

INDICE

	Página
GLOSARIO	I
RELACION DE TABLAS	III
RELACION DE FIGURAS	III
RELACION DE DIAGRAMAS	IV
CONTENIDO ANEXO 1	IV
CONTENIDO ANEXO 2	IV
RESUMEN	VI
INTRODUCCION	1
ANTECEDENTES	6
JUSTIFICACION	9
OBJETIVOS	10
AREA DE ESTUDIO	II
METODOLOGIA	13
Trabajo de campo	13
Trabajo de laboratorio	13
Análisis de los datos	17
RESULTADOS	19
Marco ambiental de la región costera y central	19
Marco químico de la región costera y central	26
Composición específica del microfitoplancton en la región costera	32
Grupos fitoplanctónicos	32
Participación del grupo de los dinoflagelados	34
Dinoflagelados potencialmente tóxicos en la comunidad fitoplanctónica total	34
Especies potencialmente tóxicas	38
Asociación entre especies de dinoflagelados	38
Ficotoxinas y su relación con los dinoflagelados potencialmente tóxicos	41
DISCUSION	44
CONCLUSION	55
RECOMENDACIONES Y SUGERENCIAS	56
LITERATURA CITADA	57
ANEXO 1	65
ANEXO 2	71

GLOSARIO

Asociación: Unidad principal en la ecología de comunidades, caracterizada por la uniformidad esencial de la composición de especies.

Anoxia: Ausencia de oxígeno.

Bioensayo: Estimación cuantitativa de sustancias biológicamente activas **por la** intensidad de su acción sobre organismos vivos en condiciones estandarizadas.

Ciguatera: Intoxicación causada por el consumo de peces contaminados con toxinas, como la ciguatoxina y la maitotoxina. Estas potentes toxinas liposolubles son producidas por especies de dinoflagelados bentónicos como *Gambierdiscus toxicus*.

El Niño: Originalmente por este término se conocía a la corriente que modera las bajas temperaturas superficiales del mar frente a las costas del Perú, Chile y Ecuador. Actualmente se refiere al fenómeno que ocasiona la invasión anormal de aguas cálidas del trópico hacia latitudes más altas en ambos hemisferios y que afecta las costas del Pacífico Oriental. Esta invasión es el producto del desequilibrio de la interacción océano-atmósfera, el cual debilita a los vientos alisios del Este e invierte el gradiente de presión atmosférica, ocasionando así el engrosamiento de la capa oceánica superficial cálida en el oriente, como resultado del avance de la onda kelvin, la cual viaja a América, dirigiéndose hacia Alaska en el hemisferio norte y hacia Ecuador y Chile en el hemisferio sur.

Espora: Cuerpo reproductor que se separa del progenitor y da origen a un nuevo individuo. Se utilizan como mecanismos de dispersión en algunas especies o para la supervivencia durante períodos desfavorables.

Ficotoxina: (phyco=alga) Toxinas producidas por algunas especies de algas. En el fitoplancton las especies productoras de toxinas son principalmente dinoflagelados.

Florecimiento: Altas concentraciones de fitoplancton causada por la multiplicación masiva o gradual de los organismos en ciertas áreas. Es un fenómeno predecible, que se produce por varias especies presentes simultáneamente y cuya duración va a depender de la concentración de nutrientes en la zona eufótica y con el estado de turbulencia en la columna de agua.

Heterótrofo: Organismos que requieren un suministro de material orgánico (alimento) del medio en que vive para elaborar sus propios componentes orgánicos.

Hipoxia: Deficiencia de oxígeno. Concentraciones de oxígeno por debajo de los 2 ml l⁻¹ en el agua marina se consideran hipóxicas.

Marea Roja: Concentración masiva monoespecífica, impredecible y esporádica del fitoplancton que llega a teñir grandes extensiones marinas de rojo, café, ocre o amarillo; aunque en ocasiones no manifiesta color aparente. Su duración es irregular, es favorecida por la estabilidad de la columna de agua y no necesariamente tiene una relación con el contenido de nutrientes. Se les clasifica como de tipo tóxico y no tóxico, dependiendo de las especies que la formen, sin embargo, algunas especies a pesar de

ser inocuas se les considera nocivas porque en elevadas concentraciones pueden llegar a producir condiciones que propician mortandades masivas de peces y organismos bentónicos por disminución en la concentración de oxígeno, liberación de **polímeros** u oclusión de branquias en peces y moluscos. Se le conoce también como “purga de mar”, “discoloración”, “florecimiento **algal** nocivo” (**FAN**) y “aguaje”.

Quiste: Fase de reposo en algas unicelulares, caracterizada generalmente por la envoltura especial protectora y por la acumulación de material de reserva.

Surgencia: Movimiento ascendente de agua subsuperficial hacia capas superficiales provocado por la acción de viento paralelo a la costa, el agua de surgencia se caracteriza por ser fría, rica en nutrientes y con baja concentración de oxígeno disuelto.

Toxina: Sustancia venenosa que produce alteraciones orgánicas en los organismos .

Toxina anmésica: Derivada del ácido domoico. Varias especies del género *Pseudonitzschia* están involucradas en la producción de este tipo de toxinas. Las siglas ASP (**A**mnestic **S**hellfish **P**oisoning) comunmente son utilizadas para referirse a este tipo de toxinas.

Toxinas diarreicas: Derivadas del ácido ocadaico y las dinofisistoxinas. ambas liposolubles, que provocan daños a nivel intestinal. Al género *Dinophysis* se le involucra como productor de estas toxinas. Las siglas DSP (**D**iarrhetic **S**hellfish **P**oisoning) comunmente son utilizadas para referirse a este tipo de toxinas.

Toxinas neurotóxicas: Derivadas de la brevetoxina, que es liposoluble y principalmente ictiotóxica. Se ha involucrado a *Ptychodiscus brevis* (*Gymnodinium breve*) en la producción de este tipo de toxinas. Las siglas NSP (**N**eurotoxic **S**hellfish **P**oisoning) comunmente son utilizadas para referirse a este tipo de toxinas.

Toxinas paralíticas: Derivadas de la saxitoxina y la gonyaulotoxina hidrosolubles, que actúan como bloqueadores axonales, específicamente en el flujo de sodio que genera el potencial de acción de membranas excitables. El género *Alexandrium* produce este tipo de toxinas. Las siglas PSP (**P**aralytic **S**hellfish **P**oisoning) comunmente son utilizadas para referirse a este tipo de toxinas.

Unidad Ratón: Cantidad mínima de veneno requerida para matar un ratón de 20 gramos, en 15 minutos, al ser suministrado por vía intraperitoneal 1 mililitro de extracto del molusco bivalvo.

RELACION DE TABLAS

	Página
Tabla 1. Clasificación de las ficotoxinas en base a su efecto tóxico en el hombre	5
Tabla 2. Ejemplos de trabajos de investigación sobre especies tóxicas y brotes de intoxicación en humanos	6
Tabla 3. Ejemplos de algunas mareas rojas de tipo tóxico en México	8
Tabla 4. Porcentaje de solubilidad de oxígeno en el área costera y estaciones centrales de marzo a diciembre de 1993.....	23
Tabla 5. Abundancia de los grupos que constituyeron la comunidad microfitoplanctónica de las áreas costeras en Bahía Concepción, durante 1993	33
Tabla 6. Dominancia de los géneros y especies del microfitoplancton en términos de su porcentaje de participación en la densidad celular total	32
Tabla 7. Porcentaje de participación de las especies que componen al grupo de los dinoflagelados potencialmente tóxicos	37

RELACION DE FIGURAS

Figura 1. Localización del área de estudio y estaciones de muestreo	12
Figura 2. Curva de correlación entre los equivalentes de saxitoxina y unidades ratón	16
Figura 3. Variación mensual de la temperatura (°C) en el área costera y central, marzo de 1993 a mayo de 1994	20
Figura 4. Perfiles verticales de temperatura para las estaciones centrales norte y sur. La estación sur contiene datos de 1994 en los meses de marzo y abril.....	21
Figura 5. Variación en la concentración de oxígeno disuelto (ml l^{-1}) en la zona central y costera, de marzo de 1993 a mayo de 1994	24
Figura 6. Perfil vertical de oxígeno disuelto para las estaciones centrales norte y sur. Los datos corresponden a 1993 y marzo de 1994	25
Figura 7. Variación en la concentración de fosfatos ($\mu\text{g-at l}^{-1}$) en el área costera y central durante 1993	27

Figura 8. Perfil vertical de fosfatos en las estaciones centrales norte y sur, durante 1993	28
Figura 9. Variación en la concentración de nitratos ($\mu\text{g-at l}^{-1}$) en el área costera y central, durante 1993	30
Figura 10. Perfil vertical de nitratos en las estaciones centrales norte y sur, durante 1993	31
Figura 11. Porcentaje de participación de los grupos componentes de la comunidad microfitoplanctónica en las estaciones A-SI y REM	35
Figura 12. Participación de los dinoflagelados potencialmente tóxicos en las áreas costeras A-SI y REM	36
Figura 13. Similitud de las áreas costeras de acuerdo a la composición de especies de dinoflagelados durante marzo de 1993	39
Figura 14. Asociación entre las especies del grupo de dinoflagelados, durante marzo 1993	40
Figura 15. Niveles de ficotoxinas en <i>Argopecten circularis</i> , expresadas en unidades ratón (UR) en las diferentes estaciones de muestreo	42
Figura 16. Ejemplo de la coincidencia entre los niveles de ficotoxinas y la abundancia de especies potencialmente tóxicas en A-SI y REM durante marzo y junio de 1993	43

RELACION DE DIAGRAMAS

Diagrama 1. Condiciones hidrográficas, climáticas y biológicas que propician la formación de una marea roja	3
Diagrama 2. Condiciones hipotéticas que propician la presencia de dinoflagelados tóxicos en Bahía Concepción, durante 1993	48

CONTENIDO ANEXO 1

Tabla 1. Lista general de especies por área de muestreo (marzo de 1993).....	66
Tabla 2. Lista general de especies por área de muestreo (junio de 1993).	68
Tabla 3. Lista general de especies por área de muestreo (septiembre de 1993)	69
Tabla 4. Lista general de especies por área de muestreo (diciembre de 1993).....	70

CONTENIDO ANEXO 2

Figura 1. Promedios mensuales de temperatura ambiente durante 1993. La medición de este parámetro se realizó a las 08:00 hrs. diariamente en la estación meteorológica de Mulegé de la Comisión Nacional del Agua	72
Figura 2. Precipitación total mensual registrada en la estación meteorológica de Mulegé de la Comisión Nacional del Agua	72
Figura 3. Dirección de los vientos en Bahía Concepción durante 1993. Cada número representa consecutivamente los meses del año (Información obtenida en la CNA).....	73
Figura 4. Patrón de velocidad de los vientos en 1993. Datos obtenidos de la estación Mulegé de la CNA	73
Figura 5. Volúmenes de producción de almeja catarina en Bahía Concepción (Delegación Federal de Pesca en B. C. S.)	74
Tabla 1. Mortandades masivas de almeja catarina (<i>A. circularis</i>) en Baja California Sur.....	74

RESUMEN.

Con el fin de obtener **información** sobre la interacción entre ambiente-dinoflagelados-actividad de ficotoxinas, se **realizó** en Bahía Concepción (región costera), un registro de las variables fisicoquímicas y se colectaron muestras de fitoplancton y almeja catarina, durante marzo, junio, septiembre y diciembre de 1993. El análisis cualitativo y cuantitativo del componente **fitoplantónico** permitió establecer que las especies potencialmente tóxicas durante los picos de máxima abundancia de dinoflagelados fueron *Dinophysis caudata*, *Ceratium furca*, *Prorocentrum micans* y *Prorocentrum compressum*. Comparando esta información con las variables ambientales (temperatura, oxígeno disuelto y nutrientes), al parecer, el inicio de la estratificación en la columna de agua y las bajas concentraciones de nutrientes, actuaron como los mecanismos que **permitieron** la presencia masiva de estas especies a principios de la primavera de 1993. Con la metodología para la **extracción** de toxinas paráliticas (el bioensayo **en** ratón), se evidenció la actividad de éstas en la almeja **catarina** durante marzo y junio, con niveles que sobrepasaron la norma de 400 UR (límite máximo permisible para el consumo de moluscos). Esta información coincidió con la presencia de especies potencialmente tóxicas y no se descarta la posibilidad de que exista actividad de toxinas **diarreicas** y ciguatoxinas, debido a que se encontraron en el área especies relacionadas.

ABSTRACT.

The physicochemical variables **in** Concepcion Bay (**coastal region**) were **recorded** to obtain information about the interaction between the environment, dinoflagellates, shellfish, and phycotoxin activity. Phytoplankton and scallops were **collected** during **March**, June, September and December of 1993. Quantitative and qualitative assays of the phytoplanktonic fraction established that during the highest peaks of dinoflagellate abundance, the potentially toxic **species** were *Dinophysis caudata*, *Ceratium furca*, *Prorocentrum micans* y *P. compressum*. Comparing **this** information with environmental variables (temperature, dissolved oxygen and nutrients), we believe that the beginning of stratification **in** the water **column combined** with a low nutrient concentration permitted these species to bloom **in** the beginning of spring of 1993. By extracting the paralytic toxins (**using mice** bioassays), the toxic activity **in catarina clams** was shown to **exceed** 400 MU, the maximum **level** allowed for the **human** consumption of **clams**. These toxin **levels** are strongly related to the **presence** of potentially harmful dinoflagellates and other kinds of toxins could be present like diarrhetic **toxins** and ciguatoxins, for the **presence in** the **area of species** related with this toxins.

Translated by **IBq**. Angel Carrillo and Dr. **Roy** Bowers.

1. INTRODUCCION

Los florecimientos **algales** masivos de tipo tóxico o mareas rojas tóxicas constituyen fenómenos naturales que se han manifestado a lo largo de la historia. Sin embargo, en la época actual su impacto en la acuicultura, pesquerías y salud humana, se ha incrementado y extendido a **nivel mundial debido a la eutroficación, a los cambios meteorológicos a gran escala y el incremento en la utilización de las aguas costeras para la acuicultura y el transporte de quistes ocasionado por el movimiento de las balsas y la transferencia de stocks de moluscos de un área a otra** (Steidinger, 1983; Hallegraeff, 1992, 1993; Shumway, 1989, 1990, 1992, Ledoux y Marcaillou-Lebaut, 1994). Anualmente y a escala global se han registrado alrededor de 2000 casos de intoxicación por ficotoxinas, con un porcentaje de mortalidad del 15% (Hallegraeff, 1993).

Es por ello que durante los últimos años la comunidad científica ha enfocado su atención al estudio de estos florecimientos, dirigiendo su investigación a aspectos como: a) el registro de los eventos y su descripción; b) la identificación de especies y biodiversidad; c) mecanismos y modelos de florecimientos **algales**; d) el desarrollo de programas de evaluación y seguimiento; e) los mecanismos de producción de toxinas, toxicidad y bioacumulación; y f) el impacto en la acuicultura, pesquerías y salud pública. Todo esto, teniendo como objetivo principal el lograr en un futuro tratar de controlar dichos eventos nocivos para disminuir su impacto ecológico, económico y social.

En la actualidad, los resultados de las investigaciones sobre fitoplancton tóxico, así como de las variables biológicas y ambientales que propician los florecimientos masivos y los estudios de las toxinas, han permitido establecer que de las 5000 especies que componen la diversidad fitoplanctónica en los océanos, 300 son formadoras de mareas rojas, 40 de las cuales tienen la capacidad de producir ficotoxinas (Hallegraeff, 1993). La mayoría de estas especies están asociadas al grupo

de dinoflagelados, especialmente a los géneros *Prorocentrum*, *Dinophysis*, *Amphidinium*, *Gymnodinium*, *Ptychodiscus*, *Protogonyaulax*, *Alexandrium*, *Ostreopsis*, *Gambierdiscus* y *Pyrodinium* (Steidinger, 1983). Sin embargo, recientemente se ha comprobado que diatomeas como *Pseudonitzschia pungens f. multiseriis* (Bates et al., 1989 y Bates et al., 1991), *P. australis* (Buck et al., 1992), *Rhizosolenia* c.f. *chunii* (Landgdon y Huisman, 1989); flagelados como *Prymnesium parvum*, *P. patelliferum*, *Chrysochromulina polylepis*, *C. leadbeateri* (Meldahl, et al., 1993, Meldahl et al., 1995); cianobacterias como *Oscillatoria erythraea* (Han y Capra, 1992) y bacterias asociadas a dinoflagelados, entre otros grupos, participan en la producción de toxinas (Silva, 1990; Kodama et al., 1990; Rausch y Lassus, 1991),

Entre los elementos desencadenantes de los florecimientos algales nocivos, Shumway (1989 y 1990) propone el enriquecimiento de elementos nutrientes en el ambiente marino, el decremento de la presión de pastoreo de la especie en cuestión, los cambios meteorológicos a gran escala (disminución de la capa de ozono, el efecto de invernadero, el fenómeno de “El Niño”, entre otros), las surgencias, el aporte de aguas continentales y la incursión al ambiente marino de contaminantes (desechos industriales, domésticos y de la agricultura). Por otro lado, Carreto et al., (1981), ponen en duda la idea de considerar a la contaminación como un posible disparador de estos fenómenos, toda vez que estos se han venido manifestando a lo largo de la historia y sugieren que tal vez ésta actúe sólo como un factor amplificador del fenómeno. El diagrama 1 esquematiza la interacción de algunos elementos bióticos y abióticos que llegan a propiciar la formación de florecimientos algales masivos o mareas rojas (en este caso de tipo tóxico), donde la estratificación en la columna de agua, debida a diferentes procesos físicos, se contempla como una condición principal para la presencia de las mareas rojas (Margalef, 1989). A su vez, existe un ambiente químico particular (disponibilidad de nutrientes, factores de crecimiento) que propicia el crecimiento de la especie, ya sea activando a los quistes (Steidinger, 1975 y 1983) ó estimulando la división celular en los organismos, esto permite que se alcance una gran biomasa y una limitación en su distribución provocando su acumulación. Los

efectos de una marea roja se definen por dos vías: su toxicidad y por el abatimiento de oxígeno disuelto debido al incremento de las tasas de degradación de materia orgánica (Lassus, 1988).

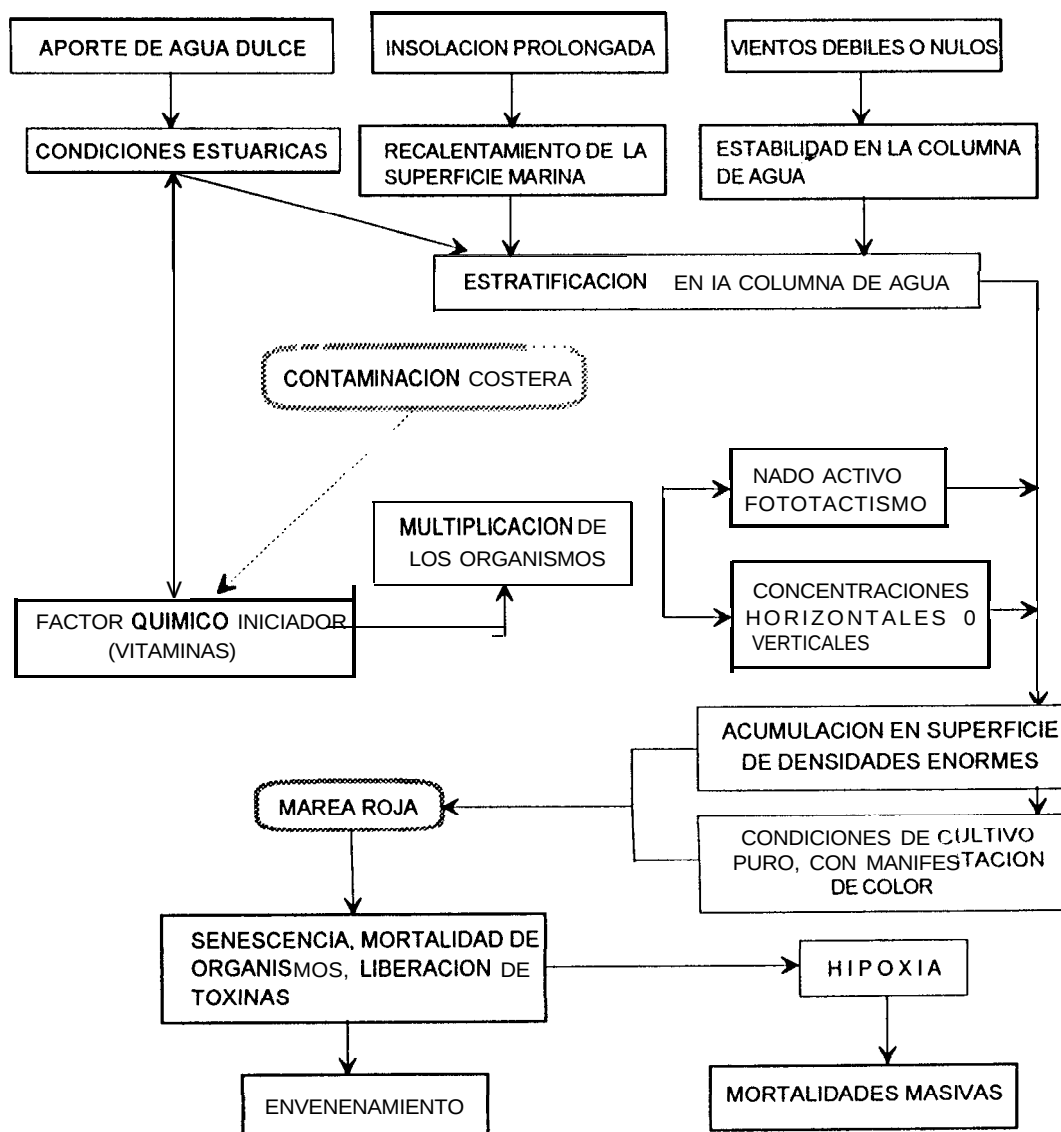


Diagrama 1. Condiciones hidrográficas y climáticas que propician la formación de una marea roja (Lassus, 1988; adaptado de Wyatt, 1973).

Por otro lado, el impacto del fitoplancton tóxico en moluscos es el más estudiado debido a que este tipo de fenómenos han venido ocasionando pérdidas millonarias en la pesquería y acuicultura a nivel mundial (Shumway, 1990). Las investigaciones se dirigen a conocer el efecto de las algas tóxicas sobre especies de importancia comercial como ostiones (Shumway, et al., 1990), mejillones (Shumway, 1992) y pectínidos (Shumway y Cembella, 1993), contemplando aspectos como: la respuesta de los moluscos ante la presencia de fitoplancton tóxico (Gainey y Shumway, 1988); defensa química contra toxinas (Kvitek y Beitler, 1988; Cembella et al., 1994); depuración de toxinas (Blogoslawski, 1988); efectos de las toxinas en el crecimiento y la supervivencia (Luckenbach et al., 1993); distribución anatómica y espacio-temporal de las toxinas (Cembella et al., 1993); tasas de acumulación de toxinas (Shumway et al., 1994), entre otras.

A las ficotoxinas se les clasifica de acuerdo a su efecto tóxico en el hombre como parálíticas (PSP), amnésicas (ASP), diarreicas (DSP) y neurotóxicas (NSP), cuyo vector principal son los moluscos; las ciguatoxinas (CTX) son acumuladas por peces que al ser consumidos por humanos produce la enfermedad conocida como ciguatera (Holmes, 1992). Las toxinas atacan principalmente al sistema nervioso periférico, alterando el transporte de iones en las membranas excitables y actúan como inhibidores metabólicos (Hall, 1991). La tabla 1 resume sus características, las especies fitoplanctónicas involucradas y los síntomas de intoxicación en humanos.

Dada la importancia de todo lo anteriormente expuesto, en el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIBNOR) desde 1992 se inició el desarrollo de un programa de investigación y de evaluación sistemática de la actividad de ficotoxinas en moluscos de importancia comercial en el área de Bahía Concepción. Como parte de este programa y con el fin de contribuir con información que permita explicar las causas por las cuáles se ha detectado dicha actividad, e identificar los elementos básicos ambientales que propician la presencia de especies tóxicas; la presente investigación involucra la detección de especies potencialmente tóxicas (principalmente dinoflagelados) y su relación con las condiciones ambientales

imperantes, así como con la actividad de ficotoxinas en la almeja catarina *Argopecten circularis*, durante 1993.

TIPO DE TOXINA	EJEMPLO DE ESPECIES INVOLUCRADAS	SINTOMATOLOGIA
TOXINA PARALITICA - Saxitoxina - Neosaxitoxina - Gonyaulatoxina	<i>Alexandrium catenella</i> <i>A. acatenella</i> <i>A. cohorticula</i> <i>A. fundyense</i> <i>A. minutum</i> <i>A. tomarense</i> <i>Gymnodinium catenatum</i> <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>compressum</i>	Sensación de hormigueo y adormecimiento de labios, extendiéndose al cuello y cara. Náuseas, dolor de cabeza, vómito , picazón en dedos de manos y pies; hasta parálisis muscular ; estado de shock y muerte por paro respiratorio.
TOXINA DIARREICA - Ac. ocadaico - Dinofisistoxina - Pectenotoxinas - Yessotoxinas	<i>Dinophysis</i> spp <i>D. acuminata</i> <i>D. fortii</i> <i>?Prorocentrum</i> sp	Diarrea, náusea, vómito y dolor abdominal. Una exposición crónica promueve la formación de tumores en el sistema digestivo.
TOXINA AMNESICA - Ac. Domoico	<i>Pseudonitzschia pungens</i> f. <i>multiseries</i> <i>P. pseudodelicatissima</i> <i>P. pseudoseriata</i> <i>P. australis</i> <i>Amphora coffaeiformis</i>	Náusea, vómito , diarrea, calambres abdominales hasta pérdida de la sensación de dolor profundo, alucinaciones, vértigo , pérdida de la memoria por corto tiempo y aprehensión . A diferencia de otras toxinas el daño cerebral parece ser irreversible.
IEUROTOXINA - Brevetoxinas	<i>Gymnodinium breve</i> <i>(Ptychodiscus breve)</i>	La acumulación de este tipo de toxina hasta ahora se desconoce en escalopas y no ha sido confirmada ninguna intoxicación en humanos. La sintomatología es parecida a la intoxicación por PSP.
HIGUATERA - Ciguatoxina - Maitotoxina	<i>Gambierdiscus toxicus</i> <i>?Ostreopsis siamensis</i> <i>O. lenticularis</i> <i>?Prorocentrum lima</i>	Diarrea, dolor abdominal, náusea, vómito , hasta adormecimiento y hormigueo en manos y pies. Aberraciones sensoriales. Disminución en la presión cardíaca y paro respiratorio. Los síntomas neurológicos pueden permanecer.
ENVENENAMIENTO POR TOXINAS DE CIANOBACTERIAS	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Nodularia spumigera</i>	Se identifican como productores de teratógenos y promotores para la formación de tumores.

Tabla 1. Clasificación de las ficotoxinas en base a su efecto tóxico en el hombre (Hall, 1991, Sournia et al., 1991; Hallegraef, 1993 y Shumway, 1990). El signo de interrogación indica toxicidad no confirmada.

2. ANTECEDENTES

Cada vez es más frecuente la publicación de trabajos respecto a la presencia del fitoplancton tóxico y de brotes de intoxicación por ficotoxinas alrededor del mundo. En la tabla 2 y por dar un ejemplo, se describen algunos de éstos, enfatizando la dirección de sus investigaciones.

FUENTE	DIRECCION DE LA INVESTIGACION
Delgado et al., 1990.	Se describe el desarrollo de un florecimiento tóxico de <i>Alexandrium minutum</i> en Sant Charles de la Ràpita en el mediterráneo Occidental.
Shumway, 1990	Compila los florecimientos algales tóxicos a escala mundial. Discute sus efectos y propone medidas de regulación económica, pesquera y sanitaria.
Shumway et al., 1990.	Considera el impacto de los florecimientos tóxicos sobre la pesquería y acuicultura de ostión.
Lassus et al., 1991.	Consideran los florecimientos <i>Dinophysis</i> y sus efectos tóxicos por DSP en las costas francesas.
Hallegraeff, 1993.	Describe el aparente incremento global de los florecimientos nocivos en la región de Australia y su impacto en peces.
Negri et al., 1992.	Describen un florecimiento de <i>Gyrodinium c.f. aureolum</i> en el mar argentino, considerando aspectos de la comunidad fitoplanctónica y los factores condicionantes.
Lassus et al., 1993	Se estudia la influencia de los vientos para la formación de florecimientos masivos de <i>Dinophysis acuminata</i> en Francia.
Bodenau, 1993.	Describe las mareas rojas de la Bahía Mamaia, Mar Negro.
Shumway y Cembella, 1993.	Mide el impacto de las especies tóxicas sobre la acuicultura y pesquerías de pectínidos.
Franca et al., 1993.	Se aísla a <i>Gymnodinium catenatum</i> de las costas de Portugal, considerando desarrollo, toxicidad y ultraestructura.
Fukuvo et al., 1993.	Se registra por primera vez a <i>G. catenatum</i> en la Bahía de Manila, en Filipinas.

Tabla 2. Ejemplos de trabajos de investigación sobre especies tóxicas y brotes de intoxicación en humanos.

Hasta 1970, los florecimientos de fitoplancton productor de toxina parálitica (PSP), como *Alexandrium tamarense* y *A. catenella*, solamente eran conocidos en las aguas templadas de Europa, América del Norte y Japón (Dale y Yentsch, 1978); sin embargo, para 1990, la presencia de PSP también ha sido registrada en el hemisferio sur, en Africa del Sur, Australia, India, Tailandia, Brunei, Sabah, Filipinas y Papua en Nueva Guinea, involucrándose además a otras especies como *A. cohorticula* y *A. minutum*, *Gymnodinium catenatum* y *Pyrodinium bahamense* var. *compressum*. Aunque cabe mencionar que algunos autores dudan si este aparente incremento

global es real o no, ya que a raíz del daño económico en la acuicultura y pesquerías, ha crecido el interés en el estudio de estos fenómenos.

En México y de acuerdo con los relatos de Alvar Núñez Cabeza de Vaca, desde antes de la colonia ya se conocía el peligro de ingerir moluscos extraídos al comienzo del año, época en que aparecían las mareas rojas y en que se prohibía comer mariscos (Balech, 1977, López, 1978). Actualmente, Cortes (1994) considera que en las costas de nuestro país estos eventos crecen junto con el incremento de la población y la eutroficación de las zonas costeras. En la tabla 3, se resumen algunos casos de florecimientos **algales** de tipo tóxico en México, una **revisión** más detallada puede consultarse en Cortés et al., en prensa a.

Las especies de dinoflagelados que han sido consideradas como tóxicas en los litorales del Pacífico Mexicano son *Gonyaulax polyedra*, *G. polygramma*, *Gymnodinium cafenafum* y *Pyrodinium bahamense*, mientras que en el Golfo de México son *Ptychodiscus brevis* (Hernández, 1993), *D. caudata*, así como la diatomea *Pseudonitzschia pungens* f. *multiseries* (Dickey et al., 1992).

Para el caso específico del Golfo de California, las mareas rojas son fenómenos frecuentes; Hernán Cortés lo bautizó con el nombre de Mar Bermejo, debido a que su coloración es producto del florecimiento cíclico de dinoflagelados en esta zona de surgencias y de alta producción primaria (Martínez y Hernández, 1991); siendo *Gymnodinium cafenafum* y *Gonyaulax catenella*, las típicas especies formadoras de mareas rojas de tipo tóxico en el Golfo de California (Green y Cortés, 1987, Cortés et al., en prensa b). Además de esta información existen trabajos como los de Gilmartin y Revelante, 1978; Gárate, 1988 y Martínez, 1993, que han registrado especies de los géneros *Dinophysis*, *Prorocentrum* y *Gonyaulax*, en la costa occidental de Baja California Sur y Golfo de California, que en otras partes del mundo han manifestado efectos tóxicos.

En lo que se refiere al seguimiento de actividad de ficotoxinas en moluscos de los litorales de Baja California Sur, Band (1992) en Bahía Concepción, registró de enero a mayo de 1992 para *A. circular-k* y *Pinna rugosa*, actividad PSP por arriba de la norma (400 UR es el límite máximo permisible). No se observaron florecimientos masivos de fitoplancton con manifestación de color en la superficie del agua, sin embargo, las especies *Gymnodinium catenatum*, *Alexandrium catenella*, *Dinophysis caudata*, *Prorocentrum micans*, *P. compressum*, pueden estar relacionadas con la producción de toxinas, debido a que han sido registradas en la bahía (CICIMAR, 1992; Lechuga et al., 1993; Gárate, 1995).

AÑO	LUGAR	ORGANISMO	EFFECTOS	TOXINA	FUENTE
'1955	Veracruz	<i>Gymnodinium brevis</i>	Mortandad de peces	NSP	Ramirez, 1963
'1979	Sinaloa	<i>G. catenatum</i> 1-2 mili. cels t ⁻¹	mortandad de peces 18 intoxicaciones 2 muertes	NR	Mee et al., 1988
'1985	Guerrero	<i>Gonyaulax molinata</i>	NR	NR	SSA Dir. Epidemiología
'1988	Sinaloa	<i>G. catenatum</i> 1-2 mill. cels t ⁻¹	10 intox.	NR	Cortés y Nuñez, 1992
'1989	Oaxaca y Chiapas	<i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>compressum</i> 1.7 mill. cels t ⁻¹	99 intox. 3 muertes	PSP 811 µg/100g	Cortés et al., 1993
'1992	Chiapas	NR	2 intox.	PSP 288 µg/100 g	SSA Dir. Epidemiología
'1994	Guerrero	<i>Gymnodinium</i> <i>Gonyaulax</i>	NR	PSP 93 µg/100g	SSA Dir. Epidemiología
'1994	Sinaloa	<i>G. catenatum</i> 1-1.5 mill cels t ⁻¹ <i>Prorocentrum dentatum</i> 17-31 mill. cels t ⁻¹	Ninguno	Ninguna	Cortés et al., en prensa a
'1994	Veracruz	<i>Ptychodiscus brevis</i>	mortandad de peces	NSP	SSA Dir. Epidemiología
'1995	Guerrero y Oaxaca	<i>Gymnodinium</i> sp?	>100 intox muertes aún no cuantificadas en su totalidad	PSP?	Band-Schmidt, C. (com. pers., UMAR) SSA Dir. Epidemiología.

Tabla 3. Ejemplos de algunas mareas rojas de tipo tóxico en México (NR= no reportado).

3. JUSTIFICACION

Indiscutiblemente el estudio de los fenómenos de marea roja, de las especies productoras de toxinas, del impacto de los fenómenos tóxicos en la producción acuicultural y pesquera, así como de los brotes tóxicos y sus efectos en la salud pública, están siendo considerados a nivel mundial. Organizaciones como la Comisión Oceanográfica Intergubernamental, perteneciente a la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO), proponen programas de seguimiento permanente y proyectos de investigación interdisciplinarios con el fin de minimizar en lo posible los efectos de estos fenómenos.

En nuestro país, la investigación al respecto es incipiente a pesar de que en la actualidad ya es bien conocida la formación de mareas rojas tóxicas en el sur del litoral del Pacífico Mexicano que han ocasionado la muerte de personas y deterioro económico en actividades como la pesca y el turismo (tabla 3). En Baja California Sur, el fitoplancton productor de toxinas representa un problema en potencia que puede llegar a afectar la producción almejera y la salud de los consumidores, debido a que ya existen registros de la actividad de ficotoxinas en la almeja catarina (*A. circularis*) y callo de hacha (*Pinna* rugosa) de Bahía Concepción, que llegan a superar los límites máximos permisibles (Band, 1992; Lechuga et al., 1993), sin que hasta la fecha se conozcan casos de intoxicación por consumo de moluscos (SSA, Dir. de Epidemiología en B.C.S.). Asimismo, ya se han registrado en esta bahía especies tóxicas como *Gymnodinium catenatum* y *Alexandrium catenella*; y de potencial tóxico como *Dinophysis caudata*, *C. furca*, *Prorocentrum compressum* y *P. micans* (Lechuga et al. 1993; Gárate, 1995).

Estos antecedentes pueden llegar a tener en un futuro implicaciones directas de tipo social, económico y ecológico, sobre todo dentro del ámbito pesquero y acuicultural, debido a que Baja California Sur es la entidad que anualmente contribuye con el mayor porcentaje de la producción almejera a nivel nacional. Es por esto que el

aporte principal de este trabajo es el de proporcionar información sobre las especies tóxicas, de las condiciones ambientales que imperan durante su presencia y su relación con los niveles de toxicidad en moluscos; información que servirá de base para que en un futuro se puedan proponer medidas de seguridad ecológica y sanitaria para Bahía Concepción.

4. OBJETIVOS

GENERAL:

Contribuir con información sobre la presencia de fitoplancton potencialmente tóxico y de la actividad de ficotoxinas en almeja *catarina* *Argopecten circularis* de Bahía Concepción, Golfo de California.

PARTICULARES:

- a) Identificación de especies de fitoplancton potencialmente tóxico en Bahía Concepción, con énfasis en el grupo de dinoflagelados.
- b) Establecer las posibles asociaciones entre las especies del grupo de dinoflagelados.
- c) Determinar las condiciones hidrográficas imperantes durante la presencia del fitoplancton potencialmente tóxico en el área de estudio.
- d) Determinar la relación entre actividad de ficotoxinas en moluscos y la incidencia de especies potencialmente tóxicas.

5. AREA DE ESTUDIO

Bahía Concepción se ubica en la costa occidental del Golfo de California entre los 26° y 33' y 26° 57' de latitud Norte y 111° 42' y 112° 56' de longitud Oeste (figura 1). Tiene una precipitación anual promedio **es** de 150 a **250** mm y la evaporación supera a ésta con un total anual de 2212 mm. Los vientos en verano soplan del sureste y en otoño e invierno de noroeste (Baqueiro et al., 1983) y su clima es del tipo **BW(h')hw(x')(e')** (Castañeda y Contreras, 1993).

Es un cuerpo de agua en general somero, con una **profundidad** media de 22 m y una máxima de 37 m en la porción central (Baqueiro et al., 1983). La entrada o boca de la bahía es profunda, alcanza aproximadamente los 25 m y está aislada por un umbral localizado en la región más estrecha, con profundidades de 10 a 15 m. La parte central, forma una cuenca, que además de estar delimitada por el umbral localizado hacia la boca, en la región más sureña está delimitada por una extensa planicie llamada El Remate.

Las mareas en Bahía Concepción son de carácter mixto y su intercambio con el Golfo de California es pequeño, debido a que el prisma de mareas es mucho menor que el volumen de la laguna costera (Gilmartin y Revelante, 1978; Obeso et al., 1992)

La costa oriental es predominantemente arenosa y con pendiente suave, la occidental es rocosa, con acantilados y algunas playas arenosas (Baqueiro et al., 1983); en la esquina sureste, se encuentran en dirección norte-sur, una línea de fumarolas que emiten vapor caliente (Mc Fall, 1968). Sobre el margen occidental, en las localidades conocidas como Playa Santispac y El Coyote se ubican manantiales hidrotermales con temperaturas que oscilan de 38 a 51 °C (Cruz et al., 1991).

Desde el punto de vista de los parámetros físicos en la columna de agua, la bahía presenta una temperatura media superficial de 24.5 °C, pero **fluctúa** ampliamente de invierno (17.5 °C) a verano (34.8 °C) (Mateo et al., 1993) y como

consecuencia de su aislamiento relativo alcanza temperaturas más altas durante el verano en comparación con las aguas del golfo (Dressler, 1981). La salinidad tiene una media anual de 35.3 ‰ y sus promedios mensuales mínimos y máximos son de 34.6 ‰ y 37 ‰, respectivamente; el oxígeno disuelto superficial varía desde 5.95 ml l⁻¹ en el invierno, hasta 5.40 ml l⁻¹ en primavera (Félix y Sánchez, 1976). Para la porción central de Bahía Concepción, Gilmartin y Revelante (1978) y Reyes Salinas (1994), registraron condiciones cercanamente **anóxicas** a profundidades mayores de 20 m.

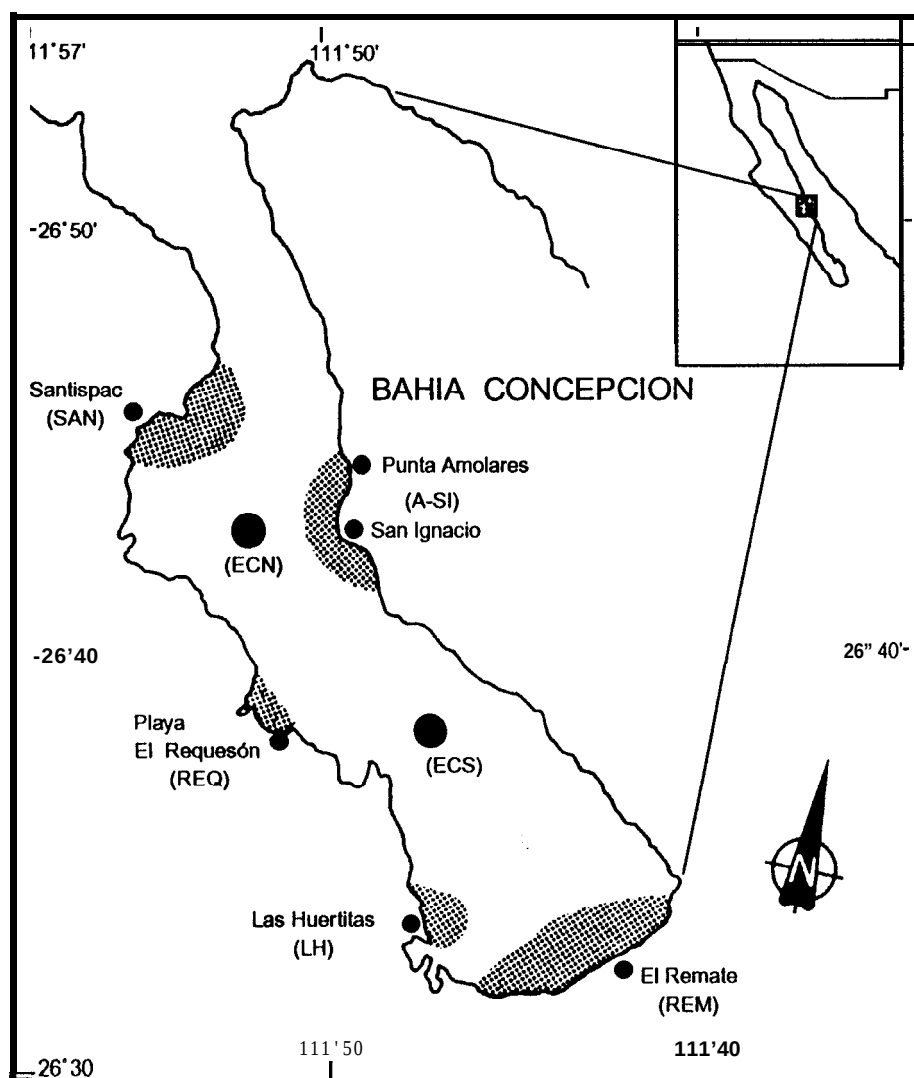


Figura 1. Localización del área de estudio y estaciones de muestreo.

6. METODOLOGIA

TRABAJO DE CAMPO: El muestreo se realizó en cuatro áreas costeras y dos estaciones centrales (figura 1). La presencia de bancos de almeja *catarina* fue el criterio que se consideró para la ubicación de las costeras, mientras que las estaciones centrales se establecieron con el fin de tener una comparación entre ambas regiones de la bahía. El registro de parámetros ambientales y biológicos se llevó a cabo en 1993 en los meses de marzo, junio, septiembre y diciembre, aunque también se registraron parámetros físicos (temperatura y oxígeno disuelto) de enero a mayo de 1994.

En las áreas costeras el seguimiento de las variables fisicoquímicas (temperatura, oxígeno disuelto y nutrientes) y biológicas (fitoplancton), se realizó en superficie y fondo (profundidad variable que osciló entre los 5 y 10 m) y consistió de la toma de muestras de agua, con ayuda de una botella Van Dorn y un termómetro de cubeta. Para el caso de las estaciones centrales únicamente se consideraron las variables fisicoquímicas y se realizaron muestreos a las profundidades de: 0, 1, 3, 5, 7, 10, 15 y 20 m.

En las áreas costeras se capturaron de 10 a 15 almejas *catarina* (ejemplares suficientes para obtener 100 g de carne) que fueron almacenadas en bolsas de plástico previamente etiquetadas y mantenidas en hieleras, al igual que las muestras de nutrientes, hasta su posterior análisis en el laboratorio. Las muestras de agua para los análisis de nutrientes fueron previamente filtradas (GF/C, 1.2 μm) y las de fitoplancton fueron preservadas en lugol.

TRABAJO DE LABORATORIO: Para la determinación del oxígeno disuelto, se utilizó la técnica Winkler en la forma descrita por Strickland y Parsons (1972), expresando los resultados en ml l^{-1} . Los nitratos se estimaron con la técnica propuesta por Morris y Riley (1963) y para la determinación de la concentración de fosfatos se

utilizó la técnica propuesta por Murphy y Riley (1962); ambos nutrientes se expresan en $\mu\text{g-at l}^{-1}$.

Las características cualitativas y cuantitativas de las muestras de fitoplancton (fracción microfitoplanctónica), se analizaron con la técnica Utermöl (Hasle, 1978), utilizando un microscopio invertido marca ZEISS (40X) y cubetas de sedimentación fijas (10 ml) y compuestas (50 ml); manejando submuestras de 10 y 50 ml (dependiendo de la abundancia de células fitoplanctónicas) y rastreando en su totalidad el área del fondo de la cámara de sedimentación. La identificación de especies se realizó apoyándose, para el caso de diatomeas en los trabajos de Cupp (1943), Cleve (1951) y Gárate (1988); para dinoflagelados los de Taylor (1976), Sournia (1967), Steidinger y Williams (1970), Sundström (1986), Balech (1988), Gárate (1988), Hernández (1988a, 1988b y 1989), Lassus (1988), Delgado y Fortuño (1991), y Sournia et al., (1991); para sílicoflagelados los de Murray y Schrader (1983) y finalmente para las cianofitas se consultaron los trabajos de Haxo et al., (1987), Cortés (1988), Hernández (1988b) y Hallegraeff y Summer (1986).

Los ensayos de ficotoxicidad se realizaron con la metodología oficial de la Asociación Oficial de Química Analítica (AOAC, 1984), de bioensayo con ratón, aunque también se consultaron las metodologías propuestas por el Programa Mexicano de Sanidad de Moluscos Bivalvos (Delaney, 1984) y del Comité Nórdico de Análisis de Alimentos (1986), que también se basan en dicha metodología oficial.

Este método cuantifica la toxicidad equivalente a saxitoxina, tomando como patrón de referencia saxitoxina purificada (STX) y utiliza como medida las unidades ratón (UR), que se definen como la mínima cantidad de veneno requerida para matar un ratón de 20 g de peso, en 15 minutos, al ser suministrado por vía intraperitoneal 1 ml de extracto de molusco bivalvo. Sin embargo, ésta no descarta la posibilidad de que los resultados del bioensayo representen la toxicidad total de distintas toxinas presentes en el extracto (Delaney, 1984). El límite mínimo de detección de este bioensayo corresponde a $0.18 \mu\text{g}$ de STX ml^{-1} de extracto, que son equivalentes a 36

$\mu\text{g}/100\text{ g}$ de carne de molusco (Hall, 1991) y el error estándar es de $\pm 20\%$ a niveles de concentración de $80\mu\text{g}$ de equivalentes de STX por 100 g de tejido (Hurts *et al.*, 1985).

La primera etapa en la metodología para la extracción de toxina paralizante consistió en la normalización y el cálculo **del valor de conversión que fue utilizado para** el cálculo de las unidades ratón de cada análisis. Para obtener dicho valor de conversión y normalizar el bioensayo se diluyó un mililitro de solución estándar de toxina paralizante (STX) en 100 ml de agua destilada estéril; posteriormente se prepararon alícuotas de 10 ml de esta solución en 10 , 15 , 20 y 25 ml de agua destilada y se ajustó el pH a 3 ± 0.5 . Comenzando con la primera dilución, ~~se~~ se inyectó un grupo de 3 ratones cepa WEBSTER SUIZA entre 18 y 23 g de peso, intraperitonealmente, hasta que se obtuvo una mediana de tiempo de muerte entre 5 y 7 minutos. Considerando a la dilución que dió una mediana entre 5 y 7 minutos de muerte, se prepararon dos nuevas diluciones con un mililitro más y uno menos.

Para probar estas nuevas tres diluciones se utilizaron grupos de 10 ratones y se registró cuidadosamente con un cronómetro el tiempo de muerte incluyendo los datos que tuvieran una mediana entre 5 y 7 minutos de tiempo de muerte. Con la ayuda de una tabla Sommer's se determinó la cantidad de toxina expresada en UR, considerando el tiempo de muerte, para finalmente calcular el factor de corrección, dividiendo la concentración de toxina ($\mu\text{g ml}^{-1}$) por las UR. Dicho, factor debe caer dentro de un rango entre 0.20 y 0.25 y equivale **a 1 UR expresada en g de toxina** (figura 2).

Durante la extracción de la toxina paralizante, **segunda etapa de la metodología** oficial, se lavaron las almejas al chorro de agua antes de abrir sus valvas. Posteriormente se les cortó el músculo aductor y se les separó toda la carne (incluyendo olán, gónadas y vísceras), hasta obtener 100 g . Después de haber sido drenados estos 100 g de carne durante 5 minutos, se procedió a homogenizarlos y mezclarlos con 100 ml de una solución de ácido clorhídrico 0.1 N y llevarlo a ebullición durante 5 minutos, en agitación constante. Posteriormente, se dejó enfriar el

homogenizado y se ajustó el pH a 3 ± 0.5 utilizando una solución de ácido clorhídrico 5 N o de hidróxido de sodio 0.1 N, bajo agitación constante y se ajustó el volumen a 200 ml con agua destilada mezclándose vigorosamente.

Una vez mezclado, se dejó asentar el extracto a 4 °C, hasta que la porción superior del sobrenadante estuviera libre de partículas sólidas. El sobrenadante fue

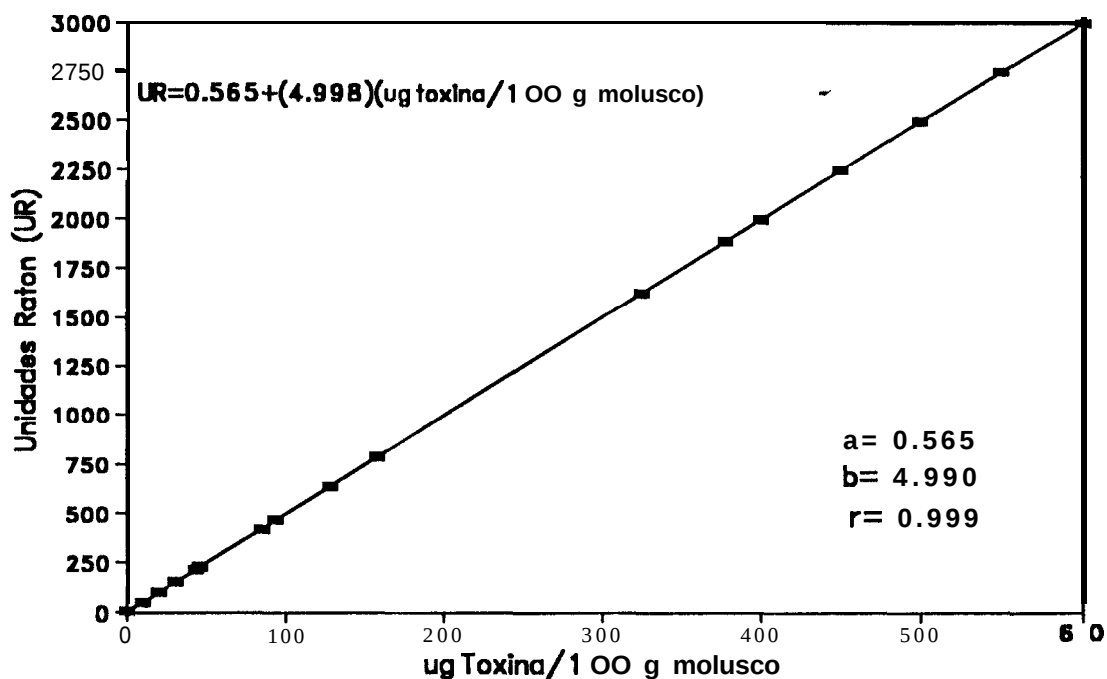


Figura 2. Curva de correlación entre los equivalentes de saxitoxina y las unidades ratón

almacenado en recipientes de vidrio y se cargaron las jeringas hipodérmicas para inocular intraperitonealmente a grupos de tres ratones por extracto, registrando el tiempo de muerte de los animales. Como control adicional, el mismo procedimiento fue efectuado sobre almeja *catarina* alimentada en el CIBNOR, con la suposición que siempre estarían libres de toxinas. Niveles superiores a 400 UR (80 g de toxina/100 g de carne) en 100 g de carne de molusco, no son recomendables para consumo humano (AOAC, 1984).

ANALISIS DE LOS DATOS. Para el establecimiento del marco ambiental de Bahía Concepción y determinar las condiciones de la columna de agua a lo largo del período de muestreo, se analizó la variabilidad promedio mensual de la temperatura y oxígeno disuelto, diferenciando la región costera y central. Asimismo, se estudió la variabilidad de estos mismos parámetros en cada una de las estaciones costeras y el perfil vertical en las estaciones centrales y se calcularon los porcentajes de solubilidad de oxígeno para ambas regiones durante todo el período de muestreo. Finalmente, se realizó un análisis de comparación de medias (diferencia entre dos medias de población, con estadística de prueba con distribución t-student, con n-1 grados de libertad y un nivel de confianza del 95%), con el fin de determinar diferencias significativas entre los 0 y 10 m de profundidad en la región costera y central, para ambos parámetros.

Con el fin de determinar la distribución de los nutrientes (nitratos y fosfatos), se elaboraron gráficas, que representan por estación de muestreo, la fluctuación en su concentración durante el período de estudio y para el caso de las estaciones centrales, se elaboraron los perfiles verticales por mes de muestreo. Al igual que el apartado anterior se realizó un análisis de comparación de medias con las mismas características.

Se identificaron a las especies más abundantes y se determinaron los grupos fitoplanctónicos principales de la fracción microfitoplanctónica. Asimismo, se elaboraron listados de especies de dinoflagelados, señalando a las que en la literatura se consideran tóxicas. Para determinar las tendencias temporales de estos grupos fitoplanctónicos desde un punto de vista espacial, es decir, diferenciando las estaciones del norte y sur de la bahía, se analizaron los datos de las estaciones Amolares-San Ignacio (A-SI) y El Remate (REM).

Considerando la abundancia total del grupo de dinoflagelados y la de los demás grupos fitoplanctónicos, se calculó el porcentaje que representó este primer grupo con respecto al resto de la abundancia total, con el fin de conocer su contribución en la

comunidad fitoplanctónica y determinar en que temporada del año fueron más abundantes. El mismo procedimiento se utilizó para conocer la variación en el porcentaje de participación entre los dinoflagelados potencialmente tóxicos y no tóxicos y entre las principales especies potencialmente tóxicas.

Por otro lado y considerando la época del año en que se registraron los mayores niveles de ficotoxinas y las mayores abundancias de dinoflagelados potencialmente tóxicos y con el fin de establecer una posible asociación entre las especies de este grupo, se obtuvo una matriz de similitud, en base al coeficiente de asociación de Jaccard. Dicha matriz de similitud se agrupó con la técnica de agrupamiento de ligamiento promedio (UPGMA, “unweighted pair-group method using arithmetic averages”), para construir el dendograma que agrupará a las especies de dinoflagelados (matriz tipo R) y a las estaciones similares en cuanto a su composición de especies (matriz tipo Q).

El criterio por el que se optó trabajar con datos doble-estado (presencia y ausencia) y no directamente con datos cuantitativos, fue que los primeros son más adecuados para los **análisis** de asociación, ya que los recuentos de especies pueden no reflejar la proporción de especies en las muestras y el comportamiento del fitoplancton a agregarse en parches, puede solapar la estructura cuantitativa (Legendre y Legendre, 1978).

Finalmente, para conocer el comportamiento de los niveles de toxicidad en moluscos, se elaboró una gráfica que represente a éste en el tiempo y espacio; comparándose además la coincidencia entre la abundancia de las especies de mayor potencial tóxico y los niveles de ficotoxinas.

7. RESULTADOS

MARCO AMBIENTAL DE LA REGIÓN COSTERA Y CENTRAL.

Durante el período de estudio, la tendencia de la temperatura superficial promedio mensual en toda la región costera de la bahía fue influenciada principalmente por el cambio estacional. En marzo se registró la menor temperatura media de 22.8 °C, hasta alcanzar una media máxima en octubre de 30.2 °C. (figura 3). En las estaciones centrales norte y sur, también se observó un incremento gradual de la temperatura, registrándose las mínimas en marzo, con 23.5 °C en superficie, 21 °C a los 10 m y 16 °C a los 20 m de profundidad; mientras que los valores máximos, al igual que en la región costera, se registraron en octubre, con 30 °C en superficie, 27 °C a los 10 m y 26 °C a los 20 m de profundidad (figura 3).

Comparando ambas regiones y considerando que en la línea costera de la bahía la profundidad máxima oscila entre los 5 y 10 m, se encontró que no existen diferencias térmicas **significativas** (nivel de significancia =0.05) en los datos obtenidos para ambas regiones en 1993. Por otra parte, los resultados registrados de uno y otro año, muestran que en 1994 se alcanzaron temperaturas mas bajas durante los primeros meses; por ejemplo, en marzo de 1993 en Amolares-San Ignacio (A-SI), la temperatura superficial registrada fue de 24.5 °C, mientras que en ese mismo mes, pero en 1994 , fue de 17.5 °C.

Por otro lado, los perfiles verticales de temperatura en las estaciones centrales (figura 4), indican que en marzo de 1993, se presentó una estratificación térmica; a medida que aumentó la profundidad, la temperatura disminuyó de 23.5 °C en superficie, hasta los 16 °C a 20 m de profundidad y la termoclina se manifestó alrededor de los 10 m en la estación norte. Estos datos difieren con lo sucedido en el siguiente año, dado que en marzo no hay estratificación y en abril ésta se manifestó a

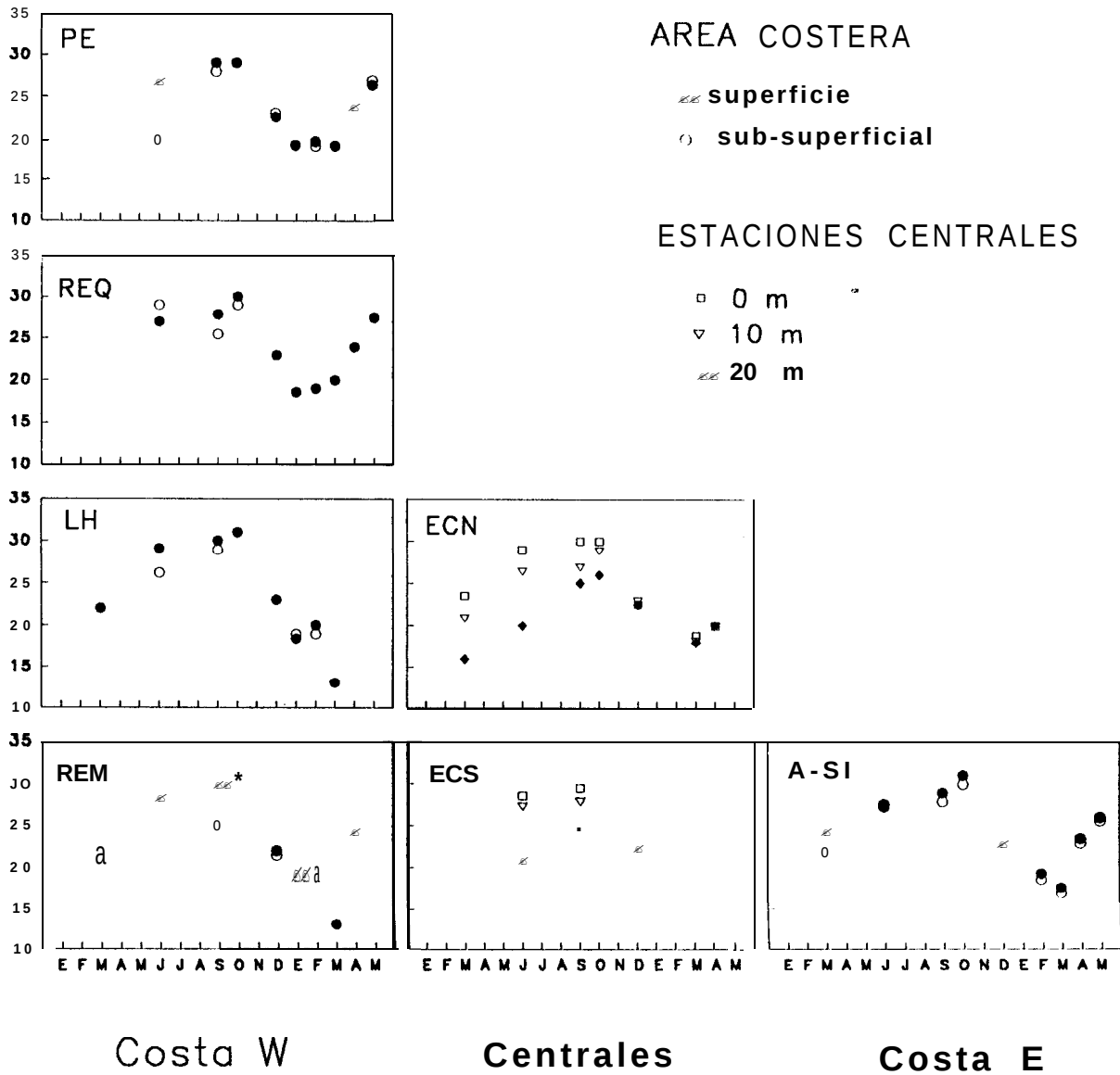


Figura 3. Variación mensual de la temperatura (°C) en el área costera y central, marzo de 1993 a mayo de 1994.

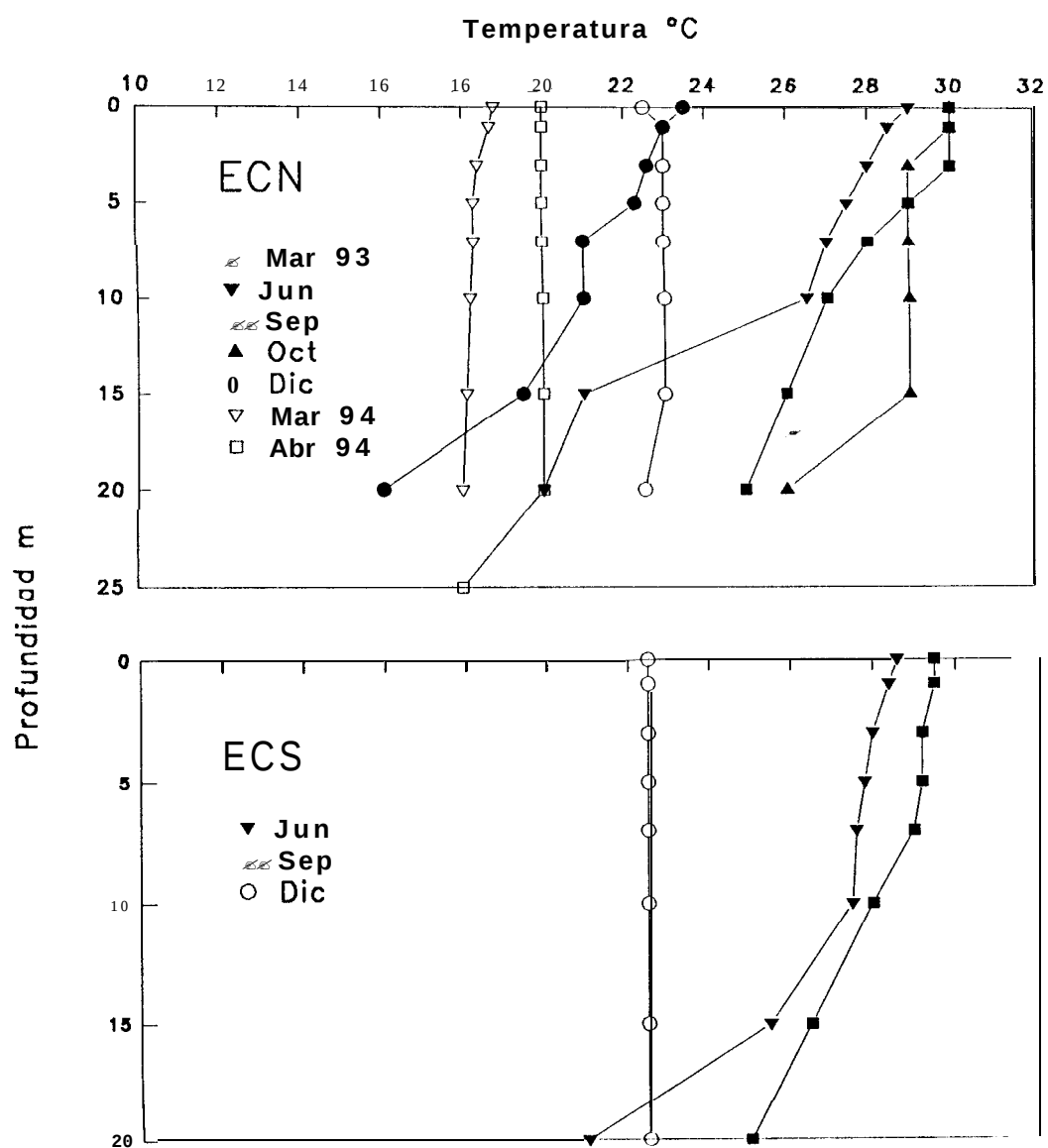


Figura 4. Perfiles verticales de temperatura para las estaciones centrales norte y sur. La estación sur contiene datos de 1994 en los meses de marzo y abril.

partir de los 20 metros de profundidad. Esta estratificación en la columna de agua se definió con la presencia de la termoclina que tendió a ser cada vez más superficial hasta el mes de octubre, finalmente en diciembre se encontró una capa de mezcla abarcando toda la columna de agua. El inicio de la nueva estratificación térmica empezó a ocurrir entre marzo-abril de 1994, cuando se apreció, a los 30 m de profundidad, una diferencia de 2 °C respecto a la temperatura en el estrato de 0 a 20 m (figura 4).

La mayor concentración promedio de oxígeno disuelto en la región costera de la bahía (figura 5), se registró en junio de 1993, con valores de 8.8 ml l⁻¹ en superficie y 7.8 ml l⁻¹ en la capa sub-superficial (5-8 m); representando porcentajes de solubilidad de 183.6% y 159.7%, respectivamente (tabla 4). Las más bajas concentraciones se presentaron en octubre, 4.94 ml l⁻¹ (superficie) y 4.31 ml l⁻¹ (capa sub-superficial), con valores de solubilidad de 96.5% y el 92%, respectivamente. Observando la variación de este parámetro durante el período de muestreo (figura 5), se apreció que a lo largo de la región costera, la concentración de oxígeno disuelto se presentó dentro de un intervalo entre los 3 a 9 ml l⁻¹ a nivel superficie y sub-superficial, aunque las mayores concentraciones tendieron a registrarse en superficie; en tanto que en las estaciones centrales, de los 0 a 10 metros de profundidad, el intervalo osciló entre los 5 y 7 ml l⁻¹. Ambas regiones (costera y central) en marzo y junio presentaron diferencias significativas (nivel de significancia =0.05), ya que en la costa las concentraciones de oxígeno fueron superiores a las encontradas en las estaciones centrales; a excepción de octubre y diciembre cuando a los 10 m de profundidad ambas fueron Similares (nivel de significancia =0.05).

En las estaciones centrales, en marzo de 1993 la concentración de oxígeno disuelto tuvo una variación entre los 5.5 a 6.1 ml l⁻¹ en los primeros 10 m, para descender a 4.8 ml l⁻¹ en los 15 m (figura 6). En general, se observó una tendencia a disminuir la concentración de oxígeno disuelto con el aumento en la profundidad (principalmente en junio y octubre) y a mostrarse una estratificación en la columna de agua, sobre todo de marzo a octubre de 1993, que ubicó a la oxiclina a los 10 m de

AREA COSTERA												
MES	PE		A-SI		REQ		LH		REM		PROMEDIO MENSUAL	
	SUP	FON	SUP	FON	SUP	FON	SUP	FON	SUP	FON	SUP	FON
MARZO			120.6	119.3			135.0	130.6	130.6	137.3	128.7	129.0
JUNIO	153.8	162.8	189.9	165.3	185.0	132.0	193.2	148.4	196.2	189.9	183.6	159.7
SEPTIEMBRE												
OCTUBRE	98.3	83.3	95.6	96.6	97.8	87.3	98.7	99.0	92.7	94.4	96.5	92.0
DICIEMBRE	100.6	96.2	98.4	103.7	101.3	98.9	100.2	101.6	97.4	98.9	99.6	99.8

ESTACIONES CENTRALES						
MES	ECN			ECS		
	0 m	10 m	20 m	0 m	10 m	20 m
MARZO	112.2	110.0	95.2			
JUNIO	122.8	130.4	72.5	137.1	138.1	71.7
SEPTIEMBRE						
OCTUBRE	103.6	102.8	54.2	96.3	93.6	50.7
DICIEMBRE	97.0	101.6	100.7	98.0	98.2	100.7

PE= Playa Escondida
 A-SI= Amolares-San Ignacio
 REQ= Requesón
 LH= Las Huertitas
 REM= El Remate
 ECN= Estacion central norte
 ECS= Estacion central sur

Tabla 4. Porcentaje de solubilidad de oxígeno en el área costera y las estaciones **centrales**, de marzo a diciembre de 1993.

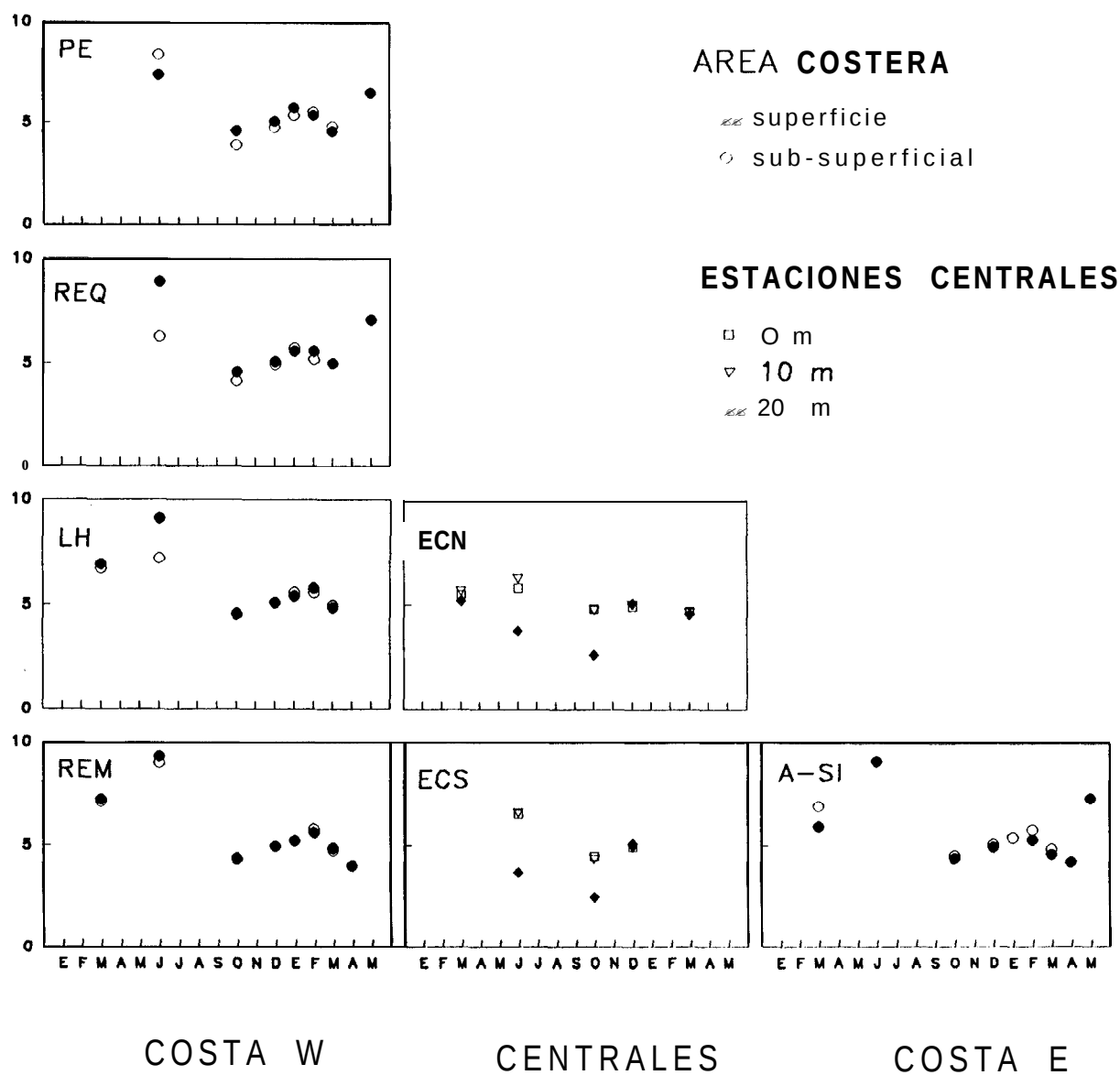


Figura 5 Variación en la concentración de oxígeno disuelto (ml l^{-1}) en el área costera y central, marzo de 1993 a mayo de 1994.

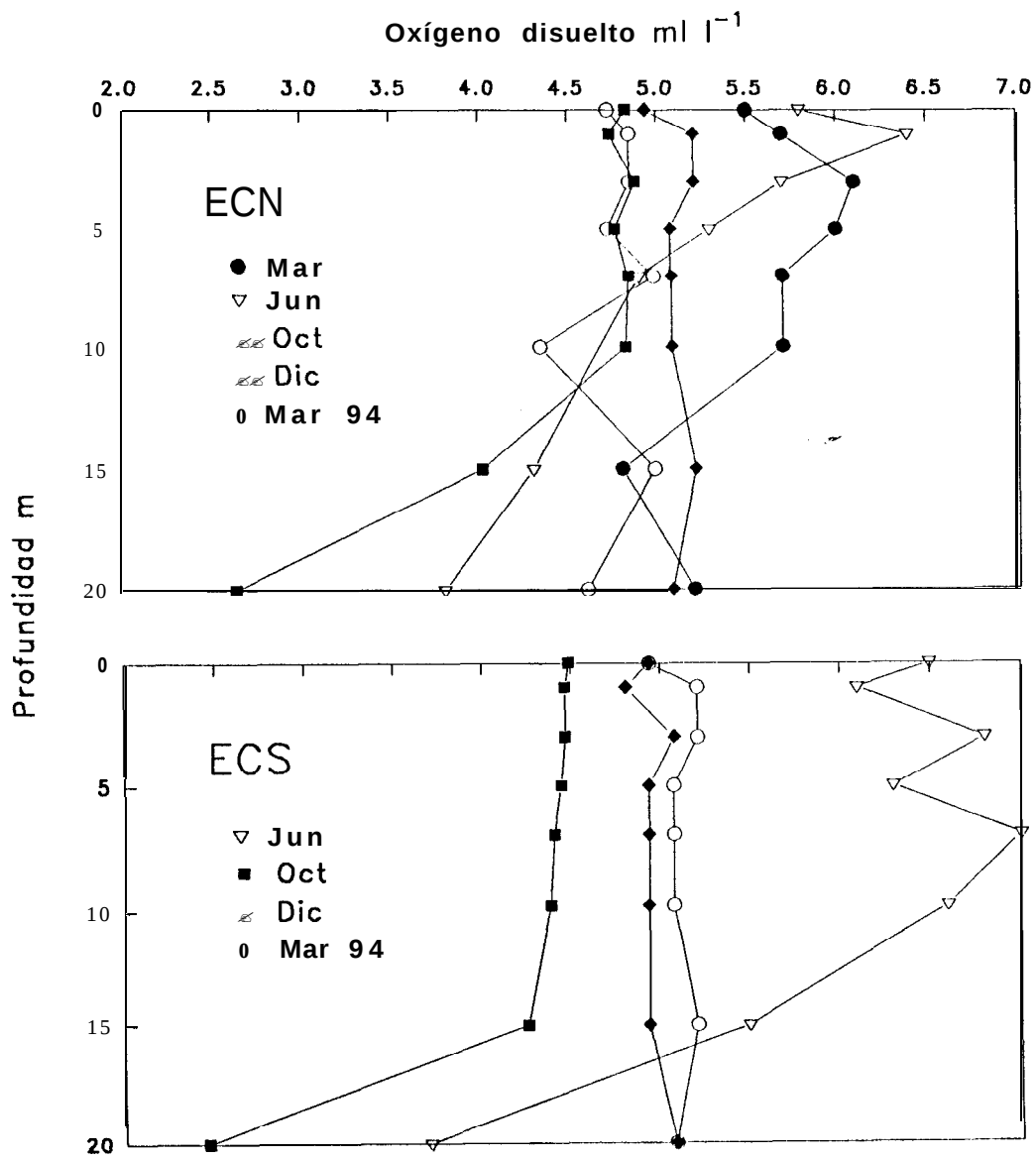


Figura 6. Perfil vertical de oxígeno disuelto para las estaciones centrales norte y sur. Los datos corresponden a 1993 y marzo de 1994.

profundidad; para que en diciembre esta condición se rompiera y en la columna de agua se estabilizaran los valores entre los 5 y 5.2 ml l⁻¹. En la ECS se ejemplifica mejor la condición de estratificación (octubre) y mezcla de la columna de agua (diciembre de 1993 y marzo de 1994). Los valores registrados en junio, no mostraron la tendencia explicada anteriormente, debido tal vez, a un inadecuado manejo durante la colecta de la muestra o la realización del análisis en el laboratorio.

Los porcentajes de solubilidad de oxígeno en las estaciones centrales y en particular a los 20 m, mostraron una condición bien oxigenada en marzo, con porcentajes de 95.2% en la estación norte, tendiendo a una **desoxigenación** hacia junio y octubre (72.5% y **54.2%**, respectivamente), para finalmente, volver al 100% de saturación en diciembre (tabla 4), con la **homogenización** total de la columna de agua.

MARCO QUÍMICO DE LA REGIÓN COSTERA Y CENTRAL.

En las estaciones Playa Escondida (PE), Amolares-San Ignacio (A-SI), Requesón (REQ) y Las Huertitas (LH), la concentración de ortofosfatos se mantuvo dentro de un intervalo de 0.27 a 0.87 pg-at l⁻¹, sin embargo las mayores concentraciones se observaron en el estrato sub-superficial, como en la estación El Remate (REM), donde en septiembre se registro una concentración de hasta 1.81 pg-at l⁻¹. En la costa Oeste de la bahía, es decir las áreas de PE, REQ, LH, y REM, se observó un patrón que señaló a los meses de septiembre y octubre con la concentración máxima de ortofosfatos. En la costa oriental representada por el **área** A-SI, no existió el mismo comportamiento y todos los valores estuvieron por debajo de los 0.7 pg-at l⁻¹ (figura 7).

En las estaciones centrales, la concentración de ortofosfatos aumenta con respecto a la profundidad (figura 8). En marzo se observó una distribución homogénea

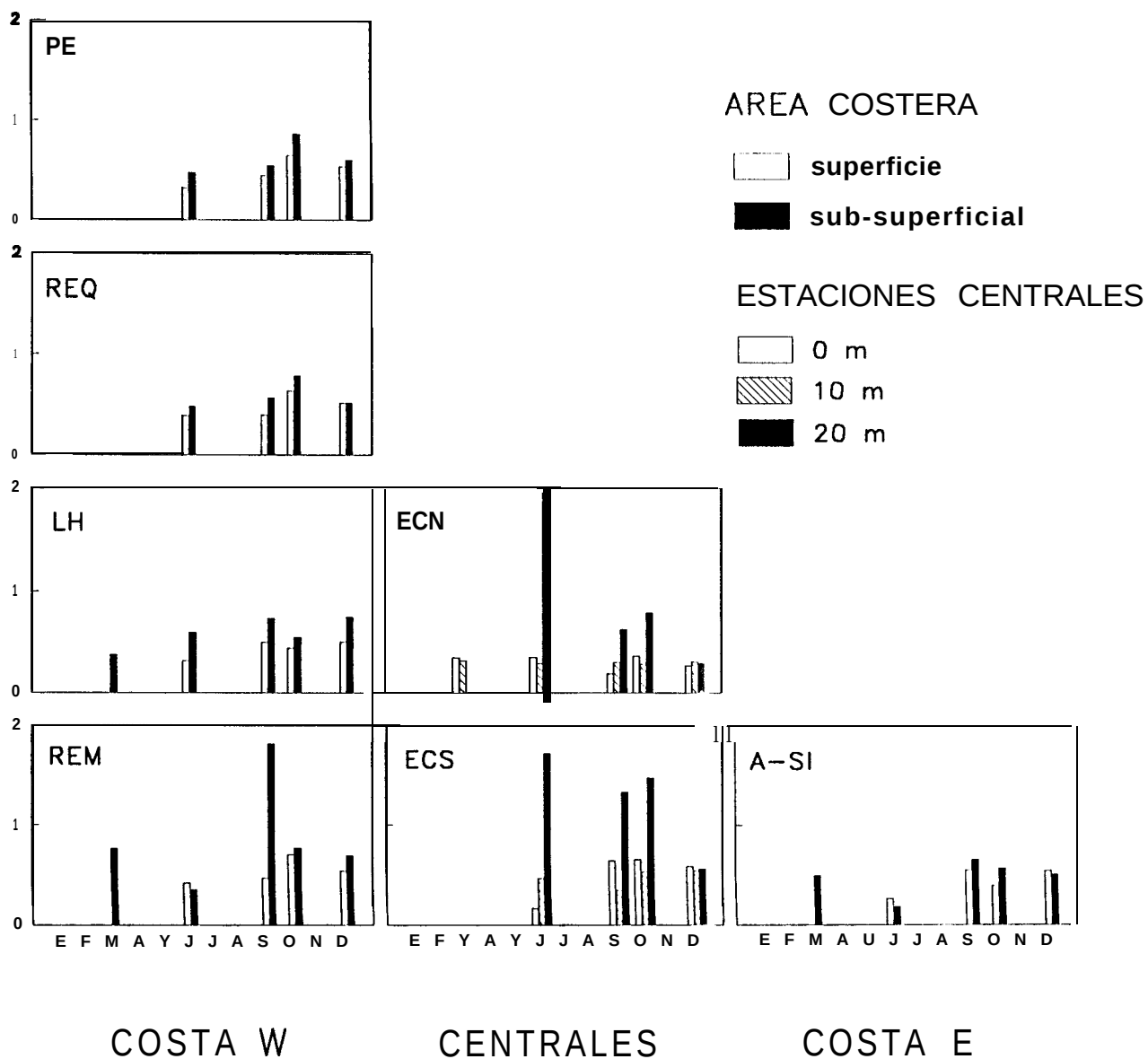


Figura 7. Variación en la concentración de fosfatos ($\mu\text{g-atl}^{-1}$) en el área costera y central durante 1993.

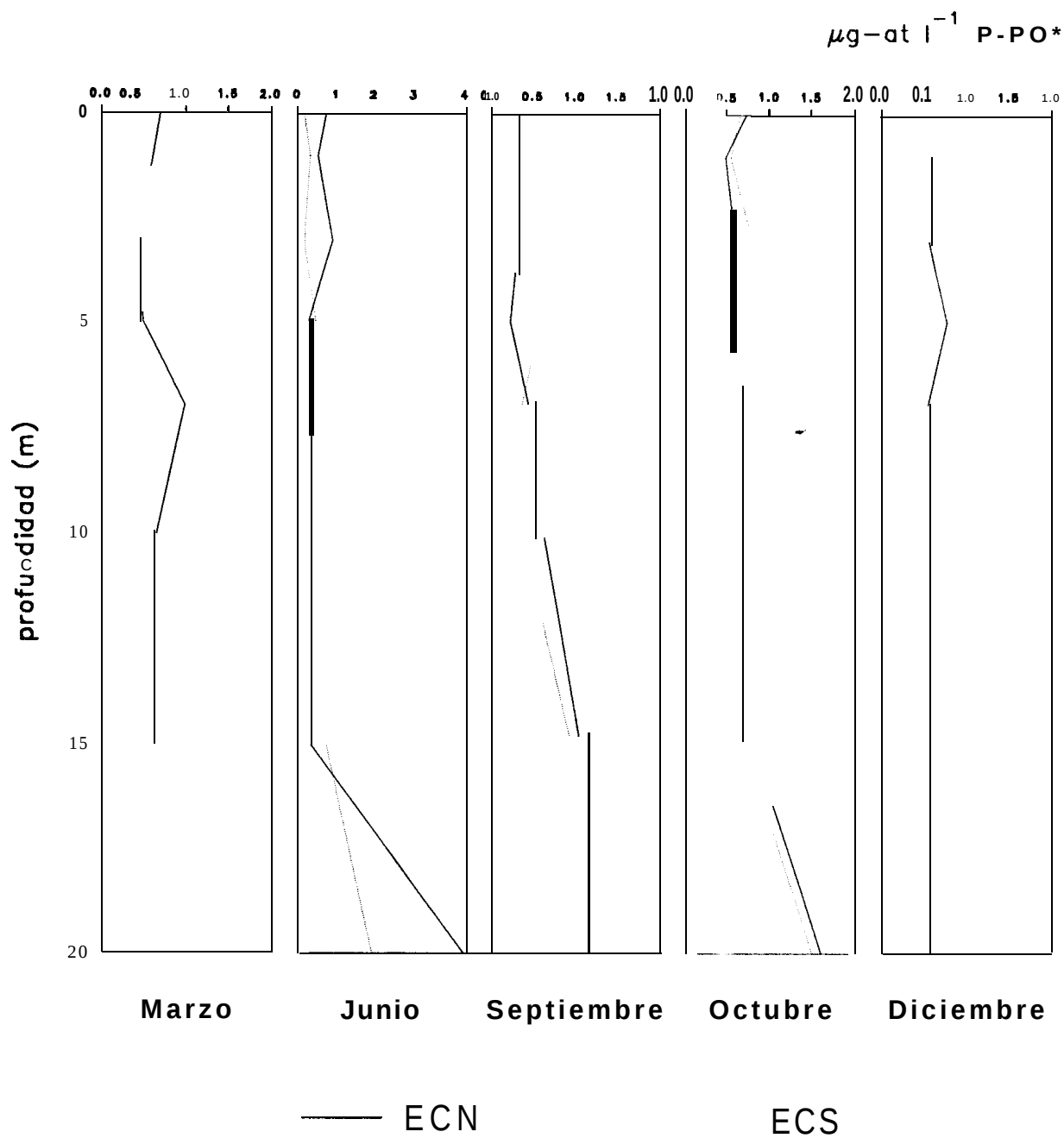


Figura 8. Perfil vertical de fosfatos en las estaciones centrales norte y sur, durante 1993.

con un valor 0.6 pg-at l^{-1} hasta los 15 m de profundidad. Para los meses de junio, septiembre y octubre, la concentración de este nutriente tiendió a disminuir ligeramente en superficie (0-15 m) e incrementarse hacia los 20 m de profundidad en ambas estaciones, hasta que finalmente en diciembre la distribución de fosfatos fuera uniforme en toda la columna de agua.

Los nitratos, en las estaciones costeras variaron generalmente en un intervalo entre los 0 y $2.5 \text{ } \mu\text{g-at l}^{-1}$ y tuvieron la tendencia a ser mayores en el estrato sub-superficial. Al igual que los fosfatos, durante septiembre y octubre ocurrieron las máximas concentraciones. En las estaciones PE y LH se identificaron las concentraciones más elevadas; en la primera se registró una concentración en superficie durante septiembre de $8 \text{ } \mu\text{g-at l}^{-1}$ y en la segunda de 10 pg-at l^{-1} en octubre (figura 9). Para el caso de las estaciones centrales, la mínima concentración detectada fue de $0.07 \text{ pg-at l}^{-1}$ y una máxima de $5.78 \text{ pg-at l}^{-1}$. Las mayores concentraciones se manifestaron en septiembre en la estación central norte con $5.78 \text{ pg-at l}^{-1}$ y en junio, para la estación sur con $3.06 \text{ } \mu\text{g-at l}^{-1}$ (figura 10).

En general y a excepción de octubre, que presentó un intervalo más amplio de variación, el resto de los meses registrados no tuvieron diferencias en los primeros 10-15 m de profundidad. Sin embargo, a medida que aumentó ésta se observó que existió una tendencia al incremento en la concentración de nitratos. Al igual que los fosfatos, en diciembre los nitratos se distribuyeron homogéneamente, característica propia de condiciones de mezcla. Es evidente que en las estaciones centrales existió una tendencia bien marcada a un aumento en la concentración de nitratos y fosfatos con la profundidad, proceso que no se manifiesta en las estaciones Costeras, por ejemplo, en PE, los mayores niveles de nitratos en septiembre ocurrieron en el estrato superficial, mientras que en la estación REQ durante octubre se presentaron en el estrato de fondo (figura 9).

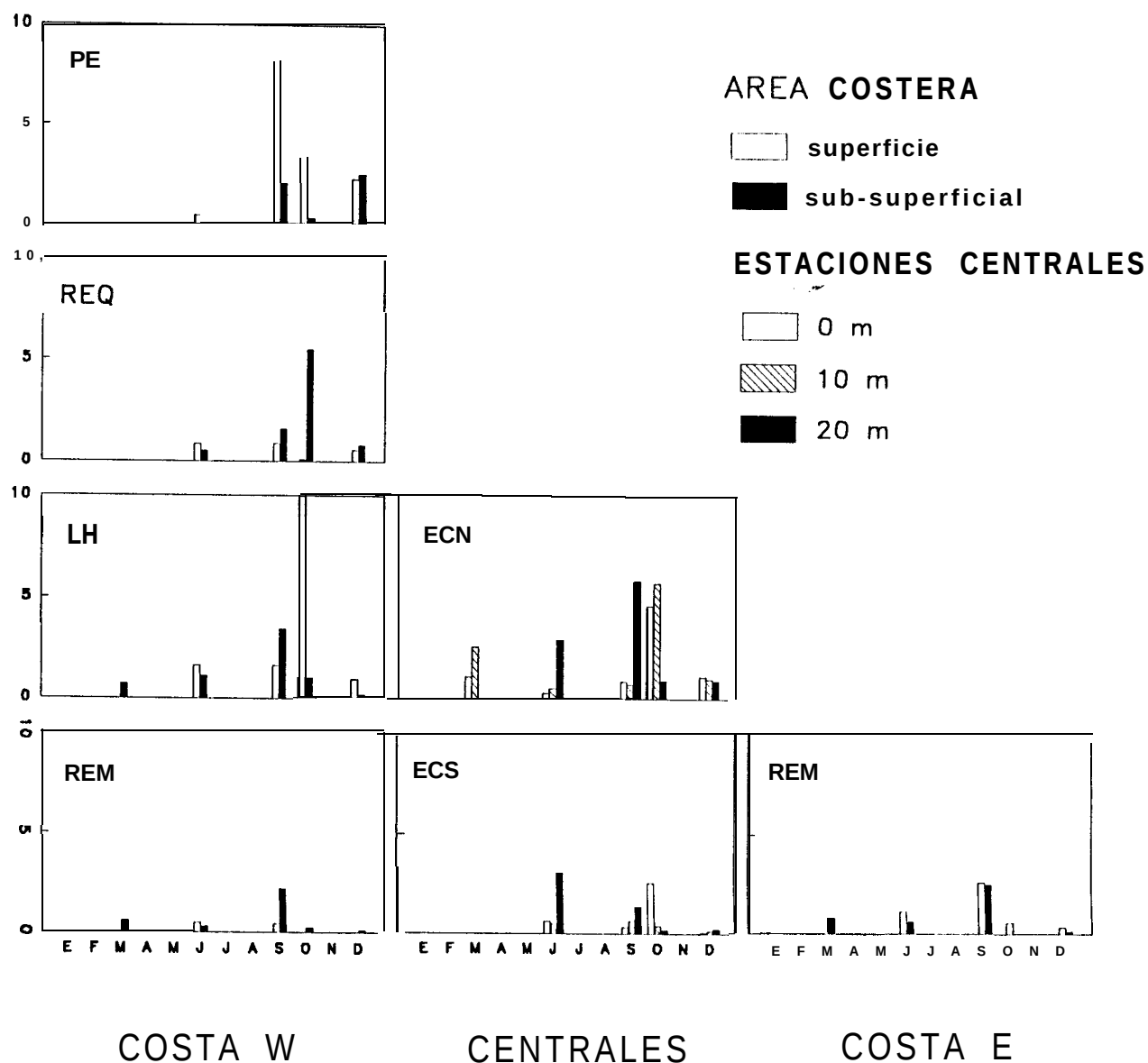


Figura 9. Variación en la concentración de nitratos ($\mu\text{g-atl}^{-1}$) en el área costera y central durante 1993.

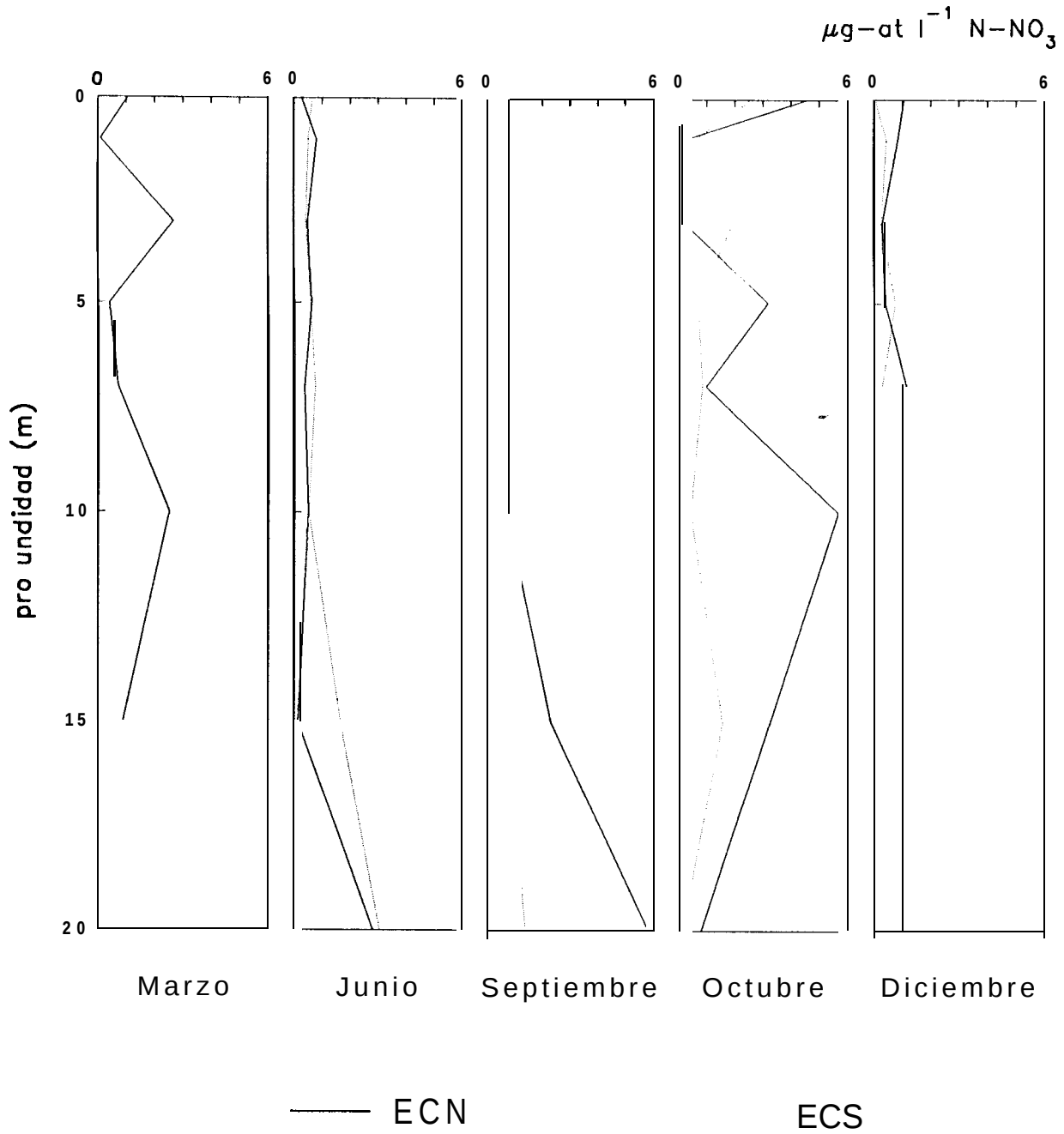


Figura 10. Perfil vertical de nitratos en las estaciones centrales norte y sur, durante 1993.

COMPOSICION ESPECIFICA DEL MICROFITOPLANCTON EN LA REGION COSTERA

GRUPOS FITOPLANCTONICOS

La composición específica del microfitoplancton en la región costera estuvo representada por diatomeas, dinoflagelados, cianobacterias y silicoflagelados (anexo 1). Del total de estaciones analizadas, las densidades celulares más elevadas corresponden a marzo, con valores de hasta 197, 600 céls. l⁻¹ en el área costera superficial de A-SI (tabla 5). Durante este mes, dominaron especies del grupo de los dinoflagelados, principalmente *Dinophysis caudata* y la cianobacteria *Oscillatoria erythraea*; mientras que en junio fueron dominantes la diatomea *Hemiaulus sp* y otras especies de dinoflagelados como *Oxyphysis oxytoxoides* y *Scrippsiella trochoidea*. Solamente durante septiembre y en el nivel subsuperficial de la estación REM se registró una densidad importante de *Gonyaulax diacantha* (87,600 céls. l⁻¹). Finalmente en diciembre, el grupo de diatomeas fue el principal componente, destacando los géneros *Nitzschia*, *Bacteriastrum* y la especie *Stephanopyxis palmeriana* (tabla 6).

MES	GENERO/ESPECIE	AREA	%
MARZO	<i>Dinophysis caudata</i>	SAN (S)	39
	<i>D. caudata</i>	A-SI (S)	47
	<i>D. caudata</i>	LH (S)	42
	<i>Oscillatoria erythraea</i>	REM (S)	45
JUNIO	<i>Hemiaulus spp</i>	A-SI (S)	33
	<i>Hemiaulus spp</i>	A-SI (S)	32
	<i>Oxyphysis oxytoxoides</i>	REM (S)	24
	<i>Scrippsiella trochoidea</i>	REM (F)	20
SEPTIEMBRE	<i>Pseudonitzschia spp</i>	A-SI (S)	71
	<i>Pseudonitzschia spp</i>	A-SI (S)	51
	<i>Navicula spp</i>	REM (S)	73
	<i>Gonyaulax diacantha</i>	REM (F)	86
DICIEMBRE	<i>Nitzschia spp</i>	A-SI (S)	24
	<i>Stephanopyxis palmeriana</i>	A-SI (S)	23
	<i>S. palmeriana</i>	REM (S)	18
	<i>Bacteriastrum spp</i>	REM (F)	16

Tabla 6. Dominancia de los **géneros** y especies del micofitoplancton en **términos** de su porcentaje de participación en la densidad celular total. S= superficie, F= fondo.

GRUPO	MARZO				JUNIO				SEPTIEMBRE				DICIEMBRE			
	A-SI	SAN	LH	REM	A-SI		REM		A-SI		REM		A-SI		REM	
	S	S	S	S	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F
DINOFLAGELADOS	138,800	132,200	76,500	3,000	4,160	3,920	1,830	1,680	1,470	1,120	770	95,500	400	510	660	700
CIANOBACTERIAS	17,700	17,300	50,900	29,300	20	120	160	20	10	0	0	0	10	0	0	0
DIATOMEAS	26,800	20,100	11,100	32,000	4,960	4,200	200	920	8,940	3,720	9,010	3,700	24,600	21,180	11,380	12,760
SILICOFLAGELADOS	10,400	1,900	1,700	100	0	60	10	10	10	170	0	2,300	90	180	20	40
OTROS	3,900	20,500	3,700	200					0	90	0	300	1,470	1,750	1,660	2,080
TOTAL (cels/l)	197,600	192,000	143,900	64,600	9,140	8,300	2,200	2,630	10,430	5,100	9,780	101,800	26,570	23,620	13,720	15,580

S= superficie

F= fondo

A-SI= Amolares-San Ignacio

SAN= Santispac

LH= Las Huertitas

REM= El Remate

Tabla 5. Abundancia (cél/s/l) de los grupos que constituyeron la comunidad microfitoplanctónica de las áreas costeras de Bahía Concepción, durante 1993.

PARTICIPACION DEL GRUPO DE LOS DINOFLAGELADOS

Una descripción detallada de la participación del grupo de los dinoflagelados puede observarse en la figura 11; como ya se mencionó, las mayores abundancias de los dinoflagelados se dieron en marzo. El porcentaje respecto a la abundancia total en el área costera A-SI (superficie) fue de **70.2%**, mientras que en junio descendió a **45.5%**, para que finalmente en septiembre y diciembre disminuyeran a 14.1% y 1.5%, respectivamente, junto con el aumento del grupo de las diatomeas. En el nivel sub-superficial se presentó la misma condición.

Para el caso del área costera REM (superficie) durante marzo, los porcentajes son considerablemente inferiores en comparación con A-SI y sólo alcanzaron el 4.6%; en junio ascienden al **83.2%**, porcentaje que en su mayoría fue aportado por la especie *O. oxytoxoides*. Mientras que en septiembre y diciembre, éstos fueron de 7.9% y **4.8%**, respectivamente. En el nivel sub-superficial, durante junio el porcentaje de dinoflagelados representó el **63.9%**, en septiembre el 93.8% (debido a la presencia de *G. diacantha*) y en diciembre decreció hasta un 4.5%. La participación de los silicoflagelados no superó, durante todos los meses analizados el 6% y *O. erythraea*, sólo tuvo porcentajes importantes en marzo.

DINOFLAGELADOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA TOTAL.

La variación en la abundancia de los dinoflagelados potencialmente tóxicos en la estación A-SI, en ambos niveles de muestreo, fue muy semejante a lo expuesto en el apartado anterior, de una condición de máxima abundancia (53.3% en superficie) durante marzo, hasta descender a porcentajes de 0.3% en diciembre (figura 12). En la estación REM, durante marzo, los dinoflagelados potencialmente tóxicos contribuyeron con un 4.0% (superficie), que se triplicó en junio, principalmente por la participación de las especies del género *Prorocentrum*, para que en septiembre y diciembre, los

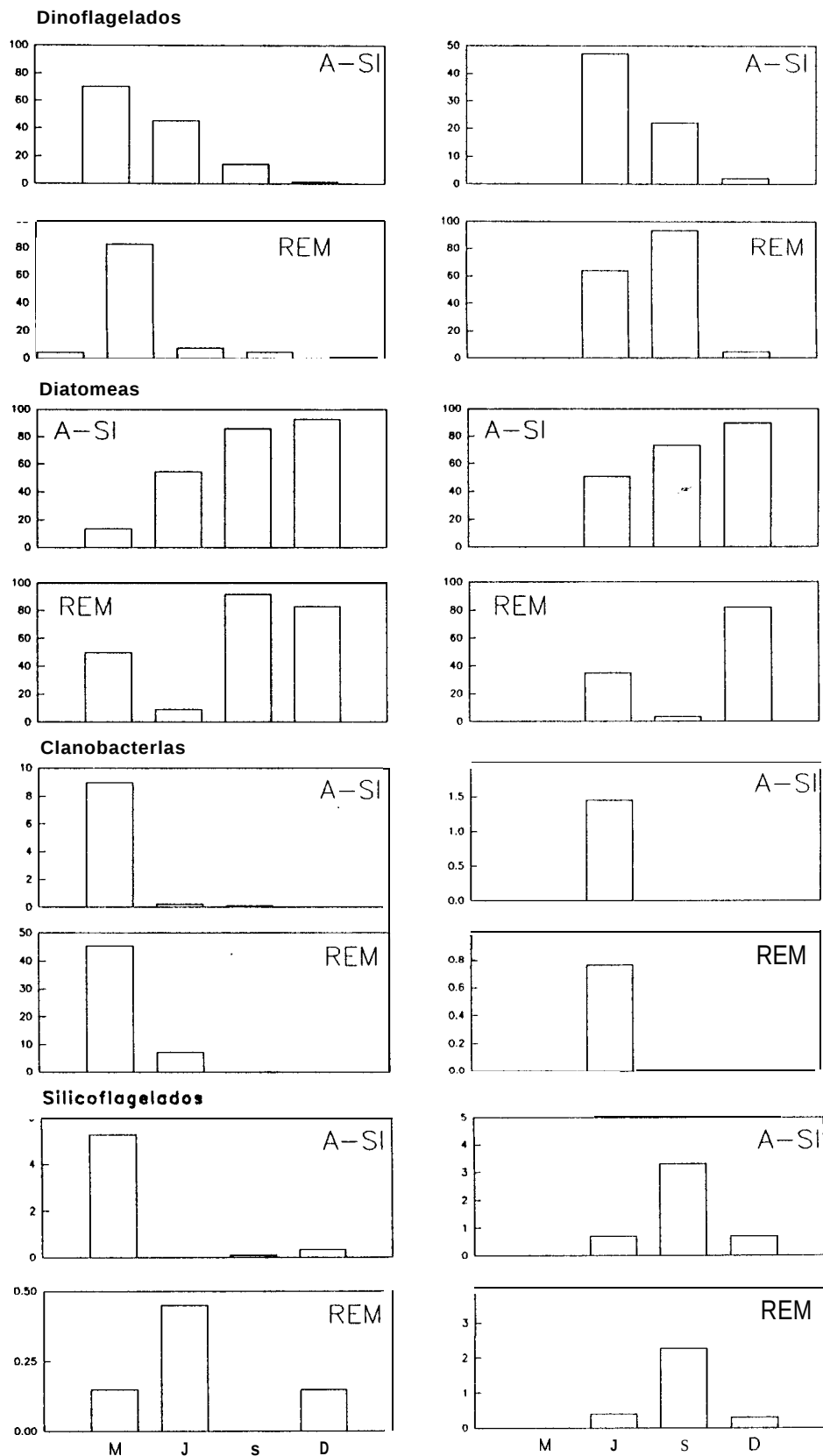


Figura II . Porcentaje de participación de los grupos componentes de la comunidad microfitorplanctónica en las áreas costeras A-SI y REM.

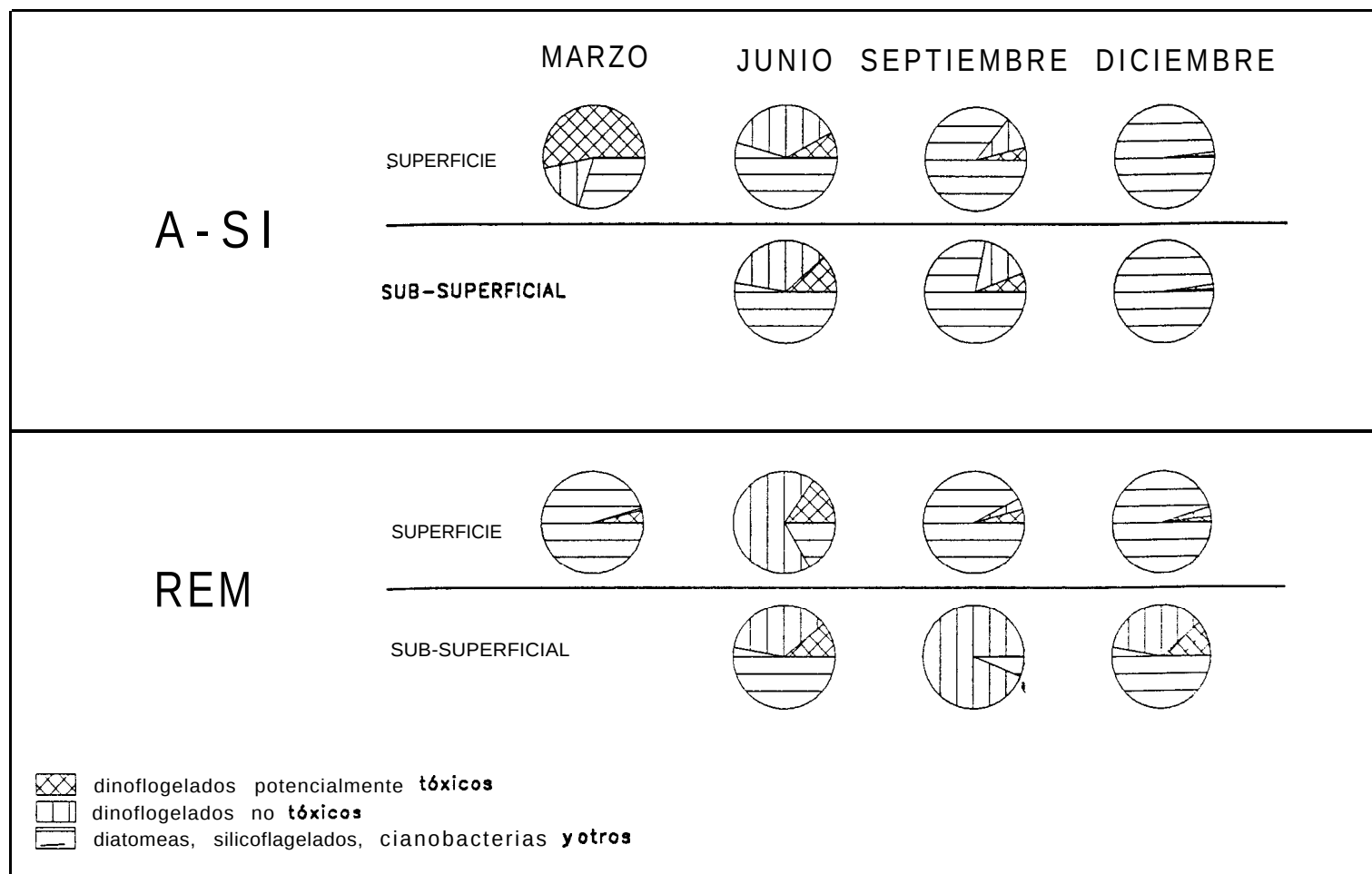


Figura 12. Participación de los dinoflagelados potencialmente tóxicos en las áreas costeras A-SI y REM.

ESPECIE	MARZO				JUNIO				SEPTIEMBRE				DICIEMBRE			
	SAN	LH	A-SI	REM	A-SI	A-SI	REM	REM	A-SI	A-SI	REM	REM	A-SI	A-SI	REM	REM
	S	S	S	S	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F
Alexandrium catenella											5					
Ceratium furca	12	2	5		6	6		14		3	14					
Ceratium fusus	1	0.4	1		6											
Dinophysis caudata	81	90	88	77	6		9	14		3			100	22	13	
Gonyaulax polyedra	0.1				11											
Gonyaulax sp			0.2			8		7								
Prorocentrum compressum	4	7	4	23	58	73	59	21	24	10				33	47	13
Prorocentrum micans	0.4	1	2		14	10	32	45	76	84	81			44	40	92
Prorocentrum minimum	2					2									8	

Tabla 7. Porcentaje de participación de las especies que componen al grupo de dinoflagelados potencialmente tóxicos (S= superficie, F= sub-superficial).

porcentajes disminuyeran en ambas estaciones, sobre todo en este último y dentro de un intervalo que va de los 0.3 a 2.1% y donde contribuyeron las especies *P. micans*, *P. compressum* y *P. minimum* (tabla 7).

ESPECIES POTENCIALMENTE TÓXICAS

Las especies que destacaron por sus mayores contribuciones a la densidad celular del grupo de los dinoflagelados potencialmente tóxicos (tabla 7), fueron: *D. caudata* (vector de toxinas diarreicas), *P. micans* (probable vector de toxinas paralizantes y diarreicas), *P. compressum* (probable vector de ciguatera) y *C. furca* (vector de toxinas diarreicas). *D. caudata*, fue la que aportó la mayor abundancia dentro de este grupo, por ejemplo, en la estación A-SI (superficie) constituyó el 88%, en LH el 90%, en SAN 81% y en el REM el 77%, durante marzo. A partir de junio su abundancia desciende y la sustituyen *C. furca*, *P. micans* y *P. compressum*, que si bien poseen porcentajes importantes, sus densidades celulares fueron bajas, debido a que durante estos meses la comunidad fitoplanctónica fue dominada principalmente por diatomeas.

ASOCIACIÓN DE ESPECIES DE DINOFLAGELADOS.

La relación de similitud entre las áreas costeras en cuanto a la composición específica del grupo de los dinoflagelados durante marzo (figura 13), agrupó con un coeficiente de similitud de 0.6 a las estaciones LH y A-SI, situación esperada debido a que ambas estaciones presentaron el mayor número de coincidencias de especies de dinoflagelados (anexo 1). El área SAN a su vez se asocia a éstas, con un menor coeficiente de similitud (0.48) y la estación REM se separa completamente como resultado de la pobre participación registrada del grupo durante este mes.

Por otro lado, el grado de asociación entre las especies del grupo de los dinoflagelados, puede observarse en la figura 14. A un nivel de similitud de 0.50, se originaron dos grupos (G1 y G2), el grupo G1 esta constituido por un subgrupo de 21

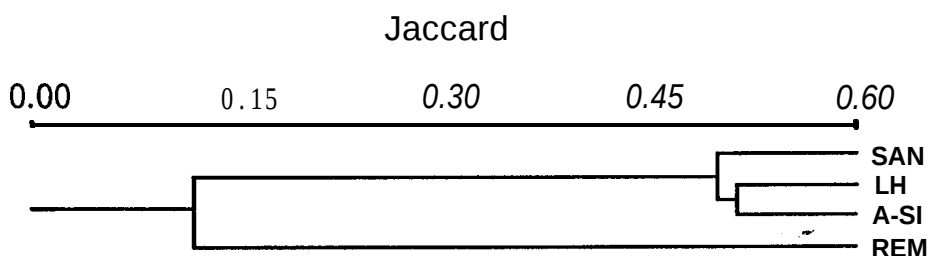


Figura 13. Similitud de las áreas costeras de acuerdo a la composición de especies de dinoflagelados durante marzo de 1993

especies (**SG1**) y una especie aislada y el grupo G2 estuvo formado, a su vez, por un conjunto de 10 especies.

Enfocando la atención en el subgrupo **SG1**, se puede observar que uno de los conjuntos de especies (C2) agrupó a la mayoría de las especies de dinoflagelados potencialmente tóxicos (*Ceratium fusus*, *C. furca*, *P. micans*) compartiendo una asociación máxima dentro de un subconjunto de 14 especies (*Ceratium dens*, *C. macroceros*, *Podolampas* sp., etc.); mientras que en el otro tenemos a *D. caudata* y *Prorocentrum compressum*.

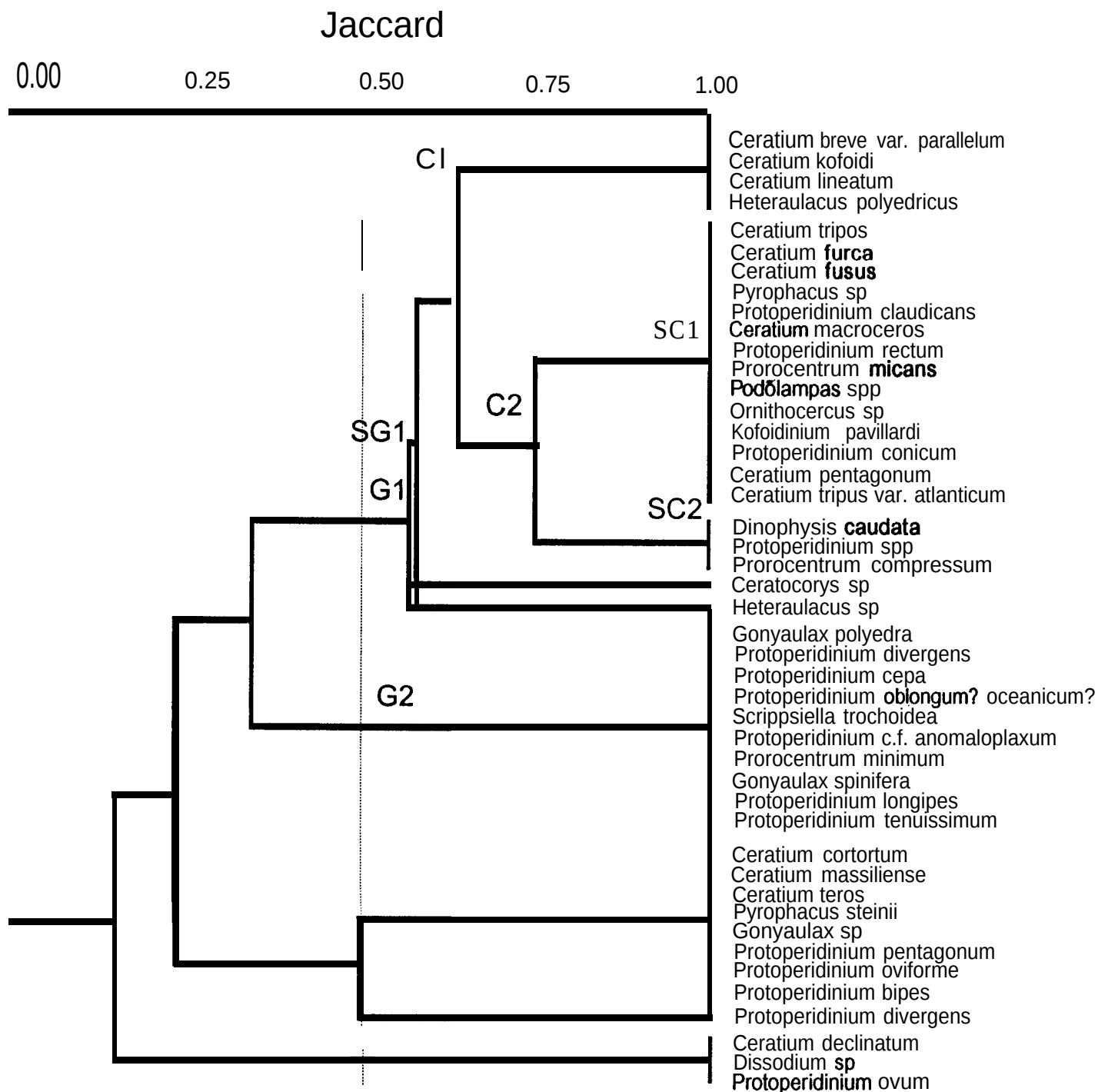


Figura 14. Asociación entre las especies de dinoflagelados durante marzo de 1993.

FICOTOXINAS Y SU RELACION CON EL GRUPO DE DINOFLAGELADOS POTENCIALMENTE TOXICOS

En la figura 15, se muestran los niveles de ficotoxinas en las diferentes estaciones de muestreo; valores que caen dentro del rango adecuado, al dividir la concentración de toxinas ($\mu\text{g ml}^{-1}$) entre las UR. **Asimismo, los resultados negativos a los análisis realizados en almejas alimentadas en las instalaciones del CIBNOR** confirmaron la calidad en las determinaciones. Solamente en los meses de marzo y en las áreas de muestreo localizadas hacia la boca de la bahía se detectaron niveles que exceden la norma de 400 UR (límite máximo permisible ~~para~~ consumo de moluscos), con valores de hasta 1890 UR en la estación PE en marzo y 1626 UR en la estación A-SI, en junio. A partir de septiembre, no se detectó actividad de ficotoxinas en ninguna de las áreas muestreadas.

Haciendo una comparación de los resultados obtenidos de actividad ficotóxica en marzo, con la presencia de las especies potencialmente tóxicas, se observó una correspondencia entre ambos parámetros. Por ejemplo, en marzo en A-SI, estuvieron presentes las especies *D. caudata*, *C. furca*, *P. compressum* y *P. micans*, con densidades entre 1 700 céls. l^{-1} a 92 500 céls. l^{-1} que coincidieron con niveles de 713 UR. En REM, la abundancia de estas especies no superó las 2, 000 céls. l^{-1} y la actividad de ficotoxinas **fue nula. En junio, tal correspondencia no se presentó, los** niveles de toxinas alcanzaron en A-SI 1626 UR y la abundancia de las especies potencialmente tóxicas sólo osciló entre 40 céls. l^{-1} y 400 céls. l^{-1} (figura 16).

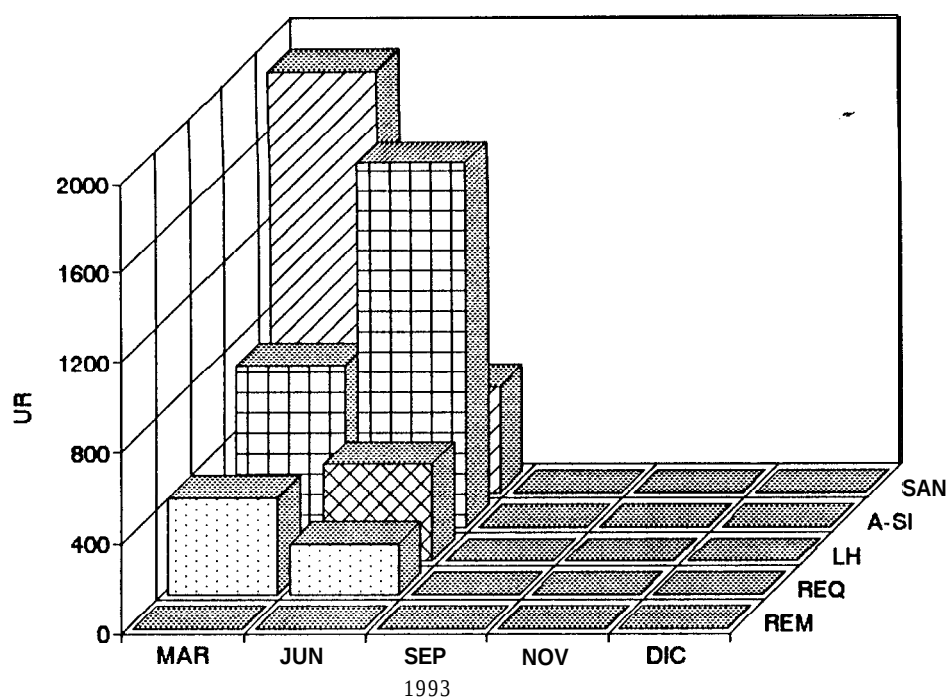


Figura 15. Niveles de ficotoxinas en Argopecten circularis expresadas en unidades ratón (UR) en las diferentes áreas costeras de Bahía Concepción durante 1993.

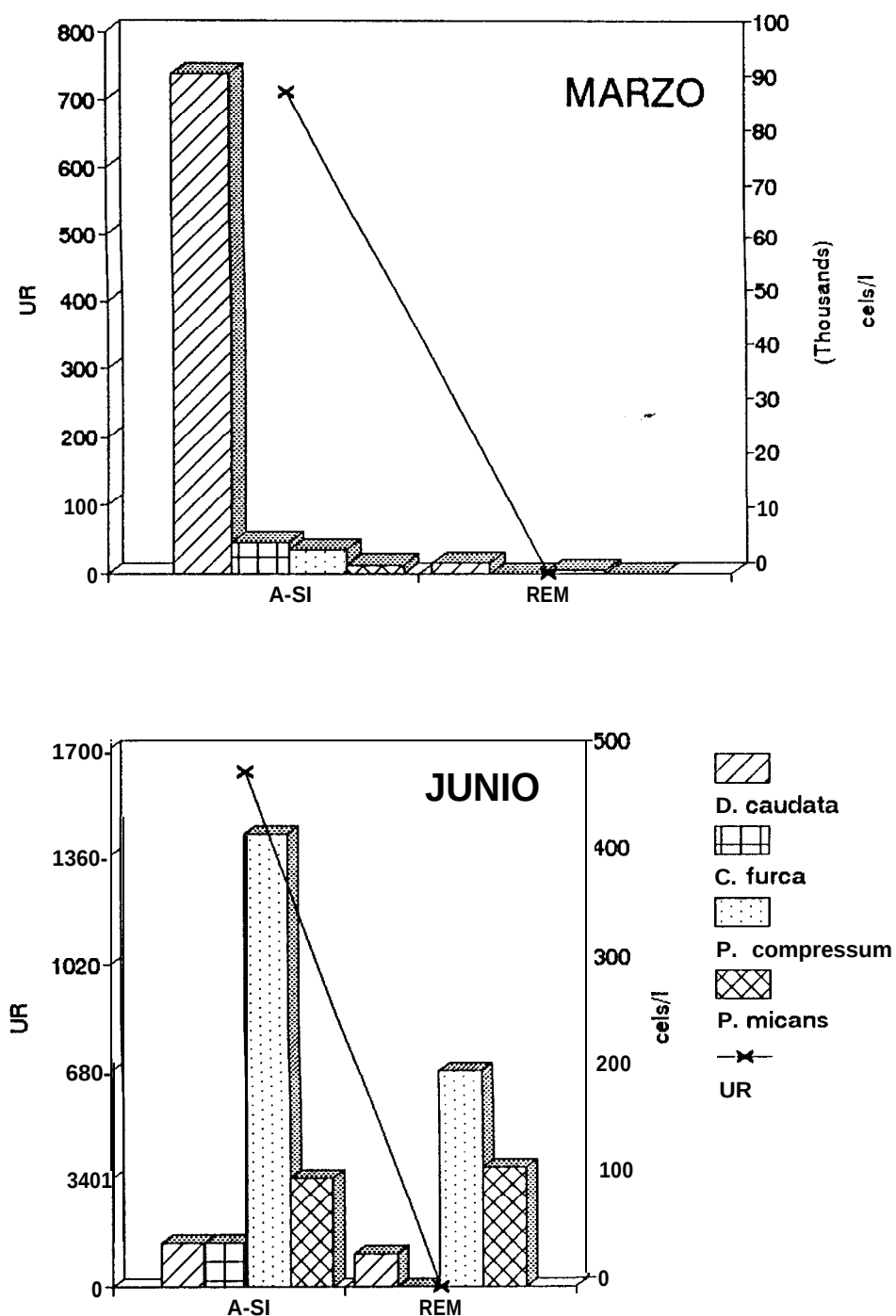


Figura 16. Ejemplo de la coincidencia entre los niveles de ficotoxinas y la abundancia de especies potencialmente **tóxicas** en A-SI y REM durante marzo y junio de 1993.

8. DISCUSION

Un amplio margen de condiciones ambientales han sido consideradas como causantes de floraciones masivas de fitoplancton (Steidinger, 1975; Margalef, 1989; Fraga y Prego, 1989; Carreto et al., 1981; **Lassus**, 1988; Shumway, 1989, 1990). La posibilidad de que estas floraciones pertenezcan al grupo de las especies tóxicas no ha sido bien definida a pesar de la tendencia actual en considerar que existe un real aumento en su ocurrencia, así como la incorporación de nuevas especies tóxicas en el mundo entero (Shumway, 1990; Hallegraeff, 1993; **Ledoux** y Marcaillou, 1994; Anderson, 1994). Como ya se ha mencionado anteriormente, sus efectos se han extendido no sólo a su impacto en las pesquerías de moluscos filtradores, gasterópodos carnívoros, crustáceos y peces (Shumway, 1995), sino también como una explicación hacia los repentinos varamientos de grandes cetáceos, como en el caso de 14 ballenas jorobadas en la Bahía del Cabo Cod (Massachussets), que murieron por ingerir peces (**macarela**) que contenían altas concentraciones de saxitoxinas producto de un florecimiento de *Alexandrium tamarense* (Anderson y White, 1992; Anderson, 1994)

La complejidad de las necesidades metabólicas de la gran variedad de especies fitoplanctónicas, permite definir una amplia variedad de condiciones propicias para su desarrollo, que van desde ambientes netamente oceánicos, aparentemente más homogéneos, hasta condiciones costeras de gran variabilidad. Parece ser evidente en Bahía Concepción que la presencia de abundancias importantes de especies tóxicas coincide con el inicio de la primavera, período que se caracteriza por presentar un agotamiento de nitrógeno y de fósforo en la columna de agua y con el inicio de una estratificación térmica, características que ya han sido sugeridas como promotoras de la multiplicación masiva de dinoflagelados en otras regiones del mundo (Gilson, 1937; Margalef, 1956 y 1984; Steidinger, 1975; Estrada, 1986; **Lassus** et al., 1988; **Lassus** et al., 1991; Sournia **et** al., 1991; López et al., 1992; Figueiras y Rios, 1993).

El período que antecede a la aparición de los dinoflagelados tóxicos puede revelarse de gran importancia. Desafortunadamente nuestro plan de muestreo no contempló los eventos en cortas escalas temporales, sin embargo, podemos proponer algunas conjeturas con base en la información disponible.

En los diversos estudios realizados en Bahía Concepción se ha encontrado que este cuerpo de agua se caracteriza por presentar en invierno densidades importantes de productores secundarios como larvas de moluscos, de peces y especies zooplanctónicas como copépodos, eufáusidos y quetognatos (CICIMAR, 1992; Villalejo y Ochoa, 1993), así como condiciones de alta calidad de **materia orgánica particulada** (Martínez y Gárate, 1994, Reyes, 1994 y Martínez y Gárate, en prensa). Asimismo, parece ser recurrente en esta región, la aparición de mareas rojas de un dinoflagelado no tóxico, identificado como *Noctiluca scintillans* en la temporada otoño-invierno. Gárate (1995) registró un total de 6 mareas rojas de esta especie; en febrero de 1986, de 1989 y de 1991; así como en diciembre de 1992 y en febrero y octubre de 1994, con densidades entre 100 000 y 800 000 céls. l⁻¹.

Los datos precisos sobre el origen de las mareas rojas de esta especie y de sus implicaciones biológicas son muy escasos (Uhling y Sahling, 1982), sin embargo, se conoce que este dinoflagelado florece después de la temporada de lluvias y por la presencia abundante de diatomeas. Hecho que ha sido reportado por Gárate (1991) en la marea roja de 1988 y que también coincide con nuestros resultados. De acuerdo a lo anterior, éste fue el ambiente que se presentó a finales de 1993 en Bahía Concepción y coincide también con la ruptura de la estratificación de la columna de agua que permite la liberación de nitratos y ortofosfatos generados y atrapados en las zonas profundas (>25 m) (Lechuga *et al.*, sometido) y con la presencia de lluvias en enero y febrero de 1993 (anexo 2), permitiendo así probablemente un florecimiento de las formas autótrofas.

Resulta interesante concebir el ambiente que se instala entonces en Bahía **Concepción**: por un lado, la población fitoplanctónica utiliza los nutrientes disponibles

y los productores secundarios junto con *N. scintillans*, pastorean sobre ellas. Este dinoflagelado es considerado como un depredador importante de fitoplancton y zooplancton (Le Fevre y Grall, 1970; Kimor, 1979; Hallegraeff, 1991; Gárate, 1991) y para controlar su peso específico realiza un activo intercambio celular de iones NH_4^+ (Kressler, 1966), una parte de ellos son secretados junto con iones PO_4^{3-} cerca de la superficie de la columna de agua estimulando así el crecimiento de otras células fitoplanctónicas (Brockman, 1980).

Por otro lado, y en cuanto a las especies tóxicas, nos es totalmente desconocido el papel que juega el sulfuro de hidrógeno y sus productos de transformación (química o bioquímica), que se genera en el fondo de la bahía (Lechuga *et al.*, sometido), el cuál también es dispersado en la columna de agua al romperse la estratificación. Sin embargo, tampoco podemos dejar a un lado su posible participación o influencia en la aparición y dominancia de estas especies, puesto que los procesos de eutroficación (que dan origen entre otros a la formación de sulfuro de hidrógeno) también han sido considerados como agentes causantes de la presencia de dinoflagelados tóxicos (Carreto *et al.*, 1981; Hallegraeff, 1993).

Si bien el ambiente químico y la disminución de la presión por pastoreo principalmente por la caída de las poblaciones de *N. scintillans*, pueden ser condiciones importantes para favorecer la presencia y dominancia de las especies tóxicas, también es altamente posible que la temperatura juegue un papel importante en la permanencia temporal y toxicidad de estas especies. Por ejemplo, las temperaturas óptimas para la presencia y crecimiento del género *Dinophysis* en las costas de Japón se sitúan entre 6 y 29 °C y específicamente para *D. caudata* entre los 10 y 28 °C (Yoshimatsu y Ono, 1986); en Francia se reportan intervalos para este mismo género entre los 14 y 25 °C (Lassus *et al.*, 1985 a y b). Un intervalo de temperatura similar únicamente fue observado en Bahía Concepción en marzo de 1993 (inicio de la primavera) y debido quizá a que el calentamiento estacional del estrato superficial rápidamente permite que para abril-mayo de 1993 no existan condiciones

óptimas de crecimiento de estos organismos (figura 3, figura II) y por consiguiente su abundancia disminuye considerablemente.

La presencia de densidades importantes de *D. caudata*, durante marzo en Bahía Concepción, así como las condiciones ambientales en este período, coinciden grandemente con la información que se tiene en las costas francesas particularmente, las condiciones de estratificación termal, la no relación con la concentración de nutrientes, así como la carencia de manifestación de color aparente en la superficie marina (Lassus et al., 1988; Lassus et al., 1991). Las similitudes en estos procesos incluyen a las densidades reportadas capaces de provocar acumulación de toxinas en moluscos que caen fuera de la norma internacional. En Francia, las condiciones anteriores permiten que *Dinophysis* sp alcance valores (considerados críticos) de hasta 20, 000 céls. l⁻¹, en nuestro caso llegamos a densidades de hasta 90 000 céls. l⁻¹. El efecto de estas diferencias numéricas, puede verse limitado también por su permanencia en el ambiente, la cual permitirá una mayor o menor acumulación en el molusco. Por ejemplo, en las costas francesas la permanencia en tiempo de este género durante 1984 y 1987, abarcó un total de 5 meses, con densidades entre 100 y hasta más de 1 00 000 céls. l⁻¹ (Lassus et al., 1988).

En Bahía Concepción, la presencia de *D. caudata* y demás especies potencialmente tóxicas, sólo se manifestó en densidades apreciables durante marzo de 1993, **desafortunadamente** el distanciamiento en nuestros muestreos no nos permitió saber si su **permanencia** duró un par de meses más, sin embargo, la presencia de toxicidad puede ser un indicio que podría explicar lo anterior, aunque también es posible que se haya tratado de un florecimiento puntual; *Alexandrium catenella* se tiene registrada para esta zona con abundancias puntuales de 10, 600 céls. l⁻¹ en febrero (Martínez y Gárate, 1994) y 88, 600 céls. l⁻¹ en mayo de 1991 (Gárate et al., en preparación).

Estas condiciones que necesitan de nuevos estudios orientados a escalas más reducidas que las empleadas en este trabajo, permitieron sin embargo, definir las

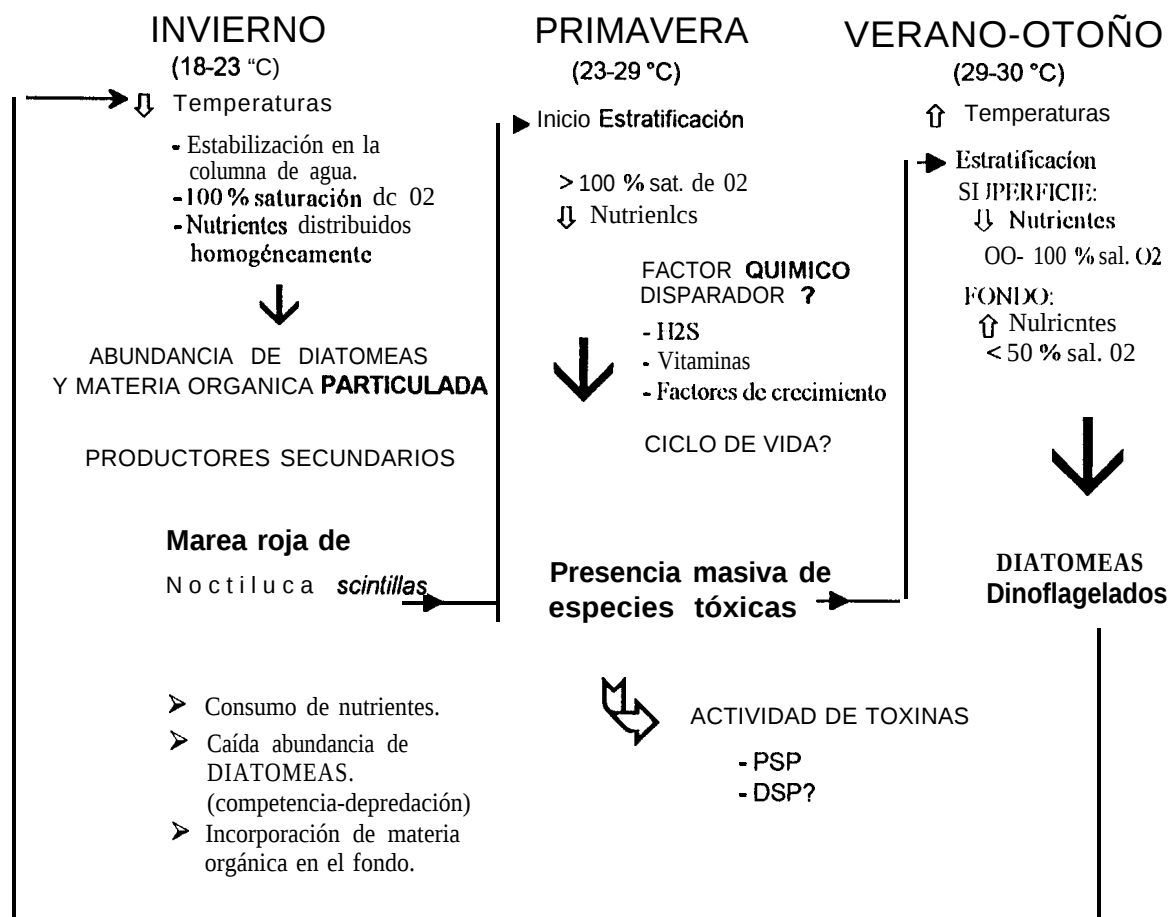


Diagrama 2. Condiciones **hipotéticas** que propiciaron la presencia de dinoflagelados **tóxicos** en **Bahía Concepción**, durante 1993.

condiciones hipotéticas que precedieron y antecedieron la presencia de estos dinoflagelados tóxicos en Bahía Concepción durante 1993 (diagrama 2). Aunque no se descarta la posible participación de otros factores, tales como la influencia de masas de agua o corrientes provenientes del Golfo de California incorporando estas especies (Lechuga et al., 1993) con la ayuda de los vientos. El comportamiento de los vientos a lo largo de 1993 manifiesta una influencia directa **del** golfo durante los primeros meses del año (enero-febrero), período en el cual **se** presentaron en abundancia los dinoflagelados potencialmente tóxicos; hasta verse limitada en mayo,

época en que los vientos se dirigen hacia el oeste; a partir de junio no se encontraron abundancias importantes de estas especies (anexo 2). En ocasiones la presencia masiva de fitoplancton en las costas son el resultado de procesos de acumulación favorecidos por los vientos (Lassus et al., 1993).

Otro factor y que de **hecho se considera más importante que la influencia de las** condiciones hidrológicas y **meteorológicas** durante las proliferaciones, es la integración de las especies en la comunidad fitoplanctónica a través de sucesiones estacionales (Muñoz et al., 1992). La variación estacional del fitoplancton en Bahía Concepción aún no está totalmente establecida, sin embargo, los resultados obtenidos en este trabajo indican que es posible que ocurra una sucesión en el microfitoplancton, con la dominancia de diatomeas en invierno y otoño, mientras que en un pequeño período (inicio de la primavera) dominen los dinoflagelados. Los únicos antecedentes que se tienen a este respecto, son los resultados obtenidos por Martínez y Gárate (en prensa) en la boca de la bahía, con dominancia de diatomeas principalmente en invierno, mientras que los dinoflagelados estuvieron mejor representados en mayo, pero no más que las diatomeas. Estos aparentes cambios temporales de especies fitoplanctónicas coinciden con los registros que se tienen de actividad de ficotoxinas en la bahía, recordemos que dicha actividad en 1992 y 1993 se presentó durante la primera mitad del año.

Por otro lado, el grado de asociación obtenido durante el corto período de dominancia de los dinoflagelados potencialmente tóxicos, establece una estrecha relación entre las especies del género *Ceratium* spp y *P. micans*, y entre *P. compressum* y *D. caudata*. Estos agrupamientos han sido también observados por otros autores. Sournia et al. (1991), consideran que es posible establecer una cierta similitud en cuanto a los requerimientos fisiológicos de los géneros *Prorocentrum* y *Dinophysis*, debido a que comúnmente es citado al primero como un acompañante común del segundo. Hollígan et al. (1980), determinaron con un análisis de correspondencias un grupo *P. micans*, constituido por: *C. fusus*, *C. furca*, *D. acuminata* y *D. acufa*, y otro dominado por *C. lineatum*, junto con *D. dens* y *D. norvegica* en las

islas Británicas en julio de 1977. En España, Mariño et al. (1985), reporta que las especies *D. acuminata*, *P. minutum* y *P. micans*, ocurren al mismo tiempo. En Holanda, Kat et al. (1982), observaron una asociación entre *D. acuminata*, *P. micans* y *P. minutum*. En Francia, Lassus et al. (1985a) han observado que los florecimientos de *D. c.f. acuminata* y *Dinophysis* spp se asocian al desarrollo de *P. micans*, en la bahía de Vilaine y a *P. minimum* y *P. triestium* en la bahía de Seine. Para el caso del área donde realizamos el estudio, encontramos con el análisis de agrupamiento, asociaciones principales durante el corto período de dominancia de dinoflagelados potencialmente tóxicos entre *D. caudata* y *P. compressum* y entre *C. furca*, *C. fusus* y *P. micans*, esto pudiera ser una antecedente de que los requerimientos para su desarrollo masivo pueden ser semejantes, o bien, que la presencia de una u otra especie favorece su multiplicación.

De acuerdo a la literatura mundial y en lo que se refiere a las especies con cierto potencial tóxico en Bahía Concepción, *D. caudata* y *C. furca* son productoras de toxinas **diarreicas** (Taylor, 1985; Shumway, 1990; Muñoz et al., 1992), *P. micans* es vector tanto de la toxina diarreica, como de la paralítica (Pinto y Silva, 1956; de Mendiola 1979; Avaria, 1979; Kat, 1979; Cassie, 1981; Anton et al., 1995), aunque existen dudas al respecto, y de *Prorocentrum* spp se sospecha la producción de ciguatoxinas (Fraudenthal y Jijina, 1988; Hallegraeff, 1993). Las mayores concentraciones de estas especies se presentaron en marzo, coincidiendo con los valores máximos de toxinas (PSP) encontrados en los moluscos de Bahía Concepción. Para el mes de septiembre, tanto la dominancia de especies tóxicas como la ficotoxicidad en almejas había totalmente desaparecido, a pesar de que encontramos en el área REM a *Alexandrium catenella* y *Gonyaulax diacantha*, esta última en densidades importantes.

El comportamiento del fenómeno tóxico en Bahía Concepción también puede explicarse desde el punto de vista de la lenta cinética de desintoxicación de los pectínidos (Oshima et al., 1982; Shumway, 1990). El incremento de la temperatura coincide con la ausencia de toxinas en la almeja, lo que hace suponer que favoreció el

aumento de su actividad metabólica y por tanto la eliminación de toxinas; se ha observado que las temperaturas bajas aparentemente retardan la pérdida de toxinas en moluscos (Aalvik y Framstad, 1981). Trabajos realizados por Kat (1989) , llegaron a la conclusión de que puede existir una relación directa entre la actividad de toxinas y la temperatura, debido a que con una concentración de solo 30 céls. l⁻¹ de *Dinophysis* spp en un ambiente a 10 °C se presenta una mayor toxicidad que con 200 céls.l⁻¹ a 20 °C. Esta información refuerza la idea de considerar que la presencia de actividad de ficotoxinas en almeja **catarina** durante junio pudo deberse a la poca capacidad depuradora que en general tienen los pectínidos y no tanto a la influencia de la temperatura en la tasa de depuración. La temperatura, más bien puede estar modificando la actividad tóxica de estas especies, en superficie rápidamente rebasa los 20 °C en las primeras semanas de primavera y posiblemente las altas temperaturas limitan su multiplicación masiva.

Otro **factore** a considerar cuando existe toxicidad sin la presencia de especies tóxicas, es la participación de las bacterias en la producción de toxinas parálíticas (Levasseur et al., 1995). Por lo tanto, es factible que cianobacterias como *O. erythraea* (especie presente principalmente en marzo) o bacterias asociadas a los dinoflagelados potencialmente tóxicos en Bahía Concepción, estén involucradas en la producción de toxinas.

A este respecto, se han planteado hipótesis que tratan de explicar los altos niveles de PSP en **escalopas**, en condiciones de una aparente ausencia de florecimientos tóxicos (*Alexandrium* spp) en el estrato superficial de la columna de agua. La primera considera la existencia de una baja tasa de metabolismo basal y una reducida actividad de filtración, especialmente en aguas frías con pobre abastecimiento de alimento, que a su vez pueden llevar a reducidas tasas de catabolismo de toxinas y eliminación. La segunda propone una conversión de las toxinas a derivados más tóxicos, que producen un incremento en la toxicidad neta. La tercera, considera la participación de florecimientos subsuperficiales de células vegetativas tóxicas, que pueden causar recontaminación. La cuarta, propone que la

ingestión de heces fecales y quistes temporales durante la fase de senescencia de las mareas rojas pueden contribuir a la toxicidad. La última, considera el consumo de quistes depositados en los fondos, durante la actividad alimenticia (Shumway y Cembella, 1993). A este respecto, en Bahía Concepción se tienen registros de quistes de dinoflagelados (Gilmartin y Revelante, 1978), así como frecuencias inferidas de quistes gonyaulacoides entre 70% y 80% en la región interior del Golfo de California (Martínez y Hernández, 1991), que según Carreto et al. (1981), en ocasiones llegan a ser mucho más tóxicos que en su fase de vida libre.

En lo que se refiere a los niveles de toxina, con excepción de la estación El Requesón en junio, se superó el límite máximo permisible (400 UR), alcanzándose un valor máximo en marzo de 1890 UR en Playa Escondida. Estos resultados coinciden con los reportados por Band (1992), quien de enero a mayo de 1992 encontró que los niveles de toxinas también sobrepasaron dicha norma, por ejemplo, en *A. circularis*, estuvieron representados por 1880 UR en la estación Punta Amolares en abril, 1100 UR en San Ignacio y 810 UR en El Remate durante marzo.

Con el registro de especies potencialmente tóxicas durante los picos de toxicidad, difícilmente podemos demostrar cuál es la responsable del fenómeno tóxico debido a que la mayoría se consideran productoras de toxinas de tipo diarreico, con excepción de *P. micans*, especie considerada en algunas publicaciones como dudosa en cuanto a su participación en la producción de toxinas paráliticas. Sin embargo, los antecedentes que se tienen sobre el área, específicamente la presencia de *Alexandrium catenella* en densidades puntuales de hasta 88,600 céls. l⁻¹ en mayo de 1991 (Gárate et al., en preparación) y considerando que la toxicidad no siempre coincide con la presencia masiva de especies tóxicas (Kodama et al., 1982 a, b; Kodama et al., 1988), es posible entonces, que esta especie sea la principal candidata en la producción de toxinas paráliticas de Bahía Concepción.

Además de existir actividad de toxinas paráliticas en Bahía Concepción, es probable que también existan las de tipo diarreico y ciguatoxinas, recordemos que se

registraron porcentajes importantes de especies del género *Prorocentrum*, que es considerado como productor de ciguatoxinas (Bomber et al., 1985) y durante marzo se alcanzó una densidad promedio de *D. caudata* de 75 766 céls. l⁻¹, valor que supera por mucho a lo reportado en Francia, pero que tal vez no alcancen toxicidades tan altas como las de Europa, debido a la probable y relativa limitación por las mayores temperaturas en Bahía Concepción.

D. caudata se considera una especie productora de toxinas tipo DSP y en las costas de Europa este género ha provocado brotes de toxicidad por DSP (Van Egmond et al., 1993). Por ejemplo, en Francia, los **florecimientos** de *Dinophysis* representan un problema de salud pública que ocasionan enfermedades o trastornos gastrointestinales. *D. acuminata*, en las costas de este país ha llegado a alcanzar concentraciones del orden de 25, 000 céls. l⁻¹ y se ha observado que concentraciones de 50 céls. l⁻¹ pueden llegar a contaminar a moluscos filtradores (Sournia et al., 1991). En España, los primeros casos de DSP se observaron en 1978, y entre 1979 y 1981, ocasionó intoxicación en 5, 000 personas (Mariño et al., 1985). En Suecia, el primer caso de intoxicación por DSP es reconocido en 1984 (Krogh et al., 1985) y las especies involucradas en este brote fueron *D. acuta* con abundancias entre 1, 000 a 23, 000 céls. l⁻¹, *D. norvegica* con 20, 000 céls. l⁻¹ y *D. acuminata* con 1, 000 a 9, 000 céls. l⁻¹, alcanzándose niveles de 170 UR por kilogramo de carne de molusco y con la permanencia de la toxicidad hasta abril de 1985.

Durante marzo y abril de 1994, se analizaron con cromatografía líquida de alta resolución (HPLC), extractos de toxinas obtenidos a partir de muestras de callo de hacha, ostión, almeja voladora y almeja catarina, en las estaciones San Ignacio, Amolares, Punta Arenas y Las Huertitas (Sierra, com. pers.), que confirman la presencia de toxinas parálíticas del tipo saxitoxina, dc-saxitoxina, gtx3, gtx-2, además del ácido ocadaico (callo de hacha) y dtx-2 (callo de hacha y ostión), elementos que fortalecen la idea de considerar la presencia de actividad de toxinas diarreicas en la bahía.

A pesar de los elevados niveles de toxinas detectados, no existe ningún reporte de **intoxicación** en humanos (SSA, Dir. Gral. de Epidemiología en B.C.S.). Sin embargo, Hallegraeff (1993) menciona que es muy común que este tipo de intoxicaciones se confundan con afecciones gastrointestinales de origen bacteriano. Por ejemplo, en mayo de 1992, un diario local informó sobre un brote **diarreico** en Cd. Constitución de origen desconocido, donde los síntomas fueron además de la diarrea, fiebres altas y dolores internos en todo el cuerpo, de tal forma y asumiendo que por la cercanía con Bahía Concepción, este problema pudo haber sido intoxicación por DSP originado por el consumo de moluscos bivalvos extraídos de esta bahía. Los síntomas de intoxicación por DSP se relacionan mucho con la sintomatología antes mencionada (tabla 1).

El producto más demandado de la almeja es el callo y en general, cuando llega a consumirse el cuerpo completo, previamente ha sido limpiado. La glándula digestiva es usualmente el tejido que acumula la mayor toxicidad, mientras que el músculo aductor se caracteriza por permanecer libre de toxinas; aunque existen evidencias de que en varias especies de **escalopas**, el callo ocasionalmente puede registrar niveles que exceden el límite máximo permisible (Cembella et al., 1993). Es probable que la comercialización del callo de almeja **catarina** sea un control sanitario casualmente impuesto, que evite una extensión impredecible de brotes **dairreicos** y parálíticos.

Por otro lado, estos resultados no están directamente relacionados con las mortandades masivas de moluscos bivalvos en Bahía Concepción, ya que en la mayoría de los casos, estas sucedieron en verano. Las características de este cuerpo de agua (de boca estrecha, somero y con presencia de fumarolas ó aguas termales), tal vez lleguen a propiciar condiciones intolerables por estos organismos. Principalmente durante el verano, las temperaturas son superiores a la región oceánica adyacente y esta situación, aunada al esfuerzo pesquero de los **ultimos** años seguramente propiciaron la caída de la producción almejera (anexo 2).

9. CONCLUSIONES

1.- El inicio de la estratificación en la columna de agua y la condición de concentraciones bajas de nutrientes, al parecer actuaron como mecanismos que favorecieron la presencia de altas concentraciones de dinoflagelados potencialmente tóxicos, como *P. micans*, *P. compressum*, *D. caudata* y *C. furca*, a principios de la primavera de 1993, en Bahía Concepción.

2.- La conjunción del incremento en la **temperatura** durante marzo y junio, así como la estabilización en la columna de agua, probablemente ejercieron control sobre la densidad y una mayor permanencia de los dinoflagelados potencialmente tóxicos.

3.- Se presentó la coocurrencia de los géneros *Ceratium*, *Prorocentrum* y *Dinophysis*, durante la presencia de densidades importantes de dinoflagelados en **Bahía** Concepción, similar a la observada en otras regiones del mundo.

4.- A pesar de que coincidieron los niveles de ficotoxinas y la abundancia de especies potencialmente tóxicas (principalmente en marzo de **1993**), no existió una relación directa con el tipo de toxina determinado.

5.- Además de existir actividad paralítica, es probable que también se manifieste en Bahía Concepción actividad de tipo **diarreico** y de ciguatoxinas, debido a que fueron registradas para esta área especies ó **generos** considerados productores o relacionados con este tipo de toxinas.

10. RECOMENDACIONES Y SUGERENCIAS

Los niveles de toxinas en Bahía Concepción en algunos casos llegaron a superar los máximos permisibles, un seguimiento permanente debe realizarse para evitar pérdidas económicas en la actividad pesquero-acuicultural y que la salud de los consumidores se vea afectada.

Los resultados de este trabajo hacen prioritario abrir líneas de investigación en el estudio de los fenómenos de marea roja. Para el caso de la investigación en el Estado de Baja California Sur, además del seguimiento **recomendado** anteriormente es indispensable considerar aspectos como:

1. Aislamiento de especies potencialmente tóxicas (diatomeas, dinoflagelados, bacterias, etc.) y de quistes, para estudiar sus características biológicas y **fisiológicas**, así como para comprobar su participación en la producción de diferentes tipos de toxinas en áreas donde exista actividad pesquera y acuicultural.
2. El estudio de otras variables ambientales (pH, vitaminas, factores de crecimiento, etc.) como posibles mecanismos disparadores de la presencia masiva de dinoflagelados tóxicos.
3. Estudios de sucesión específica como posible indicador de la presencia temporal de especies tóxicas.
4. Determinación de la naturaleza química de las toxinas, así como de su conversión por agentes químicos o por los organismos que las acumulan.
5. Tasas de asimilación y depuración de toxinas en moluscos bivalvos de importancia comercial, considerando factores ambientales.

10. LITERATURA CITADA

- AALVIK, B. y K. FRAMSTAD. 1981. Assay and detoxification experiments with mycotoxin in mussels (*Mytilus edulis* L.) from Nordasstraumen, Western Norway, 1979 and 1980. **Sarsia**. **66**: 143-146.
- ANDERSON, D. M. 1994. Red tides. **Scien. Am.** **271**(2): 52-58.
- ANDERSON, D. M. y A. W. WHITE. 1992. Marine biotoxins at the top of the food chain. **Oceanus**. **35**(3): 55-61.
- ANTON, A., H. TAMBI y N. MOHD-NOOR. 1995. An ecological study of harmful algal bloom (HAB) species, with emphasis on dinoflagellates, following PSP incidences in the straits of Malacca, wets Malaysia. 7th. Int. Conf. on Toxic Phytoplankton. Sendai, Japón. Abstracts: pp 3.
- ASOCIACIÓN OF OFFICIAL AGRICULTURAL CHEMISTS (AOAC). 1984. Paralytic shellfish poison, biological method (18). En: **Official methods of analysis of the Association of Official Agricultural Chemists (14th ed.)**. Washington, D. C., 344-5
- AVARIA, P. S. 1979. Red tides off coast of Chile. En: Taylor, D. L. y Seliger H. H. (eds.) **Toxic dinoflagellate blooms: developments in marine biology**. Elsevier. pp. 161-164.
- BALECH, E. 1977. Introducción al fitoplancton marino. Ed. Edubeba. Buenos Aires. pp 175 .
- BALECH, E. 1988. Los dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental. Museo Argentino de Ciencias Naturales (R. Rivadavia) e **Inst. Nal. de la Inv. de C. Nat. de Buenos Aires**. Pub. Esp. **Inst. Esp. de Oceanogr. No. 1.88** láminas, 310 p.
- BAND-SCHMIDT, C. J. 1992. Informe semestral de actividades. División de Biología Experimental. **Centro de Inv. Biol. de B.C.S. (CIB)**
- BAQUEIRO, C. E., J. A. MASSO y A. VELEZ. 1983. Crecimiento y reproducción de una población de caracol chino, *Hexaplex erythristomus*, (Swainson, 1831) de Bahía Concepción, B.C.S. **Cienc. Pesq. (4)**: 19-31.
- BATES, S.S., BIRD, C. J., A. S. W de FREITAS, R. FOXALL , M. GILGAN , L. A. HANIC, G. R. JOHNSON, A. W. McCULLOCH, P. ODENSE, R. POCKLINGTON, M. A. QUILLIAM, P. G. SIM, J. C. SMITH, D. V. SUBBA RAO, E. C. D. TODD, J. A. WALTER y J. L. C. WRIGTH. 1989. Pennate diatom *Nitzschia pungens* as the primary source of domoic acid, a toxin in shellfish from eastern Prince Edward Island, Canada. **Can. J. fish Aquat. Sci.** **46**:1203-1215.
- BATES, S. S., A. S. W. de FREITAS, J. E. MILLEY, R. POCKLINGTON, M. A. QUILLAM, J. C. SMITH y J. WORMS. 1991. Control of domoic acid in culture: nutrients and irradiance. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** **48**:1136-1 144.
- BLOGOSLAWSKI, J. W. 1988. Ozone depuration of bivalves containing PSP: pitfalls and possibilities. **J. shellfish Res.** **7**(4):702-705.
- BODENAU, N. 1993. Red tides in Mamaia Bay (Romanian Coast of Black Sea). 7th. Int. Conf. on Toxic Phytoplankton, Nantes, France, 18-22 pp.
- BOMBER, J. W., D. R. NORRIS y L. E. MITCHEL. 1985. Benthic dinoflagellates associated with ciguatera from the Florida keys. II Temporal, spatial and substrate heterogeneity of *Prorocentrum lima*. En: Anderson et al. (eds.). **Toxic dinoflagellates**. Elsevier. 45-49.
- BROKCMAN, U. 1980. Biochemische Wechselwirkungen einer maninen planktonpopulation in einem abegeschlossenen Wasserkörper. Dissertation, Universität Hamburg. 182 p.
- BUCK, K. R., L. UTTAL-COOKE, C. H. PILSKAIN, D. L. ROELKE, M. C. VILLAC, G. A. FRYXELL, L. CIFUENTES y F. P. CHAVEZ. 1992. Autoecology of the diatom *Pseudonitzschia australis* a domoic acid producer, from Monterrey Bay, California. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** **84**: 293-302.

- CARRETO, J. I., M. L. LASTA, R. NEGRI y H. BENAVIDES. 1981. Los fenómenos de marea roja y toxicidad de moluscos bivalvos en el mar argentino. Contrib. No. 399. Inst. **Nal.** Invest. Des. Pesq. Mar de Plata. 101 p.
- CASSIE, V. 1981. Non-toxic blooms of *Prorocentrum micans* (Dinophyceae) in the Karamea Bight New Zealand. **J. Mar. Freshwat. Res.** 15: 181-184.
- CASTAÑEDA, L. O. y E. F. CONTRERAS. 1993. Bibliografía comentada sobre ecosistemas costeros mexicanos. Vol. I: Baja California Norte y Sur. CONABIO / UAM-I, CDELM. 489 pp.
- CEMBELLA, A. D., S. E. SHUMWAY y N. I. LEWIS. 1993 Anatomical distribution and spatio-temporal variation in paralytic shellfish toxin composition in two bivalves species from the Gulf of the Maine. **J. Shellfish Res.** 12(2):389-403.
- CICIMAR, 1992 Informe técnico final del proyecto: Dinámica de nutrientes y placton en Bahía Concepción, B.C.S, México. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas CICIMAR-IPN. 41 pp.
- CLEVE-EULER, A. 1951. Die diatomeen von Schweden and Finnland I.K., Svenska, Vetenskakad Handl. 2(1): 1-163, 56 pl. (294 figs.).
- CORTÉS-ALTAMIRANO, R. 1988. Abundancia de *Oscillatoria erythraea* (cianobacteria plantónica marina) en el litoral de Mazatlán, Sin., México. **Rev. Lat-amer. Microbiol.** 30:169-178.
- CORTÉS-ALTAMIRANO, R., 1994 ¿Las mareas rojas están aumentando en las costas de México?. Planctología Mexicana. Boletín informativo No. 14 de la **Soc. Mex. de Planctología.**, A.C.
- CORTÉS-ALTAMIRANO, R. y A. NÚÑEZ-PASTEN. 1992. Doce Años (1979-1990) de registros de Mareas Rojas en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. **An. Inst. Cienc. Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México**, 19(1):113-121.
- CORTÉS-ALTAMIRANO, R., L. MUÑOZ-CABRERA y O. SOTOMAYOR-NAVARRO. 1993. Envenenamiento paralítico por mariscos (PSP), causado por el dinoflagelado *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* en la costa Suroeste de México. **An. Inst. Cienc. Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México**. 20(1): 43-54.
- CORTÉS-ALTAMIRANO, R., D. U. HERNÁNDEZ-BECERRIL y R. LUNA-SORIA (en prensa a). Red tides in Mexico: A review. **Rev. Lat-Amer. Microbiol.** 34(4).
- CORTÉS-ALTAMIRANO, R., F. A. MANRIQUE y R. LUNA-SORIA. (en prensa b). Presencia de mareas rojas en la costa este del Golfo de California. **Rev. Lat-Amer. Microbiol.** 34(4).
- CRUZ, O. R., O. L. GODINES, S. E. H. NAVA, y N. S. L. SOLIS. 1991. Algunos aspectos geológicos de Bahía Concepción, B. C. S. **Oceanotas**. no. 2, U. A. B. C. S.
- CUPP, E. E., 1943. Marine plankton diatoms of the west coast of North America. **Bull. Scripps Inst. Oceanogr.** 5:1-238.
- DELANEY, J. E., 1989. Procedimientos de bioensayo para las toxinas de moluscos bivalvos (capítulo 4). En: PESCA, SARH (CNA), SEDUE y SSA (Eds.). Programa Mexicano de Sanidad de Moluscos Bivalvos, 1989. Procedimientos de Laboratorio para el análisis de aguas marinas y de moluscos bivalvos. **México**, D. F. pp. 64-77.
- DALE, B. y C. M. YENTSCH. 1978. Red tide and paralytic shellfish poisoning. **Oceanus**. 21:41-49
- DELGADO, M. y J. M. FORTUÑO. 1991. Atlas de fitoplancton del Mar Mediterráneo. **Sci. Mar.** 55 (1): 1-133.
- DELGADO, M., M. ESTRADA, J. CAMP, J. V. FERNÁNDEZ, M. SANTMARTI, C. LLETI. 1990. Development of a toxic *Alexandrium minutum* Halim (Dinophyceae) bloom in the harbour of Sant Carles de la Ràpita (ebro Delta, northwestern Mediterranean). **Sci. Mar.**, 54(1):1-7.

- DE MENDIOLA, B. R. 1979. Red tides along the peruvian coast. En: Taylor D. L. y H. H. Seliger (eds.). **Toxic dinoflagellate blooms: developments in marine biology**. Elsevier. pp. 189-190.
- DICKEY R. W., G. A. FRYXELL, H. R. GRANADE y D. ROELKE. 1992. Detection of marine toxins okadaic acid and domoic in shellfish and phytoplankton in the Gulf of Mexico. *Toxicon*. **30(3)**: 355-359.
- DRESSLER, R. 1981. Preliminary knowledge of hydrostatic summer conditions within Bahía Concepción, Baja California. *Sammlung. Tech. Rep. CICESE*. pp. 1-13.
- ESTRADA, M. 1986. Mareas rojas. *Inf. Técn. Inst. Inv. Pesq.* 132.: 3-16.
- FÉLIX-PICO, E. F. y R. S. SÁNCHEZ. 1976. Tercer informe final del programa de orientación técnica para aprovechamiento de los recursos naturales existentes y prácticas de maricultura en Bahía Concepción y Ensenada de La Paz. **Sec. de Asent. Rec. Hidrául.** pp. 20.
- FIGUEIRAS, F. G. y A. F. RIOS 1993. Phytoplankton sucesion, red tides and the hidrographic regimen in the Rias Bajas of Galicia. En: T. J. Smayda y Y. Shimizu (eds.). **Toxic Phytoplankton Blooms in the sea**. Elsevier. pp. 239-244.
- FRAGA, F. y R. PREGO. 1989. Condiciones hidrográficas previas a la purga de mar. **Cuadernos de Área de Ciencias Marinas**, Seminario de estudios Galegos, 4: 21-44.
- FRANCA, S., P. ALVITRO, I. SOUSA y V. MASCARENHAS. 1993. The dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* isolated from the coast of Portugal: Observations on development, toxicity and ultrastructure. En: Smayda, T. J. y Y. Shimizu (eds.). **Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea**, Elsevier. pp. 869-874.
- FREUDENTHAL, A. R. y J. L. JIJINA. 1988. Potential hazards of *Dinophysis* to consumers and shellfisheries. *J. Shellfish Res.* **7(4)**: 695-701.
- FUKUYO, Y., M. KODAMA, T. OGATA, T. ISHIMARU, K. MATSUOKA, T. OKAICHI, A. M. MAALA, J. A. ORDOÑES. 1993. Occurrence of *Gymnodinium catenatum* in Manila Bay, the Philippines. En: Smayda T. J. y Y. Shimizu (eds.). **Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea**. Elsevier. pp. 875-880.
- GAINEY L. F. y S. E. SHUMWAY. 1988. A compedium of the responses of bivalve molluscs to toxic dinoflagellates. *J. Shellfish Res.* **7(4)**: 623-628.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I. 1988. Un análisis de la estructura de asociaciones microfitoplanctónicas de la región central del Golfo de California y su distribución espacial en el otoño de 1986. Tesis de Licenciatura, Univ. Autón. de Baja California Sur (UABCS). 121 p.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I. 1991. Análisis de una marea roja causada por *Noctiluca scintillans* (Macarthey) Ehr. en Bahía Concepción, B. C. S., en febrero de 1989. **Rev. Inv. Cient. U.A.B.C.S.** **2(1)**:35-43.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I. 1995. Mareas rojas en Bahía Concepción, B. C. S., México. **CICIMAR-IPN. Boletín no. 40**.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I., A. MARTÍNEZ-LÓPEZ y R. PALOMARES-GARCÍA (en preparación). Aspectos ecológicos del plancton de la Bahía Concepción, Golfo de California, México.
- GILMARTIN, M. y N. REVELANTE. 1978. The phytoplankton characteristic of the barrier island lagoons of the Gulf of California. *Est. Coast. Mar. Sci.* **7**:29-47
- GILSON, H. C. 1937. The nitrogen cycle. *Scient. Rep. John Murray Exped.* **2(2)**:21-81.
- GREEN, R. Y. y A. R. CORTÉS. 1987. La marea roja: un fenómeno natural, impredecible y difícil de controlar. Centro. Reg. de Invs. Pesq. de Mazatlán, Sinaloa. INPSEPESCA. **Boletín Inf.** **20**: 26-30

- HAHN, S. C. y M. F. CAPRA. 1992 The cyanobacterium *Oscillatoria erythroa* -a potential source of toxin in the ciguatera food-chain. Food Add. Cont. **9(4)**: 351-355.
- HALL, S., 1991. Natural Toxins. En: D. R. Ward y C. Hackney (eds.). Microbiology of marine food products. An avi Book. New York. 305 p.
- HALLEGRAEFF, G. M. 1991. Aquaculturist 's guide to harmful Australian microalgae. CSIRO. Australia. 122 p.
- HALLEGRAEFF, G. M. 1992. Harmful Algal Blooms in the Australian Region. Mar. Pollut. Bull. **25** (5-8): 186-190.
- HALLEGRAEFF, G. M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. Phycologia. **32(2)**: 79-99.
- HALLEGRAEFF, G. M. y C. SUMNER. 1986. Toxic plankton blooms affect shellfish farms. Australian Fisheries. Printed for CSIRO. Australian Reprints. No. 158.
- HASLE, G. R. 1978. Using the inverted microscope. En: a. Sournia (ed.), -Phytoplankton Manual. UNESCO. pp 191-196.
- HAXO, F.T., R. A. LEWIN, K. W. LEE y M. R. LI . 1987. Fine structure and pigments of *Oscillatoria* (*Trichodesmium*) aff. *Thiebautii* (Cyanophyta) in culture. Phycologia. **26(4)**: 443-456.
- HERNÁNDEZ-BECERRIL, D. U., 1988a. Observaciones de algunos dinoflagelados (Dinophyceae) del Pacífico Mexicano con microscopio fotónico y electrónico de barrido. Inv. Pesq. **52(4)**: 517-531.
- HERNÁNDEZ-BECERRIL, D. U. 1988b. Especies de fitoplancton tropical del Pacífico Mexicano. II Dinoflagelados y cianobacterias. Rev. Lat-Amér Microbiol. **30**:187-196.
- HERNÁNDEZ-BECERRIL, D. U. 1989. Species of dinoflagellate genus *Ceratium* Schrank (Dinophyceae) in the Gulf of California and coast of Baja California, Mexico. Nova Hedwigia, **48**: 33-54
- HERNÁNDEZ-BECERRIL, D. U. 1993. Fitoplancton Marino en México. En: Salazar-Vallejo, S. I. y N. E. González (eds.). Biodiversidad Marina y Costera de México. Com. Nal. Biodiversidad y CIQRO. México. 865 pp.
- HOLLIGAN, P. M., L. MADDOCK y J. D. DODGE. 1980. The distribution of dinoflagellates around the British Isles in July 1977: a multivariate analysis. J. Mar. Biol. Assoc. U. K. **60(4)**: 851-867.
- HOLMES, M., 1992. The origin of ciguatera - an update. SPC Ciguatera information bulletin. Australia. **2**:8.
- HURTS, W. J., R. SELVIN, B. HARBOR. 1985. Intercomparison of various assay for the detection of shellfish toxins. En: Anderson, White y Baden (eds.). Toxic dinoflagellates. Elsevier. pp. 427-432.
- KAT, M. 1979. The occurrence of *Prorocentrum* species and coincidental gastrointestinal illness of mussel consumers. En: Taylor D. L. y H. H. Seliger (eds). Toxic dinoflagellate blooms. Developments in marine biology. Elsevier. pp. 215-220.
- KAT, M. 1989. Toxic and non-toxic dinoflagellate bloom on the Dutch coast. En: T. Okadachi et al. (eds.) Red tides, biology, environmental science and toxicology. Elsevier. pp. 73-76.
- KAT, M., J. SPEUR y P. F. OTTE. 1982. Diarrhetic mussel poisoning in the Netherlands related to the occurrence of *D. acuminata*. September-october, 1981. ICES, CM 1982/E. 24 Marine Environmental Quality Committee.
- KIMOR, B. 1979. Predation by *Noctiluca miliaris* Souriray on *Acartia tonsa* Dana eggs in the inshore waters of Southern California. Limnol. Oceanogr. **24(3)**: 568-572.

- KRESSLER, H. 1966. Beitrag zur Kenntnis der chemischen und physikalischen Eigenschaften des Zellsaftes von *Noctiluca miliaris*. Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. Sdbd. 2: 357-368.
- KROGH., P., L. EDLER y E. GRANÉLI. 1985. Outbreak of diarrhetic shellfish poisoning on the west coast of Sweden. En: D. M. Anderson et al. (eds.). Toxic dinoflagellates. Elsevier. pp. 501-502.
- KVITEK, R. G. y M. K. BEITLER. 1988 A case for sequestering of paralytic shellfish toxins as a chemical defense. J. Shellfish Res. 7(4): 629-636.
- KODAMA, M., Y. FUKUYO, T. OGATA, I. IGARASHI, H. KAMIYA y F. MATSUURA. 1982a. Comparison of toxicities of *Protogonyaulax* cells of various sizes. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 48: 567-571.
- KODAMA, M., Y. FUKUYO, T. OGATA, I. IGARASHI, H. KAMIYA y F. MATSUURA. 1982b. Gonyautoxin associated with RNA-containing fraction in the toxic scallop gland. J. Biochem. 92: 105-109.
- KODAMA, M., T. OGATA y S. SATO. 1988. Bacterial production of saxitoxin. Agric. Biol. Chem. 52:1075-1077.
- KODAMA, M., OGATA, T., SATO, S. y S. SAKAMOTO. 1990. Possible association of marine bacteria with paralytic shellfish toxicity of bivalves. Mar. Ecol. Prog. Ser. (nota), 61: 203-206.
- LANGDON, J. S. y HUISMAN, J. M. 1989. Toxic effects of a bloom of the diatom *Rhizosolenia chunii* on shellfish in Port Phillip Bay, south eastern of Australia. Mar. Biol., 102:25-41
- LASSUS, P., 1988. Plancton toxique et plancton d'eaux rouges sur les côtes européennes. IFREMER. 111 p.
- LASSUS, P., M. BARDOUIL, I. TRUGUET, P. TRUQUET, C. LE BAUT y M. J. PIERRE. 1985a. *Dinophysis acuminata* distribution and toxicity along the Southern Brittany coast (France): correlation with hydrological parameters. En: D.M. Anderson et al. (eds.). Toxic Dinoflagellates. Elsevier. pp. 159-164.
- LASSUS, P., A. G. MARTIN, P. MAGGI, J. P. BERTHOMÉ, A. LANGLADE y E. BACHERE. 1985b. Extension du dinoflagellé *Dinophysis acuminata* en Bretagne sud et conséquences pour les cultures marines. Rev. Trav. Inst. Pêches, marit. 97(3-4):122-133
- LASSUS, P., M. BARDOUIL, J. P. BERTHOMÉ, P. MAGGI, P. TRUQUET y L. LE DÉAN. 1988. Seasonal occurrence of *Dinophysis* sp along the french coast between 1983 y 1987. Aquat. Living. Resour. 1: 155-164.
- LASSUS, P., HERBLAND, A. y LEBAUT C., 1991. *Dinophysis* Blooms and toxic effects along the french coast. World Aquacult. 22(4): 49-54.
- LASSUS, P., PRONIEWSKI, F., MAGGI, P. y BARDOUIL, M., 1993. Wind-induced toxic blooms of *Dinophysis* c.f. *acuminata* in the Antifer area (France). En: T. J. Smayda y Y. Shimizu (eds.). Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea. Elsevier. pp. 519-523.
- LECHUGA-DEVÉZE, C. H., M. HAGELTORN, C. BAND-SCHMIDT, J. L. OCHOA, M. A. -L. MORQUECHO-ESCAMILLA y I. GÁRATE-LIZÁRRAGA. 1993. Marees Rouges du Golfe de Californie, Mexique. Activité PSP. 6th. Int. Conf. on Toxic Phytoplankton. Nantes, France. (Resúmenes y clasificación de carteles). pp. 120.
- LECHUGA-DEVÉZE, C. H., A. REYES-SALINAS y M. A. -L. MORQUECHO -ESCAMILLA. (sometido). Extensive fall hypoxia and anoxia in the Conception Bay (Gulf of California) promoted by organic matter oxidation. Bull. Mar. Sci.
- LEDOUX, M. y C. MARCAILLOU-LEBAUT. 1994. Mariscos tóxicos: un fenómeno en expansión. Mundo Científico, 14 (146): 466-470.

- LE FEVRE J., y J. R. GRALL. 1970. On the relationships of Noctiluca swarming off the western coast of Brittany with hydrological features and plankton characteristics of the environment. *Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 4: 287-306.
- LEGENDRE, L. y P. LEGENDRE. 1978. Associations. En: Sournia, A. (ed.). *Phytoplankton Manual*. UNESCO. pp. 261-272.
- LEVASSEUR, M., P. MONFORT, G. J. DOUCETTE y S. MICHAUD. 1995. Preliminary study of the bacterial contribution to PSP production in the Gulf of St. Lawrence Canada. **7th. Int. Conf. on Toxic Phytoplankton. Sendai, Japón. Abstracts.** 67 pp.
- LÓPEZ-CAPONT, F. 1978. Las toxinas del mejillón y otros moluscos. Su problemática e importancia para España. *Rev. Agroquim. Tecnol. Aliment.* **19(1)**: 46-62.
- LÓPEZ-RODAS, V., S. GONZÁLEZ-GIL, A. AGUILERA y E. COSTAS. 1992.. Mecanismos de control biológico de dinoflagelados marinos: I- Factores de crecimiento y mitógenos. *Sci. Mar.* **56(4)**: 293-299.
- LUCKENBACH, M. W., G. K. SELLNER, E. S. SHUMWAY y K. GREENE. 1993 Effects of two blooms forming dinoflagellates, *Prorocentrum minimum* y *Gyrodinium aureolum* on the growth and survival of the eastern oyster, *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791). *J. Shellfish Res.* **12(2)**: 411-415.
- MC FALL, C. 1968. Reconnaissance geology of the Conception Bay Area, Baja California, Mexico. Stanford Univ. Publications. **Geological Sciences.** 1 O(5): 1-25.
- MARGALEF, R. 1956. Estructura y dinámica de la «purga de mar» en la Ría de Vigo. *Invest. Pesq.* 5: 113-134.
- MARGALEF, R. 1984. Le plancton de la Méditerranée. *La Recherche.* **158(15)**: 1082-1094.
- MARGALEF, R., 1989 Condiciones de aparición de la purga de mar y presiones de selección sobre sus componentes. **Cuadernos de la Área** de Ciencias Marinas. Seminario de Estudios Galegos. 4: 13-20.
- MARIÑO, J., M. J. CAMPOS, M. T. NUNES y M. L. IGLESIAS. 1985. Variación estacional de los factores ambientales y del fitoplancton en la zona de Lorbé (Ría de Ares y Betanzos) en 1978. **Bol. Inst. Esp. Oceanogr.** **2(1)**: 88-99.
- MARTÍNEZ, H. E. y C. H. HERNÁNDEZ. 1991. Distribución de quistes de dinoflagelados y acritarcas en sedimentos Holocénicos del Golfo de California. UNAM-Inst. de Geología. Paleontología Mexicana. No. 57, 137 pp.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ, A. 1993. Efectos del evento "El Niño" 1982-83 en la estructura del fitoplancton en la costa occidental de Baja California Sur. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. 95 p.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ, A. y I. GÁRATE-LIZÁRRAGA. 1994. Cantidad y calidad de la materia orgánica particulada en Bahía Concepción en la temporada de reproducción de almeja catarina *Argopecten circularis* (Sowerby, 1835). **Cienc. Mar.** **20(3)** 301-320.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ, A. Y I. GÁRATE-LIZÁRRAGA. 1994. Variación nictemeral de la materia orgánica particulada en una laguna costera del Golfo de California. **Cienc. Mar.**
- MATEO-CID, L. E., I. SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, Y. E. RODRÍGUEZ-MONTESINOS y M. CASAS-VALDEZ, 1993. Estudio florístico de las algas marinas bentónicas de Bahía Concepción, B.C.S., México. **Cienc. Mar.** **19(1)**: 41-60.
- MEE, L. D., M. ESPINOZA y G. DÍAZ. 1986. Paralytic shellfish poisoning with a *Gymnodinium catenatum* red tide on the Pacific Coast of Mexico. **Mar. Environ. Res.** **19**: 17-92

- MELDAHL, A. S., B. EDVARDSEN Y F. FONNUM. 1993. The effect of *Prymnesium*-toxin on neurotransmitter transport mechanisms; the development of a sensitive test method. En: Smayda y Shimizu (eds.). *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Elsevier. pp. 895-900.
- MELDAHL, A. S., J. KVERNSTUEN, G. J. GRASBAKKEN, B. EDVARDSEN y F. FONNUM. 1995. Toxic activity of *Prymnesium* spp y *Chrysochromulina* spp tested by different test methods. En: Lassus et al. (Eds). *Harmful Marine Algal Blooms*. Lavoisier. 315- 320.
- MORRIS y RILEY. 1963. Anal. Chim. Acta. **29**:272
- MUÑOZ, P., S. AVARIA, H. SIEVERS y R. PADRO. 1992. Presencia de dinoflagelados tóxicos del género *Dinophysis* en el seno de Aysen, Chile. *Rev. Biol. Mar.* **27**(2): 187-212.
- MURPHY, J. y J. P. RILEY. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. Anal. **Chim. Acta.** 27: 31-36.
- MURRAY, D. y H. SCHRADER. 1983. Distribution of silicoflagellates in plankton and core tope samples from the Gulf of California. *Mar. Micropaleont.* 7: 517-539.
- NEGRI, M. R., J. I. CARRETO, R. H. BENAVIDES, R. AKSELMAN y A. V. LUTZ. 1992. An unusual bloom of *Gyrodinium* cf. *aureolum* in the Argentine sea: community structure and conditioning factors. *J. Plankt. Res.* **14**(2): 261-269.
- NORDIC COMMITTEE ON FOOD ANALYSIS, 1986. Paralytic shellfish poisoning. Biological determination in the common mussel and other bivalves. No. 81 2nd ed.
- OBESO, N. M., M. M. A. ALATORRE, I. A. R. JIMENEZ y D. S. TROYO. 1992. Modelación hidrodinámica de la marea de Bahía Concepción, B.C.S., México. IV **Congreso de la Asoc. de Inv. del Mar de Cortés**. U.A.B.C., Ensenada, B.C.
- OSHIMA, Y., T. YASUMOTO, M. KODAMA. T. OGATA, Y. FUKUYO y F. MATSUURA. 1982. Features of shellfish poisoning in Tohoku district. *Bull. japan. Soc. scient. Fish.* 48: 525-530.
- PINTO, J. D. S. y E. D. S. SILVA. 1956. The toxicity of *Cardium edule* L. and its possible relation to the dinoflagellate *Prorocentrum micans*. *Notas e estudos do Instituto de Biologia Marítima*, 12: 1-20.
- RAMÍREZ, G. R. 1963. Marea roja. Datos para su conocimiento y pronóstico. **Sría. de Ind. y Co., Dír. Gral. de Pesca e Ind. Anexas** (Depto. de Est. Biol. y Pesq.). No. 35, Vol. IV.
- RAUSCH DE TRAUBENGERG , C. y P. LASSUS. 1991. Dinoflagellate toxicity: are marine bacteria involved? *Mar. Micr. Food Webs.* **5**(2):205-226.
- REYES-SALINAS, A., 1994. Relación entre estructura hidrográfica y la abundancia, distribución y origen de diferentes expresiones de biomasa del seston orgánico en Bahía Concepción, Golfo de California. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. U.N.A.M. 53 pp.
- SILVA, E. S. 1990. Intracellular bacteria: the origin of dinoflagellate toxicity. *JEPTO* **10**(3): 124-128.
- SHUMWAY, S. E., 1989. Toxic **Algae**. A serious threat to **shellfish** aquaculture. *World Aquacul.* **20**(4): 65-74.
- SHUMWAY, S. E., 1990. A review of the **effects** of **algal** blooms on **shellfish** and aquaculture. *J. World Aquacult. Soc.* **21**(2): 65-104.
- SHUMWAY, S. E., 1992. **Mussels** and **Public Health**. En: Gosling, E. (eds.). **The mussel *Mitylus*: Ecology, Physiology, Genetics and Culture**. Elsevier. 511-542 pp.
- SHUMWAY, S. E. 1995. Phycotoxins-related shellfish poisoning: bivalve mollusc are not the only vector. *Rev. Físh. Sci.* **3**(1): 1-31

- SHUMWAY, S. E., J. BARTER y S. SHERMAN-CASWELL. 1990. Auditing the impact of toxic algal blooms on oyster. **Environ. Auditor. 2(1): 41-56.**
- SHUMWAY, S. E. y A. D. CEMBELLA. 1993. The impact of toxic algae on scallop culture and fisheries. **Rev. Fish. Sci. 1(2): 121-150.**
- SHUMWAY, S. E., S. A. SHERMAN, A. D. CEMBELLA y R. SELVIN. 1994 Accumulation of paralytic shellfish toxins by surfclams, *Spisula solidissima* (Dillwyn, 1897), in the Gulf of Maine: seasonal changes, distribution between tissues, and notes on feeding habits. **Natural Toxins. 2: 236-251.**
- SOURNIA, A., 1967. Le Genere *Ceratium* (Peridinien planctonique) dans le canal de Mozambique. Contribution a une révision mondiale. Vie et milieu. Serie A. **Biologie marine**, Vol. XVIII, fas 2.3.A., 375-499 pp.
- SOURNIA, A., C. BELIN, E. BERLAND, D. E. ERARD-LE, P. GENTEN, D. GRZEBYK, B. C. MARCAILLOU-LE, P. LASSUS y F. PARTENSKY. 1991. Le phytoplankton nuisible des côtes de France. De la biologie à la prévention. IFREMER, 154 pp.
- STEIDINGER, K. A. 1975. Basic factors influencing red tides. **Proc. of the First international conference on toxic dinoflagellate blooms.** Ed. VR Lo Cicero, Massachusetts Science and Technology Foundation, 153-161.
- STEIDINGER, K. A. 1983. A re-evaluation of toxic dinoflagellate: biology and ecology. En: Round y Chapman (eds.) **Progress in Phycological Research 2.** Elsevier. pp.147-188.
- STEIDINGER, K. A. y J. WILLIAMS. 1970. Dinoflagellates. Memoirs of the hourglass cruises. Vol. II. Marine Research Laboratory. Florida **Department of Natural Resources.** St. Peterburs, Florida. 243 p.
- STRICKLAND, J. D. H. y T. R. PARSONS. 1972. A practical handbook of seawater analysis. **Fish. Res. Bd. Canada** bulletin 167 (second edition). pp. 207-211.
- SUNDSTRÖM, Bo. G., 1986. The marine diatom genus *Rhizosolenia*. A new approach to the taxonomy. Ph. D. Thesis. Lund, Univ. Sweden 254 p.
- TAYLOR, F. J. R. 1976. Dinoflagellates from the international Indian Ocean expedition. A report on material collected by the R.V. "Anton Bruun", 1963-1964. **Bibliotheca Botanica.** 243 p.
- TAYLOR, F. J. R. 1985. The taxonomy and relationships of red tide dinoflagellates. En: Anderson y Baden (eds.). **Toxic dinoflagellates.** Elsevier: pp. 1-26.
- UHLING, G. y SAHLING, G., 1982. Rhythms and distributional phenomena in *Noctiluca miliaris*. Ann. Inst. Oceanogr. Paris 58(S): 277:284.
- VAN EGMOND, H. P., T. AUNE, P. LASSUS, G. J. A. SPEIJERS y M. WALDOCK, 1993. Paralytic and diarrhoeic shellfish poisons: occurrence in Europe, toxicity, analysis and regulation. **J. Nat. Tox., 2(1): 41-83.**
- VILLALEJO-FUENTE, M. y R. I. OCHOA-BÁEZ. 1993. El ciclo reproductivo de la almeja catarina *Argopecten circularis* (Sowerby, 1835) en relación a la temporada y fotoperiodo, en Bahía Concepción, B. C. S., México. **Cien. Mar. 19(2): 181-202.**
- WYATT, 1973. A mechanism for the origin of red tides and some note on the ecology of dinoflagellates. I.C.E.S.C.M.L.: Plankton Committee.
- YOSHIMATSU, S. y C. ONO. 1986. The seasonal appearance of red tide organism and flagellates in the Southern Harima-Nada, Inland Sea of Seto. **Bull. Akashiwo Res. Inst. Kagawa Prefecture 2(2):1-42** (en japonés).

ANEXO 1

Tabla 1. Lista general de especies por area de muestreo (marzo de 1993).

	GENERO O ESPECIE	SANT	LH	A-SI	REM
JO.	DINOFLAGELADOS				
1	<i>Ceratium breve</i> var. parallelum	*		*	
2	<i>Ceratium</i> cortortum			*	
3	<i>Ceratium</i> declinatum		*		
4	<i>Ceratium</i> furca &	*	*	*	
5	<i>Ceratium</i> fusus &	*	*	*	
6	<i>Ceratium</i> kofoidf	*		*	
7	<i>Ceratium</i> lineatum	*		*	
8	<i>Ceratium</i> macroceros	*	*	*	
9	<i>Ceratium</i> massiliense			*	
10	<i>Ceratium</i> pentagonum	*	*	*	
11	<i>Ceratium</i> teres			*	
12	<i>Ceratium</i> tripos	*	*	*	
13	<i>Ceratium</i> tripos var. atlanticum	*	*	*	
14	<i>Ceratocorys</i> sp		*	*	
15	<i>Dinophysis</i> caudata &	*	*	*	*
16	<i>Dissodinium</i> sp		*		
17	<i>Gonyaulax</i> polyedra &	*			
18	<i>Gonyaulax</i> sp &			*	
19	<i>Gonyaulax</i> spinifera	*			
20	<i>Heteraulacus</i> polyedricus	*		*	
21	<i>Heteraulacus</i> sp	*	*		
22	<i>Kofoidinum</i> paviflardi	*	*	*	
23	<i>Ornithocercus</i> sp	*	*	*	
24	<i>Podolampas</i> spp	*	*	*	
25	<i>Prorocentrum</i> compressum &	*	*	*	*
26	<i>Prorocentrum</i> micans &	*	*	*	
27	<i>Prorocentrum</i> minimum &	*			
28	<i>Protoperidinium</i> divergens			*	*
29	<i>Protoperidinium</i> oblongum? oceanicum?	*			
30	<i>Protoperidinium</i> bipes			*	
31	<i>Protoperidinium</i> c.f. anomaloplaxum	*			
32	<i>Protoperidinium</i> cepa	*			
33	<i>Protoperidinium</i> claudicans	*	*	*	
34	<i>Protoperidinium</i> conicum	*	*	*	
35	<i>Protoperidinium</i> divergens	*			
36	<i>Protoperidinium</i> longipes	*			
37	<i>Protoperidinium</i> oviforme			*	
38	<i>Protoperidinium</i> ovum		*		
39	<i>Protoperidinium</i> pentagonum			*	
40	<i>Protoperidinium</i> rectum	*	*	*	
41	<i>Protoperidinium</i> spp	*	*	*	*
42	<i>Protoperidinium</i> tenuissimum	*			
43	<i>Pyrophacus</i> sp	*	*	*	
44	<i>Pyrophacus</i> steinii			*	
45	<i>Scrippsiefa</i> trochoidea	*			
46	c.f. Gyrodinium sp			*	
47	c.f. Pyrocystis sp	*			

&= identificada como tóxica

lo.	GENERO O ESPECIE	SANTJ	LH	A-SI	REM
SILICOFLAGELADOS					
1	<i>Dictyocha fibula</i>	*	*	*	*
2	<i>Distephanus pulchra</i>			*	
CIANOBACTERIAS					
1	<i>Oscillatoria erythraea</i>	✓	*	*	*
DIATOMEAS					
1	<i>Actinopterychus spp</i>	*	*	✓	
2	<i>Amphisolenia bidentata</i>			✓	
3	<i>Amphora sp</i>				*
4	<i>Asterolampa marynaldica</i>			*	
5	<i>Bacteriastrum spp</i>	*			
6	<i>Biddulphia cf. aurita</i>	*		*	
7	<i>Ceratulina cf. bergonii</i>	*	✓	*	*
8	<i>Chaetoceros spp</i>	*	*	*	*
9	<i>Coscinodiscus spp</i>	*		*	
10	<i>Diploneis sp</i>	*	✓	*	✓
11	<i>Ditylum sp</i>				*
12	<i>Gyrosigma sp</i>			*	*
13	<i>Hemialus spp</i>			*	*
14	<i>Lithodesmium sp</i>			*	
15	<i>Navicula sp</i>	*	*	*	
16	<i>Plagiogramma spp</i>	*	*	*	
17	<i>Pleurosigma spp</i>	*		*	*
18	<i>Pseudonitzschia spp</i>	*	*	*	*
19	<i>Rhizosolenia spp</i>	*	*	*	*
20	<i>Streptotheca sp</i>				
21	<i>Suriella sp</i>			*	*
22	<i>Thalassiosira spp</i>	*	*	*	
23	<i>Triceratium favus</i>	*		*	
24	<i>cf. Campyloneis sp</i>			*	
25	<i>cf. Rabdonema sp</i>			*	
26	<i>cf. Thalassiothrix sp</i>			*	

	GENERO O ESPECIE	A-SI S	A-SI F	REM S	REM F
No.	DINOFLAGELADOS				
1	<i>Ceratium furca</i> &	*	*		*
2	<i>Ceratium fusus</i> &	*			
3	<i>Dinophysis caudata</i> &	*		*	*
4	<i>Dirivphysis lachmanii?</i> <i>acuminata?</i>		*		
5	<i>Gonyaulax polyedra</i> &	*			
6	<i>Gonyaulax sp</i> &		*		*
7	<i>Oxyphyxys oxytoxoides</i>	*	*	*	
8	<i>Podolampas spp</i>	*	*	*	*
9	<i>Prorocentrum compressum</i> &	*		*	*
10	<i>Prorocentrum micans</i> &	*	*	*	*
11	<i>Prorocentrum minlimum</i> &		*		
12	<i>Protoperidinium claudicans</i>				*
13	<i>Protoperidinium oblongum</i>	*			
14	<i>Protoperidinium ovum?</i> <i>sournici?</i>	*	*	*	*
15	<i>Protoperidinium sp</i>	*	*	*	*
16	<i>Pyrophacus steinil</i>	*			*
17	<i>Scrippsiella trochoidea</i>			*	*
18	c.f. <i>Gymnodinium sp</i>	*			
19	c.f. <i>Prorocentrum sp</i>			*	
SILICOFLAGELADOS					
1	<i>Dictyocha fibula</i>		*		*
2	<i>Dictyocha sp</i>			*	
3	<i>Distephanus pulchra</i>		*		
CIANOBACTERIAS					
1	<i>Oscillatoria erythraea</i>		*	*	*
DIATOMEAS					
1	<i>Asterolampa sp</i>		*		
2	<i>Bacteriastrum spp</i>	*	*	*	*
3	<i>Chaetoceros sp</i>	*			
4	<i>Hemialus spp</i>	*	*		*
5	<i>Navicula sp</i>	*	*	*	*
6	<i>Plagiograma sp</i>		*		
7	<i>Pleurosigma sp</i>			*	*
8	<i>Pseudonitzschia spp</i>		*		*
9	<i>Rhizosolenia spp</i>	*	*		*
10	<i>Thalassiosira sp</i>				*

&= identificada como tóxica

S= superficie

F= fondo

CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE
 CIENCIAS MARINAS
BIBLIOTECA
I.P.N.
 DONATIVO

	GENERO O ESPECIE	A-SI S	A-SI F	REM S	REM F
30.	DINOFLAGELADOS				
1	<i>Alexandrium catenella</i> &			*	
2	<i>Ceratium falcatifforme</i>	*	*	*	
3	<i>Ceratium furca</i> &		*	*	
4	<i>Ceratium fusus</i> var seta?				*
5	<i>Ceratium horridum</i>			*	*
6	<i>Ceratium lineatum</i>	*	*	*	*
7	<i>Ceratium macroceros</i>		*	*	
6	<i>Ceratium</i> spp	*			
9	<i>Dinophysis</i> c.f. <i>acuminata</i>				*
10	<i>Dinophysis caudata</i> &		*		*
11	<i>Dinophysis parvula</i> ? <i>rotundata</i> ?		*		
12	<i>Gonyaulax diacantha</i> &		*		*
13	<i>Gonyaulax polygramma</i>				*
14	<i>Gonyaulax</i> sp &			*	
15	<i>Noctiluca scintillans</i>		*	*	
16	<i>Oxyphyxys oxytoxoides</i>				*
17	<i>Oxytoxum</i> sp	*			*
16	<i>Podolampas</i> spp		*		
19	<i>Prorocentrum compressum</i> &	*	*		
20	<i>Prorocentrum micans</i> &	*		*	
21	<i>Protoperidinium acutipes</i>				*
22	<i>Protoperidinium conicum</i>		*		
23	<i>Protoperidinium oblongum</i>	*	*	*	
24	<i>Protoperidinium ovum</i>	*	*		*
25	<i>Protoperidinium rectum</i>		*		
26	<i>Protoperidinium</i> sp		*	*	
27	<i>Protoperidinium tenuissimum</i>	*			
26	<i>Pyrophacus horologium</i>			*	
29	<i>Scrippsiella trochoidea</i>	*	*	*	*
30	c.f. <i>Gyrodinium</i>	*	*		
31	c.f. <i>Protoperidinium minimum</i>			*	
32	c.f. <i>Pyrocystis fusiformis</i>	*			
	SILICOFLAGELADOS				
1	<i>Dictyocha fibula</i>	*			*
2	<i>Distephanus pulchra</i>				*
	CYANOBACTERIAS				
1	<i>Oscillatoria erythraea</i>	*			
	DIATOMEAS				
1	<i>Achananthes</i> spp	*	*		
2	<i>Amphora</i> cf. <i>ostrearia</i>	*			
3	<i>Ceratulina bergonii</i>	*			
4	<i>Chaetoceros</i> spp	*	*	*	
5	<i>Qinardia flaccida</i>		*		
6	<i>Pleurosigma</i> spp		*		*
7	<i>Hemialus</i> spp	*	*	*	
6	<i>Navicula</i> spp	*	*	*	
9	<i>Pseudonitzschia</i> spp	*	*	*	*
10	<i>Rhizosolenia</i> spp	*	*	*	*
11	<i>Thalassiosira</i> sp				*
12	<i>Tropidoneis lepidoptera</i>		*		
13	cf. <i>Ceratulina</i> sp			*	
14	cf. <i>Pleurosigma</i> sp				*
15	cf. <i>Streptotheca thamensis</i>			*	

&= identificada como tóxica

S= superficie

Tabla 4. Lista general de especies por área de muestreo (diciembre de 1993).

	GENERO 0 ESPECIE	A-SI S	A-SI S	REM S	REM S
No.	DINOFLAGELADOS				
1	Ceratium falcatifforme	*			
2	Ceratium lineatum	*		*	*
3	Dinophysis caudata &	✓	*		
4	Gyrodinium sp	*	*	*	*
5	Oxyphyxys oxytoxoides	*			
6	Prorocentrum compressum &	*	✓		*
7	Prorocentrum micans &	*	*	*	*
8	Prorocentrum minimum &			✓	
9	Protoperidinium conicum				*
10	Protoperidinium ovum	*			
11	Protoperidinium rectum		*		
12	Protoperidinium oblongum	*	*		
13	Protoperidinium rectum		*		
14	Protoperidinium sp	*	*		*
15	Scrippsiella trochoidea	*			
	SILICOFLAGELADOS				
1	Dictyocha fibula	*	*		*
2	Dictyocha mesamensis	*	✓		*
3	Distephanus pulchra	*	*	*	
	CIANOBACTERIAS				
1	Oscillatoria erythraea	*			
	DIATOMEAS				
1	Asteromphalus cleveanus	*			
2	Bacteriastrum spp	*	*	*	*
3	Chaetoceros spp	*	*	*	*
4	Diploneis spp			*	*
5	Guinardia flaccida	*	*	*	*
6	Gyrosigma spp	*	*		*
7	Hemialus spp	*	*	*	*
8	Navicula spp	*	✓	*	*
9	Pleurosigma spp	*	✓	*	✓
10	Pseudonitzschia spp	*	*	*	*
11	Rhizosolenia spp	✓	*	*	*
12	Stephanopyxis palmeriana	*	*	*	*
13	Thalassionema spp	✓	*		
14	Thalassiosira spp	*	*	*	*
15	cf. Amphora arenaria			*	
16	cf. Eucampia?			*	
17	cf. Frustulia sp			*	
18	cf. Frustulinavulgaris o Navicula sp	*			
17	cf. Rhizosolenia delicatula			*	✓
20	cf. Thalassionema sp	*			
21	cf. ██████████ sp				■

■ identificada como tóxica

S= superficie

F= fondo

ANEXO 2

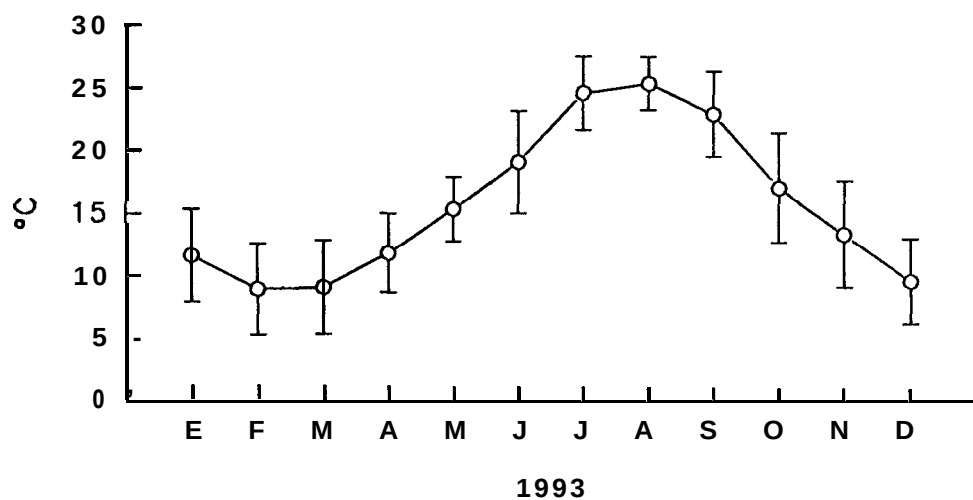


Figura 1. Promedios mensuales de la temperatura ambiente durante 1993. La medición de este parámetro se realizó a las 08:00 hrs. diariamente en la estación meteorológica de Mulegé de la Comisión Nacional del Agua.

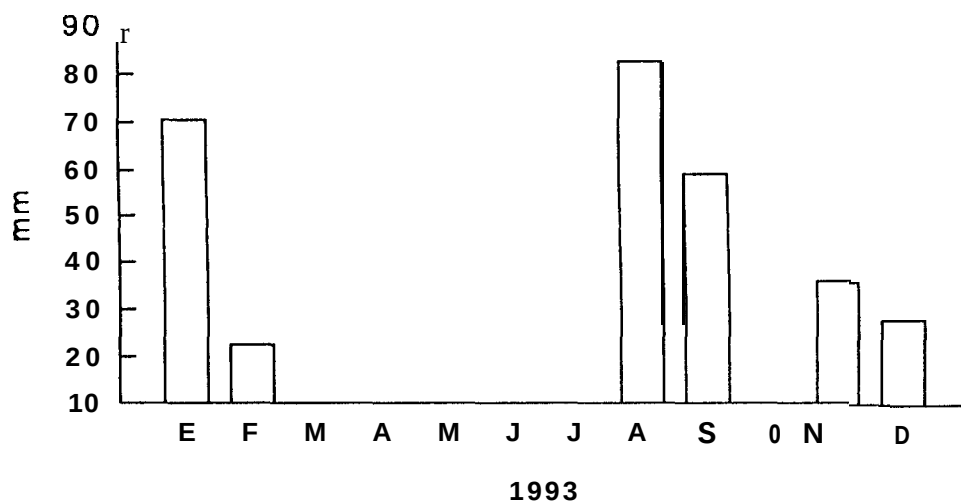


Figura 2. Precipitación total mensual registrada en la estación meteorológica de Mulegé de la Comisión Nal. del Agua.

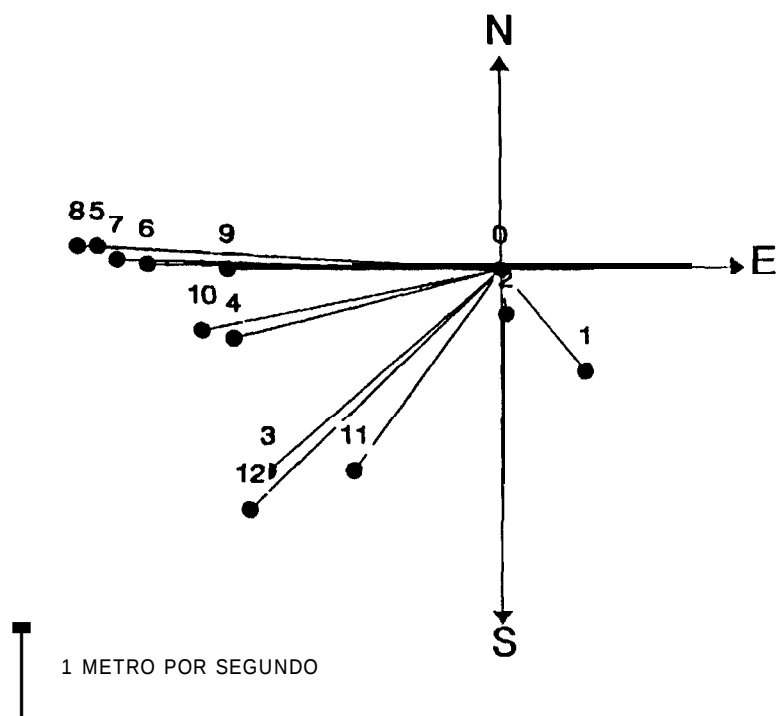


Figura 3. Dirección de los vientos en Bahía Concepción durante 1993. Cada número representa consecutivamente los meses del año. Información obtenida en la CNA.

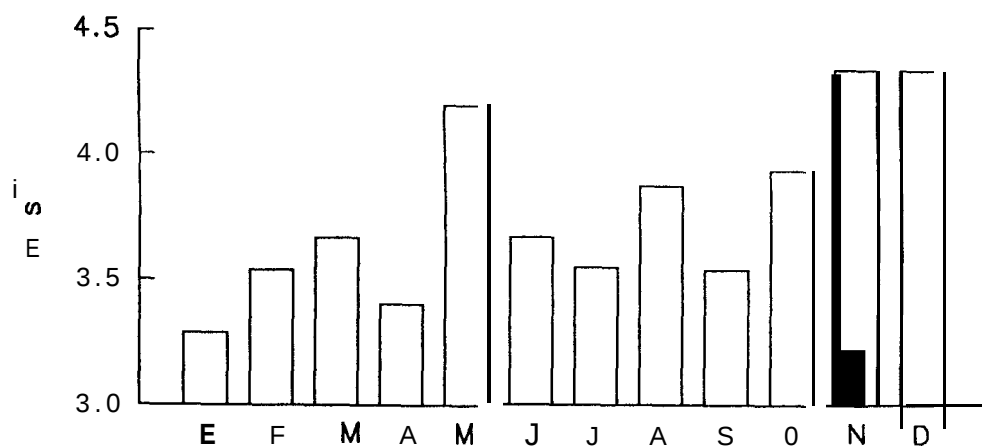


Figura 4. Patrón de velocidad de los vientos en 1993. Datos obtenidos de la estación Mulegé de la CNA.

AÑO/MES	LUGAR	OBSERVACIONES
1978 (Ago-Sep)	Bahía Concepción (El Remate y Las Pocitas)	Causas desconocidas
1980-1984	Laguna Ojo de Liebre	Posiblemente contaminación por desechos de la salina de Guerrero Negro. En 1989 se reinicia su explotación
1991 (Jul-Ago)	Bahía Concepción (El Remate)	Afectó en general al bentos y la mortandad se atribuyó a un déficit de oxígeno provocado por un aporte excesivo de materia orgánica arrastrada por lluvias
1992	Guerrero Negro	Las pérdidas ascendieron a 512 toneladas

Fuente: **Massó**, R. y Veles, V., Centro Regional de Investigaciones Pesqueras en la Paz, B. C. S. (com. pers.).

Tabla 1. Mortandades masivas de almeja **catarina** (*Argopecten circularis*) en Baja California Sur

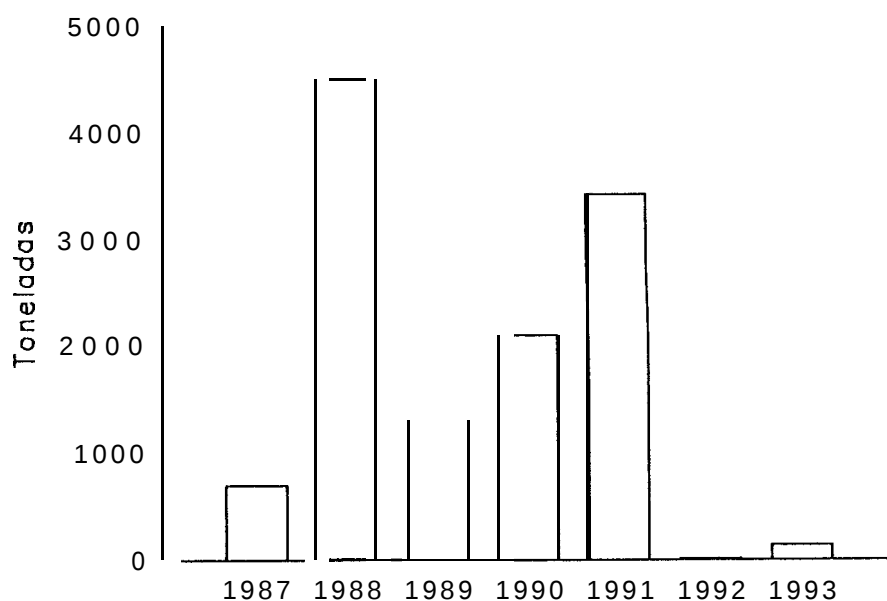


Figura 5. Volúmenes de producción de almeja **catarina** en Bahía Concepción (Delegación Federal de Pesca en B.C.S.)

NOTA ACLARATORIA

El nombre específico de *Argopecten ventricosus*
sustituye al de *Argopecten circularis*.

Referencia:

WALLER, T. R. 1995. The Misidentified Holotype of *Argopecten circularis*
(Bivalvia: Pectinidae). The Veliger. **38(4)**:298-303.