidad explicada por el factor en el universo de datos.

III. RESULTADOS

III.1 Variaciones de largo plazo

III.1.1 Surgencias

Para identificar los eventos de surgencias se registró la temperatura superficial del agua, y se determinaron las concentraciones de los nutrientes inorgánicos fosfatos (PO_4), y nitratos (NO_3). Estas variables se compararon con los índices de surgencia de Bakun proporcionados por el Servicio Nacional de Pesquería Marina de E.U.A. (National Marine Fisheries Service NDAA) para $30^\circ N$ $119^\circ W$.

No se pudieron obtener registros continuos de la temperatura del agua para todo el período de estudio debido a problemas con los termógrafos. La figura 2 muestra las series de tiempo de temperatura: la primera (a), del 19 de enero al 8 de febrero, la segunda (b) del 19 de febrero al 5 de julio, y la tercera (c) del 20 de julio al 3 de septiembre de 1985. La amplitud del intervalo de temperatura para todo el período registrado fué alrededor de $9^\circ C$, con un promedio de $13.6^\circ C$. La temperatura más baja fué de $10.4^\circ C$ y se registró el 13 de mayo, la más alta fué de $19.3^\circ C$ y ocurrió el 1 de septiembre.

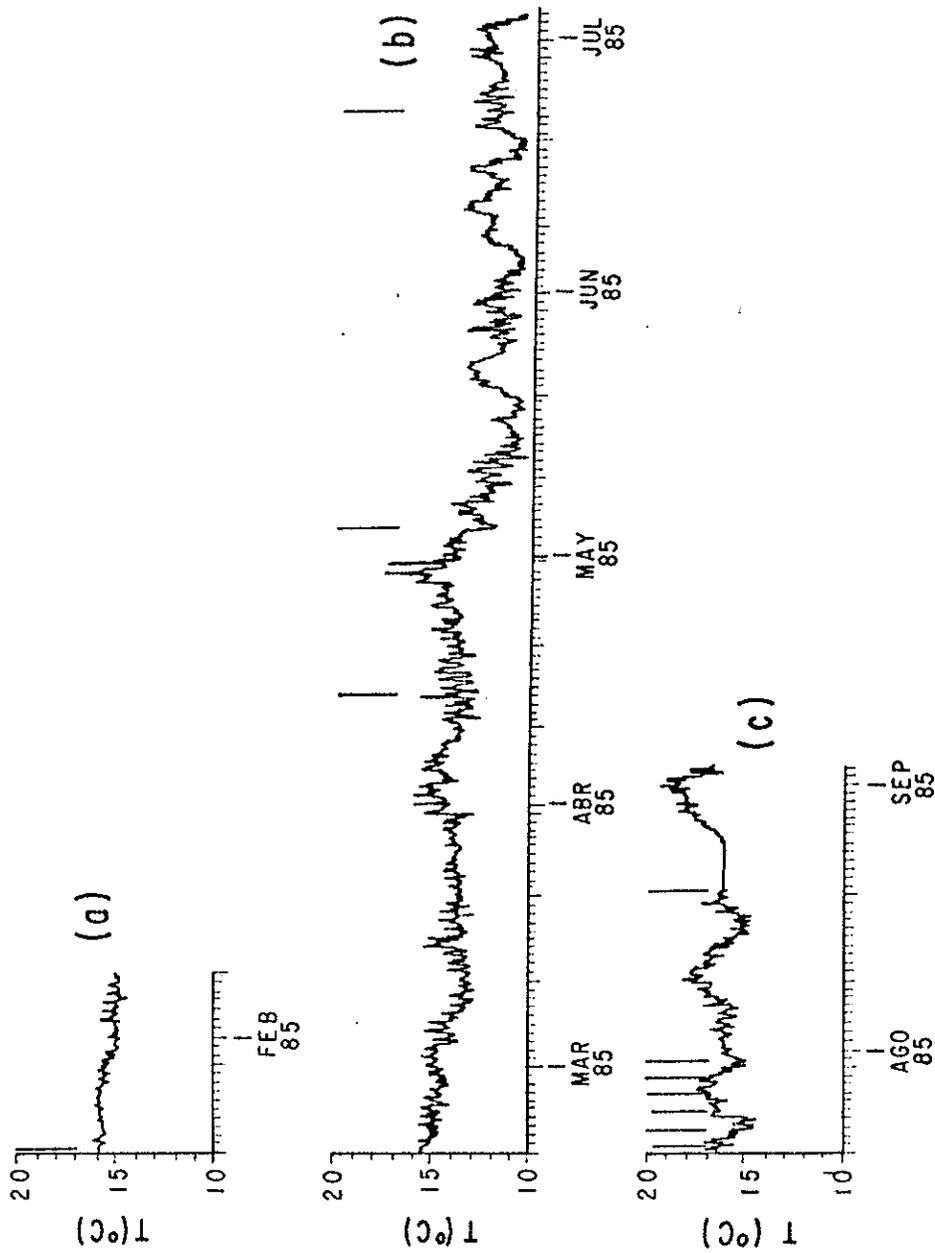


Figura 2. Serie de tiempo de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$) superficial del agua para la parte exterior de Bahía San Quintín. Las líneas verticales indican las fechas de muestreo.

En esta gráfica (2b), se puede observar un cambio en el comportamiento de la temperatura a partir de los primeros días de mayo. Antes de esta transición el promedio de temperatura fué de 14.4°C, con una variabilidad baja (1 a 2°C). A partir de mayo, hasta el 4 de julio, la variabilidad fué mayor, con descensos de temperatura de 3 a 4°C, típicos de surgencias intensas (García Córdova, 1983). El promedio de temperatura en este período fué de 12.1°C. A partir del 20 de julio (termograma c), hasta agosto, se pueden observar disminuciones de temperatura de 3°C aproximadamente, la primera del 22 al 24 de julio, otra del 29 al 31 de julio y la última del 14 al 17 de agosto. En este caso las temperaturas mínimas (14° y 15°C) son más altas que en el período anterior, sin embargo estos descensos se pueden considerar también debidos a eventos de surgencias.

Las variaciones temporales en las concentraciones promedio de los nutrientes inorgánicos en solución, nitratos (NO_3) y fosfatos (PO_4) se muestran en la figura (3 a,b). El primero exhibió un máximo en abril (27.27 μM) y un mínimo en septiembre (10.51 μM) y el segundo el máximo en mayo (1.42 μM) y el mínimo en octubre (0.52 μM).

Los promedios mensuales de la temperatura del agua y los valores medios mensuales de los índices de Bakun se muestran en la figura 3(c). El comportamiento de ambos fué inverso.

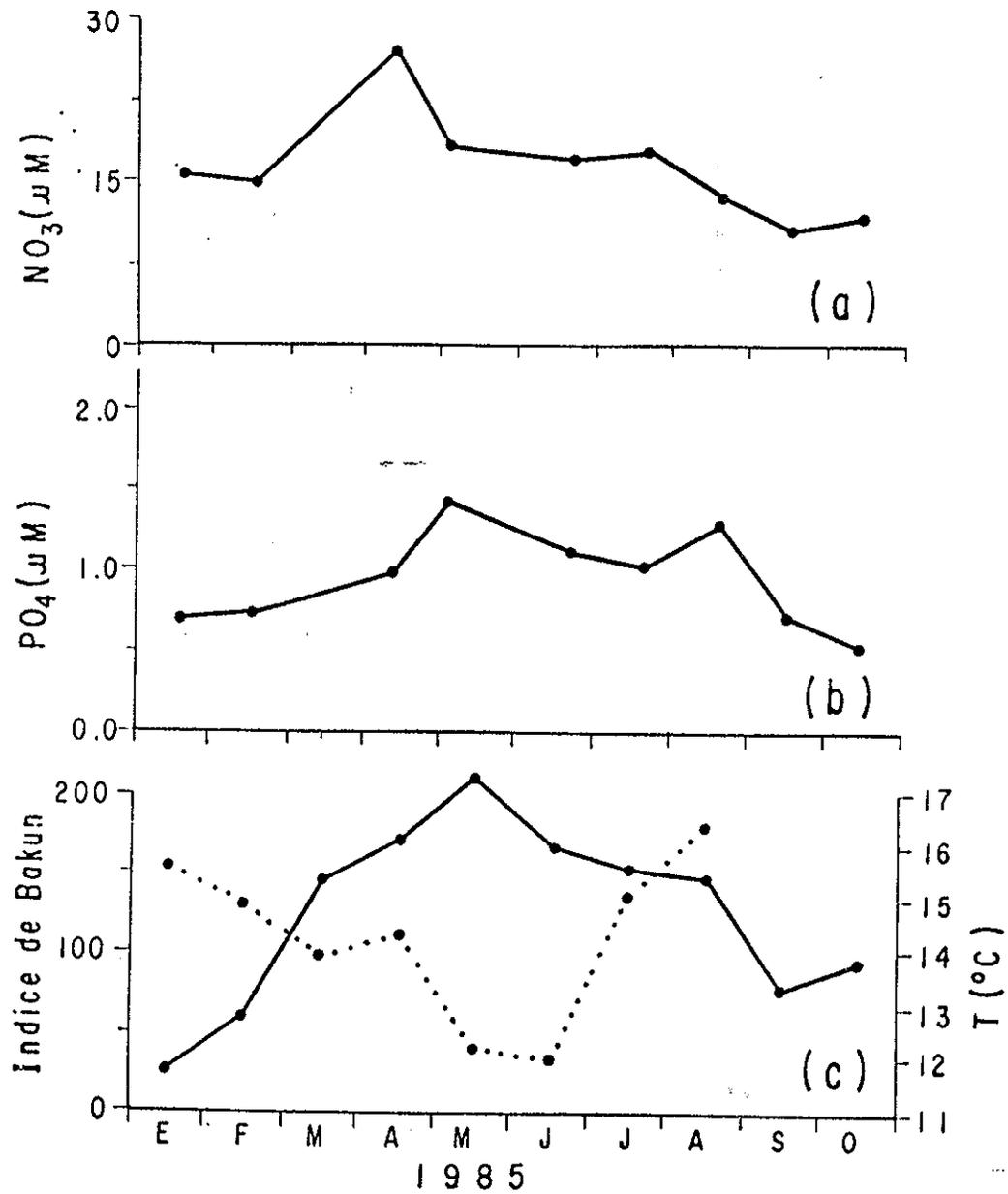


Figura 3. Variación temporal (enero-octubre 1985) de las concentraciones de: (a) nitratos (NO_3), (b) fosfatos (PO_4), y (c) los promedios mensuales de los Índices de Bakun (—) ($\text{m}^2 \text{s}^{-1} \times 100 \text{ m}$ de costa) y de la temperatura (...) superficial del agua ($^{\circ}\text{C}$).

Los máximos valores medios en el índice de Bakun se obtuvieron en los meses de abril, mayo y junio (170, 212 y 167 $m^3 s^{-1} 100 m$ de costa respectivamente), y los promedios mínimos de temperatura en los meses de mayo (12.2°C) y junio (12.0°C). La temperatura media máxima fué la de agosto (16.4°C), sin embargo, no se determinó el promedio de septiembre, por tener sólo 3 datos, pero éstos fueron mayores a todos los anteriores (17° a 19°C).

Los fostatatos mostraron una correlación positiva ($r = 0.84$) altamente significativa ($\alpha = 0.01$) con los índices de Bakun, lo que indica que este enriquecimiento probablemente resultó de los eventos de surgencia. La correlación de la temperatura con estos índices no fué significativa, sin embargo se puede observar una tendencia opuesta a los índices (Fig. 3c).

III.1.2 Precipitación, Clorofila *a* y Seston.

Los valores promedios mensuales de precipitación total (mm) de diciembre de 1984 a octubre de 1985 se muestran en la figura 4. Los valores máximos se observaron en los meses de invierno con precipitación prácticamente nula en los meses de verano.

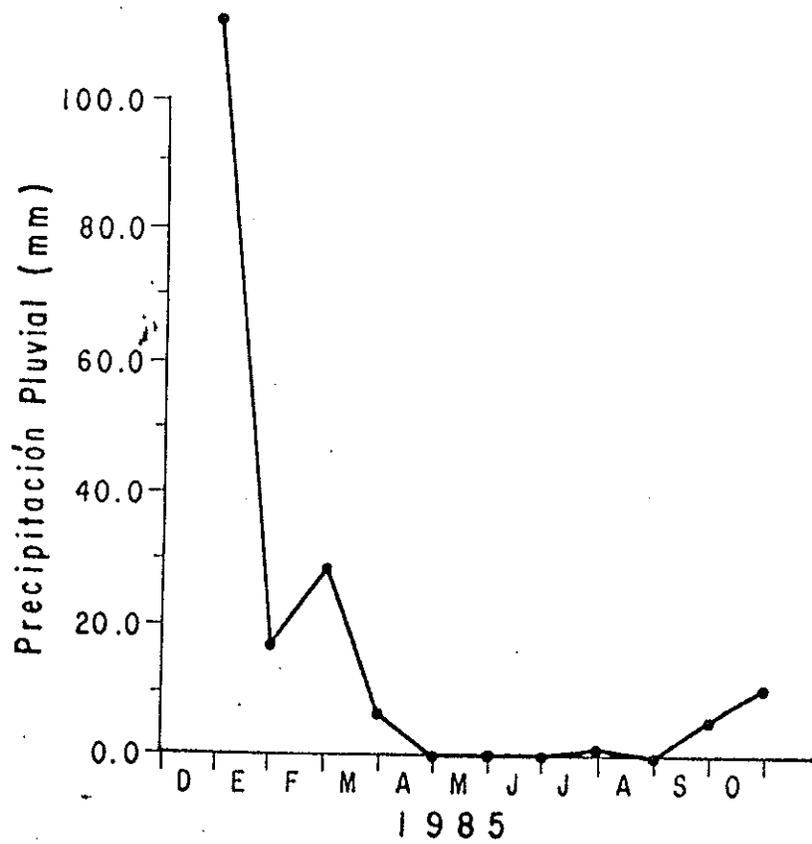


Figura 4. Precipitación pluvial total en mm, para los meses de diciembre de 1984 a octubre de 1985. Estación meteorológica Colonia Vicente Guerrero.

La clorofila *a* (Fig. 5a) mostró una gran variabilidad y concentraciones bajas. El valor máximo se observó en julio y el mínimo en octubre (0.64 y 0.11 mg m⁻³ respectivamente). La prueba de comparaciones múltiples no detectó diferencias significativas entre este mes y septiembre, mayo y junio, pero sí entre estos meses y abril, enero, agosto y octubre. La fluctuación mensual en el seston total y las variaciones de las fracciones orgánica e inorgánica de éste se muestran en la figura (5b). Se puede notar que la fracción orgánica dominó el comportamiento del seston total (excepto en julio). Los intervalos para el seston fueron: total, de 6.50 mg l⁻¹ (febrero) a 15.0 mg l⁻¹ (septiembre); fracción orgánica, de 3.61 mg l⁻¹ (abril) a 9.36 mg l⁻¹ (septiembre); y fracción inorgánica, de 2.88 mg l⁻¹ (octubre) a 7.05 mg l⁻¹ (abril).

III.1.3 Características biométricas de *Mytilus californianus*.

Los promedios mensuales en el índice de condición, pesos seco y húmedo y porcentaje de humedad del tejido blando de los especímenes de *Mytilus californianus* colectados en el transcurso del presente estudio se presentan en la figura 6.

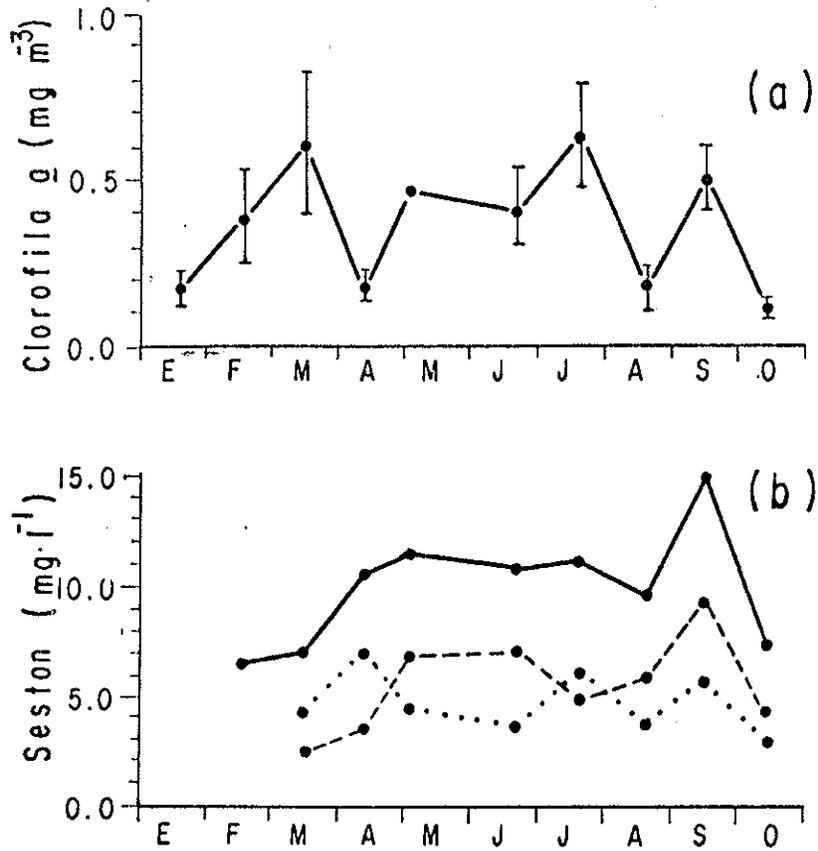


Figura 5. Variación temporal (enero-octubre 1985) de las variables: (a) promedio de clorofila *a* en mg m^{-3} (las barras indican una desviación estándar), y (b) valores de seston total (—), fracción orgánica (---) e inorgánica (...) en mg l^{-1} .

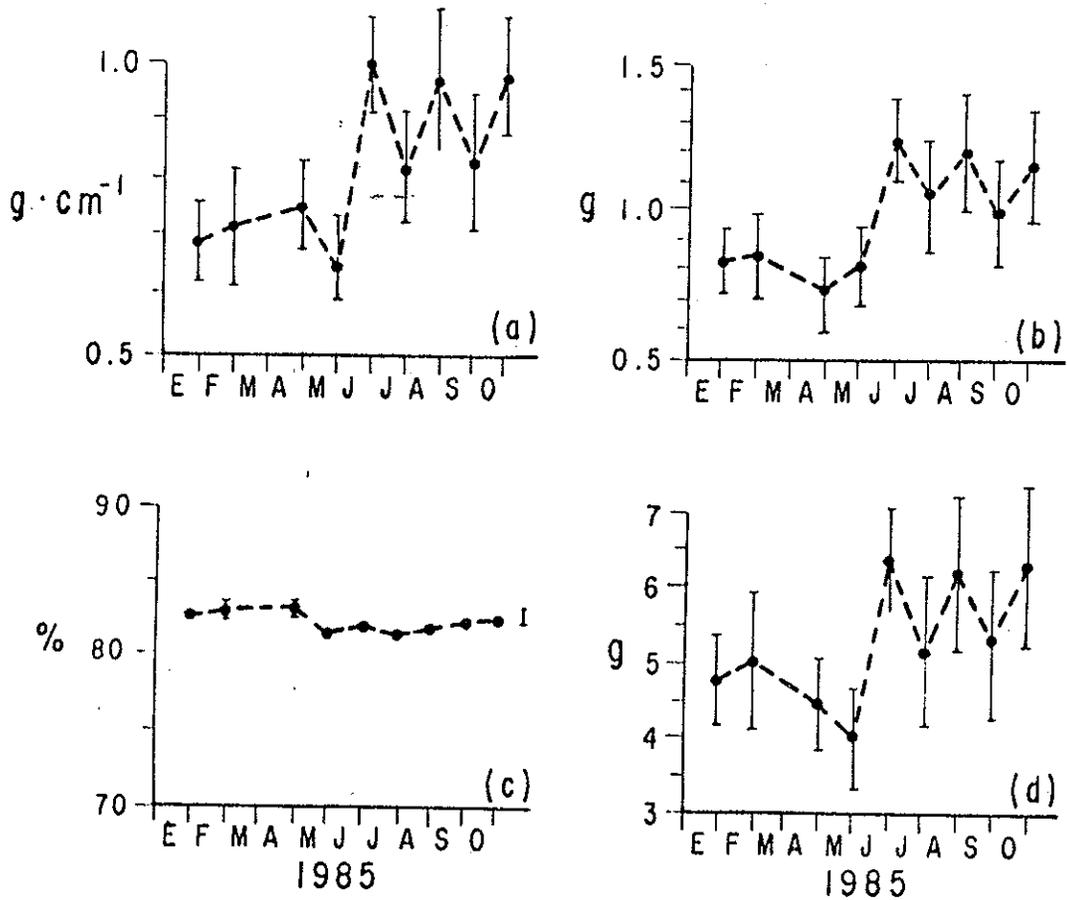


Figura 6. Variación mensual de las condiciones biométricas de *Mytilus californianus*. (a) Índice de condición, (b) peso seco, (c) porcentaje de humedad, y (d) peso húmedo. Las barras indican una desviación estándar.

El promedio mayor del peso húmedo (6.39 g) se registró en el mes de junio. El análisis de varianza (no incluido) indicó que este valor no fué significativamente diferente ($P > 0.05$) a los promedios estimados para los meses de agosto y octubre. El peso promedio menor (4.03 g) fué el registrado en mayo. Al igual que en la variable anterior, los pesos secos más altos se obtuvieron en junio (1.25 g), agosto (1.21 g) y octubre (1.17 g), y el más bajo en abril (0.74). Este último valor no fué significativamente diferente a los estimados en febrero y mayo ($P > 0.05$).

El porcentaje de humedad en el tejido blando sin gónada fué casi constante. Esto explica la variación conjunta observada en los valores promedio de los pesos húmedo y seco.

La mejor condición de *Mytilus californianus* fué la de junio con un índice de 0.99. Este valor no fué significativamente diferente ($P > 0.05$) a los meses de octubre y agosto. El índice más bajo se obtuvo en mayo (0.65), el cual no fué significativamente diferente a enero y febrero. La variación temporal del índice de condición de *Mytilus californianus* fué similar a la observada en los pesos húmedo y seco. Los coeficientes de correlación (r) entre el índice de condición y estas dos últimas variables fueron 0.960 y 0.935, respectivamente.

III.1.4 Concentración de metales.

En la tabla II se presentan los promedios y correspondientes desviaciones estándar de las concentraciones de cadmio y mercurio en el tejido blando (sin gónada) de *Mytilus californianus* para los diferentes meses de muestreo. También se consignan los resultados de los análisis de varianza colocando una letra (a-c) a la derecha de los promedios. En una misma columna los promedios con subíndices iguales, no mostraron diferencias significativas a $P > 0.05$. El Cd presentó su valor máximo en junio ($17.2 \mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco), el cual fué significativamente diferente a todos los demás meses, y el mínimo en febrero ($3.7 \mu\text{g g}^{-1}$). El Hg mostró una variación temporal muy diferente. Los promedios más altos se registraron en los meses de invierno y los mínimos en verano. La concentración máxima fué la de enero ($0.107 \mu\text{g g}^{-1}$), estadísticamente no diferente a febrero y abril; y la mínima la de agosto ($0.048 \mu\text{g g}^{-1}$). Las concentraciones de Hg durante los meses de mayo a octubre fueron estadísticamente iguales.

Tabla II. Concentraciones (media \pm 1.0 desviación estándar, en $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco) de cadmio y mercurio en el tejido blando (sin gónada) de *Mytilus californianus* y de cadmio en *Macrocystis pyrifera* en el estudio de largo plazo. Las medias de una misma columna que tengan subíndices iguales no son significativamente diferentes a $P > 0.05$.

Fecha	Cadmio (mejillón)	Mercurio (mejillón)	Cadmio (alga)
19 ene	6.0 _c \pm 0.36	0.107 _a \pm 0.023	
17 feb	3.7 _d \pm 0.95	0.104 _a \pm 0.015	4.9
13 abr	11.9 _b \pm 1.26	0.087 _a \pm 0.006	7.9
4 may	13.1 _b \pm 1.27	0.056 _b \pm 0.010	7.5
22 jun	17.2 _a \pm 2.34	0.063 _b \pm 0.008	11.2
21 jul	12.1 _b \pm 3.18	0.063 _b \pm 0.011	8.1
20 ago	9.3 _{b,c} \pm 2.17	0.048 _b \pm 0.007	6.8
16 sep	7.7 _c \pm 2.10	0.049 _b \pm 0.003	4.5
14 oct	7.1 _c \pm 1.86	0.057 _b \pm 0.004	3.9

Las concentraciones de metales en *Macrocystis pyrifera* también se incluyen en la tabla II. En este caso, los niveles de Hg estuvieron por debajo del límite de detección por lo que se presentan sólo las concentraciones de Cd. Estos son valores únicos (no se contó con réplicas). La variabilidad temporal del Cd en *M. pyrifera* fué muy similar a la observada en los mejillones, alcanzando un máximo en el mes de junio ($11.2 \mu\text{g g}^{-1}$) y un mínimo en octubre ($3.9 \mu\text{g g}^{-1}$). En la figura 7 (a,b) se muestran las variaciones temporales en las concentraciones de Cd y Hg en *M. californianus* y de Cd en *M. pyrifera*.

III.1.5 Análisis de Componentes principales

El análisis de componentes principales se efectuó a partir de la matriz de correlación producto-momento de la tabla III que contiene las siguientes variables: Índices de Bakun, Fosfatos, Nitratos, concentración de Cd y Hg en *M. californianus*, de Cd en *M. pyrifera*, precipitación pluvial, clorofila *a*, fracción orgánica e inorgánica del seston y el índice de condición de *M. californianus*.

El análisis efectuado entre las 11 variables, produjo 3 factores o componentes principales con valores propios mayores de 1.0 (criterio sugerido por Nie et al., 1970), los cuales explicaron el 85% de la varianza total. Las

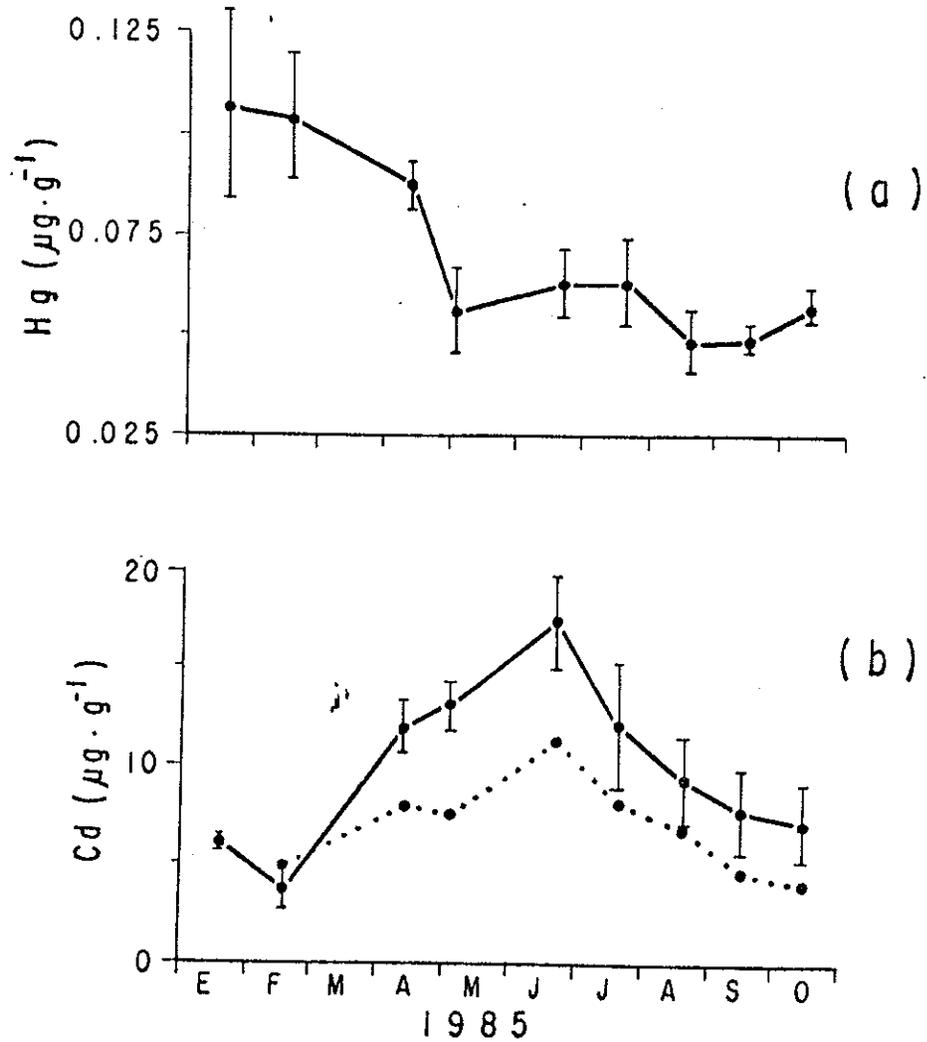


Figura 7. Variación temporal (enero-octubre de 1985) de: (a) las concentraciones promedio de mercurio ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ de peso seco) en *Mytilus californianus*, y (b) de cadmio ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ de peso seco) en *Mytilus californianus* (—) y valores únicos de concentración de cadmio ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ de peso seco) en *Macrocyctis pyrifera* (...). Las barras indican una desviación estándar.

Tabla III. Matriz de correlación entre las variables del estudio de largo plazo: (1) Índices de Bakun, (2) fosfatos, (3) nitratos, (4) cadmio en *Mytilus californianus*, (5) cadmio en *Macrocystis pyrifera*, (6) mercurio en *Mytilus californianus*, (7) Precipitación pluvial total, (8) Clorofila *a*, (9) Índice de condición de *Mytilus californianus*, (10) Fracción orgánica del seston, (11) Fracción inorgánica del seston. Se indica la significancia ($\alpha = 0.05 = *$; $\alpha = 0.01 = **$).

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
(1)	1.00					
(2)	0.84**	1.00				
(3)	0.51	0.37	1.00			
(4)	0.83**	0.68*	0.46	1.00		
(5)	0.74*	0.66	0.54	0.92**	1.00	
(6)	-0.52	-0.39	0.37	-0.43	-0.02	1.00
(7)	-0.80*	-0.66	-0.32	-0.82**	-0.59	0.71*
(8)	0.27	0.27	-0.06	0.33	0.25	-0.26
(9)	0.11	-0.05	-0.39	0.27	0.14	-0.56
(10)	-0.23	0.08	-0.55	0.03	-0.05	-0.64
(11)	0.16	0.04	0.64	0.09	0.13	0.60
	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	
(7)	1.00					
(8)	-0.17	1.00				
(9)	-0.33	-0.23	1.00			
(10)	-0.02	0.54	-0.04	1.00		
(11)	-0.39	0.38	-0.66	-0.11	1.00	

correlaciones entre estas componentes y las variables originales después de una rotación de tipo Varimax se muestran en la tabla IV y son las que se utilizaron para la interpretación.

Aunque todas las variables participan en todos los factores con diferentes cargas, en el presente estudio, solo se interpretaron aquellas con cargas mayores a 0.40.

El 42.4% de la varianza común fué explicado por el factor 1. Las mayores cargas se ubicaron en los índices de surgencias de Bakun ($\alpha = 0.96$), el Cd en *M. californianus* ($\alpha = 0.95$), el Cd en *M. pyrifera* ($\alpha = 0.85$), los fosfatos ($\alpha = 0.82$), los nitratos ($\alpha = 0.54$), y con carga negativa en la precipitación pluvial ($\alpha = -0.89$) y el Hg en *M. californianus* ($\alpha = -0.44$).

El segundo factor explicó el 26.2% de la varianza común con sus mayores cargas en la fracción inorgánica del seston ($\alpha = 0.91$), el Hg en el mejillón ($\alpha = 0.71$) y los nitratos ($\alpha = 0.61$), y con carga negativa en el índice de condición de *M. californianus* ($\alpha = -0.87$).

El 16.4% de la varianza común fué explicado por el tercer factor con sus cargas mayores en la fracción orgánica del seston ($\alpha = 0.94$) y la clorofila a ($\alpha = 0.78$) y con carga negativa ($\alpha = -0.55$) en la concentración de Hg en *M. californianus* y nitratos ($\alpha = -0.47$).

Tabla IV. Análisis de Componentes Principales para el estudio de largo plazo. Correlaciones (después de rotación Varimax) entre las variables originales y las primeras 3 componentes principales extraídas de la matriz de correlación, y las comunales de las variables. Los números marcados con asterisco (*) son los valores utilizados en la interpretación. Las comunales representan la proporción de la varianza explicada por las 3 componentes principales.

VARIABLES	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Comun.
Ind. Bakun	0.96*	-0.01	-0.03	0.92
PO ₄	0.82*	0.03	0.15	0.70
NO ₃	0.54*	0.61*	-0.47*	0.89
Cd <i>Mytilus</i>	0.95*	-0.06	0.07	0.91
Cd <i>Macrocystis</i>	0.85*	0.11	-0.08	0.74
Hg <i>Mytilus</i>	-0.44*	0.71*	-0.55*	1.00
Precipitación	-0.89*	0.10	-0.13	0.82
Clorofila <i>a</i>	0.26	0.34	0.78*	0.79
Ind. condición	0.19	-0.87*	-0.13	0.81
Fr. org. seston	-0.09	-0.16	0.94*	0.91
Fr. inorg. ses.	0.19	0.91*	0.04	0.87
Varianza exp.	42.4%	26.2%	16.4%	# casos 9

III.2 Variaciones de corto plazo

III.2.1 Surgencias

Los índices de Bakun diarios correspondientes a el período de muestreo intensivo (julio 1985) y la temperatura del agua medida durante el muestreo con un termómetro de cubeta y la registrada por el termógrafo entre el 20 y el 31 de julio se muestran en la figura 8. La correlación entre ambas temperaturas fué de 0.81, significativa a $P < 0.05$.

En las mediciones de temperatura de cubeta se pueden observar tres mínimos: el 14 (15.0°C), el 23 (14.5°C) y el 31 de julio (15.0°C), que coinciden con máximos en los índices de Bakun de uno a dos días anteriores. Esto es, índices altos el 12 y 13 de julio, el 21 y 22 y el 29 y 30 de éste mes. La correlación entre las temperaturas de cubeta y los índices de Bakun con desfase de un día fué de -0.80, significativa a $P < 0.01$, y la correlación entre estos índices y las mediciones de temperatura del termógrafo con desfase de un día fué de -0.88, significativa a $P < 0.01$. El desfasamiento de un día fué el que obtuvo la máxima correlación. Lo anterior permite afirmar que durante los días 14, 23 y 31 de julio las aguas presentes fueron aguas de surgencia.

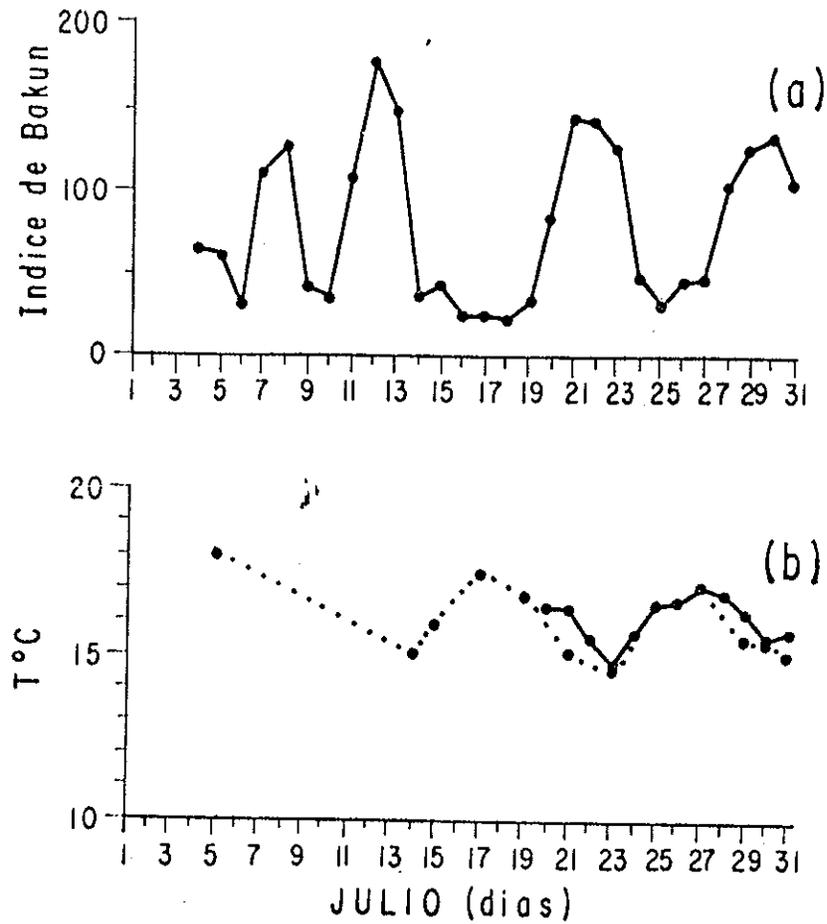


Figura 8. Variación temporal de corto plazo (5 al 31 de julio de 1985) de: (a) Índices de Bakun diarios ($m^2 s^{-1} \times 100$ m de costa), y (b) temperaturas registradas por el termógrafo (—) y por medio de termómetro de cubeta (...).

Las concentraciones de los nutrientes inorgánicos, fosfatos y nitratos se muestran en la figura 9. Las más altas obtenidas para nitratos fueron de 22.7 μM el 17 de julio, de 21.4 μM el 31, de 20.6 μM el 9 y de 20.1 μM el 23. Los fosfatos mostraron un máximo sobresaliente el 21 de julio alcanzando 3.65 μM . Otros valores altos fueron los del día 31 con 1.57 μM y el día 9 con 1.09 μM .

III.2.2 Clorofila *a* y Seston

Las variaciones en la concentración de clorofila *a*, y de la cantidad de material en suspensión tanto orgánico como inorgánico se muestran en la figura 10. Los valores de clorofila *a* indican una clara tendencia a aumentar hacia finales del mes. El valor mínimo registrado (0.17 mg m^{-3}) ocurrió el 7 de julio y el máximo (1.45 mg m^{-3}) el 29 de julio. En lo que se refiere al seston, se puede notar que tanto la fracción orgánica y la inorgánica tuvieron aproximadamente el mismo comportamiento, dominando la fracción orgánica. Ambas obtuvieron sus valores máximos el día 29 (4.90 y 10.04 mg l^{-1} inorgánica y orgánica, respectivamente). Los valores mínimos ocurrieron el 11 de

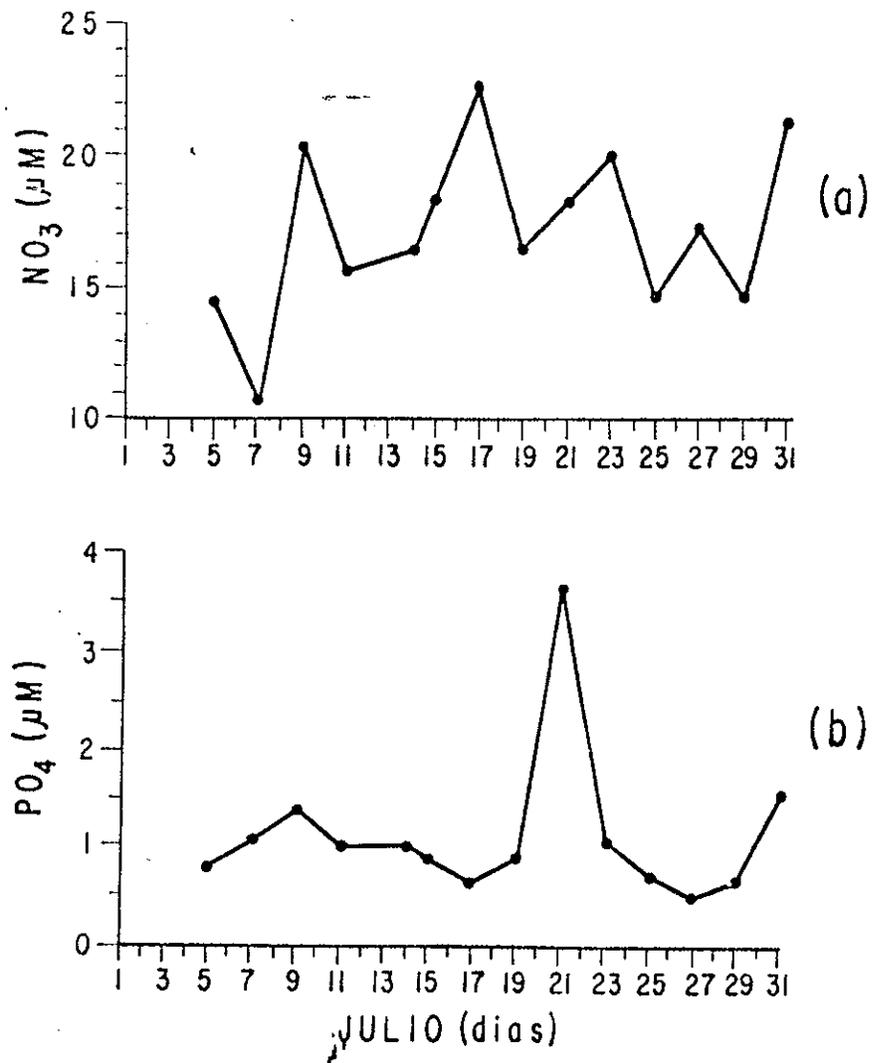


Figura 9. Variación temporal de corto plazo (5 al 31 de julio de 1985) de las concentraciones de: (a) nitratos (NO_3), y (b) fosfatos (PO_4).

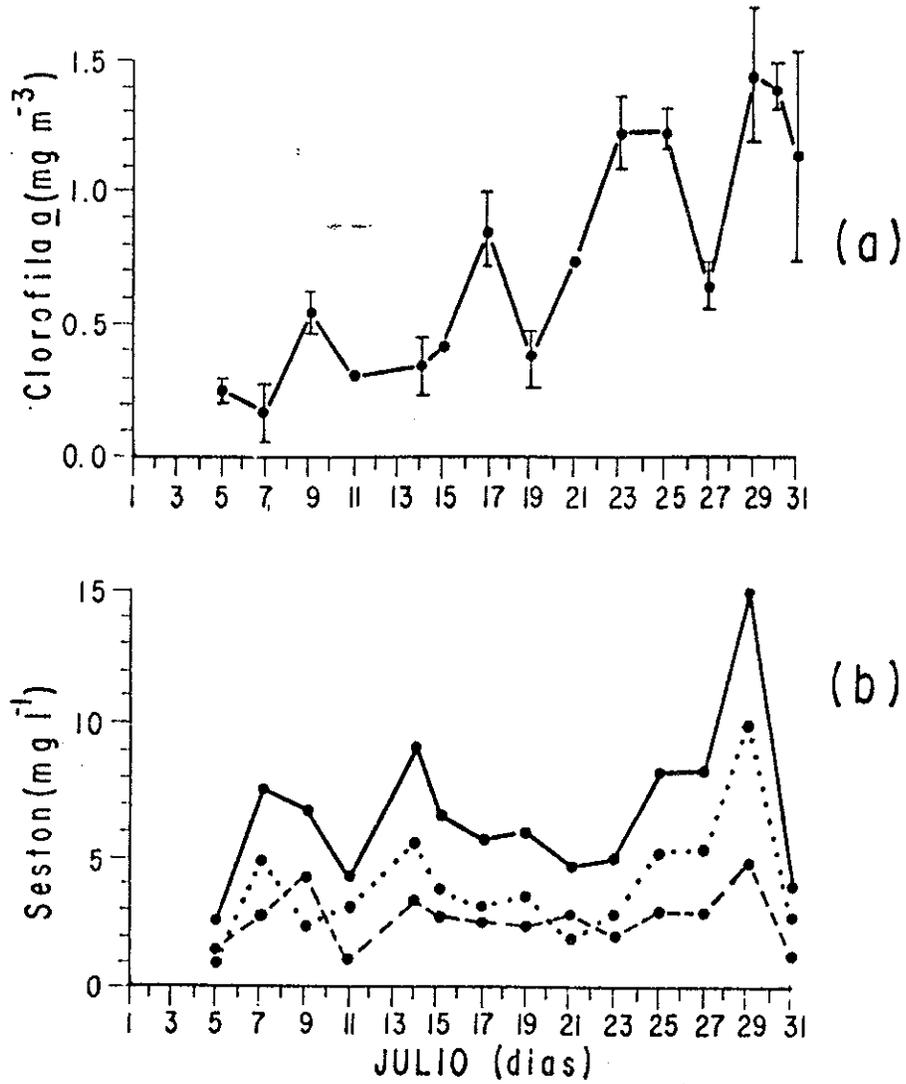


Figura 10. Variación temporal de corto plazo (5 al 31 de julio de 1985) de: (a) concentraciones promedio de clorofila a en mg m^{-3} (las barras indican una desviación estándar), y (b) valores de seston total (—), fracción orgánica (---) e inorgánica (...) en mg l^{-1} .

julio para la fracción inorgánica (1.09 mg l^{-1}) y el 5 para la orgánica (1.05 mg l^{-1}). La fracción orgánica y la clorofila *a* registraron sus valores máximos el día 29.

III.2.3 Características biométricas de *Mytilus californianus*.

Las variables morfológicas de *Mytilus californianus*, peso seco, peso húmedo, contenido de humedad y el índice de condición se exhiben en la tabla V. En ésta se indican los resultados de los análisis de varianza con subíndices a la derecha de los valores promedio. La relación entre estas variables fué semejante a la obtenida en el estudio de variaciones de largo plazo. La humedad fué casi constante, las correlaciones entre el índice de condición y los pesos seco y el peso húmedo fueron también altas (0.938 y 0.948 respectivamente).

III.2.4 Concentración de metales.

La tabla VI exhibe los promedios y correspondientes desviaciones estándar de las concentraciones de Cd y Hg en el mejillón *Mytilus californianus*, y de Cd en *Egretta menziesii* (valores únicos) para el muestreo intensivo del mes de julio. En *M. californianus* se indican las concentraciones estadísticamente ($P > 0.05$) semejantes (subíndices a-d). En

Tabla V. Características biométricas del mejillón *Mytilus californianus* (media \pm 1.0 desviación estándar) en el estudio de corto plazo (julio 1985). Las medias de una misma columna que tengan subíndices iguales no son significativamente diferentes a $P > 0.05$.

Día	Peso Húmedo (g)	Humedad (%)	Peso Seco (g)	Ind. Condición (g cm ⁻¹)
5	4.7 _{ab} \pm 0.8	80.8 \pm 0.4	0.9 _{cd} \pm 0.2	0.71 _{bcd} \pm 0.09
7	4.3 _b \pm 0.7	81.6 \pm 0.2	0.8 _d \pm 0.1	0.67 _d \pm 0.08
9	4.7 _{ab} \pm 1.0	81.7 \pm 0.7	0.9 _{cd} \pm 0.2	0.74 _{abcd} \pm 0.11
11	4.7 _{ab} \pm 0.6	81.6 \pm 0.3	0.9 _{cd} \pm 0.1	0.73 _{abcd} \pm 0.06
14	5.1 _{ab} \pm 1.3	80.7 \pm 0.4	1.0 _{abcd} \pm 0.3	0.80 _{abc} \pm 0.15
15	4.2 _b \pm 1.0	80.3 \pm 0.1	0.8 _d \pm 0.2	0.68 _{cd} \pm 0.10
17	4.4 _b \pm 0.8	81.8 \pm 0.3	0.8 _d \pm 0.2	0.70 _{bcd} \pm 0.09
19	5.3 _{ab} \pm 1.0	80.0 \pm 0.2	1.1 _{abc} \pm 0.2	0.81 _{ab} \pm 0.11
21	4.6 _{ab} \pm 0.8	81.2 \pm 0.3	0.9 _{cd} \pm 0.2	0.72 _{abcd} \pm 0.10
23	4.7 _{ab} \pm 0.6	79.4 \pm 0.3	1.0 _{bcd} \pm 0.1	0.74 _{abcd} \pm 0.07
25	5.0 _{ab} \pm 0.8	81.1 \pm 0.5	0.9 _{bcd} \pm 0.2	0.78 _{abcd} \pm 0.10
27	5.6 _a \pm 1.3	79.2 \pm 0.2	1.2 _a \pm 0.3	0.83 _a \pm 0.14
29	4.7 _{ab} \pm 1.1	78.7 \pm 0.6	1.0 _{abcd} \pm 0.2	0.76 _{abcd} \pm 0.12
31	5.6 _a \pm 1.2	79.7 \pm 0.2	1.1 _a \pm 0.2	0.85 _a \pm 0.13

Tabla VI. Concentraciones (media \pm 1.0 desviación estándar, en $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco) de cadmio y mercurio en el tejido blando (sin gónada) de *Mytilus californianus* y de cadmio en *Egregia menziesii* en el estudio de corto plazo. Las medias de una misma columna que tengan subíndices iguales no son significativamente diferentes a $P > 0.05$.

Fecha	Cadmio (mejillón)	Mercurio (mejillón)	Cadmio (alga)
5 julio	15.9 _a \pm 0.65	0.063 _{bcd} \pm 0.003	8.0
7 julio	14.5 _{ab} \pm 1.00	0.061 _{bcd} \pm 0.008	9.0
9 julio	13.1 _b \pm 0.82	0.065 _{bcd} \pm 0.008	8.6
11 julio	12.0 _{bc} \pm 0.82	0.076 _{ab} \pm 0.011	8.1
14 julio	14.9 _a \pm 0.51	0.070 _{abc} \pm 0.002	8.9
15 julio	12.3 _{bc} \pm 0.59	0.057 _{cde} \pm 0.004	8.8
17 julio	10.6 _c \pm 0.42	0.069 _{abc} \pm 0.004	7.4
19 julio	14.2 _{ab} \pm 1.14	0.075 _{ab} \pm 0.014	8.3
21 julio	14.1 _{ab} \pm 0.17	0.084 _a \pm 0.005	8.5
23 julio	14.0 _{ab} \pm 0.83	0.077 _{ab} \pm 0.005	8.1
25 julio	13.3 _b \pm 1.66	0.085 _a \pm 0.009	8.7
27 julio	13.8 _{ab} \pm 1.17	0.043 _a \pm 0.004	
29 julio	14.3 _{ab} \pm 1.06	0.043 _a \pm 0.005	7.0
31 julio	14.1 _{ab} \pm 0.25	0.051 _{cd} \pm 0.006	

este indicador biológico el Cd registró concentraciones máximas los días 5 ($15.9 \mu\text{g g}^{-1}$) y 14 ($14.9 \mu\text{g g}^{-1}$). Estas no mostraron diferencias significativas ($P > 0.05$) a las concentraciones de los días 19, 21, 23, 27, 29 y 31). La concentración mínima de Cd fué la del día 17 ($10.6 \mu\text{g g}^{-1}$) y fué estadísticamente diferente a todos los demás valores. Las concentraciones de Hg fueron máximas los días 25 y 21 ($0.085 \mu\text{g g}^{-1}$ y $0.084 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente). Estos valores fueron estadísticamente iguales a los de los días 11, 14, 17, 19 y 23. En los días 27 y 29 se registraron los valores mínimos ($0.043 \mu\text{g g}^{-1}$ en ambos), éstos no fueron estadísticamente diferentes a las concentraciones de los días 15 y 31.

En la figura 11 se muestra gráficamente el cambio temporal de las concentraciones de Cd y Hg en *Mytilus californianus*, y en la figura 12 el de la concentración de Cd en *Egrecia menziesii*. Como puede observarse, el Cd en *M. californianus* y en *E. menziesii* registró un comportamiento similar a mediados del mes, pero las concentraciones de Hg no covariaron en ningún momento con las concentraciones de Cd.

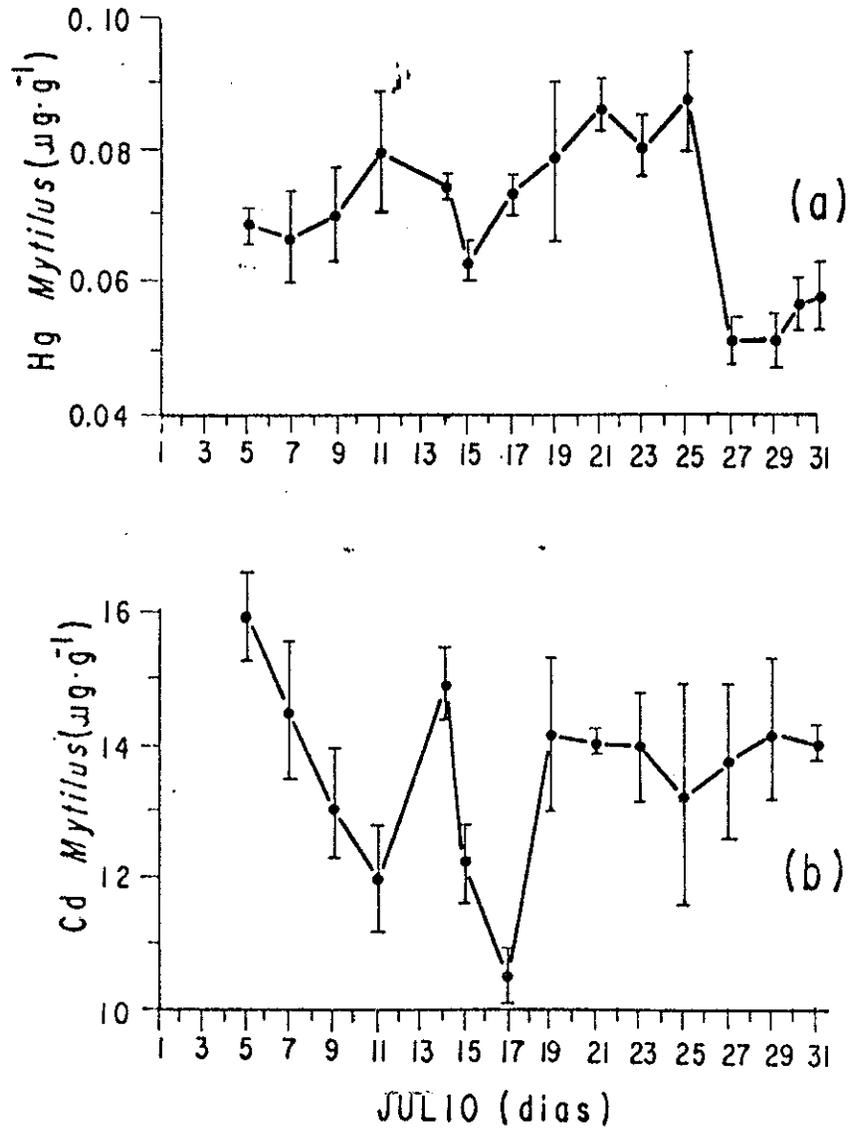


Figura 11. Variación temporal de corto plazo (5 al 31 de julio de 1985) de las concentraciones promedio de: (a) mercurio ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso seco), y (b) cadmio ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso seco) en *Mytilus californianus*. Las barras indican una desviación estándar.

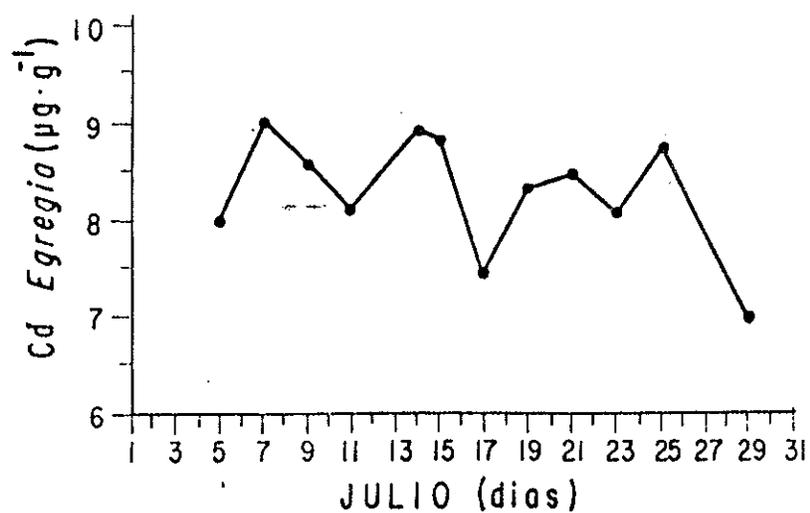


Figura 12. Variación temporal de las concentraciones de cadmio ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso seco) en *Egregia menziesii* para el muestreo intensivo del mes de julio de 1985.

III.2.5 Análisis de Componentes Principales.

Los resultados del análisis de componentes principales efectuado a partir de la matriz de correlación (Tabla VII) entre las diferentes variables se muestra en la tabla VIII.

El 21.0% de la varianza común fué explicado por el segundo factor. Este mostró las mayores cargas en la fracción orgánica e inorgánica del seston ($\alpha = 0.88$ y $\alpha = 0.81$ respectivamente) y con cargas negativas los nitratos ($\alpha = -0.47$) y el Hg en *M. californianus* ($\alpha = -0.45$).

El factor 3 explicó el 16.0% de la varianza común. En este factor se encontraron relacionados las variables: Cd en *M. californianus* ($\alpha = 0.76$), Cd en *E. menziesii* ($\alpha = 0.71$) y negativamente los nitratos ($\alpha = -0.62$) y la clorofila *a* ($\alpha = -0.58$).

En el factor 4 se encontraron relacionados de forma opuesta el índice de condición de *M. californianus* ($\alpha = 0.82$) con los fosfatos ($\alpha = -0.57$) y la concentración de Hg en *M. californianus* ($\alpha = -0.53$). Este factor explicó el 10% de la varianza común.

Tabla VII. Matriz de correlación entre las variables del estudio de corto plazo: (1) Temperatura del agua, (2) Índices de Bakun, (3) fosfatos, (4) nitratos, (5) cadmio en *Mytilus californianus*, (6) cadmio en *Egregia menziesii*, (7) mercurio en *Mytilus californianus*, (8) Clorofila Δ , (9) Fracción orgánica del seston, (10) Fracción inorgánica del seston (11) Índice de condición de *Mytilus californianus*. Se indica la significancia ($\alpha = 0.05 = *$; $\alpha = 0.01 = **$)

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
(1)	1.00					
(2)	-0.79**	1.00				
(3)	-0.41	0.19	1.00			
(4)	-0.16	0.25	0.22	1.00		
(5)	-0.05	0.18	0.21	-0.33	1.00	
(6)	-0.21	-0.00	0.22	-0.25	0.20	1.00
(7)	-0.05	-0.16	0.42	0.07	0.05	0.39
(8)	-0.45	0.45	-0.06	0.24	-0.29	-0.54
(9)	-0.20	0.06	-0.41	0.39	0.07	-0.29
(10)	-0.17	0.25	-0.04	-0.07	0.02	-0.11
(11)	-0.19	0.32	-0.17	0.13	0.16	-0.01

	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)
(7)	1.00				
(8)	-0.21	1.00			
(9)	-0.45	0.39	1.00		
(10)	-0.25	0.24	0.64**	1.00	
(11)	-0.20	0.37	0.28	0.01	1.00

Tabla VIII. Análisis de Componentes Principales para el estudio de corto plazo. Correlaciones (después de rotación Varimax) entre las variables originales y las primeras 4 componentes principales extraídas a partir de la matriz de correlación, y las comunalidades de las variables. Los números marcados con asterisco (*) son los valores utilizados en la interpretación. Las comunalidades representan la proporción de la varianza explicada por las 4 componentes principales.

VARIABLES	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Comun.
Temperatura	-0.91*	-0.12	-0.06	0.06	0.86
Ind. Bakun	0.87*	0.08	-0.00	0.20	0.80
PO ₄	0.52*	-0.29	0.15	-0.57*	0.71
NO ₃	0.35	-0.47*	-0.62*	-0.02	0.73
Cd <i>Mytilus</i>	0.14	0.05	0.76*	0.16	0.63
Cd <i>Egrecia</i>	0.11	-0.25	0.71*	-0.27	0.64
Hg <i>Mytilus</i>	0.09	-0.45*	0.22	-0.53*	0.54
Clorofila *	0.51*	0.28	-0.58*	0.33	0.77
Seston org.	0.05	0.88*	0.01	0.34	0.88
Seston inor.	0.24	0.81*	-0.06	-0.15	0.75
Ind.cond.	0.34	-0.09	0.09	0.82*	0.79
Varianza exp.	26.6%	21.0%	16.0%	10.1%	# casos 14

IV. DISCUSION

IV.1 Variaciones de largo plazo.

Amador Buenrostro (1978) observó que los índices de cartas meteorológicas (Bakun) reportados para la costa noroccidental de Baja California son apropiados como aproximación de la variabilidad temporal de las surgencias detectadas en Punta Colonet, área cercana a la zona del presente estudio. Los índices de surgencia de Bakun se calculan a partir de las distribuciones de presión de las cartas meteorológicas y están dados en unidades de volumen transportado hacia afuera de la costa por unidad de longitud de costa.

Por otra parte las mediciones de temperatura por medio de termógrafos tuvieron algunos problemas, por lo cual en parte del período de estudio no se contó con datos (septiembre y octubre), además, el día 4 de mayo se descubrió que el termógrafo estaba asolvado, habiéndose revisado y encontrado en buenas condiciones previamente el 23 de abril, por lo cual entre estas dos fechas no se puede asegurar que las mediciones sean correctas, probablemente la arena produjo que las variaciones fueran atenuadas. Por esta razón, la temperatura no fué incluida en el ACP y se utilizaron los índices de Bakun como indicadores de surgencias. A pesar de estos problemas, los termogramas (Fig. 2) mostraron descensos de 3° a 4°C en la temperatura del agua típicos de surgencias

(García Córdova, 1983), en los meses de mayo, junio, julio (la parte registrada) y agosto. Estos resultados coinciden con lo reportado por Alvarez Borrego y Alvarez Borrego (1982), quienes generaron series de tiempo de temperatura a lo largo de un año (mayo 1979- mayo 1980) en Bahía San Quintín, y encontraron que el período de intensificación de las surgencias ocurrió de mayo a septiembre. La temperatura mínima registrada en el presente trabajo (10.4°C) fué menor que la reportada por esos autores (11°C) para la boca de esta bahía durante eventos de surgencia intensos.

El comportamiento de las variaciones en los promedios mensuales de temperatura y de los índices de Bakun fué inverso (Fig. 3), excepto en el mes de abril, cuando a pesar de tener un índice mayor que el estimado en marzo, la temperatura del agua no fué menor. El asolvamiento del termógrafo fué probablemente la causa.

La correlación entre los promedios mensuales de los índices de Bakun y los valores mensuales (únicos) de las concentraciones de los fosfatos en solución ($r = 0.84$) fué altamente significativa (Tabla III). Los valores mensuales (únicos) de las concentraciones de nitratos en solución no mostraron correlación significativa con estos índices. El hecho de tener una muestra por mes de estas variables puede explicar la baja correlación observada entre los índices de Bakun y los nitratos, además de que éstos son preferencialmente asimilados por el fitoplancton. Sin

embargo, el análisis de componentes principales extrajo una asociación entre estas variables, ya que tanto los índices como los fosfatos y los nitratos obtuvieron cargas altas en el factor 1 (0.96, 0.82 y 0.54, respectivamente). Este factor se puede considerar como representativo de las surgencias.

Las concentraciones mensuales de clorofila *a* fueron muy bajas (0.11-0.64 mg m⁻³) comparadas con las obtenidas por otros autores para la boca de Bahía San Quintín. Lara Lara *et al.* (1980) reportaron valores en el intervalo de 0.8 a 15.7 mg m⁻³ y Millán Núñez *et al.* (1982) encontraron valores de 0.5 a 37.9 mg m⁻³. Estos bajos valores ocurrieron probablemente debido a que la muestra fué colectada en la zona de entremareas, donde se ha encontrado que los valores de concentración de clorofila *a* disminuyen considerablemente comparados con los obtenidos de muestras colectadas atrás de la zona de rompiente (Gaxiola Castro, com. personal). Otra posible causa es la gran variabilidad que existe en el orden de horas y que fué demostrada por los autores antes mencionados. Por consiguiente, la frecuencia de los datos obtenidos en este estudio (una muestra mensual) no permite definir un comportamiento estacional o relacionar estos datos con, por ejemplo, el aumento de los nutrientes inorgánicos disueltos que ocurre en la época de surgencias. Otra causa puede ser el crecimiento del fitoplancton en "agregados" o "parches" que son causa de una gran variabilidad espacial en la distribución de la biomasa (Longhurst, 1981). Además como

se puede observar en las mediciones de clorofila *a* del estudio de corto plazo las variaciones de concentración entre días (0.2 a 1.4) fueron mayores que las mensuales (0.1 a 0.6). Una posible causa de la diferencia en la amplitud de los intervalos de estas concentraciones pudo ser el uso de distintos filtros en ambos muestreos, ya que para el muestreo mensual se utilizaron filtros de fibra de vidrio y en el de julio de membrana. Recientemente se ha observado que los filtros de fibra de vidrio dejan pasar parte de la clorofila *a* debida al picoplancton (células < 1 μm) (Venrick y Hayward, 1984).

Borchardt et al. (1988) concluyeron que las variables principales que afectan los cambios temporales de las concentraciones de metales traza en mejillones del género *Mytilus* son: la talla de los organismos colectados, la condición fisiológica de éstos y la época de muestreo. En el presente estudio las variaciones mensuales registradas de las concentraciones de metales traza en *Mytilus californianus* solo pudieron estar asociadas a la condición fisiológica de los organismos y/o la fluctuación en las características del medio ambiente (por ejemplo la disponibilidad de metales, la temperatura del agua, etc.) debido a que la talla de los organismos colectados se mantuvo entre 53 y 75 mm. En el programa de vigilancia sistemática de la contaminación de California, E.U.A. (California State Mussel Watch) este es el intervalo de talla recomendado.

Una de las variables ambientales cuyo valor está fuertemente asociado a la época del muestreo es la temperatura del agua. Durante el desarrollo del presente estudio la temperatura del agua fluctuó entre 10 y 20°C (Fig. 2), sin embargo, esta variable muy posiblemente no fué un factor importante en la acumulación de metales por el mejillón. Varios autores han demostrado que la temperatura del agua no afecta las tasas de acumulación en *M. edulis* del Cd y el Hg. Por ejemplo, Jakim et al. (1977) no encontraron diferencias en la razón de acumulación de cadmio (Cd) en *Mytilus edulis* entre 10°-20°C. También Ritz et al. (1982) han reportado que la variación en la razón de acumulación de Cd en *Mytilus edulis* no es significativa entre 11°-16°C. Con respecto al mercurio (Hg), Fowler et al. (1978) han registrado que el efecto de la temperatura entre 8°-18°C sobre la acumulación de este metal en *M. galloprovincialis* es relativamente pequeño.

Si bien la acumulación de metales traza por los mejillones no está afectada por la temperatura del agua, la salinidad si puede ser un elemento importante, sin embargo, no para este estudio. Phillips (1976a) demostró que la acumulación de Cd por *Mytilus edulis* no varía entre 10°-18°C a salinidad constante (35‰), pero si cambia entre estas dos temperaturas a salinidades bajas (15‰). En la zona de estudio el intervalo anual en la salinidad del agua es de 33.5 a 33.7‰. (Lynn y Simpson, 1987), variación

extremadamente baja para ser considerada como factor importante en la acumulación de metales por *M. californianus*.

Las concentraciones de mercurio obtenidas en los mejillones (0.048 - 0.107 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco, Tabla II), fueron similares a las reportadas por Stephenson et al. (1979) para poblaciones de *Mytilus californianus* de localidades costeras de California (E.U.A.) consideradas limpias (0.026 a 0.216 $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco). Sin embargo, las concentraciones de Hg encontradas en el presente estudio fueron un orden de magnitud menores comparadas a las reportadas en esta misma especie con organismos de la misma región colectados en 1982 por Gutiérrez Galindo y Flores Muñoz (1986).

Los niveles altos de Hg comúnmente se han asociado a aportes de origen antropogénico, pero en este caso, la región en estudio se encuentra alejada de centros urbanos importantes. Los valores obtenidos por Gutiérrez Galindo y Flores Muñoz (1986) para los meses de abril (1.44 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) y julio (1.89 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) de 1982 son comparables a las reportadas para lugares donde existen poblaciones naturales de mamíferos marinos. Estos contaminan los niveles tróficos inferiores debido a que sus heces contienen grandes cantidades de Hg (Stephenson et al., 1979). Stephenson et al. (op. cit.) reportaron valores de 0.6 a 2.5 $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco) en *Mytilus californianus* durante 1977 y 1978 para la Isla San Miguel e Isla Año Nuevo de la costa del Pacífico de E.U.A., sitios donde existen poblaciones de

leones marinos (*Zalophus californianus*). En la región de Bahía San Quintín antes de 1983 existían grandes poblaciones del lobo marino, las cuales disminuyeron considerablemente debido a que la escasez de carnada para la pesca de langosta y jaiba provocó que los pescadores lugareños empezaran a utilizar al lobo marino para carnada. Esto provocó que los lobos se ahuyentaran del área (García Esquivel, com. personal). La zona muestreada por Gutiérrez Galindo y Flores Muñoz (1986) es el lugar conocido como "La Chorera", localidad donde antes de 1983 solían observarse grandes poblaciones de lobo marino principalmente en el verano, época de apareamiento. Este lugar se encuentra separado del sitio de colecta del presente estudio aproximadamente 5 km. Además, en 1985, año en que se realizó el presente trabajo las poblaciones de lobo marino ya habían disminuido considerablemente. Esta circunstancia puede ser la causa de la discrepancia en los niveles de Hg reportados por Gutiérrez Galindo y Flores Muñoz (op. cit.) y las de este estudio.

En el alga café *Macrocystis pyrifera* el Hg se encontró en concentraciones inferiores al límite de detección. Esto puede deberse a la afinidad del mercurio a enlazarse a la materia particulada, lo cual, aunque reduce la biodisponibilidad del metal para las algas, le permite continuar disponible al mejillón por ser éste un organismo filtroalimentador (Lyngby y Brix, 1987). Gardner (1975) menciona que el mercurio tiene probablemente un corto período

de residencia en la columna de agua debido a su gran afinidad por la materia en suspensión y por el plancton. Fitzgerald et al. (1974) encontraron que en aguas superficiales existe una correlación directa entre las concentraciones de Hg en solución y el material particulado.

Las concentraciones de mercurio en *Mytilus californianus* de enero, febrero y abril fueron significativamente mayores ($P < 0.05$) a las concentraciones obtenidas de mayo a octubre (Tabla II). Este comportamiento se correlacionó significativamente con la precipitación pluvial (Tabla III) y se corrobora con la asociación de ambos en el factor 1 del análisis de componentes principales (Tabla IV). En el factor 2, la concentración de Hg en *M. californianus*, también se encontró asociada a la fracción inorgánica del seston. Esta relación del Hg en el mejillón con la precipitación pluvial y con la fracción inorgánica del seston, sugiere un posible origen terrígeno. Cossa y Rondeau (1985) encontraron también concentraciones altas de Hg en época de lluvia y mínimos en verano (menor precipitación), por lo que sugieren que la biodisponibilidad del Hg se origina de fuentes continentales. Sin embargo, su estudio fué en una zona estuarina donde el efecto de la salinidad es un factor importante a considerar, ya que afecta la acumulación de metales por los mejillones, esto es, a menor salinidad la razón de acumulación de metales por estos organismos se incrementa (Phillips, 1976a). La asociación del Hg con la precipitación pluvial pudo estar

asociada a un aporte atmosférico ya que se ha observado que una fracción significativa es liberada a y transportada por la atmósfera (Lindberg, 1987).

El ACP asoció también, pero de forma inversa, las concentraciones de Hg en *M. californianus* con el índice de condición (factor 2). Estos resultados son similares a los de Boalch et al. (1981) quienes encontraron que el factor de condición de *M. edulis* estuvo significativamente correlacionado con las concentraciones de metales en el organismo. Borchardt et al. (1988) concluyeron que el índice de condición fué el factor determinante de las variaciones observadas en las concentraciones de Hg en *M. edulis* debido a un efecto de dilución, esto es, a un contenido constante de metal en el individuo la concentración del mismo disminuye al mejorar la condición del organismo.

En el factor 3 del ACP se relacionó la clorofila *a* con la fracción orgánica del seston, asociación fácilmente comprensible. Además, en este mismo factor, se asociaron las concentraciones de Hg en el mejillón y los nitratos pero con cargas negativas. La asociación negativa de la materia orgánica con los nitratos pudiera deberse a la degradación de la materia orgánica y remineralización de los nitratos. Como puede observarse en la tabla IV, tanto en el factor 2 como en el factor 3 los nitratos estuvieron asociados a la concentración de Hg en *M. californianus*. Los procesos de mezcla y resuspensión de sedimento probablemente están

afectando tanto la biodisponibilidad del Hg como la regeneración de los nitratos.

El comportamiento mensual de las concentraciones de Cd en *M. californianus* fué opuesto al del Hg. El valor máximo se detectó en el mes de junio ($17.2 \mu\text{g g}^{-1}$) y fué significativamente diferente ($P > 0.05$) al de todos los demás meses. La concentración mínima se obtuvo en febrero ($3.7 \mu\text{g g}^{-1}$). La relación máximo/mínimo (4.6), es indicativo de las variaciones tan grandes que pueden ocurrir entre invierno y verano en esta zona. La concentración máxima en esta macroalga se encontró también en junio ($11.2 \mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco) y la mínima en octubre ($3.9 \mu\text{g g}^{-1}$). La relación máximo/mínimo fué de 2.9.

El valor máximo ($17.2 \mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) de las concentraciones de Cd en *M. californianus* en el presente trabajo, fué mayor a los valores más altos reportados para la zona de California (E.U.A.). Stephenson *et al.* (1980) reportaron un valor promedio máximo de concentración de Cd en *M. californianus* de $16.3 \mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco) para la localidad de Bodega Head y de $15.2 \mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco) para la isla Año Nuevo durante el año de 1979. En general, para las demás localidades de California (E.U.A.) reportadas, el intervalo de las concentraciones varió en ese año de 1.2 a $8.9 \mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco). En el caso de *Macrocystis pyrifera*, también los valores de concentración para los meses de verano (valor máximo $11.2 \mu\text{g g}^{-1}$ peso seco, en junio) fueron superiores a

los reportados para esta especie por Gordon et al. (1979) para el área del sur de California (E.U.A.). Los valores de concentración de Cd en esta macroalga obtenidos por estos autores durante su período de estudio (octubre de 1976 a abril de 1978) estuvieron en el intervalo de 2.8 a 5.6 $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco), pero no incluyeron los meses de mayo, junio ni julio.

Al igual que el Hg, las concentraciones de Cd en *M. edulis* reportadas en el trabajo de Borchardt et al. (1988) estuvieron significativamente correlacionadas (de forma inversa) con el índice de condición del organismo. La relación entre estas variables en el presente estudio fué opuesta a la encontrada por esos autores, ya que en el ACP no estuvieron asociadas (Tabla IV). El índice de condición de *M. californianus* se observó alto en el verano y bajo en invierno y las concentraciones del Cd en el mejillón fueron máximas en primavera y verano y mínimas en el invierno. Si la condición del organismo hubiese sido el factor determinante cabría esperar que por efecto de dilución la fluctuación temporal de las dos variables fuese opuesta. Sin embargo, en ambos casos el valor máximo se detectó en junio. Esto indica que la variabilidad del Cd en el medio es mucho más importante para la fluctuación del Cd en el mejillón, que la ocasionada por la variación en el índice de condición del organismo.

Los resultados del ACP para el Factor 1 indican que efectivamente el comportamiento del Cd estuvo asociado a las

surgencias. En este factor aparecen relacionados los Índices de Bakun, los nutrientes inorgánicos fosfatos y nitratos y la concentraciones del Cd en *M. californianus* y en *M. pyrifera*.

La gran similitud entre las variaciones del Cd en el mejillón y en las algas (Fig. 6), ambas variables asociadas en el factor 1 del análisis de componentes principales (Tabla IV) y fuertemente correlacionadas ($r = 0.92$ significativa a $P < 0.01$, Tabla III), sugiere que la asimilación del Cd en *M. californianus* está dominada por la fracción soluble de este metal. Aunque muchos autores han propuesto que el alimento es la fracción más importante en la asimilación o concentración de metales traza (Preston, 1971; Pentreath, 1973; Shulz-Blades, 1974; Phillips, 1976a, entre otros), recientemente, Duelllette (1978) encontró que el Cd acumulado por el mejillón *Mytilus californianus* ocurrió principalmente de la fase disuelta del agua de mar. Asimismo, Martincic et al. (1984) en un estudio simultáneo en poblaciones de mejillones (*Mytilus galloprovincialis*) y ostiones (*Ostrea edulis*), en el que además midieron la concentración de Cd en el agua de mar tanto disuelto como particulado, encontraron que el cadmio se presentó principalmente en forma disuelta y que es ésta la fracción que preferencialmente es acumulada por esos organismos. Lee et al. (1984) en un estudio sobre metales traza en agua de mar de la Bahía de China, observaron que más del 80% del Cd total se encontró en la fase disuelta. Por otro lado, Borchardt (1983) al estudiar la influencia del

alimento sobre la cinética de asimilación del Cd en *Mytilus edulis* concluyó que, bajo condiciones naturales la contribución de Cd derivado del alimento es de solo 0.2 a 0.5%, dependiendo de su disponibilidad. Estas observaciones, así como la correlación entre las concentraciones de Cd en el mejillón y en las algas analizadas en este estudio, permiten concluir que en las aguas adyacentes a Bahía San Quintín, B.C., el Cd en solución llevado a la superficie por las surgencias en primavera y verano es el factor que determina la variabilidad temporal del Cd en las poblaciones locales del mejillón *Mytilus californianus*.

Las concentraciones de Cd en *M. californianus* encontradas en los meses de abril, mayo, junio y julio (11.9, 13.1, 17.2 y 12.1 $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco, respectivamente) sobrepasan el límite (2 $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso húmedo \approx 11.6 $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco) establecido por ley en E.U.A. y Australia para mariscos de consumo humano (Phillips et al., 1983). Stephenson et al. (1979) probó que la remoción de la gónada no afecta significativamente las concentraciones de metales traza en *M. californianus*. Si consideramos que los ostiones han sido descritos como organismos que poseen una capacidad superior para acumular metales, por ejemplo, Martincic et al. (1984) han reportado que el ostión acumula 3 veces más Cd que el mejillón (cultivando ambos bajo las mismas condiciones y con especímenes de aproximadamente el mismo peso y la misma edad); y que además, Alvarez Borrego y Alvarez Borrego (1982)

han señalado que en Bahía San Quintín, en primavera y verano las aguas de surgencia penetran hasta la cabeza de esta laguna costera. Esto conduce a preguntar: Qué niveles de Cd tendrá el ostión *Crassostrea gigas* que actualmente se cultiva a nivel comercial en esta bahía para consumo humano?

Los altos niveles de Cd encontrados en el mejillón *Mytilus californianus* en la época de surgencias intensas sugiere que la depositación de los desechos tóxicos con metales en regiones costeras donde ocurren surgencias intensas, como Baja California, constituye una amenaza, ya que aún cuando estos desechos fueran depositados por medio de difusores submarinos como los utilizados en los países desarrollados, no se puede garantizar que estos desechos no producirán problemas en el futuro ya que las surgencias regresarán éstos a la superficie.

IV.2 Variaciones de corto plazo.

En julio, mes en que se efectuó el muestreo intensivo, la mejor correlación (-0.79 , $\alpha = 0.01$) entre la temperatura del agua (datos del termógrafo y de cubeta) y los índices diarios de Bakun se obtuvo con un desfase de un día (Tabla VII). Esto coincide con lo reportado por Amador Buenrostro (1978), quien observó que los índices meteorológicos reflejan apropiadamente los eventos de surgencia detectados en la costa y estimó que el tiempo de respuesta de los campos

hidrográficos al efecto del viento son del orden de un día. García Córdova (1983) en un estudio realizado frente a Punta Colonet, B.C., área cercana a la del presente estudio, también estimó que el tiempo de respuesta a la intensificación del viento fué de un día. Lo antes expuesto permite afirmar que en julio hubo por lo menos tres eventos de surgencia que se manifestaron en mínimos de temperatura (15.0, 14.5 y 15.0 °C) los días 14, 23 y 31 respectivamente (Fig. 8b).

La asociación negativa de la temperatura con los índices de Bakun y con los fosfatos en el factor 1 del análisis de componentes principales (Tabla VIII), corroboró lo anterior, esto es, que los índices meteorológicos reflejan apropiadamente los eventos de surgencia detectados en la costa.

La variación en el comportamiento de los nitratos en solución no mostró un patrón definido con relación a las surgencias, sin embargo, se detectaron máximos los días 9, 23 y 31, mismos que coinciden con máximos en índices de surgencias en los dos días anteriores: 7-8, 21-22 y 29-30 (Fig. 8a). Las altas concentraciones de nitratos del día 17 y fosfatos del 21, no es posible explicarlos con base a las surgencias. Probablemente otros procesos, como resuspensión, estuvieron involucrados.

En el factor 1 del ACP (Tabla VIII) se asociaron inversamente la temperatura del agua con los índices de Bakun

y los fosfatos. En este mismo factor también se asoció la clorofila *a*, lo cual explica el incremento en la concentración de clorofila *a* al avanzar mes de julio.

A diferencia de los resultados en el estudio de largo plazo, la concentración de Cd en los mejillones y en las algas no se relacionó al factor 1, factor considerado el representativo de las surgencias. Posiblemente en las variaciones a corto plazo otros factores están involucrados. La variabilidad en la productividad del fitoplancton y el efecto de las mareas son dos de los factores cuyo efecto puede ser significativo en un estudio de variabilidad a corto plazo. Las mareas vivas producen más turbulencia y por lo tanto un aumento en el material en suspensión.

En el estudio de largo plazo (Tabla VIII) 3 factores explicaron más del 80% de la varianza generalizada mientras que el de corto plazo 4 factores explicaron menos del 75% de la varianza común. Esto sugiere que a corto plazo, en la época de surgencias intensas, existen otros procesos que afectan significativamente la concentración de metales traza en los mejillones.

En el factor 2 (Tabla VIII) las cargas más altas se obtuvieron en las fracciones orgánicas e inorgánicas del seston, y se corrobora con la correlación ($r = 0.64$) altamente significativa obtenida entre ellas (Tabla VII y Figura 10). En éste mismo factor (2) también se asoció, aunque negativamente, el Hg en *Mytilus californianus*, con una

carga de -0.45 , asociación similar a la encontrada en el factor 3 del ACP de las variaciones de largo plazo.

El comportamiento del Cd en *Egrecia menziesii* y *Mytilus californianus* fué muy semejante en los días intermedios del mes (Figs. 11 y 12); durante los días 7 al 25 la correlación entre las concentraciones de Cd de ambos organismos fué de 0.67 , ($\alpha = 0.05$). Esto parece corroborar lo que se discutió en la sección de variaciones de largo plazo, en donde se argumenta que la variabilidad en las concentraciones de Cd en el mejillón está determinada por la fracción disuelta. La alta correlación antes indicada se reflejó en el ACP (Tabla VIII), en el factor 3 ambas variables presentaron cargas altas. La clorofila *a* y los nitratos presentaron en este mismo factor cargas altas pero negativas. La asociación opuesta de la clorofila *a* con las concentraciones de Cd en *Egrecia*, que representa el Cd en solución, sugiere que el Cd biodisponible en la columna de agua está siendo asimilado por el fitoplancton (Knauer y Martin, 1973). El fitoplancton es capaz de asimilar grandes cantidades de Cd debido a su alta relación superficie/volumen. El metal se incorpora como iones libres o compuestos iónicos (Davies, 1978).

La discrepancia en el comportamiento hacia final del mes de las concentraciones de Cd en *E. menziesii* y en *M. californianus* (Fig. 12), esto es, la reducción en las concentraciones de Cd en *Egrecia* mientras que en *Mytilus* permanecen constantes, puede explicarse con base al aumento

en la abundancia del fitoplancton (Fig. 10). Este, al secuestrar el Cd iónico, reduce la disponibilidad para el alga, mientras que para el mejillón sigue estando disponible ya que es un filtroalimentador no selectivo.

Las concentraciones de mercurio en el mejillón también mostraron a corto plazo, igual que en el estudio de largo plazo, un comportamiento diferente al del Cd en este organismo (Fig. 11). El mercurio obtuvo sus valores máximos los días 21 y 25 de julio teniendo un rápido descenso el día 27 y manteniéndose así hasta el final del mes. Esto pudo deberse al aumento de material en suspensión (fig. 10) tanto orgánico como inorgánico, y la gran afinidad del Hg por el material particulado. Bryan (1973) encontró que la concentración de metales traza en *Pecten maximus* y *Chlamys opercularis* fué inversamente proporcional a la productividad del fitoplancton, debido a un fenómeno de dilución del metal por unidad de masa celular. Wallace et al. (1982) señalan que el tiempo de residencia del Hg en la columna de agua es inversamente proporcional a la tasa de producción primaria. Además, Campbell et al. (1986) mencionan que el mercurio disuelto es rápidamente removido de la solución por secuestro y precipitación. Frenet-Robin y Ottmann (1978) reportaron que el Hg es rápidamente adsorbido a partículas inorgánicas. Por otro lado, Eganhouse y Young (1978) mencionan que el Hg enlazado a partículas inorgánicas es altamente refractario, esto es, biológicamente no disponible. Además, Widdows et

al. (1979) han reportado que las razones de filtración de *M. edulis* disminuyen gradualmente con el incremento en la concentración de partículas, y que la producción de pseudofeces se inicia a concentraciones de seston relativamente bajas (5 mg l^{-1}). Esto podría explicar la disminución en las concentraciones de Hg en el mejillón al aumentar el material en suspensión. En el factor 2 del ACP la carga de estas variables fué inversa.

Las diferencias en comportamiento del Hg y del Cd tienen una probable explicación en el comportamiento químico específico de cada metal, ya que mientras el Hg posee una gran afinidad por la materia particulada y por el plancton (Gardner, 1975), el Cd es considerado el metal más apto de mantenerse en solución (Martin *et al.*, 1976).

La asociación entre las concentraciones del Hg en el mejillón y los nitratos encontrada en el estudio de las variaciones a largo plazo, también se observó a corto plazo. Estas dos variables también se asociaron en el factor 2.

Sin embargo, en el factor 4 del ACP el Hg en *M. californianus* se asoció negativamente con el índice de condición, resultado congruente con la relación encontrada en las variaciones de largo plazo aunque la carga del Hg en *M. californianus* en el factor 2 fué menor que su carga en el factor 4. Este último factor explica menos de la varianza generalizada, por lo cual no podemos determinar cual de las dos asociaciones es más fuerte.

Por un lado la interpretación de la asociación negativa del seston con las concentraciones de Hg en mejillón del factor 2, supondría una variabilidad del metal en el medio, la interpretación de la asociación también negativa del Hg en mejillón con el índice de condición significaría que no existe variación en el medio y la variación encontrada en las concentraciones de Hg en mejillón es debida solo a factores internos del organismo. Probablemente los dos factores intervengan en algún grado. Quizás un estudio en donde se determinen concentraciones de Hg en fitoplancton y en seston, tanto en su fracción orgánica como inorgánica así también como análisis en el agua, nos pueda dar respuesta a esta interrogante.

Los resultados de las variaciones de corto plazo en las concentraciones de cadmio en *M. californianus* indican que hubo diferencias significativas mayores de $2.5 \mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco) entre los días 5 al 9, 11 al 14, 14 al 15, y un aumento significativo de $3.6 \mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco) del 17 al 19 de julio. La variación en las concentraciones de Hg en este organismo también mostró diferencias significativas de $0.018 \mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco) del 11 al 15 y del 15 al 19, y diferencia de $0.042 \mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco) del 25 al 27 de julio. Esta variación tan grande entre días en las concentraciones de metales en los mejillones es opuesta a la reportada por Latouche y Mix (1982), quienes en un estudio de depuración no

encontraron diferencias significativas en las concentraciones de Cd en *M. edulis* después de 48 horas.

Por su parte Amiard-Triquet et al. (1986) investigando la toxicidad encontraron que los mejillones (*M. edulis*) expuestos a la mínima concentración y por el tiempo mínimo probado (4 días), incrementaron sus concentraciones significativamente. Sin embargo, al añadir concentraciones de Cd mayores observaron que este se mantenía estable de 4 a 8 días. A este período estable le llaman período de latencia, el cual ya había sido reportado previamente por George y Coombs (1977), quienes encontraron un período de latencia de 1.5 a 2 días en los ríñones de los mejillones (*M. edulis*) expuestos a $200 \mu\text{g Cd l}^{-1}$. Coleman et al. (1986) encontraron que *M. edulis* solo muestra este período de latencia cuando se le añaden concentraciones mayores a las que había estado previamente, pero no muestra este tiempo de latencia cuando se expone a concentraciones menores a las que ya había estado sometido. Similarmente, Ritz et al. (1982) reportaron que la acumulación de Cd por *M. edulis* expuesto a concentraciones bajas fué mayor cuando los mejillones ya habían estado expuestos a concentraciones altas. Esto concuerda con la sugerencia de George y Coombs (1977) quienes señalan que el Cd debe formar complejos antes de que ocurra la acumulación. Cuando el mejillón es transferido a agua con concentraciones mayores de Cd ocurre un período de latencia, debido a que necesita sintetizar ligandos para complejar la mayor

abundancia de iones metálicos. Por el contrario, cuando el mejillón es transferido a aguas de concentraciones menores, posee un exceso de ligandos, lo que da como resultado que al aumentar de nuevo la concentración no necesitará de este periodo de latencia. Esto puede explicar en parte las variaciones significativas de las concentraciones de Cd observadas a intervalos de 48 y aún de 24 horas en el presente estudio, ya que las concentraciones encontradas en el mes de julio (10.6 a $15.9 \mu\text{g g}^{-1}$) fueron menores a las del mes de junio ($17.2 \mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco). Sin embargo, no existen en la literatura trabajos de campo de periodicidad tan corta como el aquí efectuado, con los cuales se puedan comparar estos resultados. Se ha propuesto al mejillón como un organismo que integra las condiciones pasadas, sin embargo, estos resultados indican que la respuesta a las variaciones del medio puede ser muy rápida, quizás del orden de horas. Estudios de periodicidad más corta podrían determinar que tan rápida es esta respuesta.

En este estudio el uso del ACP tuvo ventajas significativas sobre el análisis de correlación, ya que extrajo asociaciones conjuntas que no se detectaron con tan solo el estudio de las correlaciones. Por ejemplo, en el estudio de las variaciones de largo plazo el Hg solo se correlacionó significativamente (Tabla III) con la precipitación, sin embargo el ACP mostró además de la asociación con esta variable, asociaciones de este metal con

el índice de condición y con las fracciones inorgánica y orgánica del seston (Tabla IV). En el estudio de corto plazo esto fué más evidente, ya que en la matriz de correlación de las diferentes variables, fueron pocas las correlaciones significativas (Tabla VII), sin embargo, en el ACP se obtuvieron algunos patrones de asociación relevantes.

V. CONCLUSIONES

Los eventos de surgencias determinaron el comportamiento estacional del Cd, con concentraciones en *Mytilus californianus* cuatro veces más altas en junio que en febrero y en *Macrocystis pyrifera* casi tres veces mayores en junio que en octubre.

La correlación altamente significativa entre las concentraciones de Cd en mejillones y en las algas, sugiere que la fracción disuelta del Cd determinó la asimilación de éste por los mejillones.

La variabilidad en la concentración del Cd en *Macrocystis pyrifera* y *Mytilus californianus* fue mayor entre meses que entre días.

Las altas concentraciones de Cd en *M. californianus* en primavera, fueron mayores que los límites permitidos por la legislación en E.U.A. y Australia para mariscos de consumo humano.

El Hg, por el contrario a pesar de que mostró diferencias significativas entre invierno y verano, la amplitud del intervalo de las concentraciones entre meses fué semejante al intervalo entre días. A diferencia del Cd, el Hg estuvo más asociada a la precipitación pluvial, al material en suspensión (seston) y al índice de condición, por lo tanto

estos factores determinaron su asimilación por los mejillones.

Las bajas concentraciones de Hg en *Mytilus californianus* se consideran características de zonas limpias.

El mejillón *Mytilus californianus* mostró ser un buen indicador de las variaciones de Cd en el medio, ya que las variaciones en su concentración no se asociaron al Índice de Condición ni a largo ni a corto plazo. Además su respuesta a las variaciones entre días fué significativa.

LITERATURA CITADA

- Alexander, G.V. y D. R. Young. 1976. Trace metals in southern California mussels. *Mar. Pollut. Bull.* 7(1):7-9.
- Alvarez Borrego, S., G. Ballesteros Grijalva y A. Chee Barragán. 1975. Estudio de algunas variables fisicoquímicas superficiales en Bahía San Quintín, en verano, otoño e invierno. *Ciencias Marinas*, 2(2):1-9.
- Alvarez Borrego, S., y A. Chee Barragán. 1976. Distribución superficial de fosfatos y silicatos en Bahía San Quintín, B.C. *Ciencias Marinas*, 3(1):51-61.
- Alvarez Borrego, J. y S. Alvarez Borrego. 1982. Temporal and spatial variability of temperature in two coastal lagoons. *CalCOFI Rep.* XXIII:188-197.
- Amador Buenrostro, A. 1978. Análisis de vientos, corrientes y nivel del mar en una zona de surgencias cerca de Punta Colonet. Tesis de Maestría. CICESE, Ensenada, B.C., México, 32 pp.
- Amiard-Triquet, C., B. Berthet, C. Metayer y J.C. Amiard. 1986. Contribution to the ecotoxicological study of cadmium, copper and zinc in the mussel *Mytilus edulis*. II. Experimental study. *Mar. Biol.* 92:7-13.
- Atlas, E., S. Hager, L. Gordon y P.K. Park. 1971. A practical Manual of Use of Technicon Autoanalyzer in Seawater Nutrient Analysis. Oregon State University, Corvallis, Oregon. 49 pp.
- Bakun A. y C.S. Nelson. 1977. Climatology of upwelling related processes off Baja California. *CalCOFI Rep.* XIX:107-127.
- Barton, E.D. y M.L. Argote. 1980. Hydrographic variability in an upwelling area off northern Baja California in June 1976. *J. Mar. Res.* 38(4):631-649.
- Boalch, R., S. Chan y D. Taylor. 1981. Seasonal variation in the trace metal content of *Mytilus edulis*. *Mar. Pollut. Bull.* 12(8):276-280.

- Bender, M.L. y C. Gagner. 1976. Dissolved copper, nickel, and cadmium in the Sargasso Sea. *J. Mar. Res.* 34(3):327-339.
- Borchardt, T. 1983. Influence of food quantity on the kinetics of cadmium uptake and loss via food and seawater in *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.* 76:67-76.
- Borchardt, T., S. Burchert, H. Hablitzel, L. Karbe, y R. Zeitner. 1988. Trace metal concentrations in mussels: comparison between estuarine, coastal and offshore regions in the southeastern North Sea from 1983 to 1986. *Mar. Ecol.* 42:17-31.
- Boyden, C.R. 1974. Trace element content and body size in molluscs. *Nature*, 251:311-314.
- Boyden, C.R. 1977. Effect of size upon metal content of shellfish. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 57:675-714.
- Boyle, E.A., F. Sclater y J.M. Edmond. 1976. On the marine geochemistry of cadmium. *Nature*, 263:42-44.
- Bruland, K.W., K. Bertine, M. Koide y E.D. Godberg. 1974. History of metal pollution in Southern California coastal zone. *Environ. Sci. Technol.* 8:425-432.
- Bruland, K.W., G.A. Knauer y J.H. Martin. 1978. Cadmium in northeast Pacific waters. *Limnol. Oceanogr.* 23(4):628-625.
- Bryan, G.W. 1969. The absorption of zinc and other metals by brown seaweed *Laminaria digitata*. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* 49:225-243.
- Bryan, G.W. 1971. The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. *Proc. R. Soc. Lond.* B177, 389-410.
- Bryan, G.W. 1973. The occurrence and seasonal variation of trace metals in the scallops *Pecten maximus* (L.) and *Chlamys opercularis* (L.). *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* 53:145-166.
- Bryan, G.W. 1976. Heavy metal contamination in the sea. *Cap.* 3:185-302. *En: Marine Pollution.* R. Johnston (Ed.). London Academic Press.

- Bryan, G.W. y L.G. Hummerstone. 1973. Brown seaweed as an indicator of heavy metals in estuaries in south-west England. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 53:705-720.
- Butler, P.A., L. Andrén, G.J. Bonde, A. Jernelev y D.J. Reisch. 1971. Monitoring organisms. *FAO Fisheries Reports*, 99(1):101-112.
- Campbell, J.A., E.Y.L. Chan, J.P. Riley, P.C. Head y P.D. Jones. 1986. The distribution of mercury in the Mersey Estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 17(1):36-40.
- Clarkson, T.W. 1977. Mercury poisoning. pp. 189-200. En: *Clinical Chemistry and Chemical Toxicology of Metals*. Brown, S.S. (Eds.). Elsevier/North-Holland Biomedical Press. Amsterdam.
- Coleman, N. 1980. The effect of emersion on cadmium accumulation by *Mytilus edulis*. *Mar. Pollut. Bull.* 11(12):359-362.
- Coleman, N., T.F. Mann, M. Mobley y N. Hickman. 1986. *Mytilus edulis planulatus*: an "integrator" of cadmium pollution? *Mar. Biol.* 92:1-5.
- Cossa, D., E. Bourget, D. Pouliot, J. Piuze y J.P. Chanut. 1980. Geographical and seasonal variations in the relationship between trace metal content and body weight in *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.* 58:7-14.
- Cossa, D. y J.G. Rondeau. 1985. Seasonal, geographical and size-induced variability in mercury content of *Mytilus edulis* in an estuarine environment: a re-assessment of mercury pollution level in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. *Mar. Biol.* 88:43-49.
- Craig, J.P. 1980. Metal cycles and biological methylation. (A): 169-221. En: *Environmental Chemistry*, Vol. 1, O. Hutzinger (Ed.), Berlin: Springer-Verlag.
- Chávez de Nishikawa, A.G. y S. Alvarez Borrego. 1974. Hidrología de la Bahía de San Quintín, Baja California, en invierno y primavera. *Ciencias Marinas*, (1):31-62.
- Davies, A.G. 1978. Pollution studies with marine plankton. Part II. Heavy metals. *Adv. Mar. Biol.* 15:381-508.

- Dunstan, I.C., A. DeForest, y R. W. Pettis. 1980. *Mytilus edulis* as an indicator of trace metal pollution in naval dockyard waters with preliminary results from Williamston naval dockyard, Victoria, Australia. Rep. Mater. Res. Lab. (Aust.), 20 pp.
- Edler, L. 1979. Recommendations for marine biological studies in the Baltic Sea: phytoplankton and chlorophyll. National Swedish Env. Prot. Bd. Edler, L. (Ed.)
- Eganhouse, R.P. y D.R. Young. 1978. "In situ" uptake of mercury by the intertidal mussel, *Mytilus californianus*. Mar. Pollut. Bull. 9:214-217.
- FAO/WHO. 1972. Report of the Joint Expert Committee on Food Additives. World Health Org. Tech. Rep. Ser., No. 505.
- Farfán, B.C. y S. Alvarez Borrego. 1982. Contenidos de carbono y nitrógeno en zooplancton y pasto marino (*Zostera marina*) de Bahía San Quintín, Baja California. Ciencias Marinas, 8(1):125-133.
- Farrington, J.W. 1983. Bivalves as sentinels of coastal chemical pollution: The mussel (and oyster) watch. Oceanus, 26(2):18-26.
- Fimreite, N. 1979. Accumulation and effects of mercury on birds. pp. 601-627. En: Nriagu, J.O. (Ed.), The Biogeochemistry of Mercury in the Environment Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam.
- Fitzgerald, R.A., D.C. Gordon y R.E. Cranston. 1974. Total mercury in sea water in the northwest Atlantic ocean. Deep Sea Res. 21:139-144.
- Flores Muñoz G. y E.A. Gutiérrez Galindo. 1988. Metales traza biológicamente disponibles en la costa noroccidental de B.C. (en preparación).
- Fowler, S.W. y B. Oregioni. 1976. Trace metals in mussels from the N. W. Mediterranean. Mar. Pollut. Bull. 7(2):26-29.
- Fowler, S.W., M. Heyraud y J. La Rosa. 1978. Factors affecting methyl and inorganic mercury dynamics in mussels and shrimp. Mar. Biol. 46:267-276.

- Frenet-Robin, M. y F. Ottmann. 1978. Comparative studie of the fixation of inorganic mercury on the principal clay minerals and the sediments of the Loire Estuary. *Estuar. Coast. Mar. Sci.* 7:425-436.
- Friberg, L., M. Piscator, G.F. Nordberg y T. Kjellstrom. 1974. *Cadmium in the Environment*. 2da. Ed. CRC Press, Cleveland, Ohio.
- García Córdova, J. 1983. Variaciones hidrográficas y eventos de surgencia frente a Punta Colonet, B.C. en julio de 1980. UABC, Escuela Superior de Ciencias Marinas, Tesis Profesional, 116 pp.
- Gardner, D. 1975. Observations on the distribution of dissolved mercury in the ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 6(3):43-46.
- George, S.G. y T.L. Cooms. 1977. The effect of chelating agents on the uptake and accumulation of cadmium by *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.* 39:261-268.
- Gill, G.A. y W.J. Fitzgerald. 1985. Mercury sampling of open waters at the picomolar level. *Deep Sea Res.* 32(3):287-297.
- Goldberg, E.D. 1975. The mussel watch -a first step in global marine monitoring. *Mar. Pollut. Bull.* 6:111.
- Goldberg, E.D. 1976. Heavy metals. Cap. 5. pp. 97-116. En: *The health of the oceans*. The Unesco Press.
- Goldberg, E.D., V.T. Bowen, J.W. Farrington, G. Harvey, J.H. Martin, P.L. Parker, R.W. Risebrough, W. Robertson, E. Schneider, y E. Gamble. 1978. The mussel watch. *Envir. Conserv.* 5:101-125.
- Goldberg, E.D., M. Koide, V. Hodge, A.R. Flegal, y J. Martin. 1983. U.S. Mussel Watch: 1977-1978 Results on trace metals and radionuclides. *Estuar. Coastal and Shelf Sci.* 16:69-93.
- Gordon, M., G. Knauer, y J. Martin. 1979. The concentration and variability of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in intertidal samples of *Mytilus californianus* and *Macrocystis sp.* Intertidal Study of the Southern California Bight, 1977/1978 (Third year). 2(16.1):1-53.

- Gordon, M., G.A. Knauer y J.H. Martin. 1980. *Mytilus californianus* as a bioindicator of trace metal pollution: variability and statistical considerations. Mar. Pollut. Bull. 11:195-198.
- Grooves, R.D. 1977. Environmental studies. South Texas outer continental shelf biology and chemistry. Final Rpt. to BLM.
- Gutiérrez Galindo, E.A. y G. Flores Muñoz. 1986. Disponibilidad biológica de mercurio en las aguas de la costa norte de Baja California. Ciencias Marinas, 12(2):85-98.
- Gutknecht, J. 1965. Uptake and retention of cesium 137 and zinc 65 by seaweeds. Limnol. Oceanogr. 10:58-66.
- Haug, A. y D. Smidsrød. 1967. Strontium, calcium and magnesium in brown algae. Nature, 215:1167-1168.
- Haug, A., S. Melsom, y S. Omang. 1974. Estimation of heavy metal pollution in two Norwegian fjord areas by analysis of the brown algae *Ascophyllum nodosum*. Envir. Pollut. 7:173-193.
- Jakim, E., G. Morrison y R. Steele. 1977. Effects of environmental factors on radio-cadmium uptake by four species of marine bivalves. Mar. Biol. 40:303-308.
- Jones, C.J. y J.W. Murray. 1984. Nickel, cadmium and copper in the northeast Pacific off the coast of Washington. Limnol. Oceanogr. 29(4):711-720.
- Julshamn, K. 1981. Studies on major and minor elements in molluscs in western Norway. VII. The contents of 12 elements, including copper, zinc, cadmium and lead, in common mussel *Mytilus edulis* and brown seaweed, *Ascophyllum nodosum* relative to the distance from the industrial sites in Sörfjorden, inner Hardangerfjord. Fisk. Dir. Skr., Ser. Ernaring, 1(5):267-287.
- Knauer, G.A. y J.H. Martin. 1981. Phosphorus-cadmium cycling in northeast Pacific waters. J. Mar. Res. 39:66-76.
- Knauer, G.A. y J. Martin. 1973. Seasonal variations of cadmium, copper, manganese, lead, and zinc in water and phytoplankton in Monterey Bay, California. Limnol. Oceanogr. 18(4):597-604.

- Krey, J. 1950. Eine neue methode zur quantitativen bestimmung des planktons. Kieler Merresforschungen. 7:58-75.
- Lara Lara, J.R. y S. Alvarez Borrego. 1975. Ciclo anual de clorofilas y producción orgánica primaria en Bahía San Quintín, B.C. Ciencias Marinas, 2(1):77-96.
- Lara Lara, J. R., S. Alvarez Borrego y L.F. Small. 1980. Variability and tidal exchange of ecological properties in a coastal lagoon, Estuar. Coastal Mar. Sci. 2:613-637.
- Latouche, Y.D. y M.C. Mix. 1982. The effects of depuration, size and sex on trace metal levels in Bay Mussels. Mar. Pollut. Bull. 13(1):27-29.
- Lee, S.H., E.S. Kim, J.R. Oh y K.W. Lee. 1984. Heavy metals in the surface waters of Chinhae Bay during 1979-83. Bulletin of KORDI 6:7-12.
- Lignell, A., G.M. Roomans y M. Pedersén. 1982. Localization of Absorbed Cadmium in *Fucus vesiculosus* L. by X-ray microanalysis. Z. Pflanzenphysiol. Bd. 105.S. 103-109.
- Lindberg, S., P.M. Stokes, E. Goldberg y C. Wren. 1987. Mercury. Cap. 2. pp. 17-33. En: Lead, mercury, cadmium and arsenic in the Environment. T.C. Hutchinson y K.M. Meema (Eds). John Wiley & Sons Ltd.
- Lindberg, S.E. 1987. Emission and deposition of atmospheric mercury vapor. Cap. 8. pp. 89-106. En: Lead, mercury, cadmium and arsenic in the Environment. T.C. Hutchinson y K.M. Meema (Eds). John Wiley & Sons Ltd.
- Longhurst, A.R. 1981. Significance of spatial variability. Cap. 14:415-442. En: Analysis of marine ecosystems. Longhurst, A.R. (Ed). Academic Press, 729 pp.
- Lyngby, J.E. y H. Brix. 1987. Monitoring of heavy metal contamination in the Limfjord, Denmark, using biological indicators and sediment. Sci. Tot. Environ. 64:239-252.
- Lynn, R.J. y J.J. Simpson. 1987. The California Current System: The seasonal variability of its physical characteristics. J. Geophys. Res. 92:12947-12966.

- Martin, J.H., y W.W. Broenkow. 1975. Cadmium in plankton: elevated concentrations off Baja California. *Science*. 190: 884-885.
- Martin, J.H., K.W. Bruland y W.W. Broenkow. 1976. Cadmium transport in the California Current. Cap. 7. En: *Marine Pollutant Transfer*. H.L. Windom y R.A. Duce (Eds). 391 pp. Lexington Books, Massachusetts, Toronto.
- Martincic, D., H.W. Nürnberg, M. Stoeppler y M. Branica. 1984. Bioaccumulation of heavy metals by bivalves from Lim Fjord (North Adriatic Sea). *Mar. Biol.* 81:177-188.
- Millán Núñez, R. y S. Alvarez Borrego. 1982. Effects of physical phenomena on the distributions of nutrients and phytoplankton productivity in a coastal lagoon. *Estuar. Coast. Shelf Sc.* 15:317-335.
- Nauen, C.C. 1983. *Compilation of Legal Limits for Hazardous Substances in Fish and Fishery Products, Food and Agriculture Organization of the United Nations.*
- Nie, N.H., D.H. Bent, y C.H. Hull. 1970. *Statistical package for the social sciences.* McGraw-Hill, San Francisco. 343 pp.
- Nordberg, G.F. y S. Skerfving. 1972. Metabolism. Cap. 4. pp. 29-91. En: *Mercury in the environment.* Friberg, L. y J. Vostal (Eds.) Cleveland, Ohio, CRC Press, 215 pp.
- Orren, M.J., G.A. Eagle, H.F.K.O. Herring, y A. Green. 1980. Variations in trace metal content of the mussel *Choromytilus meridionalis* (Kr.) with season and sex. *Mar. Pollut. Bull.* 11:253-257.
- Quellette, T.R. 1978. Seasonal variation of trace metals and the major inorganic ions in *Mytilus californianus*. Master of Arts in Biological Sciences Thesis; California State Univ., Hayward, California. 74 pp.
- Pentreath, R.J. 1973. The accumulation from water of ^{65}Zn , ^{54}Mn , ^{59}Co and ^{59}Fe by the mussel *Mytilus edulis*. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 53:127-143.
- Peterson, R.E. 1977. A study of suspended particulate matter: Artic Ocean and Northern Oregon Continental Shelf. Ph.D. Thesis, Oregon State University, Corvallis, Oregon. 122 pp.

- Phillips, D.J.H. 1976a. The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. I. Effects of environmental variables on uptake of metals. Mar. Biol. 38:59-69.
- Phillips, D.J.H. 1976b. The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. II. Relationships of metals in the mussel to those discharged by industry. Mar. Biol. 38:71-80.
- Phillips, D.J.H. 1977. Effects of salinity on the net uptake of zinc by the common mussel *Mytilus edulis*. Mar. Biol. 41:79-88.
- Phillips, D.J.H., G.B. Thompson, H.M. Gabuje y C.T. Ho. 1983. Trace metals of toxicological significance to man in Hong Kong seafood. Environ. Pollut. 3(1):27-45.
- Popham, D.F. y J.M. D'Auria. 1981. Statistical models for estimating seawater metal concentrations from metal concentrations in mussels (*Mytilus edulis*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 27:660-670.
- Popham, D.F. y J.M. D'Auria. 1983. Statistical approach for deciding if mussels (*Mytilus edulis*) have been collected from a water body polluted with trace metals. Environ. Sci. Technol. 17(10):576-582.
- Preston, E.M. 1971. The importance of ingestion in chromium-51 accumulation by *Crassostrea virginica*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 6:47-54.
- Preston, A., D.J. Jefferies, J.W.R. Dutton, B.R. Harvey y A.K. Steele. 1972. British Isles coastal waters: The concentrations of selected heavy metals in sea water. Suspended matter and biological indicators - a pilot survey. Environ. Pollut. 3:69-82.
- Purves, D. 1977. Trace element contamination of the Environment. Cap. 1. Elsevier Ed. 260 pp.
- Reid, V.L., G.L. Roden y J.G. Wyllie. 1958. Studies of the California current system. CalCOFI. Rep. 1 July 1956 -1 January 1958, 29-57.
- Ritz, D.A., R. Swain y N.G. Elliott. 1982. Use of the mussel *Mytilus edulis planatulus* (Lamarck) in monitoring heavy metal levels in seawater. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 33:491-506.
- Seeliger, U. y P. Edwards. 1977. Correlation coefficients

- and concentration factors of copper and lead in seawater and benthic algae. Mar. Pollut. Bull. 8:16-19.
- Shulz-Blades, M. 1974. Lead uptake from sea water and food and lead loss in the common mussel *Mytilus edulis*. Mar. Biol. 25:177-193.
- Smith, R. L. 1968. Upwelling. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 6-1146.
- Sokal, R.R. y F.J. Rohlf. 1979. Biometría. H. Blume Ed. España. 832 pp.
- Stainton, M.P. 1971. Syringe procedure for transfer of nanogram quantities of mercury vapor for flameless atomic absorption spectrophotometry. Anal. Chem. 43:625-627.
- Stauffer, D.F., E.D. Garton y R.K. Steinhorst. 1985. A comparison of principal components from real and random data. Ecology, 66(6):1693-1698.
- Stephenson, M.D., M. Martin, S.E. Lange, A.R. Flegal y J.H. Martin. 1979. California Mussel Watch 1977-78. Vol. II. Trace metals concentrations in the California mussel *Mytilus californianus*. Water Quality Monitoring Rept. No. 79-22.
- Stephenson, M.D., S.L. Coale, M. Martin y J.H. Martin. 1980. Trace metals concentrations in the California mussel, *Mytilus californianus*, and the bay mussel, *M. edulis*, along the California coast and selected harbors and bays. California Mussel Watch 1979-1980. Part I. Water Quality Monitoring Rept. No. 80-8.
- Torres Moye, G. y M.J. Acosta Ruiz. 1986. Algunas propiedades químicas indicadoras de eventos de surgencias costeras y de la contracorriente subsuperficial en un área cercana a Punta Colonet, Baja California. Ciencias Marinas, 12(3):10-25.
- Venrick, E.L. y T.L. Hayward. 1984. Determining Chlorophyll on the 1984 CalCOFI surveys. CalCOFI Rep. Vol. XXV.
- Vostal, J. 1972. Transport and transformation of mercury in nature and possible routes of exposure. Cap. 3. pp. 15-27. En: Mercury in the environment. Friberg, L. y J. Vostal (Eds.) Cleveland, Ohio, CRC Press, 215 pp.

- Wallace, G.T. Jr., D.L. Seibert, S.M. Holzknicht y W.H. Thomas. 1982. The biogeochemical fate and toxicity of mercury in controlled experimental ecosystems. *Estuar. Coastal and Shelf Sci.* 15:151-182.
- Widdows, J., P. Fieth y C.M. Worrall. 1979. Relationships between seston, available food and feeding activity in the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.* 50:195-207.
- WHO. 1976. Environmental Health Criteria. 1. Mercury. World Health Organization, Geneva: 131 pp.
- Windom, H., F. Taylor y R. Stickney. 1973. Mercury in North Atlantic plankton. *J. Cons. Int. explor. Mer.* 35:18-21.
- Wittmann, G. 1981. Toxic metals. Cap. B. en: Metal Pollution in the Aquatic Environment. U. Forstner y G.T.W. Wittmann (Eds.) Berlin: Springer-Verlag, 486 pp.
- Wooster, W.S. y J.L. Reid Jr. 1963. Eastern boundary currents. En: *The Sea* 2:253-280. M.N. Hill (Eds.) Interscience N.Y. 554 pp.
- Yentsch, C.S. y D.W. Menzel. 1963. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep Sea Res.* 10:221-231.