



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



“VARIACIÓN ESPACIO – TEMPORAL DE ASOCIACIONES MICROFITOPLANCTÓNICAS EN ESTANQUES CAMARONEROS”

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS
MARINOS

PRESENTA

AVRYL ACEVEDO GONZÁLEZ

LA PAZ, B.C.S., AGOSTO DEL 2007.



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 10:00 horas del día 14 del mes de Mayo del 2007 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis de grado titulada:

**"VARIACIÓN ESPACIO - TEMPORAL DE ASOCIACIONES MICROFITOPLANCTÓNICAS
EN ESTANQUES CAMARONEROS"**

Presentada por el alumno:

ACEVEDO

Apellido paterno

GONZÁLEZ

materno

AVRYL

nombre(s)

Con registro:

B	0	4	1	1	8	8
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante al grado de:

MAESTRÍA EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **SU APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

Director de tesis
PRIMER VOCAL

Dr. David Alfaro Siqueiros Beltrones

DR. DAVID ALFARO SIQUEIROS BELTRONES

PRESIDENTE

Dra. Ma. Margarita Casas Valdez

DRA. MA. MARGARITA CASAS VALDEZ

SECRETARIO

Mc. Ricardo Javier Saldierna Martínez

MC. RICARDO JAVIER SALDIERNA MARTÍNEZ

SEGUNDO VOCAL

Dra. Christine Johanna Band Schmidt

DRA. CHRISTINE JOHANNA BAND SCHMIDT

TERCER VOCAL

Mc. Ismael Garate Lizarraga

MC. ISMAEL GÁRATE LIZÁRRAGA

EL PRESIDENTE DEL COLEGIO

Dr. Rafael Cervantes Duarte

DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE





INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 22 del mes Junio del año 2007, el (la) que suscribe AVRYL ACEVEDO GONZÁLEZ alumno(a) del Programa de MAESTRÍA EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS con número de registro B041188 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de: DR. DAVID ALFARO SIQUEIROS BELTRONES y cede los derechos del trabajo titulado: "VARIACIÓN ESPACIO – TEMPORAL DE ASOCIACIONES MICROFITOPLANCTÓNICAS EN ESTANQUES CAMARONEROS" al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: avrylacevedo@yahoo.com dsiquei@ipn.mx
Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.


AVRYL ACEVEDO GONZÁLEZ
nombre y firma

Dedicatoria

A

Aracely Victoria González Torres †

A

Alfredo Acevedo Sturriaga

A

Aury, Arely y Aarón

A

Sergio González Carrillo

AGRADECIMIENTOS ACADÉMICOS

Al Instituto Politécnico Nacional por las becas otorgadas (PIFI- Beca Tesis)

Al CONACyT por el apoyo económico brindado a través de la beca

A los proyectos de investigación: “Uso de dietas elaboradas con *Sargassum* spp. en camarón: I. Escalamiento a nivel piloto comercial para camarón blanco; II. Evaluación en camarón café” (20030421)

Y “Diatomeas que conforman la dieta de moluscos pastureadores en sustrato rocoso y macroalgal de B.C.S, México” (20060646)

A mi director, Dr. David Alfaro Siqueiros Beltrones por su valiosa guía, ayuda y dirección en esta tesis que parecía interminable, por su infinita paciencia, comprensión, atenciones y consejos.

A mi codirectora la Dra. Ma. Margarita Casas por su asesoría, tiempo y dirección, quién siempre respaldó este trabajo y confió en mí.

A mi comité revisor Dra. Christine J. Band Schmidt, MC. Ismael Gárate Lizárraga, MC. Ricardo Javier Saldierna Martínez por sus valiosas revisiones, comentarios, consejos y sugerencias.

A la granja de cultivo de camarón Marea Alta Comercial S.A de C.V (uso de sus instalaciones y toma de muestras)

A MC. Sergio F. Martínez, MC. Gustavo de la Cruz, Dr. Sergio Troyo por sus atinados e interesantes comentarios y asesorías.

A Noemí Águila por el apoyo logístico en el CICIMAR

A Dr. Marcial Arellano por proporcionar los colorantes

MC. Orso J. Angulo y MC. Oscar Hernández por la asistencia en la edición de imágenes, tablas y figuras además de útiles sugerencias a este trabajo

A B.M. Andrea Cuellar por asesoría en edición y manejo de programas

A C.P. Humberto Ceseña Amador por su eficiencia y servicio teniendo a la mano siempre una sonrisa.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A La familia Acevedo-González, Mamita aquí esta!! por fin! sin ti nunca hubiese encontrado las alas para volar. Gracias a ti, descubrí la fuerza y entereza que nunca creí tener. A ti te debo gran parte de lo que soy, siempre lo supiste, espero, estés donde estés siempre te sientas orgullosa de mí. Te extraño y te pienso siempre. Para ti mamita, con todo mi amor!!!!.

Papá, gracias por enseñarme que el éxito no se mide con títulos y trofeos y que la vida aún tiene mucho por delante para mí y para mis hermanos. Por ser mi amigo y confiar en mí desde siempre. Por enseñarme que no nacemos con instructivo y que los errores que cometemos son parte de la vida. Que lo importante no es caerse sino levantarse! y que siempre siempre estarás ahí para mí!

Sisters y Bro, mis chikitos, muchas gracias por que además de hermanos, son amigos. Por su confianza pese a mi ausencia, por ese amor que sólo ustedes dan, por ser mis consejeros de cabecera, por estar ahí siempre y apoyarme. Los amo!!!.

A Sergio cómplice incondicional, mi veleta, gracias amor por el gran apoyo, por la mucha paciencia!, por ser ante todo mi amigo y siempre tener tiempo para escucharme! por darme siempre kilos de porras y toneladas de besos cuando más lo requerí; pero sobre todo por tu amor, el mundo siempre será un mejor lugar si tu estás en él!!! TE AMO!

A la familia González-Carrillo, por su ayuda y certidumbre siempre en los momentos que más lo necesitamos; palabras de aliento, apoyo y por tener como hijo al amor de mi vida.

A Manuel y Gladis, Tere y Lorenzo, muchas gracias por sus consejos, risas, que digo risas, TREMENDAS CARCAJADAS!, Gracias sobre todo por su amistad.

A mis entrañables y queridísimos cuates! Oscar, Burro, Uri, Orso, José, Caro (amiwa), Liza, Meli, Norma Sánchez, Lupita, Negrito (Neza). A TODOS: por estar a mi lado, en las buenas y en las peores, por echarme muchas porras para continuar y terminar esta tesis!!!!. LOS QUIERO MUCHO!!

Y a todas aquellas personas que directa o indirectamente colaboraron en el enriquecimiento de esta tesis.

INDICE	
INDICE DE FIGURAS	II
INDICE DE TABLAS.....	III
GLOSARIO	IV
RESUMEN	V
ABSTRACT.....	VI
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES.....	3
3. JUSTIFICACIÓN.....	6
4. OBJETIVO GENERAL.....	7
4.1 OBJETIVOS PARTICULARES.....	7
5. HIPÓTESIS.....	7
6. ÁREA DE ESTUDIO	8
7. MATERIAL Y MÉTODOS	9
7.1 Variables Hidrológicas.....	10
7.2 Trabajo en Laboratorio	10
7.4 Estructura de las Asociaciones	12
7.5 Similitud	14
7.6 Dinoflagelados.....	16
8. RESULTADOS	17
8.1 Factores Fisicoquímicos	17
8.2 Diatomeas	20
8.3 Dinoflagelados.....	43
9. DISCUSIÓN	54
10. CONCLUSIONES	64
11. RECOMENDACIONES.....	65
12. BIBLIOGRAFIA	67
11. APÉNDICES	77

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica de Teacapán, Sinaloa.	8
Figura 2. Esquema general de la granja camaronera Marea Alta Comercial.	9
Figura 3. Temperatura promedio registrada en los estanques de cultivo de camarón durante el ciclo de producción.....	17
Figura 4. Variación promedio de oxígeno disuelto durante el ciclo de producción.....	18
Figura 5. Variación temporal de nutrientes en los estanques de cultivo de camarón durante el ciclo de producción.....	19
Figura 6. Porcentaje de similitud de Bray-Curtis de diatomeas bentónicas de acuerdo a la variación temporal.....	28
Figura 7. Porcentaje de similitud Bray-Curtis entre estanques en julio.....	30
Figura 8. Porcentaje de similitud Bray-Curtis entre estanques en octubre	30
Figura 9. Variación temporal de las abundancias relativas de los taxa numéricamente más importantes.	38
Figura 10. Porcentaje de similitud de la variación temporal en el estanque 15 de acuerdo con el análisis de Bray-Curtis	40
Figura 11. Porcentaje de similitud de Bray-Curtis de la variación espacial en los arrastres de agosto.	42
Figura 12. Porcentaje de similitud de Bray-Curtis de la variación espacial en los arrastres de septiembre.....	42
Figura 13. Especies de dinoflagelados con mayores abundancias encontrados en el fondo de los estanques respecto al tiempo.....	44
Figura 14. Variación espacial de dinoflagelados con las mayores abundancias encontrados en el fondo.....	46
Figura 15. Dinoflagelados de mayor abundancia encontrados en los arrastres de acuerdo a su presencia en el tiempo.....	49
Figura 16. Dinoflagelados de mayor abundancia encontrados en los arrastres durante el ciclo de cultivo.	51

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Taxa con valores altos del IVB con un rango de 10.....	21
Tabla 2. Parámetros de las asociaciones de diatomeas bentónicas de junio-octubre (2003) en los estanques de cultivo de camarón.	25
Tabla 3. Taxa con mayor valor de IVB con un rango de 15	33
Tabla 4. Parámetros de las asociaciones de las diatomeas de los arrastres de junio-octubre (2003) en los estanques de cultivo de camarón.	35
Tabla 5. Valores obtenidos mediante la aplicación de índices ecológicos utilizados para determinar la estructura de las asociaciones de diatomeas entre estanques para junio.....	41
Tabla 6. Variación espacio-temporal de la riqueza de dinoflagelados de fondo en los estanques de cultivo.....	47
Tabla 7. Variación espacio-temporal de la riqueza de dinoflagelados en los arrastres durante el ciclo de cultivo.	50
Tabla 8. Efectos de las microalgas nocivas y/ o tóxicas, encontradas en los estanques de la granja Marea Alta Comercial.	53

GLOSARIO

Abundancia relativa: Número total de individuos de un taxón, comparado con el número total de individuos de todos los taxa combinados, por unidad de área, volumen o comunidad.

Asociación: Cualquier grupo de poblaciones de especies distintas forman una pequeña unidad natural en un área particular.

Cianofita: Microorganismo procariota fotosintetizador oxigénico, diazotrófico. Las ficobiliproteínas proporcionan el color azul-verde característico de este grupo. Algunas especies pueden provocar florecimientos masivos que son considerados nocivos y/o tóxicos para ciertas especies.

Comunidad: Cualquier grupo de asociaciones pertenecientes a varias especies distintas que concurren en el mismo hábitat o área que, interactúan mediante procesos tróficos y espaciales.

Efluente pluvial: aguas residuales de lluvia.

Estructura comunitaria: Abarca la composición y la abundancia de especies, los cambios temporales, así como las relaciones entre las especies de una comunidad.

Eutrofización: Sobrenriquecimiento de un cuerpo de agua con nutrientes que trae como resultado un crecimiento excesivo de los organismos y el agotamiento de la concentración de oxígeno.

Florística: Estudio de la composición de especies vegetales, o de las especies vegetales en una comunidad.

Ticoplancton: Organismos que ocasionalmente son llevados hacia el plancton por factores del azar, como la turbulencia, plancton accidental.

VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE ASOCIACIONES MICROFITOPLANCTÓNICAS EN ESTANQUES CAMARONEROS

Resumen

Durante el cultivo de camarón se pretende que el fitoplancton preponderante en los estanques sean diatomeas, ya que su presencia esta ligada al óptimo desarrollo del camarón, tanto por su alimentación (bajando costos) como por calidad del agua (concentración de nutrientes, oxígeno y pH, densidad bacteriana, y biomasa de zooplancton). Sin embargo, no es posible mantenerlo constante durante todo el ciclo de cultivo, debido a que surgen florecimientos no deseados (principalmente de dinoflagelados y cianofitas), ya sea por fertilización, tasa de alimentación, o composición del alimento. Aunque existen muchos estudios sobre fitoplancton en granjas camaronícolas, se desconoce la estructura de las asociaciones de microalgas características de estanques de cultivo, bajo condiciones típicas de producción; tampoco se conoce cómo cambia la composición de la comunidad en tiempo y espacio. Así, el objetivo de este trabajo fué determinar la variación espacial y temporal de las asociaciones microalgales, representadas por diatomeas y dinoflagelados, en una granja camaronera. Se tomaron muestras mensuales (junio – octubre), de fondo y de arrastre. Se identificaron 100 taxa de diatomeas, correspondientes a 46 géneros; de estos los más representativos fueron: *Nitzschia* (9), *Amphora* (7) y *Navicula* (6). La diversidad varió obteniéndose los valores más bajos en junio ($H' = 1.5$) y los más altos en septiembre y octubre ($H' = 4.3$). Se identificaron 44 taxa de dinoflagelados; *Protoperidinium* cf. *pacificum*, *Scripsiella trochoidea*, *Prorocentrum minimum* presentaron las mayores abundancias. Se encontraron taxa considerados como nocivos (*Peridinium quinquecorne* y *Noctiluca scintillans*) formadores potenciales de florecimientos algales nocivos en los estanques de cultivo. Así, se distinguieron dos asociaciones, la inicial presente en junio y julio, con mayor dominancia y menor riqueza de taxa, caracterizada por *Amphora coffeaeformis* var. *salina* y *Catacombas gaillioni*; y otra formada por las muestras de septiembre y octubre. caracterizada por la disminución de los taxa anteriores y la presencia de *Navicula cryptocephala* var. *subsalina* y *Neodelphineis pelagica*. Los estanques de cultivo de camarón, mostraron un comportamiento similar de ambientes someros eutrofizados manifestando cambios en su estructura características del verano y de “florecimientos de otoño”; sin embargo, este comportamiento no es el deseado, ya que lo que se busca es mantener una misma asociación durante todo el ciclo de cultivo.

TIME-SPACE VARIATIONS OF MICROPHYTOPLANKTON ASSEMBLAGES IN SHRIMP PONDS

Abstract

When cultivating shrimp, it is preferred that the preponderant phytoplankton in the ponds be diatoms since their presence is linked to the optimum development of shrimp. This includes, the feeding of shrimp with reduced costs, plus maintaining water quality, i.e., nutrients levels, oxygen and pH, bacteria and zooplankton biomass. However, these characteristics are difficult to sustain during the whole period of culture, since unwanted blooms (dinoflagellates and cyanophyta) occur in response to the usual fertilization process. Although there are many studies on phytoplankton from shrimp farms, the structure of microalgal assemblages characteristic of the culture ponds under typical production conditions is unknown, nor if any changes in time and space occur. The aim of this investigation was to determine the time and space variation of microphytoplankton assemblages represented by diatoms and dinoflagellates in a shrimp farm. Monthly samples were taken (June-October), from the sediment of the ponds (microphytobenthos) and of net phytoplankton. From both substrata 100 diatoms species and varieties were identified within 46 genera. The most representative taxa were *Nitzschia* (9), *Amphora* (7) and *Navicula* (6). Variations in diversity index values were observed ranging from $H' = 1.5$ (June) to $H' = 4.3$ (September and October). Dinoflagellate floristics yielded 44 identified taxa. The most abundant were *Protoperidinium* cf. *pacificum*, *Scirpsiella trochoidea* and *Prorocentrum minimum*, which caused low species richness by the end of the period. Taxa that are considered noxious were recorded (*Peridinium quinquecorne* and *Noctiluca scintillans*) indicating bloom forming potential in the shrimp ponds. Two assemblages were distinguished: the first one included the June-July samples showing high dominance and the lowest richness, mainly characterized by *Amphora coffeaeformis* var. *salina*, *Catacombas gaillioni*. The second one (September-October) showed lower numbers of the previous taxa plus the appearance of *Navicula cryptocephala* var. *subsalina* and *Neodelphineis pelagica*. Shrimp ponds exhibited similar behavior to shallow eutrophicated environments such as coastal lagoons.

1. INTRODUCCIÓN

En áreas costeras tropicales y subtropicales del mundo, ninguna actividad económica ha evolucionado tan rápido como el cultivo camaronícola, cuya producción estimada es de aproximadamente 1090 Mt/año (FAO, 2000). Sin embargo, este desarrollo ha estado acompañado de fuertes controversias por los impactos ambientales, económicos y sociales que ha generado (Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003). En el noroeste de México, actualmente operan 26,000 ha en acuicultura de camarón (Páez-Osuna *et al.* 1999).

El óptimo manejo de los estanques es de suma importancia para toda granja camaronera productiva. Los niveles adecuados de nutrientes permitirán una buena producción de biomasa fitoplanctónica y una estructura estable. El excesivo abastecimiento de nutrientes, como sucede frecuentemente en aguas costeras, resultará en un proceso de eutrofización de los estanques, que eventualmente promoverá florecimientos algales (blooms), elevada producción primaria y crecimiento de macrofitas nocivas. En el noroeste de México se ha observado que granjas camaroneras han sido afectadas por la presencia de una macroalga (*Enteromorpha intestinalis* [L] Link 1820) característica de ambientes eutrofizados (Kamer *et al.*, 2001). Por otro lado, cuando las concentraciones de nutrientes son muy bajas, se observa la sustitución de formas grandes de microalgas por células pequeñas y el reemplazo de diatomeas por dinoflagelados (Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003). Este fenómeno parece estar determinado por las elevadas temperaturas características del verano ($> 24^{\circ}\text{C}$) (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2001).

Dependiendo de diversos factores, en las lagunas costeras habrá determinado grupo dominante dentro del fitoplancton (cianofitas, diatomeas, dinoflagelados, clorofitas). Entre los estudios sobre asociaciones microfitoplanctónicas en México que pueden servir de referencia a esta pregunta se encuentran los trabajos de Gárate-Lizárraga y Siqueiros-Beltrones (1998) en Bahía Magdalena-Almejas. Ellos registraron que los valores más altos de diversidad (y baja dominancia) fueron observados en áreas bajo influencia de aguas oceánicas; en contraste, los mayores

valores de dominancia se debieron a florecimientos ocurridos durante todo el año. Mientras que en estanques de cultivo de camarón, entre las variables más importantes que determinan la dominancia de algún grupo están: las variaciones espacio-temporales de los factores fisico-químicos, la fuente de abastecimiento de agua (estuario, bahía), la salinidad, la temperatura y aspectos dinámicos del sistema de lagunas costeras, *i. e.*, régimen de mareas, estratificación, intercambio de agua (Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003).

Sin embargo, las condiciones fisicoquímicas que originan florecimientos algales en estanques camaroneros dependen mucho de la fertilización, tasa de alimentación y composición del alimento. Se ha demostrado en cultivos semi-intensivos la relación existente entre la calidad del fitoplancton y el desarrollo del camarón (Dall *et al.*, 1990). Si bien, el crecimiento del fitoplancton es intencionalmente promovido por la adición de fertilizantes (constituidos principalmente de nitratos, fosfatos y silicatos), los florecimientos de especies no deseadas, nocivas o tóxicas, también ocurren. En algunos casos estos florecimientos son inofensivos para los camarones, pero en otros casos pueden afectar su desarrollo (Delgado *et al.*, 1996).

El objetivo de la fertilización es el de producir florecimientos de diatomeas y fitoflagelados. Es deseable una elevada proporción de diatomeas en la comunidad de fitoplancton, ya que favorecen el crecimiento del camarón; esto se logra al repetir aplicaciones de pequeñas cantidades de fertilizantes químicos que resulten en las proporciones de N/ P de 20: 1 (Boyd y Daniels, 1993). Sin embargo, el manejo inadecuado de fertilizantes, la contaminación y las condiciones climáticas pueden disparar florecimientos no deseados que llevan a una disminución en el crecimiento del camarón y mortalidad masiva, mermando la producción (Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003).

Desde este punto de vista, es recomendable un monitoreo permanente del fitoplancton en los estanques y del agua de abastecimiento, para mantener una óptima calidad del agua en el sistema de cultivo. Para esto, es necesario tener una idea acerca de la estructura del fitoplancton y sus variaciones, que permita identificar el proceso de una eventual proliferación microalgal. Así, en este estudio, se

observará la variación espacial y temporal en la estructura de las asociaciones microalgales en estanques de una granja camaronera del sur de Sinaloa México, durante un ciclo de cultivo (24 semanas).

2. ANTECEDENTES

De acuerdo con Boyd (1989), el grupo dominante en estanques de cultivo con aguas salobres es el de las diatomeas, mientras que Cortés-Altamirano *et al.*, (1994) encontraron que, en las granjas del noroeste de México, son las cianofitas las que se sitúan en este puesto, seguido de los dinoflagelados y las diatomeas; una situación similar se ha registrado para otras regiones subtropicales del mundo. Cortés-Altamirano *et al.* (1995) registraron las variaciones diurnas de fitoplancton en una granja de producción semi-intensiva del noroeste de México, en donde se demuestra que a salinidades entre 16 y 20 ups, proliferan especies como las cianofitas *Oscillatoria limnetica* y *Synechocystis diplococcus* y el dinoflagelado *Prorocentrum minimum*. Por su parte, Nuñez-Moreno (1996) determinó la composición fitoplanctónica, así como la abundancia relativa, distribución y diversidad del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, (analizó la estructura del fitoplancton de 16 estaciones en el sistema lagunar) en donde *Skeletonema costatum* fue la especie con mayor abundancia relativa, alcanzando 27.5 % del fitoplancton total. De acuerdo con este trabajo, se infiere que este sistema lagunar presenta grandes fluctuaciones en la estructura de su comunidad, es decir, el autor señala que las grandes variaciones de la diversidad (H' 1.5 a 4.8) reflejan que el ambiente también lo es, debido a lo somero de la laguna y a que pocas son las especies que toleran los cambios bruscos propios del lugar.

Entre 1990 y 1993, Cortés-Altamirano y Licea-Durán (1999) estudiaron tres granjas del noroeste de México, con el objetivo de detectar florecimientos algales en estanques camaroneros, notando que las especies dominantes fueron cianofitas (*Anabaena equalis* y *Anabaenopsis elenkinii*) y dinoflagelados (*Prorocentrum minimum*, *Gymnodinium incoloratum* y *Gyrodinium spirale*) proliferando con frecuencia *Schizothrix calcicola* (cianofita). Gárate-Lizárraga *et al.* (2006) encontraron

que este tipo de florecimientos son comunes en los pocos estanques camaroneros que existen en Baja California Sur. Las especies responsables de dichos florecimientos fueron *Nephroselmis* sp., *Scropsiella trochoidea*, *Prorocentrum minimum* y *Heterocapsa triquetra*. Existe así la interrogante, de si estas mismas especies se presentan de igual manera en las granjas camaroneras del estado de Sinaloa. En el primer estudio, se consideraron distintos factores como responsables de dichos florecimientos: 1) antropogénicos, producidos por la contaminación de materia orgánica excedente en la alimentación de los camarones y fertilizaciones inadecuadas; 2) fisiológicos, por competencia intra-específica que determina la producción de sustancias antagónicas que inhiben o estimulan el desarrollo de otras microalgas; y 3) a las condiciones ambientales, producidas por excedentes de agua dulce ocasionadas por lluvias abundantes fuera de temporada. En el segundo caso, sería necesario considerar estos mismos factores al tratar de responder dicha interrogante y explicar la presencia o ausencia de las especies de dinoflagelados potencialmente nocivos.

Entre 1989 y 1991 dos granjas camaroneras de Sinaloa, registraron la incidencia de algunas algas consideradas nocivas o tóxicas para el camarón. Los taxa más abundantes fueron cianofitas (*Anabaena* spp. y *Oscillatoria limnetica*) que colonizaron aguas superficiales, impidiendo la penetración de luz, lo que resultó en condiciones de eutrofización (y anóxicas) en el fondo de los estanques (Cortés-Altamirano, 1994). La persistencia de cianofitas en los estanques de cultivo se debió a que las condiciones preponderantes (manejo y/ o condiciones fisicoquímicas) que fueron similares a las mencionadas anteriormente.

En 1997 ocurrió una mortalidad masiva de nauplios de camarón blanco en laboratorios del sur de Sinaloa; la toxicidad se atribuyó a una marea roja costera producida por *Ceratium dens*, *Pseudo-nitzschia* spp. y *Gymnodinium catenatum* (Cortés-Altamirano y Alonso-Rodríguez, 1997). Se determinó que la toxina hidrosoluble, pasó a través del filtro de agua ya que no se encontraron células en el agua bombeada de la playa. Otro evento de mortalidad masiva de nauplios y adultos de camarón ocurrió durante febrero- marzo, coincidiendo con una serie de mareas rojas de *G. catenatum* en la costa de Sinaloa (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2002).

Dichas variaciones en la estructura del fitoplancton de los estanques de cultivo podrían responder a cambios estacionales de las condiciones ambientales. Aunque Alonso-Rodríguez *et al.*, (2000) han estudiado las condiciones tróficas y balance de nutrientes en las costas de Sinaloa (Mazatlán), lo cual sirve de referencia para entender la dinámica fitoplanctónica, no existen referencias sobre las asociaciones de microalgas características de los estanques camaroneros en condiciones típicas de producción, que sirvan para responder cómo se estructura el microfitoplancton en estos ambientes manipulados.

En el Golfo de California la estructura de las asociaciones microfitoplanctónicas ha sido estudiada en distintas épocas y regiones. Gárate-Lizárraga *et al.* (1990) estudiaron la región central durante el otoño de 1986 y, encontraron una sola asociación con codominancia de especies en toda el área. La uniformidad en la distribución de las especies en las muestras se vio reflejada en una elevada diversidad de especies ($H' = 5 - 5.87$) y se atribuyeron al tipo de muestreo. Mientras que González-López y Siqueiros-Beltrones (1990), examinaron el microfitoplancton de la región sur durante 1984, y determinaron para la primavera la dominancia de diatomeas como *Proboscia alata*, y en verano, el dominio de los dinoflagelados. Sugieren la presencia de dos asociaciones en primavera y una sola asociación para el verano con codominancia de especies, en la que predominan los dinoflagelados.

Así, las características naturales del microfitoplancton (riqueza, diversidad y composición de especies) cambian con las condiciones ambientales según la temporada. Ahora bien, ya que se desea que la estructura en los estanques de cultivo de camarón tenga mayor preponderancia de diatomeas y que éstas sean mantenidas durante todo el ciclo del cultivo; no es posible, debido principalmente a la tasa de recambio y de fertilización, que alteran constantemente la composición fitoplanctónica de los estanques.

Con el incremento de temperatura no solamente existen mayores concentraciones de nutrientes que favorezcan a las diatomeas durante una estación determinada del año, sino también aumenta la irradiancia. La combinación de dichos factores bajo condiciones particulares de los estanques podría generar algún tipo de

contingencia. En Tailandia, por ejemplo el manejo del cultivo de camarón es distinto, utilizando una tasa muy baja de recambio, con las que obtienen grandes producciones; mientras que en la granjas de Sinaloa, los recambios parecen evitar problemas con los florecimientos no deseados además de disminuir la invasión de cianofitas en los estanques (grandes consumidoras de oxígeno por la noche y responsables de enteritis hemocítica, enfermedad que produce alteraciones en tejidos del camarón).

3. JUSTIFICACIÓN

El mantenimiento apropiado de la calidad del agua es esencial para el manejo de cualquier granja camaronera, ya que dicha calidad asegura la supervivencia y el óptimo desarrollo del camarón. El fitoplancton juega un papel esencial en mantener la calidad del agua al afectar las concentraciones de nutrientes, niveles de oxígeno, régimen de luz, así como la densidad bacteriana y la biomasa de zooplancton. Aunque se acepta el papel del fitoplancton en el mantenimiento de la calidad del agua en estanques de cultivo, aún no se conoce la estructura de las asociaciones microalgales características en estos, ni cómo cambia la comunidad. Esto es, aún no se entiende la dinámica que sigue el fitoplancton en estanques de cultivo, i.e, cuales son las consecuencias del confinamiento y manipulación del fitoplancton en términos de su estructura: composición de especies, proporción de taxa y diversidad. Consecuentemente se desconocen los cambios en su estructura que pueden conducir hacia la proliferación de taxa potencialmente nocivos o indicar su advenimiento.

Este estudio pretende proporcionar bases sobre la respuesta ecológica potencial del fitoplancton a la alteración de las condiciones naturales del ecosistema, mismas que servirán para el mejor entendimiento de la dinámica fitoplanctónica tanto prístina, como manipulada con fines antrópicos que pudiera resultar contraproducente.

4. OBJETIVO GENERAL

Determinar la variación espacial y temporal de las asociaciones microalgales en los estanques de cultivo de camarón, durante un ciclo de cultivo.

4.1 OBJETIVOS PARTICULARES

- 1.- Determinar la composición específica de los principales grupos de microfitoplancton (diatomeas y dinoflagelados tecados).
- 2.- Describir la estructura de las asociaciones de diatomeas mediante medición de diversidad, dominancia y grado de asociación entre estaciones.
- 3.- Determinar si dichas asociaciones se diferencian de aquellas que se desarrollan en ambientes naturales.
- 4.- Identificar especies potencialmente nocivas para el cultivo de camarón.
- 5.- Determinar si existen coincidencias entre las variaciones de nutrientes, temperatura y oxígeno disuelto y los cambios en la composición de taxa.

5. HIPÓTESIS

Se espera que las asociaciones microfitoplanctónicas en los estanques de cultivo sean diferentes (durante todo el ciclo de cultivo) comparado con asociaciones en condiciones naturales, debido al manejo.

Asimismo, debido a que las condiciones ambientales en los estanques de cultivo son manipuladas, *i. e.*, se tratan de mantener constantes, se hipotetiza que no existe variación en la estructura de las asociaciones de microfitoplancton entre fechas de muestreo, o entre estanques.

6. ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se condujo en los estanques de cultivo de camarón de la granja Marea Alta Comercial, S. A de C. V., que se encuentra localizada en las inmediaciones de Teacapán, Sinaloa, México (Fig. 1). Las instalaciones de la granja cuentan con 36 ha, en donde están distribuidos 12 estanques de 2 ha con una profundidad aproximada de 2 m; sus fondos están recubiertos con plástico, y cuentan con 7 a 9 aireadores por estanque. El agua de abastecimiento proviene del mar abierto. En esta granja se cultiva camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) y el tipo de cultivo que se maneja es de tipo intensivo (43 – 50 org/m²).

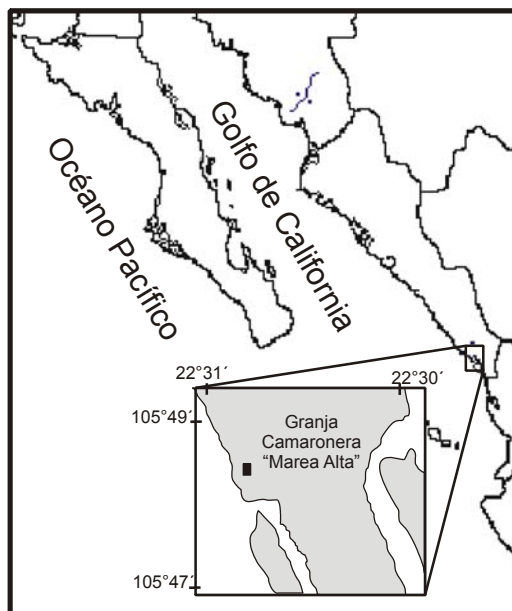


Figura 1. Ubicación geográfica de Teacapán, Sinaloa.

El complejo lagunar Teacapán-Agua Brava, está ubicado al noroeste de México, entre los 22° 33' 53" N y 105° 45' 48" W (Fig. 1). Este se localiza entre los límites de los estados de Nayarit y Sinaloa, donde abundan lagunas, esteros y marismas (Curry *et al.*, 1969); al norte está limitado con el estero del Mezcal y el de Agua Grande, Sinaloa; al sur con las marismas de Canoas y la laguna de Pericos, Nayarit (Amezcu-Linares, 1972).

La producción primaria del ecosistema presenta grandes variaciones estacionales; destacan los marcados afloramientos de fitoplancton en la época de lluvias que se originan por los aportes de nutrientes terrígenos que acarrea el río. Sin embargo, como consecuencia de fuertes afluencias del río que provocan un marcado abatimiento en la salinidad y un aumento en la turbidez, se abate igualmente la producción y se incrementa la respiración. Al reestablecerse las condiciones estuarinas (≈ 15 ups), las aguas ricas en nutrientes favorecen un segundo afloramiento. La producción disminuye conforme se adentra en la época de sequía en el invierno (Flores–Verdugo *et al.*, 1990).

7. MATERIAL Y MÉTODOS

Se recolectaron mensualmente muestras de fitoplancton en la columna de agua y de sedimentos del fondo de los estanques 3, 4, 8, 9, 15 y 16, de manera arbitraria, así como también del canal (Fig. 2) durante un ciclo de cultivo (junio a octubre, 2003).



Figura 2. Esquema general de la granja camaronera Marea Alta Comercial. Los números indican la ubicación de los estanques de cultivo muestreados.

Las muestras de fondo de los estanques y del canal se tomaron manualmente con frascos de plástico de 250 ml en la zona periférica de cada estanque y se preservaron con formaldehído al 4%.

Los arrastres superficiales de fitoplancton fueron realizados durante 10 minutos, con una red con boca de 40 cm de diámetro y 60 micras de luz de malla. El material obtenido se colocó en frascos de plástico de la misma capacidad y fueron preservadas de la misma manera. En total se recolectaron 64 muestras, de junio a octubre de 2003.

7.1 Variables Hidrológicas

Diariamente se midió la cantidad de oxígeno disuelto con un oxímetro y se registró la temperatura superficial durante las horas: 04:00, 08:00, 16:00, 20:00 y 24:00. Para determinar la concentración de nutrientes (nitritos, nitratos, ortofosfatos y silicatos) cada mes, se tomaron muestras de agua de 150 ml en tres puntos de cada estanque: entrada, centro y salida; las muestras fueron transportadas en hielo para donde fueron posteriormente congeladas a -20°C y analizadas en el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Se usaron las técnicas descritas en Strickland y Parsons (1972). Bajo la hipótesis de que todos los estanques se comportaron de manera similar (representan un solo sitio) y que las condiciones se mantuvieron constantes durante todo el ciclo de cultivo, los resultados de T° , oxígeno disuelto y nutrientes se compararon mediante la prueba de Kruskal-Wallis, donde H_0 = no existen diferencias entre dichos valores entre estanques y entre meses ($\alpha=0.05$).

7.2 Trabajo en Laboratorio:

7.2.1 Limpieza de Diatomeas

Para observar las características taxonómicas de las diatomeas, fue necesario limpiarlas mediante oxidación, adecuándolo a la relación de materia orgánica en cada muestra (Siqueiros-Beltrones, 2002). Una vez terminado este proceso, las muestras fueron montadas en resina sintética de alto índice de refracción (Pleurax) para su posterior observación.

Se montaron un total de 192 laminillas, representando todas las muestras. En cada una se hicieron barridos con un microscopio de contraste de fases, Olympus CH-2 a 1000x y se tomaron fotografías de los especímenes más representativos. Dichas imágenes fueron utilizadas para la identificación de los taxa, cuando esta no se hizo directamente al microscopio, y se construyó una referencia iconográfica.

7.2. 2. Observación de preparaciones temporales (Dinoflagelados)

Se colocó una gota en un portaobjetos, de ser necesario se realizó un picado de la muestra; posteriormente se le colocó un cubreobjetos y fue observada al microscopio. Cabe mencionar que, debido a la gran cantidad de materia orgánica presente en las muestras de fondo, fue necesario identificar aquellas muestras que contaran con presencia de dinoflagelados, para lo cual se utilizó una cámara Sedgwick- Rafter (3 submuestras). Para aquellas muestras donde la materia orgánica impidió observar la presencia de dinoflagelados, fue necesario emplear la técnica de tamizado de Matsuoka y Fukuyo (2000) adecuando la abertura de malla a estas muestras (250 y 20 μ m). Para poder observar las tecas de los organismos, se agregó una alícuota de hipoclorito de sodio y una alícuota de azul de metileno en aquellos casos en que fue posible observar las ornamentaciones de las tecas.

7.3 Identificación de Especies:

La identificación de especies se llevó a cabo de acuerdo a las características morfológicas, principalmente con base en la siguiente literatura:

Diatomeas: Schmidt *et al.* (1874-1959), Van Heurck (1896), Hustedt (1930-1955, 1959, 1961-1966), Cleve-Euler (1951-1955), Peragallo y Peragallo (1897-1908), Hendey (1964), Witkowski *et al.*, (2000). Así como Moreno-Ruíz *et al.* (1996) y Siqueiros-Beltrones (2002) referente al área de estudio.

Dinoflagelados: Balech (1988), Graham y Bronikovsky (1944), Licea-Durán *et al.*, (1995), Sournia (1986) Taylor (1976), Tomas (1997), Yamaji (1982).

7.4 Estructura de las Asociaciones:

7.4.1 Tamaño de muestra

El tamaño de muestra (N) o número de individuos (frústulas) que se utilizó para el cálculo de los índices se determinó con base en lo recomendado para ambientes productivos (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 1991), *i.e.*, 500 individuos. En los casos en que no fue posible obtener 500 valvas, debido a la baja abundancia, se hicieron barridos en las 2 alícuotas de las 3 laminillas tratándose de contar el mayor número posible de diatomeas.

Las abundancias relativas se jerarquizaron respecto a las abundancias absolutas de los taxa estableciéndose como se muestra:

Categoría	No. de frústulas
Muy abundantes	> 200
Abundantes	199 n 100
Comunes	99>n≤ 25
Raras	25> n ≥ 1

7. 4. 2. Estructura de las asociaciones de diatomeas

La estructura de las asociaciones fué determinada con base en el cálculo de valores para los parámetros que definen el concepto de diversidad. De esta manera, se midieron los componentes de dicha diversidad en términos de abundancias relativas de los taxa que componen las asociaciones y el cálculo de los índices que miden dichos parámetros.

7.4.2.1 Diversidad

Para la estimación de la diversidad, se utilizaron dos índices, primeramente el de Shannon (H') basado en la teoría de la información y el cual se expresa como:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Donde $p_i = n_i/N$, i.e., la proporción de la especie i del número total de individuos; N es el número de individuos contados en la muestra y S es el número de especies en dicha muestra (Magurran, 1988).

Se utilizó también el índice de Equidad de Pielou (J'), algunas veces considerado como una diversidad relativa; es una medida de distribución de los individuos entre los taxa o de importancia numérica relativa (Pielou, 1969).

$$J' = \frac{H'_{obs}}{H'_{máx}}$$

Donde: H'_{obs} = diversidad observada y $H'_{máx} = \log_2 S$

7.4.2.2 Dominancia y diversidad de Simpson

Se calculó el índice de dominancia de Simpson (λ), así como su complemento (Δ_s). El índice de Simpson mide básicamente el grado de dominancia entre la muestra o asociación, representado por la desproporción en la abundancia a favor de una o pocas especies. El valor de λ expresa la probabilidad de que dos individuos tomados al azar, correspondan a la misma especie. Los valores de λ varían entre cero (mínima dominancia) y uno (máxima dominancia).

$$\lambda = \frac{\sum n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Donde n_i es el número de individuos de la especie i y N es el número total de individuos en la muestra.

El complemento del índice de Simpson ($1 - \lambda$) es una buena aproximación del parámetro de diversidad, sin perder de vista la intención original del índice de medir la dominancia (Krebs, 1985).

$$\Delta_s = 1 - \lambda$$

7.4.2.3 Dominancia de cada taxón

Con el fin de tener un estimado de la importancia de las especies dentro de la comunidad, se utilizó el índice de valor biológico de Sanders (IVB), el cual pretende incorporar información adicional a la abundancia para jerarquizar la posible importancia de las especies en la comunidad. Este índice considera que la expresión de la abundancia depende de las condiciones particulares de cada hábitat, por lo que la importancia de las especies debe ponderarse por la frecuencia que cada una ocupa una jerarquía de abundancia en el conjunto de estaciones (De La Cruz Agüero, 1994). Para estos cálculos, se incluyeron los taxa remanentes tras calcular dicho índice con un rango de 10.

7.5 Similitud

Con el fin de medir la similitud entre las asociaciones, se utilizaron los análisis de similitud en modo Q, los cuales pretenden identificar la heterogeneidad ambiental, tipos de hábitat, o clases bióticas (De La Cruz-Agüero, 1994). Para ello se utilizaron dos enfoques:

7.5.1 Índice de Similitud de Jaccard

Este se basa en la presencia-ausencia de cada taxón y está diseñado para obtener los valores igual a 1, en caso de máxima similitud y valores de 0 si no existe similitud y las estaciones no tienen especies en común (Magurran, 1988).

$$JAC(1,2) = \frac{a}{a+b+c}$$

Donde **a** es el número de especies que las muestras uno y dos tienen en común, **b** número de especies en la muestra uno no presentes en la dos, y **c** número de especies en la muestra dos no presentes en la uno.

7.5.2 Índice de Similitud de Bray- Curtis

Asimismo, se calculó la similitud con base en el índice de Bray-Curtis (Magurran, 1988) considerando sus abundancias relativas, de tal forma que

$$IBC = 1 - \left[\frac{\sum [X_i - Y_i]}{\sum (X_i + Y_i)} \right]$$

Donde X_i es la abundancia de la especie i en la comunidad 1 y Y_i es la abundancia de la especie en la comunidad a comparar (Brower y Zar, 1984).

En caso de que los valores de los índices de diversidad fueron similares entre una o más muestras, se realizaron pruebas de independencia entre las abundancias relativas de dichas muestras con un nivel de significancia (α) de 0.05 en todos los casos.

Programas

Para el caso de los índices de diversidad de Shannon (H') Simpson (λ) dominancia de Simpson ($1-\lambda$), equidad (J') y similitud de Jaccard (JD) y Bray-Curtis (BC) se utilizó el programa *Biodiversity Professional* © 1997, The Natural History Museum and The Scottish Association For Marine Science (www.Nmrc.demon.co.uk). Para el cálculo del índice de Valor Biológico (IVB) se utilizó el sistema para el análisis de comunidades, ANACOM versión 3.0 (De La Cruz Agüero, 1994). Para el cálculo de las pruebas de independencia se utilizó la hoja de cálculo Microsoft Excel 2003 versión 11.8105.8107 Copyright © Microsoft Corporation 1985-2003. Para el cálculo de Kruskal-Wallis se utilizó el Programa Statistica versión 7.0 Copyright © StatSoft Inc. 1984-2004

7.6 Dinoflagelados

Con base en el uso de preparaciones temporales se:

a) Determinó la florística, b) se calcularon las proporciones de los taxa con el fin de tener un aproximado de la distribución y abundancia relativa de los dinoflagelados, para lo cual se contaron los primeros 250 organismos distribuidos al azar en cada muestra. Las muestras se analizaron cualitativamente utilizando para ello cámaras de sedimentación (Hasle, 1978) utilizando un microscopio invertido con contraste de fases Olympus CK2 y una cámara compuesta de 10 ml; de este modo. c) Asimismo se describieron sus variaciones en el tiempo y d) se identificaron las formas potencialmente nocivas o tóxicas, caracterizándolos con base en los registros bibliográficos sobre proliferaciones de dinoflagelados tóxicos (mareas rojas) en diferentes partes del mundo, así como las consecuencias en la salud y en el cultivo de camarón atribuidas a estas.

8. RESULTADOS

8.1 Factores Fisicoquímicos

Respecto a los parámetros fisicoquímicos, la temperatura presentó diferencias significativas durante el ciclo, pero no entre estanques ($\alpha=0.05$). En general, los valores promedio se mantuvieron entre 29.5 y 33°C (Fig. 3). Estas temperaturas fueron mayores a las recomendadas para el cultivo de la mayoría de las especies de camarón que, de acuerdo con Boyd (1989) y Martínez-Córdova *et al.* (1998) se encuentran entre los 23 y 31°C. La temperatura alcanzó los mayores valores durante agosto (33°C). El oxígeno disuelto (Fig. 4) presentó variaciones durante del periodo de cultivo (con un intervalo entre 4 y 6 mg/L) obteniendo valores ligeramente más altos al final (debido al incremento de la tasa y a la frecuencia de recambio al finalizar el ciclo); éstos valores estuvieron dentro del intervalo aceptable (3) indicado por Boyd (1989) como límite inferior óptimo para el cultivo del camarón. No hubo diferencias significativas entre los valores de este parámetro entre los estanques, aunque si entre meses.

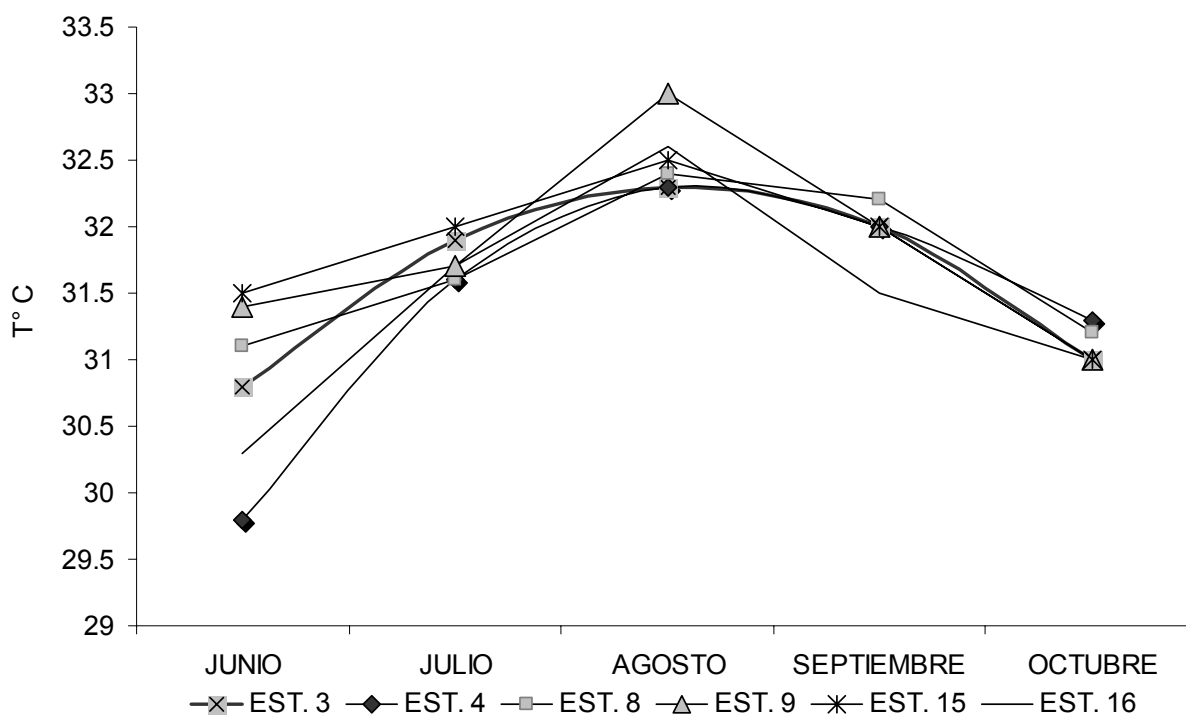


Figura 3. Temperatura promedio registrada en los estanques de cultivo de camarón durante el ciclo de producción (junio-octubre)

En la figura 5, se observa el comportamiento de los nutrientes en los estanques durante el periodo de cultivo. Sobresale la disminución de nitritos, nitratos y ortofosfatos en los estanques durante los dos últimos meses, lo que contrasta con el incremento de silicatos, particularmente en los estanques 3 y 16 y en el canal. Este “efecto” incluye igualmente al canal. Por otro lado, los nitritos fueron más altos en julio y agosto.

Las diferencias temporales de los parámetros mostradas por el análisis de Kruskal-Wallis (apéndice A) apoya la hipótesis de dos asociaciones distintas (inicial y final), ya que se presentaron de la misma forma condiciones similares entre los estanques al final del ciclo (septiembre y octubre) vs. junio-agosto, atribuible al manejo diferencial de los recambios de agua marina.

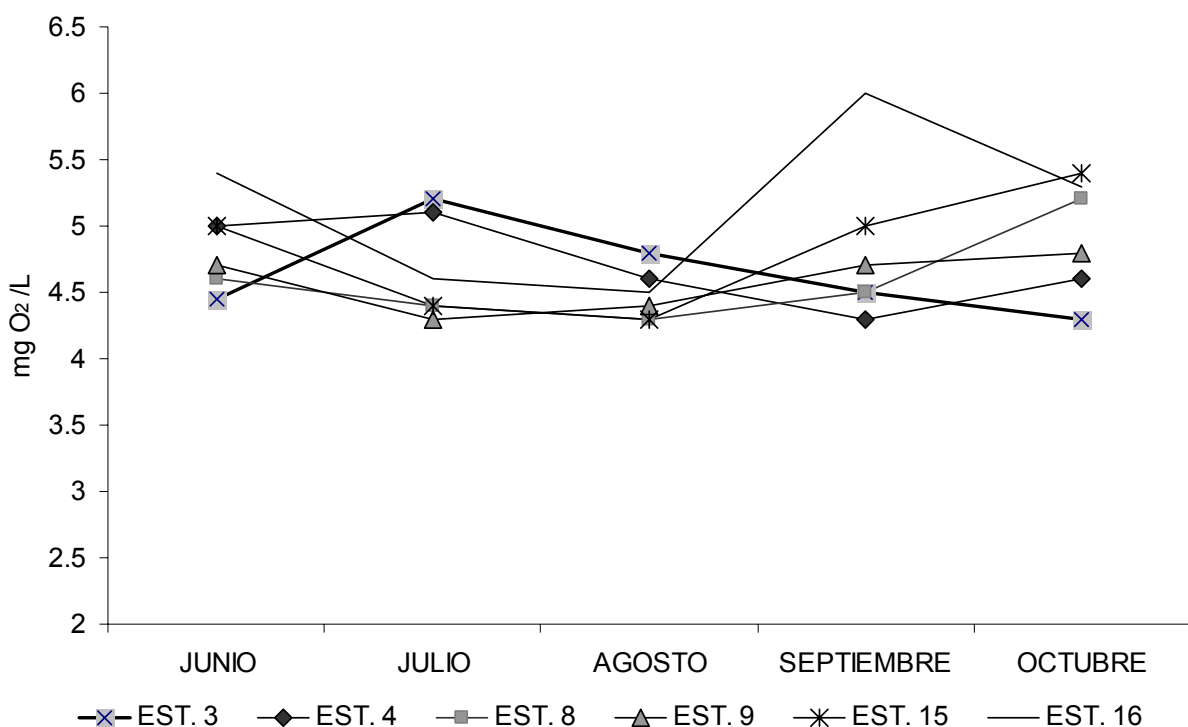


Figura 4. Variación promedio de oxígeno disuelto durante el ciclo de producción (junio-octubre).

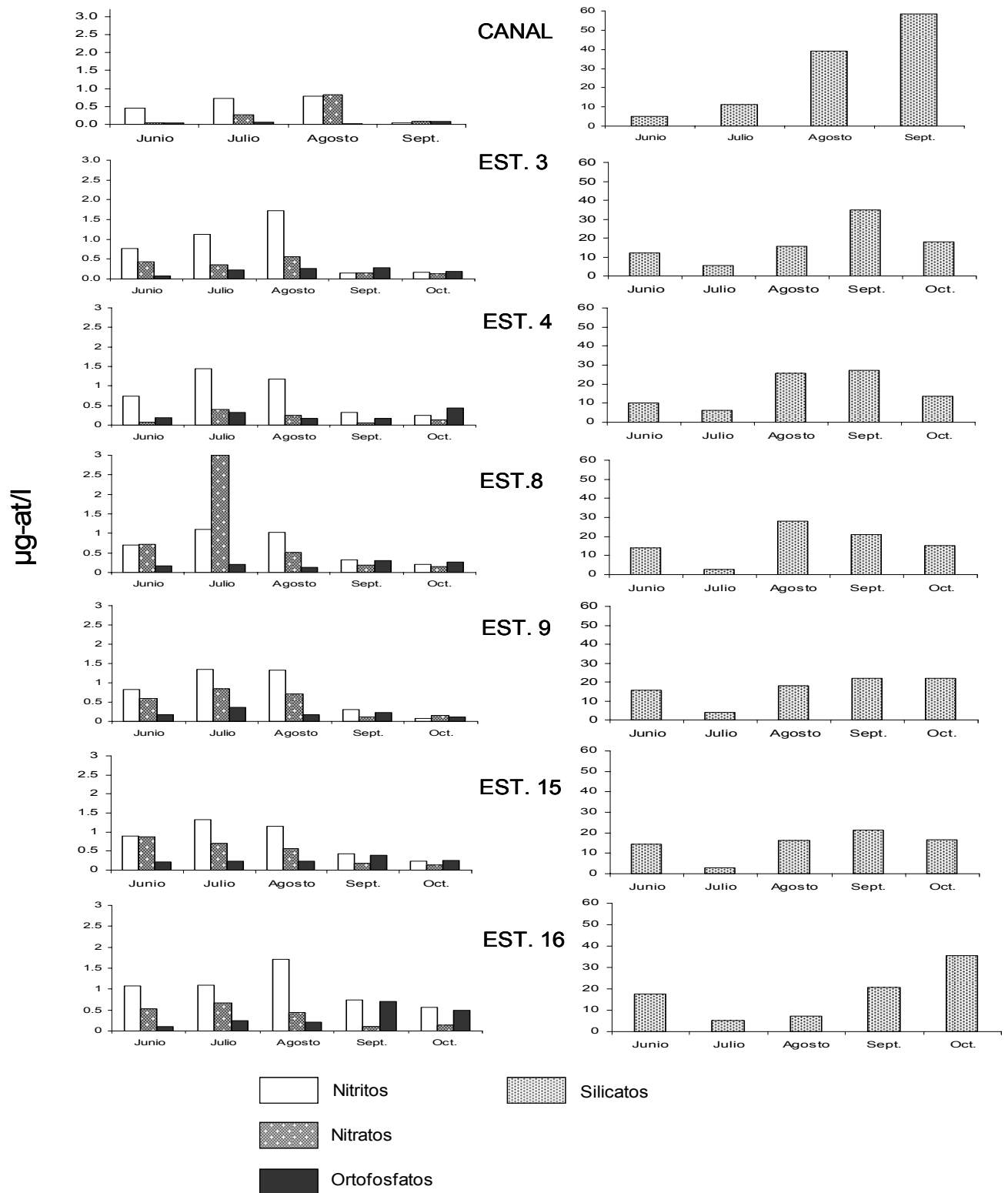


Figura 5. Variación temporal de nutrientes en los estanques de cultivo de camarón durante el ciclo de producción (junio-octubre).

8. 2 Diatomeas

8.2.1. Fondo

8.2.1.1 Florística y Referencia iconográfica

Durante el análisis taxonómico se identificaron 100 taxa (Apéndice B) distribuidas en formas y variedades, correspondientes a 46 géneros; de estos aquellos con mayor riqueza específica fueron: *Nitzschia* (9 especies y/o variedades), *Thalassiosira* (8), *Amphora* (7), *Navicula* (6), *Achnanthes* (5), *Actinopterychus* y *Coscinodiscus* (4), sumando el 43% de la abundancia total. La referencia iconográfica, que consta de 6 láminas (Apéndice J), se propone como representativa de la composición típica para la temporada de estudio.

8.2.1.2 Estructura de las Asociaciones

Se identificaron y cuantificaron 14,286 valvas y con base en la clasificación propuesta para las abundancias relativas se encontró que, 11 especies fueron muy abundantes, 9 abundantes, 19 comunes y 61 taxa se clasificaron como raros (Apéndice D). Los géneros numéricamente más importantes fueron *Amphora* (6,005), *Mastogloia* (1,672), *Navicula* (1,642) y *Catacombas* (1,579); juntos suman más del 75% de la abundancia total de las diatomeas bentónicas.

En relación con el número de taxa dentro de la estructura de las asociaciones, este puede considerarse típico; es decir, se caracterizó por presentar bajo número de especies muy abundantes, seguido por abundantes y comunes mientras que el número de especies raras fue el más elevado. Por otro lado, el índice de valor biológico (IVB) (Tabla 1) muestra que la especie con mayor abundancia (*Amphora coffeaeformis* var. *salina*) es también la más importante, debido a la constancia de su dominancia espacio- temporal. Algo similar ocurrió con otros taxa (*Catacombas gaillioni*, *Mastogloia pumila*, *M. pusilla*), los cuales le siguieron en importancia y se presentaron con frecuencias constantes, tanto en espacio como en tiempo (Apéndices E y F). Por otro lado, en el caso de taxa como *Navicula cryptocephala* var. *subsalina* presentó poca abundancia, la cual se incrementó con el tiempo, de tal manera que para septiembre y octubre alcanzó sus mayores cifras. *Neodelphines pelagica* se presentó a partir de junio en los estanques 3, 4 y 8 presentándose hasta

agosto; en septiembre se encontró en todos los estanques y es cuando alcanzó sus mayores abundancias relativas; en octubre presentó un pequeño decremento. *Cyclotella striata* se mantuvo constante, a pesar de que sus abundancias relativas fueron muy bajas; presentó en septiembre su mayor abundancia relativa, especialmente en los estanques 4 y 9. Otros taxa, como *Navicula apta*, *Rhopalodia musculus*, *R. musculus* var. *constricta*, *Amphora tenuísima* y *Seminavis* sp. 1 aparecieron diferencialmente en el tiempo y en espacio lo que resultó en un bajo IVB (Tabla 1).

Tabla 1. Taxa con valores altos del IVB con un rango de 10

Taxón	IVB	Abundancia (N)
<i>Amphora coffeaeformis</i> var. <i>salina</i>	298	5473
<i>Catacombas gaillioni</i>	231	1537
<i>Mastogloia pumila</i>	159	975
<i>Mastogloia pusilla</i>	123	665
<i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>subsalina</i>	112	579
<i>Neodelphineis pelagica</i>	93	458
<i>Cyclotella striata</i>	90	427
<i>Navicula salinarum</i>	88	435
<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>capitulata</i>	71	341
<i>Navicula apta</i>	58	225
<i>Rhopalodia musculus</i> var. <i>constricta</i>	45	195
<i>Rhopalodia musculus</i>	44	203
<i>Amphora tenuísima</i>	30	135
<i>Seminavis</i> sp. 1	26	156

De manera general, la riqueza (S) más baja se presentó durante junio (estanque 9) con 11 taxa (Apéndice G (a)). Octubre, por otro lado presentó la riqueza más elevada con 43 y 42 taxa en los estanques 4 y 15 respectivamente. Cabe mencionar el incremento en S observado durante septiembre y octubre para los estanques 3, 4 y 15; los estanques 9 y 16 se mantuvieron más o menos constantes, sin embargo, el estanque 8 mantuvo fluctuaciones de una fecha de muestreo a otra constantemente.

8. 2.1.3 Variación Temporal

8. 2.1.3.1 Estructura de la asociación

En la tabla 2 se observan los valores de los índices calculados para todos los estanques durante el ciclo de cultivo. El estanque 3, muestra que los valores fueron similares entre junio y julio, por un lado, y entre septiembre y octubre por otro. Lo anterior se debió a que en los primeros dos meses *A. coffeaeformis* var. *salina*, el taxón dominante, representó por sí sola más del 40% de la abundancia relativa del total en ambas muestras. Con ello se afectaron los valores de equidad y diversidad; la más baja fue en julio, lo que coincide con la mayor dominancia de este taxón. *Catacombas gaillioni* por otro lado, aumentó sus abundancias en septiembre, hasta superar en octubre a *A. coffeaeformis* var. *salina*, incrementándose de la misma forma la diversidad, tanto con $1-\lambda$ como con H' para ambos meses. Cabe señalar que, aunque no hay un cambio (de septiembre a octubre) en los valores de $1-\lambda$, sí lo hubo en H' , incrementándose debido a que la riqueza específica también aumentó, ya que aparecieron taxa raros en el último mes del ciclo de cultivo.

Caso contrario, junio y septiembre, pese a tener valores iguales de riqueza que junio y julio, difirieron en diversidad y equidad (fue la más alta), debido al decremento de la dominancia de *A. coffeaeformis* var. *salina*, el incremento de *C. gaillioni* y el aumento de las abundancias relativas de taxa comunes, como *Navicula salinarum* y *Thalassiosira oestrupii* var. *oestrupii*.

El estanque 4, presentó en junio los valores más bajos de diversidad (H' y $1-\lambda$) y equidad (excepto la riqueza específica donde el valor más bajo se presentó en agosto). Esto se debió a que *A. coffeaeformis* var. *salina* presentó la mayor abundancia relativa en este mes (ocasionando mayor dominancia λ) y pese a tener una riqueza similar a la de septiembre, más del 80% de los taxa fueron raros. Por otro lado, se observó que en julio y agosto todos los parámetros y sus complementos son similares. Para conocer si había diferencias significativas entre los valores de los parámetros de julio y agosto se aplicó una prueba de independencia a las abundancias relativas de los meses, concluyéndose ($\alpha = 0.05$, g.l. 13) que no existe independencia entre las abundancias relativas de estos meses, lo que indica que la asociación de diatomeas se mantuvo durante julio y agosto. No obstante, si no se

toma en cuenta la abundancia relativa de *A. coffeaeformis* var. *salina*, la cual se mantiene constante en este periodo, las abundancias del resto de los taxa, son más cercanas entre agosto y septiembre. Por otra parte, al final del ciclo de cultivo en los dos últimos meses se incrementaron los valores de los parámetros, encontrándose en octubre la mayor diversidad (H' y $1-\lambda$), equidad y riqueza específica. Las abundancias relativas de los taxa comunes aumentaron, se redujo la abundancia de *A. coffeaeformis* var. *salina* y en octubre, además de aumentar la riqueza, se incrementó también la equidad. Por lo anterior se puede pensar en agosto como un mes de transición, cuando los taxa de diatomeas comunes como *Neodelphineis pelagica* y *Navicula salinarum* cohabitan con *A. coffeaeformis* var. *salina*, la cual va perdiendo preponderancia.

Los valores de los parámetros observados para junio y agosto del estanque 8, fueron similares y en algunos casos iguales; esto indica que la estructura de la asociación en estos dos meses es similar. La estructura de las asociaciones entre junio y agosto fue similar según los valores de H' y $1-\lambda$, equidad y redundancia. Aunque en agosto disminuyó la cantidad de diatomeas (lo que coincidió con el aumento de dinoflagelados) la proporción de la asociación de junio se mantuvo. *A. coffeaeformis* var. *salina* la más abundante (ambos meses), seguida de las abundancias de *Mastogloia pumila* y *Catacombas gaillioni* en junio, mientras que para agosto las abundancias se encuentran invertidas.

Por otro lado el estanque 9 presentó gran diferencia entre los valores de los parámetros y el promedio en cada uno de los meses. Junio obtuvo la mayor dominancia, redundancia y la menor riqueza. Julio, agosto y octubre mostraron valores similares de todos los índices y sus complementos. El mes de mayor diversidad (H' y $1-\lambda$), riqueza y equidad fue septiembre, lo cual corresponde con la menor abundancia relativa de *A. coffeaeformis* var. *salina*; taxa comunes como *Neodelphineis pelagica* y *Cyclotella striata* aumentaron su abundancia, así como taxa raros, como *Thalassiosira excéntrica*. Lo anterior no corresponde con lo observado en estanques anteriores ya que la abundancia de *A. coffeaeformis* var. *salina* aumenta de nuevo para el último mes del ciclo de cultivo (octubre). Aparentemente la riqueza no se ve afectada por este incremento, sin embargo, taxa como *Mastogloia pumila*,

M. pusilla y *Rhopalodia musculus* var. *constricta* reaparecen con mayores abundancias (similares al mes de julio). Cabe señalar que la presencia constante de estos taxa es indicativa de asociaciones de junio y julio ya que invariablemente disminuyen y/ o desaparecen a partir de agosto.

En el estanque 15, el mes de octubre presentó los valores más altos de diversidad (tanto de H' como $1-\lambda$), riqueza específica; en contraste, el mes de junio presentó la mayor dominancia de acuerdo a todos los parámetros. Lo anterior se debe a que las abundancias relativas en octubre, se encuentran distribuidas entre las especies con menor diferencia entre sí, *i.e.*, más uniformemente en octubre, si se compara con los meses anteriores; en este caso, *Navicula cryptocephala* var. *subsalina* se encuentra como segunda dominante y no *C. gaillioni* como al inicio del ciclo; aunado a lo anterior, se incrementaron las abundancias de las especies abundantes y comunes, lo que resultó en el aumento de la equidad.

En agosto *C. gaillioni* se vuelve codominante al acercarse en abundancia a *A. coffeaeformis* var. *salina*, disminuyen las abundancias de *Mastogloia pumila*, *M. pusilla* y *Rhopalodia musculus* var. *constricta*, lo que corresponde al incremento de *Navicula salinarum* y *Thalassionema nitzschioides* var. *capitulata*, entre otras, por lo que los valores de los índices (diversidad) continúan incrementándose. Ello muestra a agosto como un mes de transición y la separación de dos asociaciones de diatomeas en los estanques de cultivo. La primera al inicio del ciclo (junio y julio) y la segunda al final, conformada por septiembre y octubre. Lo anterior se cumple en gran parte de los estanques al menos para las diatomeas bentónicas.

En el estanque 16, julio y octubre presentaron los valores más altos de diversidad (similares entre sí) no así de riqueza específica, ya que julio presenta una $S= 27$ vs octubre $S= 34$. Cabe señalar la similitud entre los valores de los índices y sus complementos para diferentes meses. Esto ocurre posiblemente por la similitud de las cifras de las abundancias relativas y que en ambos meses exista la misma medida de incertidumbre y la misma probabilidad de encuentro interespecífico, sin embargo, la estructura de julio es distinta a la de octubre. Ésta última se caracteriza por el incremento en la abundancia de *Catacombas gaillioni*, *Neodelphineis pelagica* y la aparición de taxa

Tabla 2. Parámetros de las asociaciones de diatomeas bentónicas de junio-octubre (2003) en los estanques de cultivo de camarón. Riqueza específica (S), Diversidad de Shannon (H'); Equidad de Pielou (J'); Redundancia ($1-J'$); Dominancia de Simpson (λ); Diversidad de Simpson ($1-\lambda$).

ESTANQUE	MES	S	H'	J'	$1-J'$	λ	$1-\lambda$
3	JUNIO	31	3.3	0.67	0.33	0.21	0.79
	JULIO	27	3.2	0.68	0.33	0.24	0.76
	SEPTIEMBRE	31	3.6	0.73	0.27	0.13	0.87
	OCTUBRE	39	4	0.76	0.24	0.12	0.88
	Promedio		3.5	0.71	0.29	0.18	0.82
4	JUNIO	30	2.9	0.6	0.4	0.29	0.71
	JULIO	28	3.5	0.73	0.26	0.15	0.85
	AGOSTO	25	3.4	0.74	0.26	0.16	0.84
	SEPTIEMBRE	34	3.9	0.77	0.23	0.1	0.9
	OCTUBRE	43	4.3	0.8	0.2	0.08	0.92
	Promedio		3.6	0.73	0.27	0.16	0.84
8	JUNIO	18	2.7	0.66	0.34	0.22	0.78
	JULIO	31	3.2	0.65	0.35	0.24	0.76
	AGOSTO	17	2.7	0.67	0.33	0.23	0.77
	SEPTIEMBRE	40	3.8	0.71	0.29	0.15	0.85
	OCTUBRE	37	3.9	0.75	0.25	0.13	0.88
	Promedio		3.3	0.69	0.31	0.19	0.81
9	JUNIO	11	1.6	0.46	0.54	0.48	0.52
	JULIO	26	3.2	0.67	0.33	0.24	0.76
	AGOSTO	23	3.1	0.69	0.31	0.23	0.77
	SEPTIEMBRE	34	4	0.78	0.22	0.1	0.9
	OCTUBRE	32	3.2	0.63	0.37	0.26	0.74
	Promedio		3	0.65	0.35	0.26	0.74
15	JUNIO	16	1.5	0.39	0.62	0.57	0.44
	JULIO	24	2.6	0.57	0.43	0.34	0.66
	AGOSTO	27	3	0.63	0.37	0.23	0.77
	SEPTIEMBRE	35	3.6	0.71	0.3	0.18	0.82
	OCTUBRE	42	4	0.74	0.26	0.12	0.88
	Promedio		3	0.61	0.39	0.29	0.71
16	JUNIO	13	2.5	0.68	0.32	0.24	0.76
	JULIO	27	3.7	0.78	0.22	0.12	0.88
	AGOSTO	25	3.3	0.71	0.29	0.17	0.83
	SEPTIEMBRE	32	3.6	0.72	0.28	0.16	0.84
	OCTUBRE	34	3.8	0.75	0.26	0.13	0.87
	Promedio		3.4	0.73	0.27	0.17	0.84

como *Cymatotheca weisfloggi*, *Navicula apta* y *Navicula salinarum* aunado a la disminución del taxón dominante.

8.2.1.3.1.2 Similitud

El grado de similitud temporal de las abundancias relativas para los estanques de cultivo de camarón está representado en los dendogramas de la figura 6. Partiendo de una línea de corte en aproximadamente 60% de similitud, se observa en el estanque 3, la separación de dos grupos: el primero conformado por junio y julio y el segundo por septiembre y octubre. Esto se debe a que la composición de taxa, así como la distribución de las abundancias relativas entre estos dos grupos, fue similar. En junio y julio el taxón dominante (*A. coffeaeformis* var. *salina*) presentó abundancias parecidas; lo mismo ocurrió para los taxa abundantes, *Mastogloia pusilla* y *M. pumila*, y comunes (*Cyclotella striata* y *Thalassionema nitzschioides* var. *capitulata*).

Por otro lado, septiembre y octubre comparten una disminución de la abundancia relativa del taxón dominante, además de mostrar en ambos casos, el incremento de las abundancias relativas de taxa comunes y raros. Esto sigue la formación de dos asociaciones bimensuales distintas, la primera (jun-jul) con mayor dominancia vs. la segunda mayor diversidad y equidad ($H' \geq 3.6$) de septiembre y octubre (no se obtuvo muestra de agosto).

Asimismo, agosto quedó separado de junio y julio (Fig. 6b); lo que se debió a que las abundancias relativas de las especies dominante *A. coffeaeformis* var. *salina* y codominante *Catacombas gaillioni* se acercan en este mes (la primera disminuye y la segunda incrementa su abundancia) y esto evita que se asocie con alguno de los dos grupos. En contraste, el grupo de septiembre y octubre, se caracterizó por presentar abundancias similares entre taxa raros, exclusivos de este periodo (*Cymatotheca weissflogii* y *Navicula cryptocephala* var. *subsalina*) además de presentar abundancias similares de las formas comunes.

En los estanques 15 y 16 (Fig. 6d) agosto presentó mayor similitud con septiembre y octubre debido principalmente a las abundancias de *A. coffeaeformis* var. *salina* y otros taxa comunes. La agrupación de mayor similitud (junio y julio), se debió a la dominancia constante de *A. coffeaeformis* var. *salina* alcanzando en este periodo más del 80% de la abundancia. Septiembre y octubre, por otro lado, con valores cercanos de similitud (73.6%) muestran, como en casos anteriores, la disminución de las abundancias de *A. coffeaeformis* var. *salina* y *C. gaillioni* disminuyen respecto agosto pero mantienen abundancias similares a julio, además de aparecer nuevos taxa en la categoría de los abundantes como: *Navicula apta*, *N. salinarum*, *Cymatotheca weissflogii*, resultando en una estructura diferente para finales del ciclo de cultivo. Finalmente en el estanque 9 (Fig. 6c) se formó un grupo particular entre julio, agosto y octubre (69.2), con mayor similitud entre julio y octubre a un nivel de 73.8, debido al súbito incremento de *A. coffeaeformis* var. *salina* durante el último mes, así como por la disminución de las abundancias de *Catacombas gaillioni*, *Neodelphineis pelagica* y *Navicula cryptocephala* var. *subsalina*, que corresponden con el aumento de *Mastogloia pumila*, *M. pusilla* y *Rhopalodia musculus* var. *constricta*. Junio por otro lado presentó una similitud menor (57.5) al compartir el taxón dominante y de *C. gaillioni*.

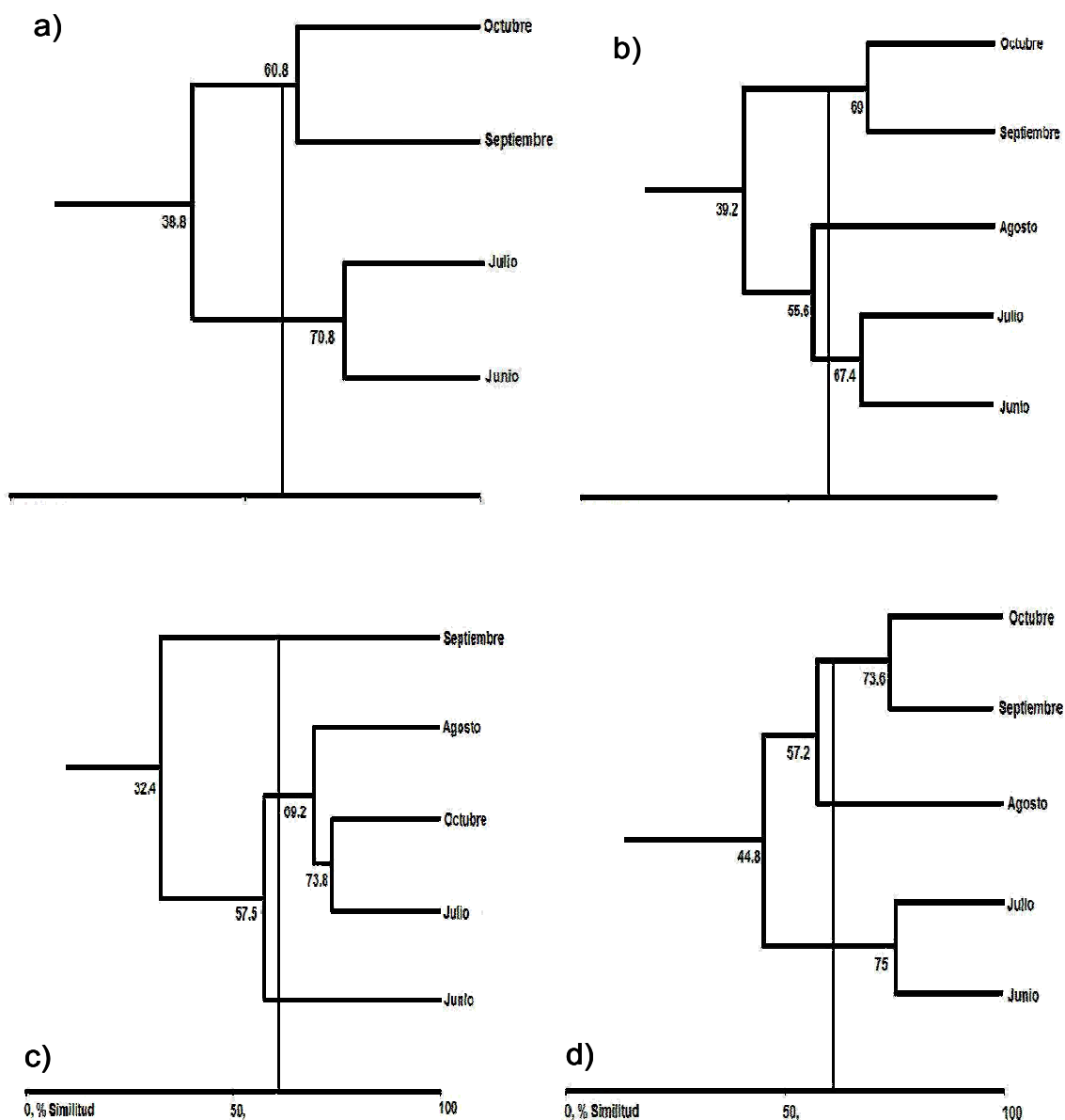


Figura 6. Porcentaje de similitud de Bray-Curtis de diatomeas bentónicas de acuerdo a la variación temporal (2003(para los estanques 3(a), 4 y 8(b), 9(c) y 15 y 16 (d).

8.2.1.4 Variación espacial

8.2.1.4.1 Estructura de las asociaciones

En general, los valores de los índices y sus complementos fueron similares en todos los estanques (en su mayoría, todos cercanos al promedio), durante cada fecha de muestreo, lo cual sugiere que se trata de una misma asociación fitoplanctónica en todos los estanques, cambiando simultáneamente entre meses, i. e., no se mantiene constante (Apéndice G (c)).

Así, se tiene que en junio los valores de diversidad (H') fueron bajos (promedio 2.4) debido a la riqueza y a la baja equidad. Ésta última, varió de 11 (estanque 9) a 31 (estanque 3) lo cual fue baja al contrastarla con los otros meses. Para septiembre aumentaron los valores de diversidad ($H' \geq 3.6$), ya que los taxa abundantes y comunes incrementaron sus abundancias en todos los estanques influyendo así los valores de riqueza y equidad, siendo similares entre estanques.

En octubre, los valores de diversidad H' (min. 3.17 max 4.34) fueron los más altos de todo el ciclo, afectando con ello el valor del promedio (3.87) así como el incremento de los valores de H' max. Lo anterior se debió posiblemente al incremento de la riqueza ya que los valores de la equidad y de $1-\lambda$ se mantuvieron más o menos constantes y similares entre si (además del mes anterior).

8.2.1.4.1.2 Similitud

Lo anterior se confirma al observar la figura 7, en la cual se muestra que al nivel de corte de 60% de similitud en el mes de junio, todos los estanques forman parte de una misma asociación, caracterizada por la dominancia de *A. coffeaeformis* var. *salina* y *Mastogloia pumila*, donde las diferencias o mayores similitudes pudieron atribuirse a variaciones en la distribución agregada característica de los taxa. Este patrón se repite en meses posteriores (Fig. 8) con la formación de un grupo (en 66.2%) constituido por casi todos los estanques (excepto 3 y 9). Dichas diferencias se atribuyeron a distintas abundancias de taxa comunes como *Navicula cryptocephala* var. *subsalina*, *N. salinarum*, aunado a la presencia diferencial de taxa raros. Así mismo, destaca el comportamiento de las abundancias en el estanque 9

en donde *A. coffeaeformis* var. *salina* continua siendo dominante vs. estanque 3 en donde *Catacombas gaillioni* incrementa su abundancia sustituyéndola como dominante.

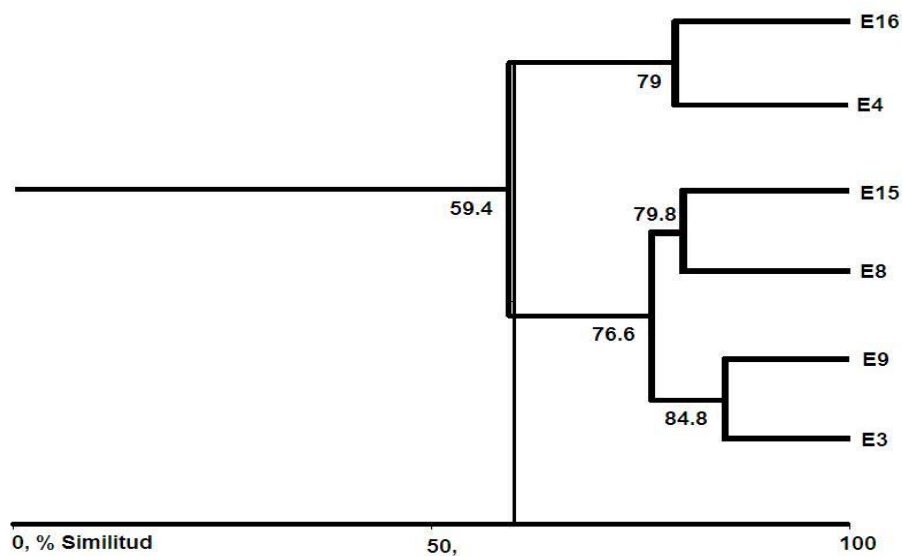


Figura 7. Porcentaje de similitud Bray-Curtis entre estanques en julio

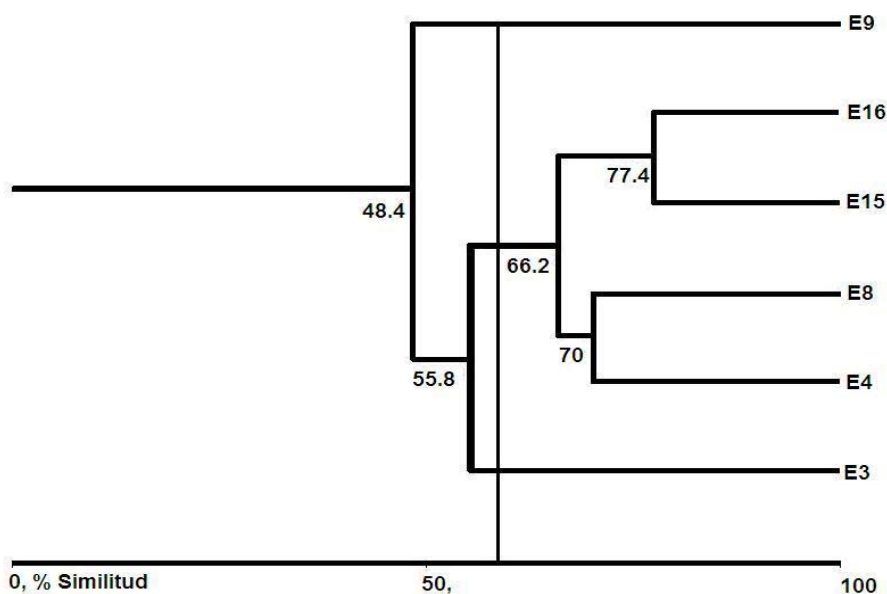


Figura 8. Porcentaje de similitud Bray-Curtis entre estanques en octubre

En síntesis, luego de analizar todos los estanques mensualmente, no se detectó ningún patrón definido. La similitud que se presentó entre estanques se debió principalmente al comportamiento de las abundancias del taxón dominante y a los agrupados en la categoría de taxa comunes, principalmente. Sin embargo, todos los estanques parecen responder a la temporalidad de la misma forma, disminuyendo las abundancias de *A. coffeaeformis* var. *salina*, e incrementándose las abundancias de taxa comunes conforme se avanza durante el verano. Por ello parece que los estanques en el mismo mes se comportaron de manera similar de acuerdo a lo visto en su estructura, y a que las diferencias respondieron a un proceso aleatorio o bien debido a la distribución en parches propio de estos organismos.

8.2.2 ARRASTRES

8.2.2.1 Análisis cualitativo

En las muestras de la columna de agua se identificaron 120 taxa pertenecientes a 50 géneros: aquellos con mayor riqueza específica fueron: *Amphora* (9 especies o variedades); *Nitzschia* (8); *Navicula* y *Thalassiosira* (7); *Actinopterychus* y *Coscinodiscus* (6); y *Chaetoceros*, *Odontella*, *Pleurosigma*, *Cyclotella* y *Thalassionema* (4 c/u). De los 120, casi el 70% son compartidos con las muestras de fondo, i.e., clasifican como ticoplancton. Esto incluye principalmente formas pennadas, pero también algunas centrales. Las formas ticoplanctónicas fueron más abundantes que las netamente planctónicas.

8.2.2.2 Análisis cuantitativo

En las muestras de arrastre se cuantificaron 12 664 valvas, y se identificaron 11 taxa como muy abundantes, 14 abundantes, 38 comunes y 57 raros. Los géneros numéricamente más importantes fueron *Amphora* (3,594), *Navicula* (1,376), *Catacombas* (1,006) y *Neodelphineis* (991), sumando estos más del 55% de la abundancia total de diatomeas de los arrastres.

Una vez más se encontró que los taxa que conforman el grupo de las muy abundantes presentan una distribución muy amplia, *i. e.*, se encuentran en todos los estanques revisados, indicando dominancia y constancia espacio- temporal. Por otro lado, la estructura de las asociaciones respecto al número de taxa, puede considerarse típico, es decir, se caracterizó por presentar un bajo número de especies muy abundantes seguido por abundantes y comunes siendo el número de especies raras el más elevado.

De acuerdo con los valores del IVB (tabla 3), se puede apreciar que coinciden taxa con las muestras del bentos, incluso los primeros seis más importantes, aunque con diferente jerarquía en las muestras de fondo. No obstante, luego incrementan su presencia en tiempo y en espacio; como *Neodelphineis pelagica* la cual comienza con poca abundancia en todos los estanques de julio, pero, para septiembre y octubre tiene mayores abundancias, similares a las de *A. coffeaeformis* var. *salina*. Caso similar ocurre con *Thalassionema nitzschioides* var. *capitulata*, con presencia muy pobre en junio en los estanques, pero en el canal presentó las mayores abundancias. Para julio ya se encontraba en todos los estanques y de nueva cuenta en el canal; para septiembre y octubre ya presentaba las mayores abundancias en todos los estanques. Dichos taxa se registraron en las muestras de fondo en distinto tiempo.

Por otro lado, *Skeletonema costatum*, se presentó frecuentemente en los estanques 4, 8 y 9 durante agosto, septiembre y octubre; *Thalassiosira oestrupii* var. *oestrupii* y *T. excéntrica* fueron escasos; empero se mantuvieron constantes durante todo el ciclo de cultivo.

Tabla 3. Taxa con mayor valor de IVB con un rango de 15

Taxón	IVB	Abundancia
<i>Amphora coffeaeformis</i> var. <i>salina</i>	381	3077
<i>Catacombas gaillioni</i>	329	1006
<i>Neodelphineis pelagica</i>	258	991
<i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>subsalina</i>	252	634
<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>capitulata</i>	235	498
<i>Cyclotella striata</i>	164	402
<i>Mastogloia pusilla</i>	150	322
<i>Navicula</i> cf. <i>británica</i>	140	255
<i>Mastogloia pumila</i>	135	344
<i>Amphora</i> cf. <i>tenuissima</i>	97	194
<i>Amphora acutiuscula</i>	96	201
<i>Skeletonema costatum</i>	92	266
<i>Thalassiosira oestrupii</i> var. <i>oestrupii</i>	91	189
<i>Thalassiosira excéntrica</i>	77	181

8.2.2. 3 Variación Temporal

8.2.2.3.1 Estructura de la asociación

En la tabla 4 se muestran los resultados de los parámetros ecológicos calculados temporalmente para las muestras de arrastre. Se observa que, del estanque 3, la riqueza específica fluctuó entre 39 (junio) y 18 taxa (octubre), pero los valores de diversidad (H' y $1-\lambda$) mostraron a junio con la menor diversidad, y a octubre- septiembre con la mayor (tabla 9). Lo anterior se debió a que la equidad fue mayor para octubre, mostrando una estructura distinta de la inicial, tal como se muestra en la figura 9a, conformada principalmente por taxa comunes y raros como *Neodelphineis pelagica*, *Navicula cryptocephala* var. *subsalina*, *Paralia sulcata* y *Coscinodiscus radiatus* var. 2. En septiembre fue mayor la abundancia de *N.s pelagica* y de *Thalassionema nitzschioides* var. *capitulata*. Por otro lado, la abundancia relativa de *A. coffeaeformis* var. *salina* disminuyó; para julio ya sólo representaba 9% vs. 67% en junio; para octubre desapareció de los conteos. Las abundancias totales también variaron; en octubre se contabilizaron tan solo 133 valvas debido quizá a una disminución de la resuspensión por manejo de los estanques, *i. e.*, al finalizar el periodo de muestreo comenzó la cosecha del camarón en los estanques por lo que no hubo recambios, ni se utilizaron los aireadores.

En el estanque 4 (Fig. 9b), los valores de los parámetros calculados fueron de los más altos respecto a otros estanques además de ser similares entre sí. Nuevamente junio presentó la mayor riqueza y la más alta dominancia en donde *A. coffeaeformis* var. *salina* determinó la estructura. A partir de septiembre bajó abruptamente su abundancia (colocándose *Neodelphieis pelagica* como dominante). En octubre, se obtuvieron los valores de mayor diversidad (H' y $1-\lambda$), y se atribuyó a la disminución de los taxa dominantes en meses anteriores y al incremento de la abundancia de taxa raros. Lo anterior sugiere la persistencia de la misma asociación durante casi todo el ciclo de cultivo. No obstante, en octubre la estructura cambió de tal forma que pudiera indicar: a) el cambio que se sucedió en el bentos (debido a la resuspensión creada por viento, lluvias o bien el uso de aireadores) donde, como ya se mencionó, se halla una asociación diferente para estas fechas de muestreo; y/o b) el reflejo de un reciente recambio de agua del estanque previo a la toma de las muestras.

De igual manera, el estanque 8 mostró similitud entre los valores de los índices de julio-agosto por un lado, y septiembre-octubre por otro. Siendo los valores más altos para éste último grupo. Lo anterior coincide con el patrón observado anteriormente en las asociaciones de diatomeas bentónicas, donde *A. coffeaeformis* var. *salina* fue dominante en julio y agosto, y disminuyó al finalizar el ciclo (septiembre y octubre). Simultáneamente se incrementaron las abundancias de *Navicula cryptocephala* var. *subsalina* y *N. pelagica* (entre otros taxa).

Tabla 4. Parámetros de las asociaciones de las diatomeas de los arrastres de junio-octubre (2003) en los estanques de cultivo de camarón. Riqueza específica (S); Diversidad de Shannon (H'); Equidad de Pielou (J'); Redundancia (1-J'); Dominancia de Simpson (λ); Diversidad de Simpson (1- λ).

ESTANQUE	MES	S	H'	J'	1-J'	λ	1- λ
3	JUNIO	39	2.56	0.48	0.52	0.44	0.56
	JULIO	22	3.77	0.85	0.16	0.11	0.89
	SEPTIEMBRE	38	4.31	0.82	0.18	0.08	0.92
	OCTUBRE	18	4.01	0.96	0.04	0.06	0.94
	Promedio		3.66	0.78	0.23	0.17	0.83
4	JUNIO	43	3.86	0.71	0.29	0.17	0.83
	AGOSTO	36	3.9	0.75	0.25	0.12	0.88
	SEPTIEMBRE	35	3.99	0.78	0.22	0.11	0.89
	OCTUBRE	37	4.4	0.84	0.16	0.07	0.93
	Promedio		4.04	0.77	0.23	0.12	0.88
8	JULIO	29	3.29	0.68	0.32	0.19	0.81
	AGOSTO	31	3.47	0.7	0.3	0.19	0.81
	SEPTIEMBRE	40	4.42	0.83	0.17	0.07	0.93
	OCTUBRE	41	4.64	0.87	0.13	0.06	0.94
	Promedio		3.96	0.77	0.23	0.13	0.87
9	JUNIO	23	2.52	0.56	0.44	0.39	0.61
	AGOSTO	28	3.43	0.71	0.29	0.18	0.82
	SEPTIEMBRE	37	4.45	0.85	0.15	0.07	0.93
	OCTUBRE	28	4.36	0.91	0.09	0.06	0.94
	Promedio		3.69	0.76	0.24	0.18	0.83
15	JUNIO	23	2.5	0.55	0.45	0.37	0.63
	JULIO	24	3.02	0.66	0.34	0.23	0.77
	AGOSTO	14	3.15	0.83	0.17	0.16	0.85
	SEPTIEMBRE	36	4.39	0.85	0.15	0.07	0.93
	OCTUBRE	34	4.08	0.8	0.2	0.1	0.9
	Promedio		3.43	0.74	0.26	0.19	0.82
16	JUNIO	17	2.53	0.62	0.38	0.25	0.76
	JULIO	17	3.3	0.81	0.19	0.15	0.85
	AGOSTO	28	3.58	0.74	0.26	0.13	0.88
	SEPTIEMBRE	31	3.65	0.74	0.26	0.12	0.88
	OCTUBRE	39	4.43	0.84	0.16	0.07	0.93
	Promedio		3.5	0.75	0.25	0.14	0.86

En septiembre, el estanque 9, obtuvo la mayor diversidad (H'), aunque no así para $1-\lambda$ (el cual muestra igual a octubre), indicando que posiblemente el valor de H' puede estar influenciado por la riqueza específica (fue mayor en este mes). Cabe mencionar que el valor de equidad para este mes no fué el más alto, ya que dicho valor correspondió a octubre. En septiembre la abundancia del taxón antes dominante disminuyó en un orden de magnitud, igual que *Catacombas gaillioni*. Por otro lado, aumentan taxa principalmente de la categoría de raras; este incremento es constante ya que para octubre se presenta con mayor abundancia y por vez primera *Pseudo-nitzschia* sp. (los taxa raros fueron distintos entre septiembre y octubre). Aunado a lo anterior, *A. coffeaeformis* no se presentó en este mes, lo que puede ser manifestación del valor más alto de equidad. Se confirma con esto que la estructura de diatomeas se mantuvo similar al menos para los dos primeros meses, cambiando radicalmente a partir de septiembre lo que coincide con lo observado previamente en el bentos.

En el estanque 15 hubo un decremento de *A. coffeaeformis* que continuó, hasta que en septiembre no se presentó, apareciendo nuevamente en octubre con baja abundancia. Destaca que, aunque agosto fue el mes de menor riqueza, no fue el de mayor dominancia, debido a que las abundancias de taxa de la categoría de comunes se vieron incrementadas. Aunado a lo anterior, en este mes se contaron con pocas frústulas, posiblemente debido a la gran cantidad de dinoflagelados y elevadas temperaturas. En la figura 9c se observa cómo *Catacombas gaillioni* incrementó sus abundancias, alcanzando las mayores en octubre. Así mismo, en este mes se incrementaron abundancias de taxa raros (distintos a otros meses) como *Thalassiosira oestruppi* y algunas exclusivamente planctónicas como *Rhizosolenia pungens* y *Pseudo-nitzschia* sp., así como de *Cyclotella striata* y *Odontella aurita*. Lo anterior reitera la presencia de dos asociaciones presentes al inicio (junio y julio) del ciclo de cultivo, un mes de “transición” durante agosto, así como otra asociación al final del ciclo caracterizada por mayores valores de diversidad y equidad, y la baja o nula dominancia de algun taxón.

Finalmente, durante junio y julio pese a que la riqueza fue la misma del estanque 16, los valores de diversidad H' fueron mayores para julio; igual ocurrió con

la equidad, debido posiblemente a la diferencia entre el tamaño de muestra y la distribución de las abundancias (en julio se contó con menor número de frústulas $N=153$) por lo que las bajas abundancias afectaron la equidad. Los valores de diversidad, H' y $1-\lambda$, mostraron a junio como el de mayor dominancia y octubre el de mayor diversidad. Así, de nueva cuenta en las muestras de los arrastres fue posible detectar el mismo patrón que en las muestras del fondo, en donde parece haber una asociación inicial correspondiente con junio y julio y por otro lado, una asociación de “final de ciclo”.

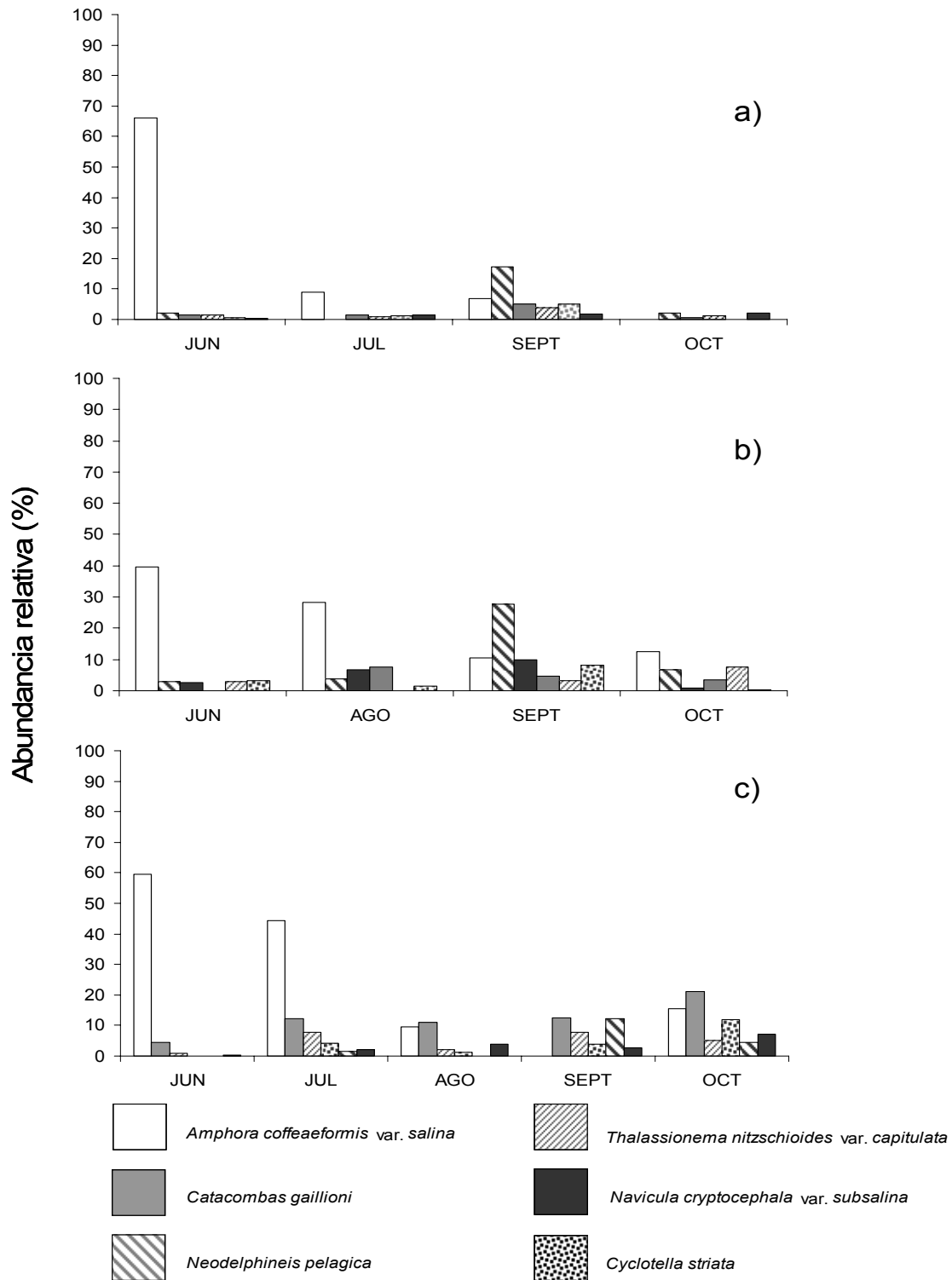


Figura 9. Variación temporal de las abundancias relativas de los taxa numéricamente más importantes del estanque 3 (a), estanque 4 (b) y estanque 15 (c).

8.1.2.3.1.2 Similitud

Debido a que la distribución de las abundancias así como la composición de especies fue diferente no se encontró similitud en el estanque 3 (Apéndice H, Fig. 1). Caso contrario ocurrió para el estanque 4, donde con una línea de corte aproximadamente en 50% (Apéndice H, Fig. 2), el grupo conformado por junio y agosto presentó la mayor similitud, (50) dejando fuera septiembre y octubre con un porcentaje de 43.4. Lo anterior se debió a la similitud en las abundancias de los taxa abundantes y comunes (*Neodelphineis pelagica*, *Navicula salinarum*, *Mastogloia pumila*, *M. pusilla* y *Thalassionema nitzschioides* var. *capitulata*). La figura 9b muestra cómo las abundancias cambiaron para los próximos dos meses, en donde *A. coffeaeformis* disminuyó en un orden de magnitud; caso similar ocurrió con *Neodelphineis pelagica*, tras alcanzar la mayor abundancia en septiembre. Al parecer, la asociación de diatomeas se mantuvo durante junio y agosto solamente, resultando en septiembre y octubre dos asociaciones distintas entre sí. El análisis de similitud de Bray-Curtis con línea de corte fijada en 60% (Apéndice H, Fig. 3) del estanque 8 reiteradamente mostró la separación de estos dos grupos. Las abundancias relativas en el estanque 9 (Apéndice H, Fig. 4) agruparon un solo grupo conformado por junio y agosto, lo que indica que la asociación de diatomeas permaneció hasta agosto. Posteriormente septiembre y octubre presentaron una distribución de abundancias y composición distinta en donde la principal característica es la gran disminución (septiembre) o ausencia de *A. coffeaeformis* var. *salina* (octubre).

En la figura 10 se puede observar que en el estanque 15 los valores de similitud del índice de Bray-Curtis fueron bajos y que al fijar la línea en aproximadamente 58% se obtuvo la agrupación de junio y julio. Esto indica que, una misma asociación de diatomeas permaneció durante el verano. Contrastando con, en estanque 16 (Apéndice H, Fig. 6) donde solamente se formó un grupo integrado por agosto y septiembre, las diferencias están dadas por la presencia de taxa raros no encontrados en meses anteriores (especialmente pertenecientes al género *Thalassiosira*).



Figura 10. Porcentaje de similitud de la variación temporal en el estanque 15 de acuerdo con el análisis de Bray-Curtis

8.1.2.4 Variación Espacial

8.1.2.4.1 Estructura de la asociación

Los valores de los índices en los estanques (Tabla 5) fueron en su mayoría cercanos al promedio, debido a la similitud en la distribución de las abundancias de los taxa dominantes (en todas las fechas de muestreo); sin embargo, aún así se encontraron variaciones debido a la presencia/ ausencia de taxa dominantes. Se observó que el canal mostró, casi siempre, mayores valores de diversidad y de riqueza (así como del resto de los índices y sus complementos), que los estanques (ejemplo, tabla 5). Lo anterior indica: 1) la diferencia existente entre las asociaciones de los estanques vs. la asociación del canal (representando las asociaciones de los ambientes naturales propios de la zona, por fuera de la granja). Los taxa más abundantes fueron *Neodelphieis pelagica*, *Thalassionema nitzschioides* var. *capitulata*, *Cyclotella striata*, *Chaetoceros* sp. 1 y *Thalassiosira pacifica*, y 2) la

reiterada presencia, a manera general, de una sola asociación de diatomeas (posiblemente reflejo de las asociaciones bentónicas) entre todos los estanques.

Cabe mencionar que durante agosto, el estanque 15 presentó pocas diatomeas (el tamaño de muestra fue distinto, N=200), contrastante con la presencia de elevadas abundancias de dinoflagelados.

Tabla 5. Valores obtenidos mediante la aplicación de índices ecológicos utilizados para determinar la estructura de las asociaciones de diatomeas entre estanques para junio. Riqueza específica (S); Diversidad de Shannon (H'); Equidad de Pielou (J'); Redundancia ($1-J'$); Dominancia de Simpson (λ); Diversidad de Simpson ($1-\lambda$).

JUNIO	S	H'	J'	$1-J'$	λ	$1-\lambda$
Estanque 3	39	2.56	0.48	0.52	0.44	0.56
Estanque 4	43	3.86	0.71	0.29	0.17	0.83
Estanque 9	23	2.52	0.56	0.44	0.39	0.61
Estanque 15	23	2.5	0.55	0.45	0.37	0.63
Estanque 16	17	2.53	0.62	0.38	0.25	0.76
Canal	50	4.94	0.88	0.13	0.05	0.95
Promedio		3.15	0.63	0.37	0.28	0.72

8.1.2.4.2 Similitud

El análisis de similitud de Bray-Curtis mostró que las asociaciones de los estanques fueron distintas al canal de junio-agosto. La figura 11 muestra el caso de agosto, como ejemplo, de estas condiciones. En contraste, el canal fue similar a los estanques 3 y 4 durante septiembre (Fig. 12) debido a recientes recambio antes de la toma de muestra, esta hipótesis fue apoyada tanto por la composición de taxa como por la distribución de las abundancias entre estos.

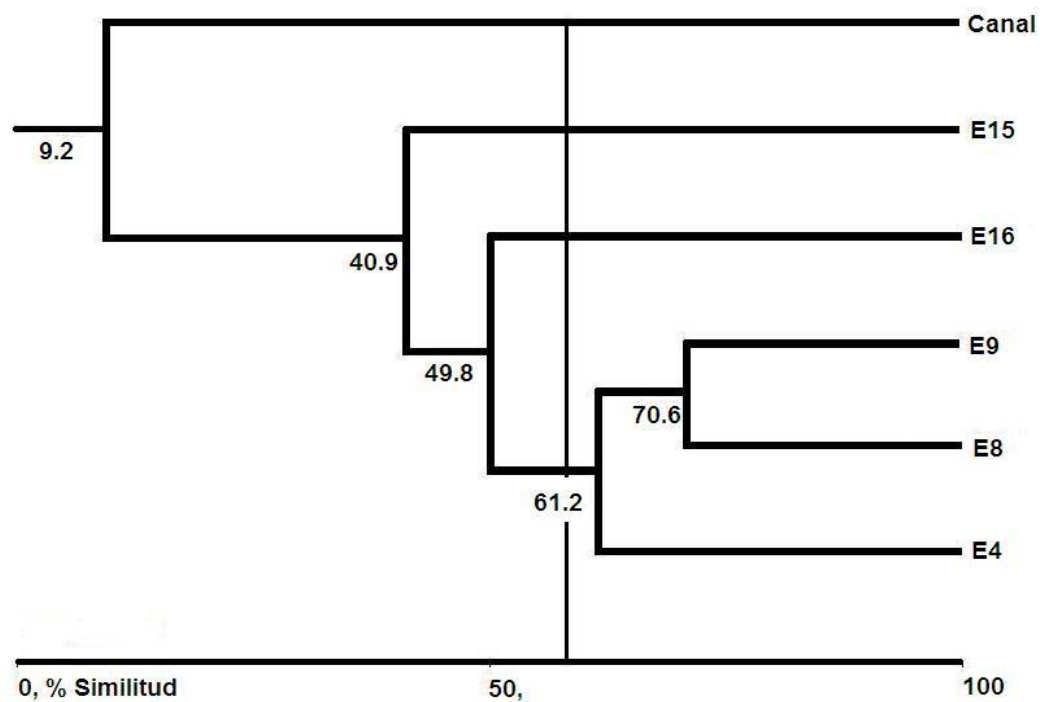


Figura 11. Porcentaje de similitud de Bray-Curtis de la variación espacial en los arrastres de agosto.

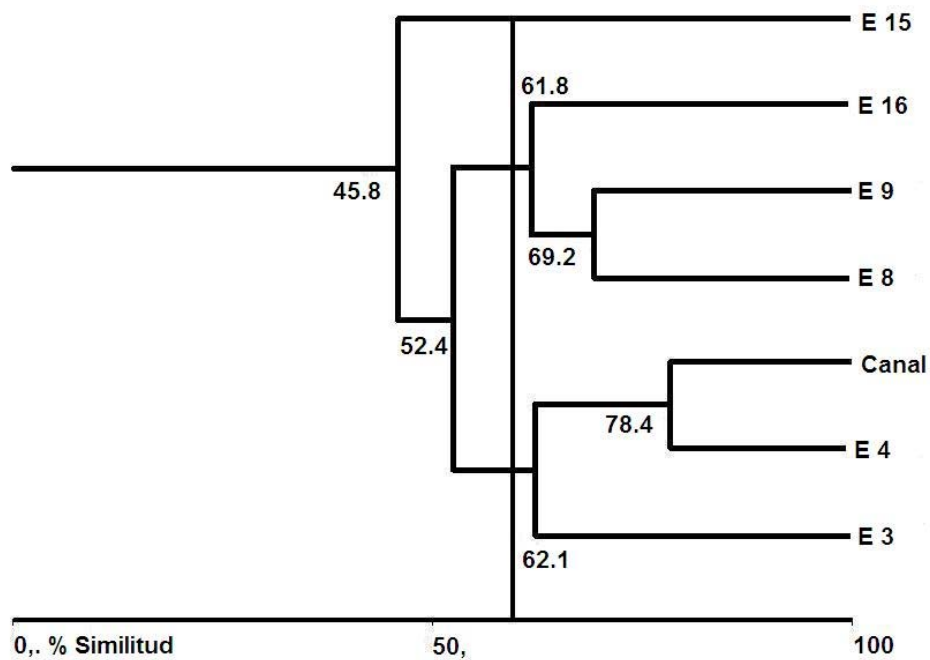


Figura 12. Porcentaje de similitud de Bray-Curtis de la variación espacial en los arrastres de septiembre.

8.3 Dinoflagelados

8.3.1 Fondo

8.3.1.1 Florística

Se identificaron 43 taxa (apéndice C) correspondientes a 16 géneros. Aquellos con mayor riqueza específica fueron *Ceratium* (16) y *Protoperidinium* (5); estos suman el 48% de las especies. Se identificaron y cuantificaron 4924 organismos. Los géneros numéricamente importantes fueron *Prorocentrum* (1,489), *Scripsiella* (1,070), *Protoperidinium* (1,026); sumando más del 70% de la abundancia total de los dinoflagelados del fondo.

8.3.1.2 Variación Temporal

Los dinoflagelados dominantes se presentaron en mayores cantidades en todos los estanques durante los primeros meses del cultivo (Fig. 13), en contraste, durante septiembre y octubre se presentaron las más bajas. Esta tendencia se observó en todos los estanques.

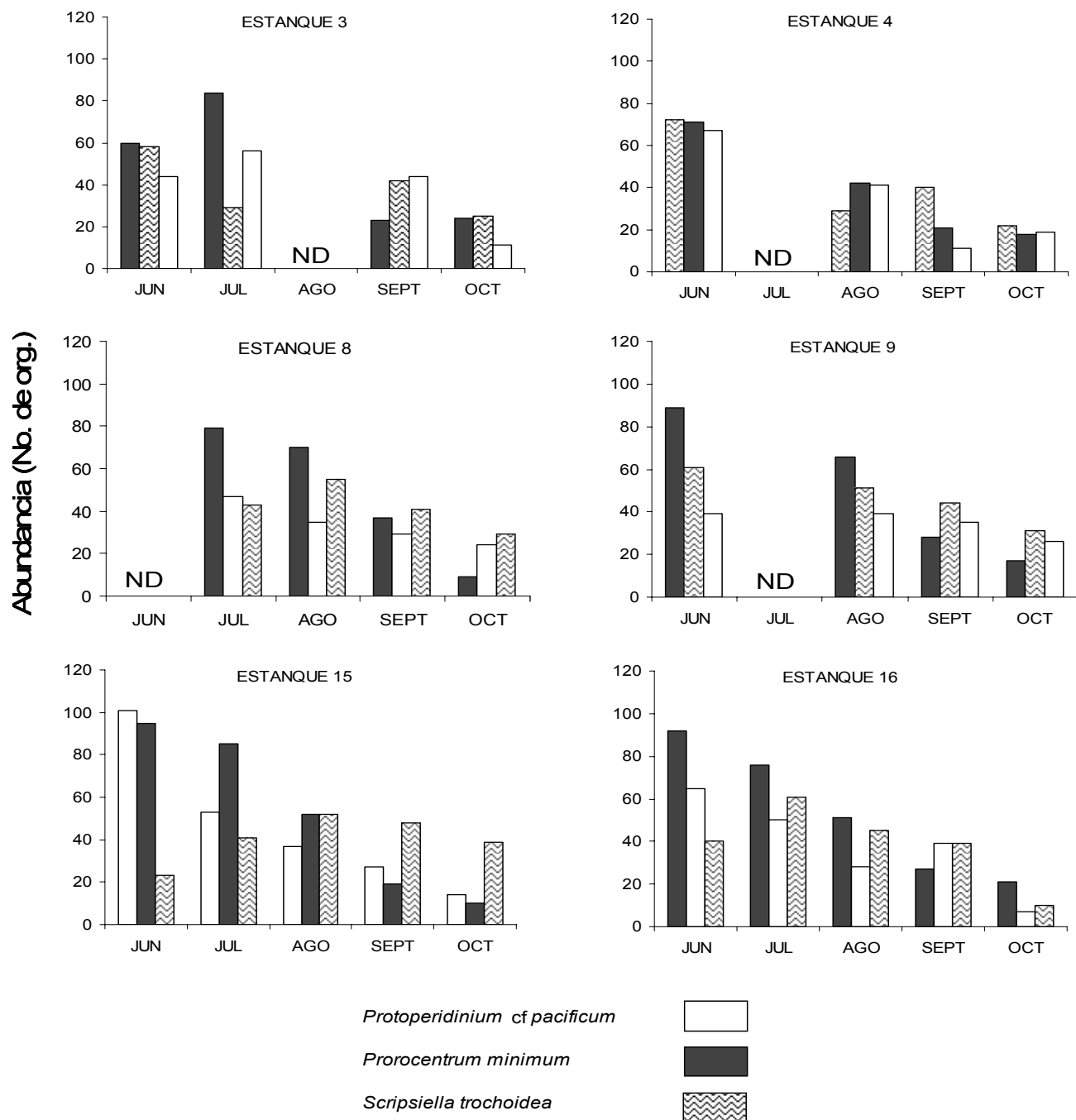


Figura 13. Especies de dinoflagelados con mayores abundancias encontrados en el fondo de los estanques respecto al tiempo (N= 250) ND, no hay dato.

8.3.1.3 Variación Espacial

En la figura 14, se observa la ausencia de una variación espacial, por el contrario, tienen un comportamiento similar entre estanques mes con mes, pudiéndose observar las mayores abundancias al inicio del ciclo de cultivo y el decremento de las mismas al final. El estanque 15 mostró las mayores abundancias en junio, especialmente de *Protoperidinium* cf. *pacificum* y de *Prorocentrum minimum*, estas dos especies se mantuvieron superiores en la mayoría de los estanques (excepto algunos casos del estanque 15) posiblemente como resultado de los nutrientes disponibles). La similitud entre las abundancias de los estanques 8, 15 y 16, durante julio y agosto, no respondieron a ningún patrón ni a un parámetro físico-químico en particular. Cabe mencionar que, *Scirpsiella trochoidea* presentó mayor abundancia entre los estanques 8, 9 y 15 en septiembre y octubre.

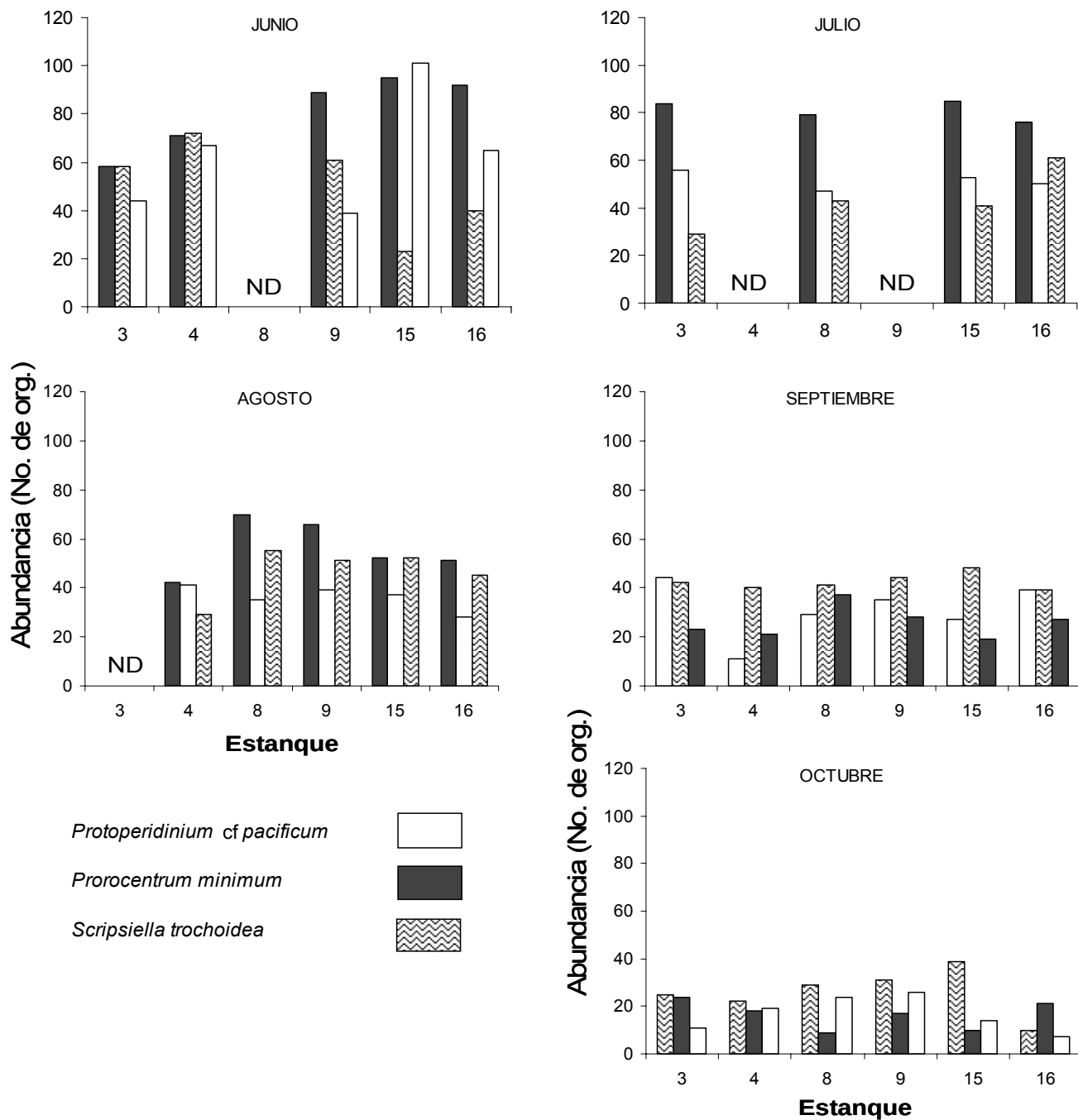


Figura 14. Variación espacial de dinoflagelados con las mayores abundancias encontrados en el fondo (N=250).

En la tabla 6 se presentan las variaciones espaciales y temporales de la riqueza de dinoflagelados. Agosto se presentó como el mes de mayor riqueza (de 12 a 21) para la mayoría de los estanques lo que coincide con la disminución de las abundancias de las especies dominantes. Por otro lado, durante septiembre y octubre la riqueza varió poco (entre 7 y 15 especies).

Tabla 6. Variación espacio-temporal de la riqueza de dinoflagelados de fondo en los estanques de cultivo.

	ESTANQUE					
	3	4	8	9	15	16
JUNIO	17	12	a	11	10	12
JULIO	14	a	12	a	11	10
AGOSTO	a	21	16	12	16	19
SEPT	12	11	8	7	9	7
OCT	15	7	8	10	8	11

(a* no se tuvieron muestras)

8.3.2 Arrastres

8.3.2.1 Florística

Se identificaron 40 taxa (apéndice C) correspondientes a 14 géneros. De estos, aquellos con mayor riqueza específica fueron *Ceratium* (14) y *Prorocentrum* (6) estos suman el 50%. Se identificaron y cuantificaron 6,532 organismos. Los géneros numéricamente más importantes fueron *Prorocentrum* (2,342), *Protoperidinium* (2,037) y *Scipsiella* (1,158); juntos suman más del 83% de la abundancia total de los dinoflagelados en el fondo.

8.3.2.2 Variación temporal

Las especies dominantes, de acuerdo con la figura 15 son las mismas que las encontradas en las muestras de fondo, agregándose solamente *Prorocentrum micans* que, pese a que fue encontrado en las muestras, su abundancia fue menor. Asimismo, se observó que *Protoperidinium* cf. *pacificum* presentó mayores abundancias en la mayoría de los estanques, especialmente durante agosto; en contraste, en el estanque 15, la especie con mayor abundancia relativa fue *P. gracile*. En el canal, se presentó una dinámica diferente, ya que sus menores abundancias correspondieron a julio; en agosto salvo por *P. cf. pacificum*, hubo bajas abundancias. En septiembre, el canal mostró mayores abundancias de *P. micans* y esto no pareció alterar la composición de los estanques (excepto en est. 8 en que fue codominante).

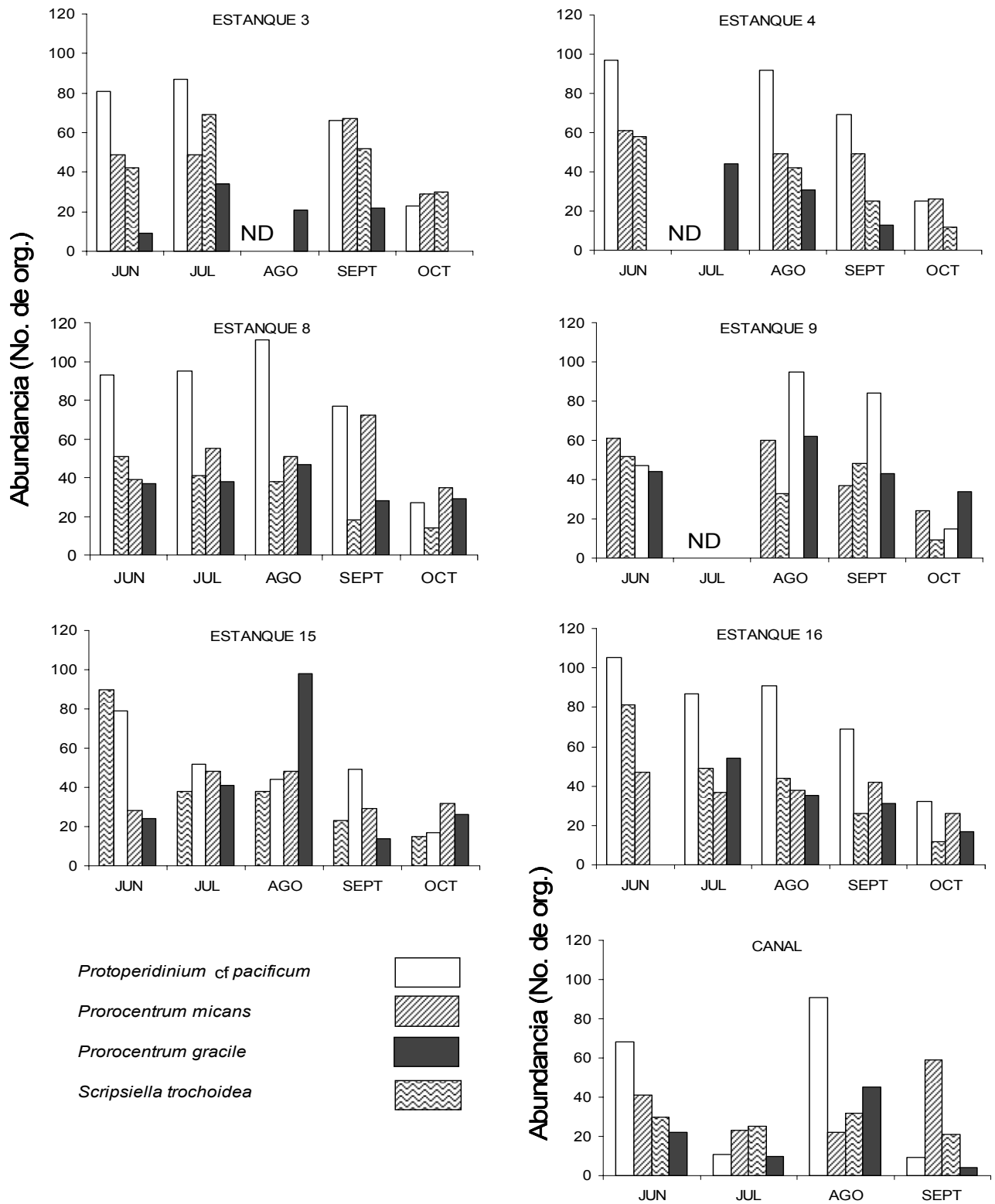


Figura 15. Dinoflagelados de mayor abundancia encontrados en los arrastres de acuerdo a su presencia en el tiempo (N=250)

8.2.2.3 Variación espacial

La menor riqueza de dinoflagelados correspondió a los estanques 4, 9, 15 y 16 al inicio y al final del ciclo de cultivo (tabla 7). Con respecto a la variación de la abundancia todos los estanques presentaron un comportamiento similar; *P. cf. pacificum* es la especie más abundante, y *S. trochoidea* y *P. micans* se mantuvieron más o menos constantes, salvo el estanque 15 (agosto) donde *P. gracile* fue superior (Fig.16). No hubo similitud entre las abundancias relativas de los taxa del canal y de los estanques, ya que presentaron gran variabilidad en cada fecha de muestreo. No se encontró un patrón entre las variaciones observadas en la figura 16, sino que más bien se presentaron de manera azarosa.

En la figura 16, se observó que, en todos los estanques revisados la abundancia de los dinoflagelados dominantes disminuyó al finalizar el periodo de muestreo. Esto coincide con los valores más elevados de diversidad de diatomeas de las que no hubo dificultad para su conteo.

Posiblemente los dinoflagelados ingresaron a los estanques (provenientes de la comunidad microalgal natural) donde solamente algunas especies consiguieron proliferar y mantenerse más o menos constantes especialmente durante el verano. Cabe mencionar la dificultad para encontrar y contar dinoflagelados en el último mes tanto en las muestras de arrastres como en las de fondo.

Tabla 7. Variación espacio-temporal de la riqueza de dinoflagelados en los arrastres durante el ciclo de cultivo.

	ESTANQUE						Canal
	3	4	8	9	15	16	
JUNIO	14	11	21	18	8	9	25
JULIO	8	a	11	a	21	13	23
AGOSTO	a	15	7	4	12	17	16
SEPT	12	4	8	7	8	12	8
OCT	6	10	5	8	4	7	a

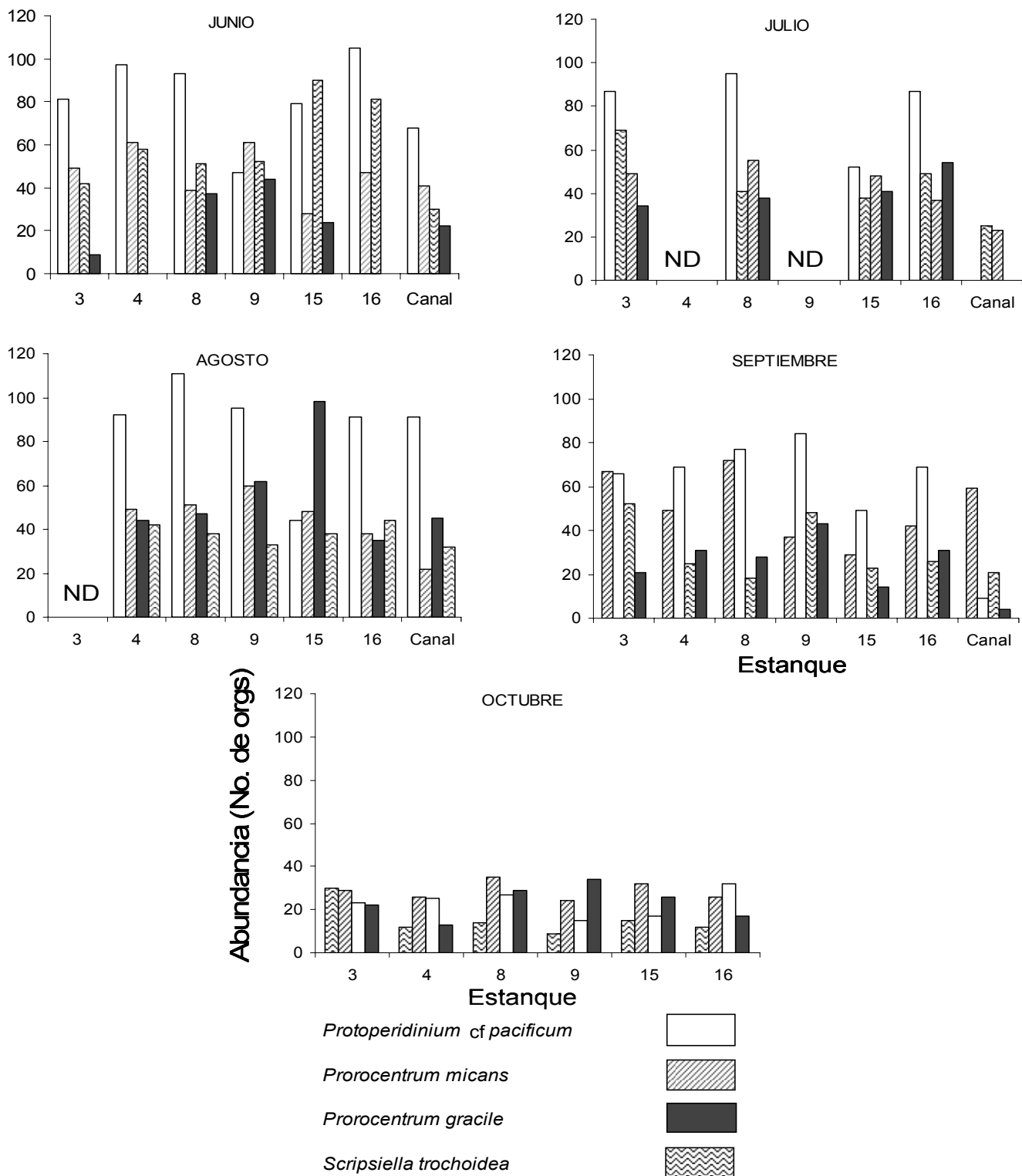


Figura 16. Dinoflagelados de mayor abundancia encontrados en los arrastres durante el ciclo de cultivo (N=250).

8.3.3 Taxa potencialmente nocivos o tóxicos encontrados en los estanques de la granja.

En la tabla 8, se muestran especies de diatomeas y dinoflagelados encontradas en los estanques de cultivo de camarón asociadas con efectos nocivos/ o tóxicos.

Fueron considerados como nocivos y/ o tóxicos aquellos taxa que cumplieron con al menos uno de los siguientes dos criterios al afectar directa o indirectamente al camarón (efectos adversos sobre su hábitat):

1.- Nocivos.- Productores de florecimientos algales nocivos (FAN) cuando su abundancia es mayor a 1,000 cél/mL, abaten el oxígeno disuelto del fondo y provocan la acumulación de compuestos tóxicos (amoníaco, nitritos y ácido sulfhídrico). Incluso se le atribuye obstrucción y laceración de branquias de diferentes organismos (peces y bivalvos principalmente). Pueden llegar a ser o no visibles, dependiendo del organismo involucrado, concentración y profundidad. Los efectos pueden ser disminución en el crecimiento del camarón, disminución de respuesta del sistema inmune volviéndolo susceptible a enfermedades virales especialmente.

2.- Tóxicos.- Especies asociadas con la producción de algún tipo de toxina. Como ejemplos están: la toxina paralizante (PSP) especialmente la Saxitoxina, la toxina diarreica (DSP), toxina neurotóxica (NSP), toxina amnésica (ASP), tetradoxina y ciguatera entre otras.

Prorocentrum minimum.- Aunque esta especie ha sido reportada por Alonso-Rodríguez *et al.*, (2004) como nociva, se presentó espacio-temporalmente en los estanques de cultivo, sin presentarse ningún florecimiento nocivo.

Scripsiella trochoidea.- Caso similar ocurre para esta especie (registrada como nociva por Alonso-Rodríguez *et al.*(2004) la cual fue encontrada en estanques de cultivo de camarón por Gárate-Lizárraga *et al.*, (2001) en donde lejos de ocasionar dificultades en los estanques, se le atribuyeron efectos positivos como el crecimiento del camarón cultivado.

Tabla 8. Efectos de las microalgas nocivas y/ o tóxicas, encontradas en los estanques de la granja Marea Alta Comercial durante junio-octubre (2003).

DIATOMEAS	Efectos	Referencia
<i>Rhizosolenia setigera</i> , <i>Skeletonema costatum</i>	Especies que desarrollan proliferaciones nocivas	Cassis <i>et al.</i> , (2002)
<i>Amphora coffeaeformis</i>	Asociada con la producción de ácido domoico involucrado en toxina amnésica (ASP)	Hernández-Orozco y Gárate-Lizárraga, (2006)
DINOFLAGELADOS		
Tecados		
<i>Prorocentrum rhathymum</i>	Productor de toxinas hemolíticas	Nakajima <i>et al.</i> , (1997)
<i>P. micans</i>	Especies que desarrollan proliferaciones nocivas	Fukuyo <i>et al.</i> , (1990)
<i>Dynophysis caudata</i>	Productor de ácido okadaico, toxina implicada en toxina diarreica (DSP)	
<i>D. tripos</i>	Produce toxina Drx-1 implicada en DSP	
<i>Prorocentrum miimum</i>	Algunas cepas excretan sustancias tóxicas a nauplios de <i>Artemia</i> sp., 80% de mortalidad de cultivos. Se asocia con mortandad de peces y bivalvos, DSP	Grzebyk <i>et al.</i> , (1997)
Desnudos		
<i>Noctiluca scintillans</i>	Productora de altas concentraciones de amonio	Sar <i>et al.</i> , (2002)
<i>Gymnodinium catenatum</i>	Productor de toxina PSP, formador de mareas rojas	(Hernández-Orozco y Gárate-Lizárraga, 2006)
<i>Cochlodinium polykrikoides</i>	Ictiotóxico (hemolítico)	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> , 2004

9. DISCUSIÓN

Las asociaciones microfitoroplanctónicas en los estanques de cultivo estuvieron conformadas básicamente por ticoplancton, se caracterizaron por presentar baja riqueza la cual, de acuerdo con Alonso-Rodríguez *et al.*, (2000) estaría relacionada con la fertilización artificial análogamente a los procesos de eutrofización de los ambientes naturales. Se presentaron dos asociaciones al parecer de carácter bimensual, durante todo el ciclo de cultivo. La asociación *inicial* abarcó los meses de junio y julio; donde se obtuvo la mayor dominancia, por *A. coffeaeformis* var. *salina* principalmente, seguido de *Catacombas gaillioni*, *Mastogloia pusilla* y *M. pumila*.

Los valores de equidad sin embargo, no fueron tan bajos como se pudieran esperar. Esto se debió más bien a la baja riqueza persistente. Los valores calculados de los parámetros para el grupo de dinoflagelados apoyan esta hipótesis, encontrándose las mayores abundancias en este período tanto en los arrastres como en el fondo de los estanques; los taxa representativos por su frecuencia y abundancia fueron *Protoperidinium* cf. *pacificum*, *Scripsiella trochoidea*, *Prorocentrum micans*, *P. minimum* y *P. gracile*. La asociación *final* (septiembre y octubre) se caracterizó por presentar mayor diversidad (al disminuir contundentemente las abundancias de los taxa anteriores), lo cual se reflejó en el incremento de la equidad; así mismo presentó una composición distinta en las categorías de abundantes y comunes, de las cuales destacaron *Neodelphineis pelagica*, *Navicula cryptocephala* var. *subsalina*, *N. salinarum* y *Thalassionema nitzschioides* var. *capitulata*.

Aunado a lo anterior, los dinoflagelados disminuyeron en más de un orden de magnitud sus abundancias, contándose unos cuantos para octubre. Agosto, para ambos grupos analizados, pareciera comportarse como etapa de transición, al registrarse el comienzo de la época de lluvias, encontrarse la mayor riqueza de dinoflagelados, y observarse el incremento de las diatomeas con la categoría asignada de “comunes” al mismo tiempo de la disminución de taxa anteriormente dominantes. Los valores de H' y J' en este mes, no ayudaron a aclarar esta idea, comportándose de manera variable, percibiéndose este “cambio” en la composición y en las abundancias relativas. Cabe señalar que ambas asociaciones de manera

general fueron observadas en todos los estanques, por lo cual no fue posible distinguir un patrón (similitudes) entre estanques.

De acuerdo con Alonso-Rodríguez *et al.* (2004) es de gran utilidad conocer la composición de especies que dominan las comunidades microalgales dentro del estanque, así como también en la fuente de abastecimiento. De tal manera se pueden conocer las modificaciones que ocurren dentro de los estanques y su relación con las condiciones fisicoquímicas del mismo durante los ciclos de cultivo. Sin embargo, para referirnos a modificaciones, primeramente se debe comparar la estructura de la comunidad microfitoplanctónica bajo condiciones naturales, con la que se manifiesta en ambientes manipulados, como los estanques camaroneros.

Por otro lado, la estructura de las asociaciones de microfitoplancton en términos de composición de especies, abundancias relativas, uso de índices ecológicos y la distribución espacio-temporal es importante para comprender cómo se encuentran organizados estos grupos ya que las asociaciones se modifican notablemente de modo que su estructura no es constante (Gárate-Lizárraga *et al.*, 1990). La forma más sencilla de expresar la variación de la estructura de las asociaciones es por medio de los índices de diversidad y dominancia. De acuerdo con esto, la comunidad microfitoplanctónica examinada en los estanques de cultivo resulta heterogénea en términos de diversidad, equidad, dominancia, etc., mismos que representan condiciones normales, esto es, son las condiciones que se están determinando por la manipulación de las aguas confinadas en los estanques y consecuentemente de las comunidades fitoplanctónicas.

Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna (2003), tras analizar el fitoplancton en estanques de cultivo intensivo de cuatro granjas en Sonora y Sinaloa, indicaron que la mayor diversidad de diatomeas (en función de la riqueza) correspondió a las estaciones primavera-verano, donde las especies con mayores abundancias correspondieron a *Cyclotella kuetzingiana* y *Nitzschia closterium*, y de dinoflagelados a *Gymnodinium incoloratum*, *Scropsiella trochoidea*, *Prorocentrum minimum*. En la presente investigación se determinó algo similar para el grupo de los dinoflagelados en los estanques de Teacapán, i.e., *S. trochoidea* y *P. minimum* de igual forma estuvieron entre los taxa más abundantes en los estanques durante el mismo

periodo, empero, la mayor diversidad de diatomeas se presentó al finalizar el verano. Esto parece relacionarse con diferencias en el manejo de las granjas (mayor/ menor tasa de recambio de agua en los estanques en el tiempo así como la frecuencia en las que se llevan a cabo, aunado a la continuidad de la aplicación de fertilizantes) lo que, repercutió en la composición y abundancia del fitoplancton.

El sistema lagunar Teacapán-Agua Brava presenta una elevada productividad primaria durante la época de lluvias (especialmente al inicio y final de ésta, *i. e.*, junio y noviembre respectivamente); la cual está relacionada con el incremento de nutrientes disponibles y con la presencia de sustancias húmicas, debido a que pueden estimular la productividad o bien inhibirla en altas concentraciones. La concentración de dichas sustancias, de acuerdo con las observaciones de Flores-Verdugo *et al.* (1990) se incrementan durante agosto y septiembre manteniéndose bajas el resto del año. Según Margalef (1977), la productividad no queda ajena a la diversidad, y se presentan valores menores conforme la primera se incrementa (que indican florecimientos). Gárate-Lizárraga y Siqueiros-Beltrones (1998) constatan esto en Bahía Magdalena-Almejas, al estimar los valores más altos de diversidad y de baja dominancia en aquellas áreas bajo la influencia de aguas oceánicas. En contraste, los valores más altos de dominancia, se debieron a florecimientos monoespecíficos ocurridos durante todo el año, lo cual es típico de lagunas costeras y es considerada una característica de comunidades inmaduras. Estos autores indican también que, en sistemas someros, la diversidad se incrementa debido a la mezcla con asociaciones de diatomeas bentónicas (ticoplancton). Es interesante resaltar que en los estanque camaroneros de Teacapán, aunque los muestreos fueron superficiales y de fondo, la mayor parte de las diatomeas (más del 60%) formaron parte del ticoplancton debido a la mezcla vertical constante provocada por sistema de aireación; indicando con ello que, los estanques semejan ambientes naturales de fondos someros.

Para el ambiente oceánico Gárate-Lizárraga *et al.* (1990) concluyeron que la región central del Golfo de California puede considerarse como un ecosistema maduro y estable encontrando uniformidad en la distribución de las especies las cuales conformaron una sola asociación lo que se vio reflejada en una elevada

diversidad ($H' = 5.-5.87$). Mientras que Margalef (1977) menciona que en el mar, la diversidad del fitoplancton suele ser entre 1 y 2.5 en las costas, siendo especialmente baja en estuarios y áreas de afloramiento. Así, en el plancton oceánico se suelen encontrar valores de entre 3.5 y 4.5. La diversidad es baja en comunidades transitorias, explotadas o bajo condiciones ambientales muy fluctuantes. Por otro lado, Gárate-Lizárraga y Siqueiros-Beltrones (1998) observaron, para las asociaciones de microfitoplancton de Bahía Magdalena-Almejas, que la diversidad (H') presentó valores menores de 3 en la temporada inicial, y mayores que 3 en la temporada fría. Mientras que Alonso-Rodríguez *et al.* (2000) concluyeron que sus elevados valores de H' eran indicadores de condiciones de eutrofización en la misma región del presente estudio. En este, donde la diversidad más baja fue durante la primera asociación (inicial) $1.5 \leq H' \leq 3.4$ mientras que la asociación correspondiente a septiembre y octubre (final) fue más alta $3.6 \leq H' \leq 4.3$. Dichos valores coinciden con la etapa final del ciclo de cultivo, cuando los estanques fueron sometidos a mayor manipulación debido al incremento de la tasa y frecuencia de recambio sin la adición de nutrientes, representando más fielmente el ambiente natural. Por lo tanto, resulta ambiguo correlacionar los valores de diversidad con condiciones de mayor o menor concentración de nutrientes, sobre todo cuando la manipulación busca precisamente el enriquecimiento de los estanques. Con ello se ocasionaron valores bajos de diversidad, lo que contrasta con las observaciones de los autores anteriores.

Asímismo, Cortés-Altamirano *et al.* (1995) luego de analizar el fitoplancton en la fase final del ciclo de producción del camarón de otoño en un estanque al Noroeste de México, concluyeron que el grupo de las diatomeas no obstante ser el más diverso, fue el menos abundante y no presentó un patrón definido de variación.

Las asociaciones microfitoplanctónicas no mostraron diferencias espaciales, excepto en la composición de especies raras, probablemente se deba a que ciertos taxa raros aparecen en algunos estanques y en otros no, resultado de la distribución en parches de estos organismos. Los análisis de similitud (Jaccard y Bray Curtis) corroboraron la hipótesis de que el microfitoplancton del canal fue diferente al encontrado en los estanques. Esto concuerda con lo encontrado por Burford (1997) y

Alonso-Rodríguez *et al.* (2004), bajo la premisa de que las asociaciones del canal son representativas del ambiente natural adyacente. Asimismo, mencionan que la composición y abundancia del agua de abastecimiento se modifica en los estanques, observándose una disminución en riqueza de las diatomeas en los estanques. Lo anterior lo atribuyeron a cambios en la concentración de nutrientes *i. e.*, elevadas concentraciones de amonio, bajas proporciones de nitratos respecto al nitrógeno total, bajas concentraciones de silicatos entre otras.

Una explicación similar podría usarse para este trabajo (aunque no se midieron las concentraciones de amonio, donde la concentración de nitritos y nitratos fue superior a la registrada en el canal, especialmente de jun-ago); cabe señalar que en la concentración de silicatos tanto en el canal como en los estanques presentaron la tendencia a incrementar al finalizar el ciclo de cultivo, posiblemente debido a que ya no eran asimilados por las diatomeas como al inicio del cultivo. Así mismo, Tookwinas y Songsangjinda (1999) percibieron éstas diferencias incluso entre los géneros dominantes del canal de entrada, comparados con los presentes en los estanques. Es probable que de la asociación de fitoplancton del canal (proveniente de zonas adyacentes) los taxa de diatomeas con características *r*, al incorporarse a los estanques de cultivo al inicio del ciclo, encuentran condiciones favorables para desarrollarse, donde posteriormente por acción de la resuspensión son encontrados en los arrastres, lo cual explicaría las similitudes desfasadas a partir de agosto entre los taxa de fondo y los arrastres.

Posiblemente los taxa dominantes posean necesidades nutricionales semejantes de tal manera que aprovechan rápidamente las condiciones eutróficas en los estanques, prosperan y se vuelven dominantes, compitiendo entre sí, lo cual también podría explicar los valores más bajos de diversidad ya que según Margalef (1977) sería manifestación del aumento de presión de competencia entre especies. Al igual que ocurre en las sucesiones planctónicas de los ambientes naturales, en los estanques, inicialmente habrían cambios intensos, que según Margalef (1977) se amortiguan lentamente. Al principio unas pocas especies se multiplican rápidamente, pero más tarde aparecen especies más abundantes con una dominancia más repartida. A medida que aumenta la biomasa y en ella la fracción heterótrofa,

aumenta también la respiración hasta que llega un momento en que la respiración y la producción se equilibran. A partir de este momento la sucesión se vuelve más lenta y se manifiesta en cambios pausados en la proporción de distintas especies.

Se han registrado buenos rendimientos en estanques de tipo intensivo en Sinaloa, en donde hubo mayor diversidad (riqueza) y menor abundancia fitoplanctónica, comparado con el tipo semi-intensivo, donde dominaron las cianofitas y se observaron algunos florecimientos de dinoflagelados (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2004). A este respecto, Smith (1985) sugiere que aquellas comunidades algales de elevada diversidad tienen menor probabilidad de colapsar que florecimientos dominados por una o dos especies. Yusoff *et al.* (2002) mencionan que la mezcla continua de la columna de agua por las propelas de los aireadores probablemente suprimen la formación de florecimientos. Y, que se presenta un incremento en la diversidad (riqueza) de la comunidad fitoplanctónica al finalizar el periodo estudiado (fase final) en todos los estanques analizados (final del ciclo de cultivo). Paerl (1988) sugiere que en un sistema eutrofizado bien mezclado generalmente presenta una comunidad fitoplanctónica de mayor diversidad incluyendo varios géneros de diatomeas, dinoflagelados, clorofitas y euglenoides.

Cuando los estanques son inadecuadamente manejados y/o son viejos, los nutrientes que van quedando atrapados en la columna sedimentaria pueden difundirse en la columna de agua y provocar florecimientos algales excesivos (más de aquellos deseados y sobre los que no tienen control), aún sin adicionar fertilizantes. Los florecimientos algales son comunes en los estanques de cultivo de camarón y generalmente son benéficos, pero cuando éstos alcanzan la etapa de decaimiento provocan problemas de calidad de agua como es la disminución de la transparencia del agua, abatimiento de oxígeno disuelto en la capa de fondo y la acumulación de compuestos tóxicos (amoníaco, nitrito, ácido sulfhídrico), estos últimos se les conoce como florecimientos algales nocivos. Otro tipo de florecimientos pueden tener efectos positivos. Gárate-Lizárraga *et al.* (1999), observaron que tras florecimientos de *S. trochoidea* y *G. spirale* en estanques experimentales de cultivo de camarón, se observaron efectos positivos al presentar un mayor crecimiento de los camarones. Al contrario, florecimientos como el de

Cochlodinium polykrikoides en estanques de cultivo pueden causar la muerte de los organismos que esten siendo cultivados (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2004). De acuerdo con lo anterior, no se cuenta aún con las bases suficientes para explicar la dinámica fitoplanctónica de los estanques camaronícolas que permita predecir el tipo de florecimiento nocivo o no nocivo.

Alonso-Rodríguez *et al.* (2004) indican que los sistemas de cultivo intensivos utilizan menos agua por unidad de cosecha, son conservativos e implican la aireación en el mantenimiento de la calidad del agua en lugar del recambio utilizado en el sistema semi-intensivo. Contrasta con el sistema de manejo de la granja Marea Alta, en donde como estrategia para disminuir la amenaza de las cianofitas o incrementan los recambios especialmente en el último mes. Las cianofitas o cianobacterias, ocasionan grandes problemas en los estanques de cultivo (Martínez-Córdova, 1998; Cortés-Altamirano y Licea-Durán, 1999; Casas-Valdéz, 2004). La proliferación de algunas de estas microalgas ha sido relacionada con la enteritis hemolítica, enfermedad que al ser consumida provoca daños celulares en el sistema digestivo del camarón así como la descamación del epitelio además de trastornos fisiológicos como poca absorción de nutrientes en el intestino e infiltraciones en el hepatopáncreas entre otros. Consecuentemente provoca disminución de talla, peso e incluso mortalidad en el cultivo del camarón. En este trabajo no se analizó dicho grupo, aunque sí fue posible observar algunos ejemplares causantes de este trastorno como *Gomphoesphaeria aponina*, *Oscillatoria limnetica* así como el género *Microcystis*.

Variables Hidrológicas

En cuerpos de agua someros como son los estanques, una fuente adicional de nitrógeno y fósforo procede del agua intersticial de los sedimentos y puede llegar a ser más importante que la cantidad de nutrientes que proceden del agua y ser un buen indicador del estado trófico del cuerpo de agua (Yussoff *et al.*, 2002). Durante el curso de la eutrofización, las poblaciones de diatomeas decrecen y otros grupos persisten como los dinoflagelados o las cianobacterias.

Alonso-Rodríguez *et al.* (2004) indican que los estanques reciben alta cantidad de materia orgánica en forma de fertilizantes, alimento y desechos metabólicos que bajo condiciones aerobias soportan una gran variedad de la vida bentónica y que a su vez, son una fuente importante del alimento para el camarón. Por lo tanto, es necesario conocer la condición del fondo del estanque en una profundidad de al menos 5 cm y analizar su contenido de materia orgánica, acidez, fosfato de hierro disponible y pH. Es de gran utilidad conocer la composición de especies que dominan las comunidades microalgales dentro del estanque y en la fuente de abastecimiento en las diferentes épocas del año para saber que modificaciones se observan dentro de los estanques y su relación con las condiciones fisicoquímicas del mismo durante los ciclos de cultivo (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2004).

El fitoplancton es el principal productor de oxígeno dentro del estanque durante el día, pero durante la noche respiran al igual que el resto de los organismos consumiendo gran parte del oxígeno disponible. Son tres los factores que generalmente provocan las pérdidas de oxígeno en un estanque: a) respiración del sedimento (50-50%) b) respiración del fitoplancton (40-45%) y c) respiración del organismo cultivado, camarón en este caso (5%) (Boyd, 1990). Cortés-Altamirano *et al.* (1995) indican que se debe tomar en cuenta la fluctuación de las variables fisicoquímicas (especialmente fluctuaciones diurnas) al iniciar una estrategia de muestreo estacional o anual ya que se puede correr el riesgo de producir interpretaciones erróneas.

Jackson *et al.* (2003) revelan que tan sólo el 21% de nitrógeno y 6% de fósforo agregado a los estanques de cultivo de camarón son incorporados al tejido de camarón; el resto se encuentra en heces fecales, alimento no consumido (materia orgánica) y disponibilidad para el crecimiento de fitoplancton y organismos heterótrofos. Hasta hace poco la estrategia de alimentación más común tanto en México como a nivel mundial era alimentar directamente sobre los estanques ajustando la ración de acuerdo a la talla del camarón (tablas de alimentación) con el inconveniente que no se toma en cuenta el alimento presente ni la cantidad real de alimento consumido lo que puede llevar a sobrealimentar (cuando hay alimento

natural disponible) o subalimentar cuando éste es escaso (Hopkins *et al.*, 1993). La estrategia de bandejas, por otro lado (usada en esta granja), toma en cuenta todo esto y ha resultado ser efectiva al obtenerse mayores crecimientos y producciones sino que mejora los parámetros de la calidad del agua así como la abundancia del zooplankton y el bentos en los estanques (Martínez-Córdova *et al.*, 1998); por lo que la adición de estos nutrientes en el área de estudio respecto a la acumulación de materia orgánica resultó adecuada al menos referente a la estrategia de alimentación.

De acuerdo con Tookwinas y Songsangjinda (1999) las concentraciones de nitritos-nitrógeno, amoníaco-nitrógeno, silicatos y la demanda biológica de oxígeno se incrementaron conforme el cultivo de camarón maduraba (fase de crecimiento), vs. el pH y oxígeno disuelto que fueron relativamente estables. Lo anterior contrasta con los resultados de este trabajo, ya que las mayores concentraciones se presentaron durante primer trimestre, posiblemente por la frecuencia de la fertilización y acumulación de los nutrientes aunado al aumento de la disponibilidad de los mismos por los recambios durante este mes (lluvia-aporte terrígeno). Posiblemente el sílice estuvo más disponible, al incrementar sus concentraciones por el acarreo de lluvias, y por acumulación de los fertilizantes; el incremento que se observó en este nutriente durante los dos últimos meses se debió probablemente: a) disminución de los taxa dominantes, y b) el nitrógeno se volvió limitante al tener una proporción diferencial respecto al sílice y al fósforo disponible por lo que no fue aprovechado (los valores de sílice fueron bajos durante los dos primeros meses debido probablemente a que está siendo utilizado constantemente por las diatomeas (en este caso los taxa dominantes como *Amphora coffeaeformis* var. *salina*, *Catacombas gaillioni* y *Mastogloia pumila*), al disminuir las abundancias e incrementarse la diversidad en los meses siguientes, este ya no es asimilado a la misma velocidad, así la posible acumulación, al finalizar el ciclo.

Yusoff *et al.* (2002), indicaron que las proporciones entre los nutrientes ejercen un efecto selectivo sobre las comunidades de fitoplancton natural; ellos demostraron que al incrementar nitrógeno y sílice y disminuir la concentración de fósforo se puede promover el crecimiento de algas benéficas como diatomeas y

reducir la incidencia de cianofitas. Sin embargo, Alonso-Rodríguez *et al.* (2004) mencionan que el enriquecimiento del silicio y fósforo promueve la dominancia de diatomeas, mientras los niveles de nitrógeno son bajos. Cuando los nutrientes son abundantes, otros factores como la luz, vitaminas o elementos “traza” pueden controlar la dinámica del fitoplancton. Observaron, así mismo que, en las aguas de los ríos donde se descargan fertilizantes de los suelos agrícolas ricos en N y P inorgánico estimulan el crecimiento de diatomeas.

Estas aparentes contradicciones afirman lo distinto y variable que pueden llegar a ser los tratamientos de nutrientes con fertilizantes (entre dosis y componentes orgánicos/inorgánicos del mismo) con tal de lograr el fitoplancton “deseable” en los estanques de cultivo; aquel que ofrezca la mayor productividad, preferentemente diatomeas. Sin embargo, y sin tomar en cuenta los costos que pudiera implicar el uso de un fertilizante *ad hoc* al sistema de cultivo que se tenga, el manejo y los factores ambientales ejercerán también un importante papel. Por ello es recomendable, no utilizar técnicas empíricas que pudieron funcionar hasta cierto punto, sino considerar las condiciones de suelo (especialmente en estanques de mayor “edad” -3 ciclos cultivo consecutivos) así como el monitoreo de los nutrientes disponibles durante todo el ciclo de cultivo en las áreas adyacentes de donde se estarán alimentando los estanques.

Se ha demostrado que el recambio puede ser reducido drásticamente e inclusive eliminado sin afectar el crecimiento y la producción del camarón (Hopkins *et al.*, 1993; Burford *et al.*, 2003). Esto, sin embargo, no es aplicable a cualquier sitio. En regiones como el noroeste de México, con regímenes climáticos extremos y con salinidades muy elevadas en los sistemas costeros, una drástica reducción en el recambio de agua puede llevar a un incremento de la salinidad. Martínez-Córdova *et al.* (1995) encontraron que para el camarón blanco *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931), recambios menores del 5% pueden ocasionar altas mortalidades si no se aplica aireación complementaria.

El incremento de la tasa de recambio en los últimos dos meses, evita (además de prevenir la invasión de cianofitas) la disminución del pH debido a la producción de metabolitos ácidos resultado de la degradación de la materia orgánica y de la

actividad metabólica de los organismos, disminución de la materia orgánica (alimento no consumido, metabolitos), amoníaco y nitritos son dos compuestos que pueden ser tóxicos en concentraciones elevadas (Hopkins *et al.*, 1993; Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003)

Algunos de los dinoflagelados dominantes encontrados en este trabajo coinciden con florecimientos en estanques de cultivo de camarón, indicando que posiblemente se vean beneficiados por las concentraciones de nutrientes preponderantes en los estanques especialmente en el verano.

10. CONCLUSIONES

- 1) Las asociaciones de microfitoplancton en un ambiente cerrado y manipulado (estanques camaroneros) muestran características distintas a las del ambiente natural.
- 2) La manipulación en estanques de cultivo de camarón específicamente la fertilización, ocasiona reducciones en diversidad, riqueza y equidad del microfitoplancton, de manera similar a lo que sucede en aguas eutrofizadas.
- 3) La estrategia de recambio de agua en los estanques de cultivo confunde cualquier cambio en el microfitoplancton, mostrando asociaciones similares a las del ambiente natural.
- 4) Las condiciones impuestas en los distintos estanques de cultivo de camarón se mantienen en toda la granja, consecuentemente el número de estanques a muestrear, en estudios subsecuentes puede reducirse.
- 5) Dado que no se observaron indicios de florecimientos nocivos aunque se registraron especies potencialmente tóxicas, se propone que la estructura del microfitoplancton (composición de especies, riqueza, abundancias relativas y equidad) representan condiciones de poco riesgo.

11. RECOMENDACIONES

- Aunque este trabajo fue realizado con muestreos mensuales de tal manera que permitiera el análisis de todo el ciclo de cultivo, posiblemente no sea necesario trabajar con más de tres estanques.
- Tomar en cuenta el microfitoplancton del canal de salida.
- Rotar el uso de estanques
- Muestreos *ad hoc* a lo que se desea conocer, *i. e.*, variación diaria, semanal, quincenal, etc.
- Tomar en cuenta la medición de factores fisicoquímicos, y que ésta sea congruente con las preguntas que se desean contestar, acorde a la escala de tiempo y espacio que se manejará.
- Considerar detalles de manejo como tipo de fertilizante (químico/orgánico), la frecuencia de uso, el sistema de alimentación, y el porcentaje de recambios usados durante todo el ciclo además del tipo de cultivo (intensivo, semi intensivo, extensivo).
- Considerar las microalgas bentónicas, no concentrándose solamente en la evaluación del fitoplancton por medio de arrastres. De manera que permita identificar taxa nocivos/ tóxicos y que estos tengan probabilidad a desarrollarse (incluso la observación de quistes de ser posible). Así mismo, considerar la identificación a nivel especie, ya que la mayoría de los trabajos identifican a nivel género.

- Dado que los nutrientes (provenientes de fertilizantes o del alimento suministrado al camarón) son incorporados en el sedimento, se debe considerar medirlos aquí, al afectar además del camarón a todos los organismos (microalgas y zoobentos). Los cambios a que aquí ocurren afectan las comunidades bentónicas.
- Tomar en cuenta el contenido estomacal del camarón u organismo cultivado, para observar si las microalgas forman parte de su dieta (incidental) y cual pudiera ser la importancia nutricional en ella, ya que podría estar subestimada.
- Considerar las técnicas empleadas para la fijación y preservación de las muestras, durante la limpieza del material.

12. Bibliografía

- AAHRI. 1994. *Health management in shrimp ponds*. Aquatic Animal Health Institute, Bangkok, Tailandia. Vol. 3 No. 2. 1-5 p.
- Amezcu-Linares, F. 1972. *Aportación al conocimiento de los peces del sistema de Agua Brava Nayarit*. Tesis profesional. Fac. Ciencias Univ. Nal. Autón. México. 209 p. 13 lám.
- Alonso-Rodríguez, R., Páez-Osuna, F. y R. Cortés-Altamirano. 2000. Trophic conditions and stoichiometric nutrient balance in subtropical waters influenced by municipal sewage effluents in Mazatlán Bay (SE Gulf of California). *Mar. Poll. Bull.* Vol. 40, No. 4: 331-339.
- Alonso-Rodríguez, R. & Páez-Osuna F. 2003. Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: A Review with special reference to the situation in the Gulf of California. *Aquaculture* 219: 317-336.
- Alonso-Rodríguez, R., F. Páez-Osuna, & I. Gárate-Lizárraga. 2004. *El Fitoplancton en la camaronicultura y larvicultura: Importancia de un buen manejo*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México y Comité Estatal de Sanidad Acuicola de Sinaloa, México. 147 p.
- Balech, E., 1988. Los Dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental. *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr. N° 1*. Madrid. 314 p.
- Blanco-Pérez, J. 2001. Episodios nocivos por fitoplancton. En: Maeda-Martínez, A.N., (Ed.), Los moluscos pectínidos de Iberoamérica, *Ciencia y Acuicultura*, 15: 285-324.
- Brower, J., J. H. Zar & C. Von Ende. 1998. *Field and laboratory methods for general ecology*. Wm. C. Brown Publishers. Dubuque, IA. 273 p.

- Boyd, C. E. 1989. *Water quality management and aeration in shrimp farming*. Fisheries and allied aquacultures department series No. 2. Alabama. Agricultural experiment station, Auburn University, Alabama, 70 p.
- Boyd, C. E. 1990. *Water quality in ponds for aquaculture*. Alabama agricultural experimental station. Auburn University. Alabama, EUA. 482 p.
- Boyd, C. E. & H. V. Daniels. 1993. Liming and fertilization of brackish water shrimp ponds. *J. Appl. Aquac.* 2: 221-234.
- Burford, M. 1997. Phytoplankton dynamics in shrimp ponds. *Aquaculture Research*, 28: 351- 360.
- Burford, M., P. Thompson, R. P. McIntosh, R. H. Bauman & D. Pearson. 2003. Nutrient and microbial dynamics in high-intensity, zero-exchange shrimp ponds in Belize. *Aquaculture*. 219. 393-411.
- Bustillos-Guzmán, J., I. Gárate-Lizárraga, D. López-Cortés & F. Hernández-Sandoval. 2004. The use of pigment “fingerprints” in the study of harmful algal blooms. *Rev. Biol. Trop.* 52 (Supl.1): 17-26.
- Casas-Valdéz, M. 2004. Variación de la abundancia de las algas verde azules y su efecto sobre los parámetros productivos de camarón en cultivo intensivo. *Informe Técnico final*. CGPI 20040163. 55 p.
- Cassis, D., P. Muñoz & S. Avaria. 2002. Variación temporal del fitoplancton entre 1993 y 1998 en una estación fija del seno de Aysén (45° 26'S 73° 00'W). *Rev. Biol. Mar. y Ocenol.* 37 (1): 43-65.

- Cleve-Euler, A. 1951-1955. *Die Diatomeen von Schweden und Finnland. I-V. Kongl. Svenska VetenskapsAkad. Handl. Ser. 4, 2 (1), 1-163 (1951); Ser. 4, 3(3), 1-153 (1952); Ser. 4 (2) 1-158 (1953); Ser. 4 4(5), 1-255 (1953); Ser 4, 5(4), 1-232 (1955).* Verlag von Kramer (Ed.), Bibliotheca Phycologica. Band 5. Vols. I-V. Wesley and Wesley, New York. 963 pp.
- Cortés-Altamirano, R. 1994. Microalgas dañinas en estanques de cultivo de camarón. pp. 219-230, en: Páez- Osuna, F., M., Hendrickx- Reners & R. Cortés- Altamirano, (Eds.), Efecto de la calidad del agua y composición biológica sobre la producción en granjas camaronícolas. *Informe final Proyecto*. Tech. Report. CONACYT 0625-N9110, Mazatlán.
- Cortés-Altamirano, R. & R. Alonso-Rodríguez. 1997. Mareas rojas durante 1977 en la bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *Cienc. Mar. UAS. 18*: 31-37.
- Cortés-Altamirano, R. 1998. *Las mareas rojas*. AGT Editor. México. 161 p.
- Cortés-Altamirano, R. & S. Licea-Durán. 1999. Florecimientos de algas nocivas en estanques para cultivo semi-intensivo de camarón en México. *Rev. Latinoam. Microbiol. 41*: 157-166.
- Cortés-Altamirano, R., A., Núñez-Pastén, H. M.Esparza-Leal & I., Barraza-Guzmán, 1994. Variación y abundancia del fitoplancton de estanques semi-intensivos e intensivos para el cultivo de camarón en Sinaloa, pp. 177-218. En: Páez- Osuna, F., M. Hendrickx- Reners & R. Cortés- Altamirano (Eds.), Efecto de la calidad del agua y composición biológica sobre la producción en granjas camaronícolas. *Informe final Proyecto* CONACYT 0625-N9110, Mazatlán.

- Cortés-Altamirano, R., F. Páez-Osuna, S. Guerrero-Galván & H. Esparza-Leal. 1995. Variación diurna del fitoplancton y los factores abióticos en un estanque camaronícola salobre al sur de Sinaloa, México. *Hidrobiológica* 5, 45-55.
- Curry, J.R., F.J. Emmel & P. J. Crampton. 1969. Lagunas costeras un simposio. Mem. Simp. Intern. Lagunas Costeras. *Holocene History of a Strand Plain, Lagoonal Coast, Nayarit, Mexico*: pp. 63-100. En: Ayala-Castañares, A & F.B. Phleger (Eds.) UNAM-UNESCO 686. Nov.28-30,
- Dall, W., B. J. Hill, P. C. Rothlisberg & D. J. Sharples, 1990. Food and feeding. pp. 315-330, en: Blaxter, J. H. S. & A. J. Southward (Eds.), *The biology of the peneidae advances in marine biology*, vol. 27. Academic Press. New York.
- De La Cruz-Agüero, G. 1994. Sistema de análisis de comunidades. Versión 3.0. Departamento de pesquerías y biología marina. CICIMAR-IPN. México 99 pp.
- Delgado, G., G. Arencibia, L. De la Paz & R. E. Nodar, 1996. Red tide in shrimp culture ponds in Cuba. *Rev. Cuba. Invest. Pesq.* 20 (1): 23- 24.
- FAO (2000): <http://www.fao.org/fi/statist/summtab/default.asp>
- Flores-Verdugo, F. J., F. González-Farías, O. M. Ramírez-Flores, F. Amezcua- Linares, A. Yáñez-Arancibia, M. Álvarez-Rubio & J. W. Day. 1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity and fish community dynamics in the Teacapán- Agua Brava System (Mexican Pacific). *Estuaries*, 13 (2): 219-230.
- Fukuyo Y., Takano H., Chihara M. & Matsuoka K. 1990. *Red tide organisms in Japan – an illustrated taxonomic guide*. Uchida Rokakuho, Tokyo. 430 pp.

- Gárate-Lizárraga, I. & D.A. Siqueiros-Beltrones. 1998. Time variation in phytoplankton assemblages in a subtropical lagoon system after the 1982-1983 "El Niño" event (1984-1986). *Pacific Science*, 52 (1): 79-97.
- Gárate-Lizárraga, I., D. A. Siqueiros-Beltrones & C.H., Lechuga-Deveze. 1990. Estructura de las asociaciones microfitoplanctónicas de la región central del Golfo de California en el otoño de 1986. *Ciencias Marinas*, 16(3): 131-153.
- Gárate-Lizárraga, I., C.J. Band-Schmidt, J.J. Bustillos-Guzmán y H. Reyes-Caballero. 1999. Dinámica de huellas pigmentarias del fitoplancton durante una marea roja ocurrida en un estanque de cultivo de camarón. 3er Congreso Mexicano de Ficología, Octubre 25 a 29. La Paz., Baja California Sur, México. 75 p.
- Gárate-Lizárraga, I., G. Verdugo-Días & D. A. Siqueiros-Beltrones. 2001. Variations in phytoplankton assemblages under normal and anomalous conditions in a subtropical lagoon system on the west coast of México. *Oceánides* 16 (1): 1-16.
- Gárate-Lizárraga, I., J. J. Bustillos-Guzmán, R. Alonso-Rodríguez, C. Hummert, & B. Luckas, 2002. Comparación del perfil de toxinas de *Gymnodinium catenatum* y moluscos bivalvos en dos localidades del Golfo de California. XII Reunión Nacional de la Sociedad Mexicana de Planctología y V International Meeting of the Mexican Society of Planktology, Mayo 6 a 9, 2002, Jalapa, Veracruz, México. 95 p.
- Gárate-Lizárraga, I., López-Cortes, D.J., Bustillos-Guzmán J.J. & F. Hernández-Sandoval. 2004. Blooms of *Cochlodinium polykrikoides* (Gymnodiniaceae) in the Gulf of California, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 52(Suppl. 1): 51-58.

- González-López, I. & Siqueiros-Beltrones, D.A. 1990. Estructura de las asociaciones microfitoplanctónicas de la región sur del golfo de California, México, en primavera y verano de 1984. *Ciencias Marinas*, 16(4): 157-188.
- Graham H. W. & N. Bronikovsky. 1944. *The Genus Ceratium in the Pacific and North Atlantic Oceans*. Carnegie Institution of Washington 565. Washington. EUA. 208 p.
- Grzebyk D., Deardon A., Berland B. & Puochus Y.F. 1997. Evidence of a new toxin in the red-tide dinoflagellate *Prorocentrum minimum*. *J. Plankton Res.* 19: 1111-1124.
- Hasle, G. R. 1978. Using the inverted microscope. pp 191-196. In: Sournia, A (Eds.). *Phytoplankton Manual*. UNESCO, París, Francia.
- Hendey, I. 1964. *An introductory account of the smaller algae of British coastal waters. Part V Bacillariophyceae (Diatoms)*. Fish. Inv. Ser. IV: HMSO. Londres. 317p
- Hernández-Orozco, M. & Gárate-Lizárraga, I. Síndrome de envenenamiento paralizante por consumo de moluscos. *Rev. Biomed* 2006; 17: 45-60.
- Hopkins, J. S., R. Hamilton., P. A. Sandifer, C. Browdy & D. Stokes. 1993. Effect of water exchange rate on production, water quality, effluent characteristics and nitrogen budget on intensive shrimp ponds. *J. World Aquacult. Soc.*, 24 (3): 304-320.
- Hustedt, F. 1930. Bacillariophyta. En: Pascher, A. (Ed) *Die Susswasserflora Mitteleuropas* Haft 10. Otto Koeltz Science Pub., Alemania. 466 p.
- Hustedt, F. 1955. Marine littoral diatoms of Beaufort North Carolina. *Duke Univ. mar. Stat. Bull.* 6: 1-67.
- Hustedt, F. 1959. *Die kieselalgen Deutschland, Österreichs un der Schweiz*. En: Rabenhorst. (Ed), *Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreichs un Schweiz*, VII Band, II Teil. Koetz Scientific Book (Rep. 1991), Alemania. 845 p.

- Hustedt, F. 1961-1966. *Die kieselalgen Deutschland, Österreichs un der Schweiz*. En: Rabenhorst. (Ed), Kryptogamen-Flora von Deutschalnd, Österreichs un Schweiz, VII Band, III Teil. Koetz Scientific Book (Rep. 1991), Alemania. 861 p.
- Jackson, C., N. Preston., P. Thompson & M. Burford. 2003. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. *Aquaculture*. 218: 397-411.
- Kamer, K., Boyle, K. A. & P. Fong. 2001. Macroalgal bloom dynamics in a highly eutrophic southern California estuary. *Estuaries* 24: 623- 635.
- Krebs, C. 1985. *Ecología. Estudio de la distribución y la abundancia*. Harla. México. 753 p.
- Lee, J.S., T. Igarashi, S. Fraga, E. Dahl, P. Hovgaard & T. Yasumoto. 1989. Determination of diarrhetic shellfish toxins in various dinoflagellate species. *J. Appl. Phycol.* 1: 147-152.
- Licea-Durán, S., J. L. Moreno-Ruíz, H. Santoyo & G. Figueroa. 1995. *Dinoflagelados del Golfo de California*. U.A.B.C.S.- S.E.P. FOMES- PROMARCO. México, 165 p.
- Lugomela C. 2005. Diversity and spatial-temporal variations of potentially toxic Dinoflagellates (*Dinophyceae*). p. 1-42. En: Central Coastal Areas Of Tanzania. Reporte No. WIOMSA/MARG-I/2005 – 02 Western Indian Ocean Marine Science Association.
- Lund, H. C. & J. W. Lund. 1995. *Freshwater Algae; their microscopic world explored*. Biopress Limited. Inglaterra, 359 p.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton. University Press. N. J. 179 p.
- Margalef, R. 1977. *Ecología*. Omega. Barcelona. España. 915 p.

- Martínez-Córdova, L.R. 1998. *Ecología de los sistemas acuícolas*. AGT Editores. México, 227 pp.
- Martínez-Córdova, L. R., M. A. Porchas-Cornejo & H. Villarreal-Colmenares. 1998. Efecto de tres diferentes estrategias de alimentación sobre fitoplancton, zooplancton y bentos en estanques de cultivo de camarón café *Penaeus californiensis* (Colmes 1900). *Ciencias Marinas* 24 (3): 267-281.
- Matsuoka, K. & Fukuyo, Y. 2000. *Technical guide for modern dinoflagellate cyst study*. WESTPAC-HAB/WESTPAC/IOC, Japan Society for the promotion of Science. 29 p.
- Moreno-Ruíz, J. L., D. Licea-Durán & H. Santoyo. 1996. *Diatomeas del Golfo de California*. Universidad Autónoma de Baja California Sur-S.E.P. (FOMES–PROMARCO), México, 273 p.
- Nakajima I., Oshima Y. & Yasumoto T. 1981. Toxicity of benthic dinoflagellates in Okinawa. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.* 47: 1029-1033.
- Núñez-Moreno, A. 1996. Fitoplancton del sistema lagunar Teacapán- Agua Brava Sinaloa-Nayarit México (Diciembre,1989). *Rev. Inv. Cient. Ser. Cienc. Mar.* UABCS 7 (1-2): 1-14.
- Paerl, H.W. 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal estuarine and inland waters. *Limnology and Oceanography* 33. 823-847
- Páez-Osuna, F., A. C. Ruíz-Fernández & S. R. Guerrero-Galván 1999. Discharge of nutrients from shrimp farming to the Gulf of California. *Mar. Pollut. Bull.* 38: 585-592.
- Peragallo, H. & M. Peragallo. 1897-1908. *Diatomees marines de France et districts maritimes voisins*. Ed. M. J. Tempere, Grez-Sur-Loing, Francia. 492 pp.

- Pielou, E. C. 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley Interscience. New York. 286 p.
- Sar, E., M.E., Ferrario & B. Reguera. 2002. *Floraciones Nocivas en el Cono Sur Americano, Vigo España*: Instituto Español de Oceanografía, 2002. 311 p.
- Schmidt, A., M. Schmidt, F. Fricke, H. Heiden, O. Muller & F. Hustedt (1874-1959). *Atlas der diatomaceenkunde*. Heft 1-120 Tafeln 1-1460. Reisland, Leipzig.
- Steidinger, K.A. & K.Tangen 1996. Dinoflagellates. pp. 387-584. En: Tomas C. (Ed), *Identifying marine diatoms and dinoflagellates*. Academic. Press, San Diego
- Shumway, S.E. 1990. A review of the effects of algal blooms on shellfish and aquaculture. *J. World Aquac. Soc.* 21 (2): 65-104.
- Silva, S.E. 1985. Ecological factors related to *Prorocentrum minimum* blooms in Obidos Lagoon (Portugal). pp 251-256, en D. M. Anderson, A. W. White and D. G. Baden, (Eds). *Toxic dinoflagellates*. Elsevier, Nueva York. EUA
- Siqueiros Beltrones, D.A., S.E. Ibarra-Obando & M. Poumian-Tapia. 1991. Composición y estructura de las asociaciones de diatomeas bentónicas en el Estero de Punta Banda; análisis del periodo otoñal. *Ciencias Marinas*. 17(1): 119-138.
- Siqueiros-Beltrones, D. A. 2002. *Diatomeas bentónicas de la península de Baja California; diversidad y potencial ecológico*. UABCS-IPN-CICIMAR. 102 pp.
- Smith, D. W. 1985. Biological control of excessive phytoplankton growth and the enhancement of aquacultural production. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 42 : 1940-1945
- Sournia A. 1986. *Le genre Ceratium (Perodonien Plantonique) dans Le Canal de Mozambique. Contribution a une revision mondiale*. Premiere Parte. Museum National d'Histoire Naturelle. Paris. 'Histoire Naturelle. Paris.

- Strickland, J. D. & F. R. Parsons. 1972. *A practical handbook of a sea water analysis*. Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 167, Ottawa. 310 pp.
- Taylor, F. J. (1976). *Dinoflagellates from the international Indian Ocean expedition*. A report on material collected by the R. V. "Anton Bruun" 1963- 1964. Bibl. Bot. 132. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 234 p.
- Taylor, F.J. 1990. The impact of harmful phytoplankton blooms on aquaculture in British Columbia. *Abstracts. Fourth International Conference on Toxic Marine Phytoplankton*. Lund, Suecia.
- Tomas, C. R (ed.). 1997. *Identifying marine phytoplankton*. Academic Press. 858 pp.
- Tookwinas S. & P. Songsangjinda. 1999. Water quality and phytoplankton communities in intensive shrimp culture ponds in Kung Krabaen Bay, Eastern Thailand. *J. World Aquac. Soc.* 30 (1): 36-45.
- Van Heurck, H. 1896. *A treatise on the diatomaceae*. Wheldon and Wesley. Hd. Verlag Kramer. Inglaterra. 558 p.
- Witkowski, A., H. Lange-Bertalot & D. Metzelin. 2000. Diatom flora of Marine coast I. A. R. G. Gantner Verlag K. G. Alemania. 925 p.
- Yamaji, I., 1982, *Illustrations of the marine plankton of Japan*. Hoikusha Publ. Co., Ltd., Osaka, Japón. 540 p.
- Yusoff, F. M., Zubaidah M. S., Matias, H. & T. S. Kwan. 2002. Phytoplankton succession in intensive marine shrimp culture ponds treated with a commercial bacterial product. *Aquac. Res.* 33: 269-278.

11. APÉNDICES

APENDICE A.

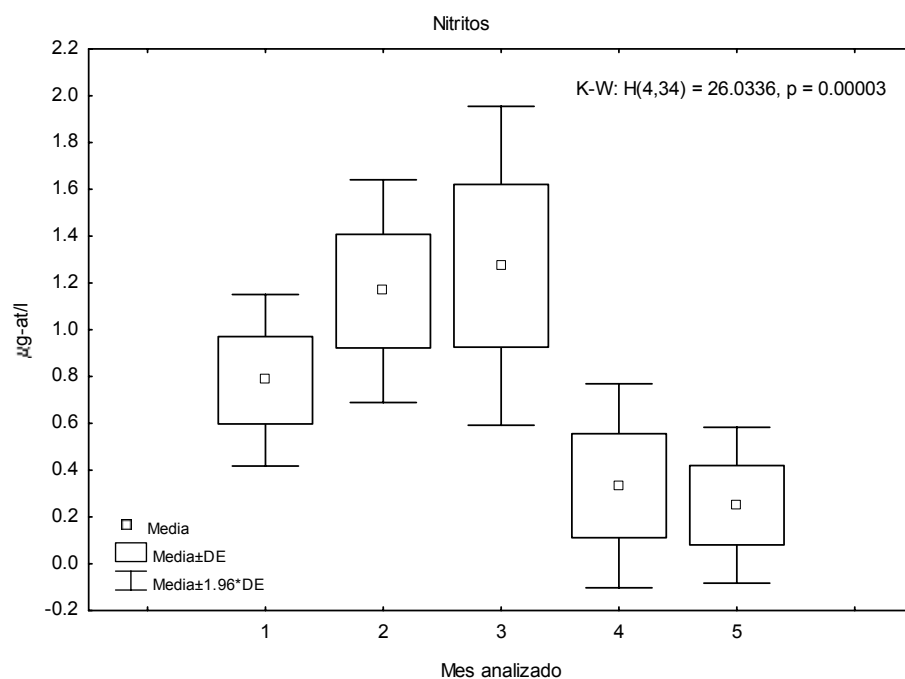


Figura 1. Resultados de ANDEVA no paramétrica Kruskal-Wallis para nitritos entre fechas de muestreo (1-5 mes analizado, junio-octubre).

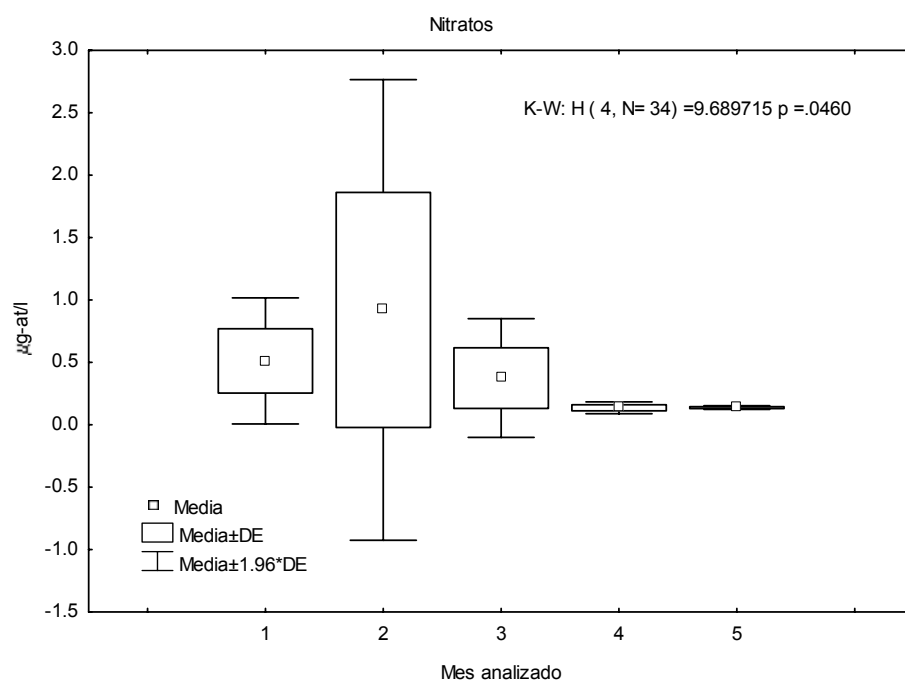


Figura 2. Resultados de ANDEVA no paramétrica Kruskal-Wallis para nitratos entre fechas de muestreo

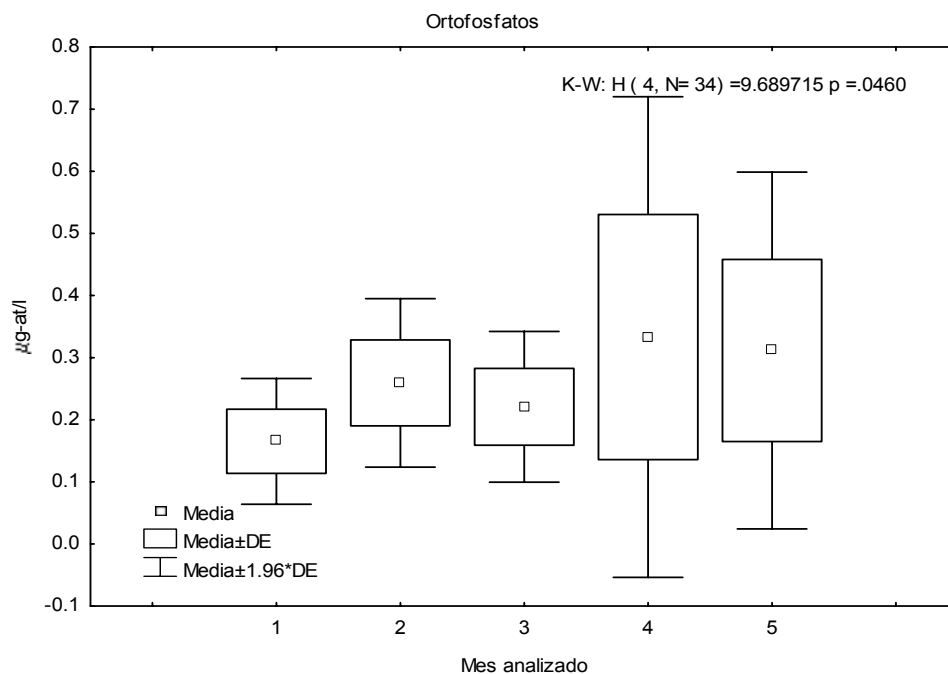


Figura 3. Resultados de ANDEVA no paramétrica Kruskal-Wallis para ortofosfatos entre fechas de muestreo

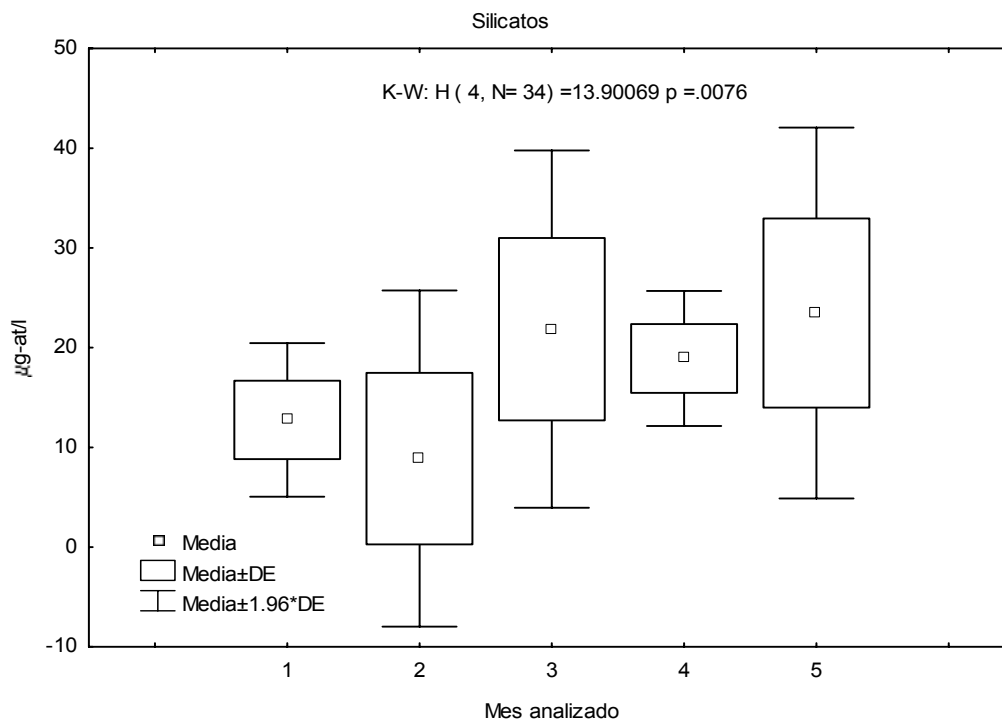


Figura 4. Resultados de ANDEVA no paramétrica Kruskal-Wallis para los silicatos entre fechas de muestreo

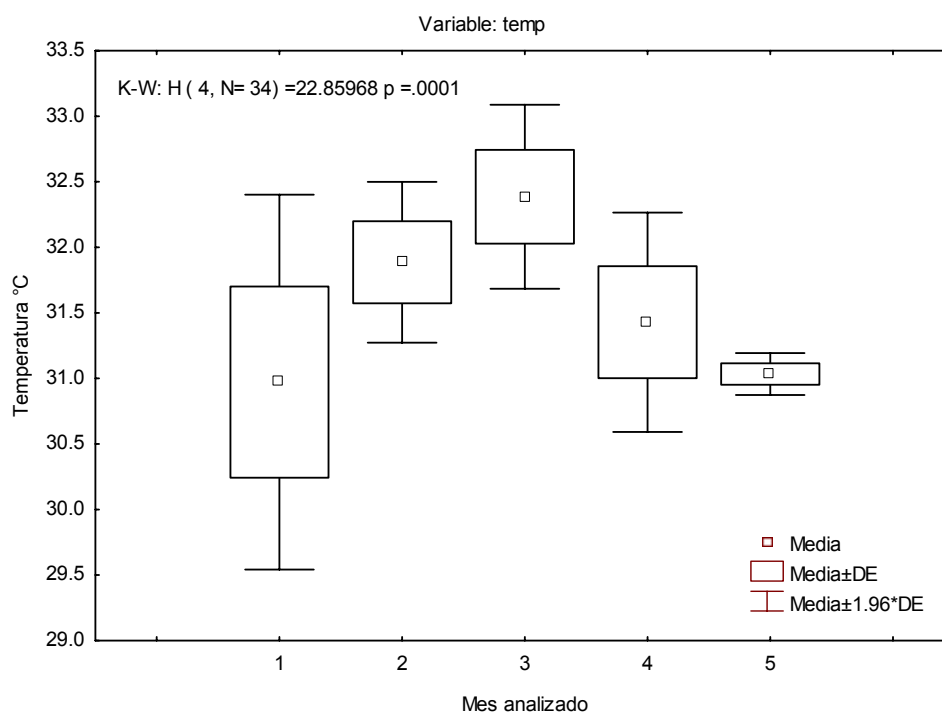


Figura 5. Resultados de ANDEVA no paramétrica Kruskal-Wallis para la temperatura entre fechas de muestreo

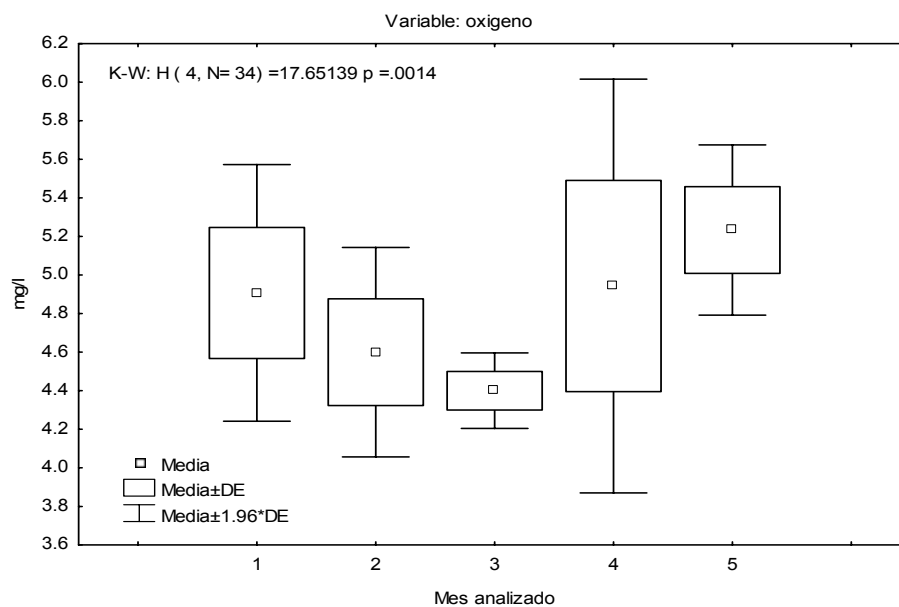


Figura 6. Resultados de ANDEVA no paramétrica Kruskal-Wallis para el oxígeno entre fechas de muestreo.

Apéndice B. Elenco de especies de diatomeas encontradas en los estanques (incluye superficie, fondo y canal) de la granja camaronera Marea Alta Comercial.

	Taxón	Referencia	Pag	Lam	Fig
1	<i>Achnanthes brevipes</i> (Agarth)	Peragallo y Peragallo (1897-1908)		1	13-15
2	<i>Achnanthes brevipes</i> var. <i>intermedia</i> (Kütz) Cleve	Hustedt (1991)	425		877 d,e
3	<i>Achnanthes haynaldii</i> var. <i>parva</i>				
4	<i>Achnanthes longipes</i> C. A. Agarth	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	92	45	13, 14
5	<i>Achnanthes groenlandica</i> Hendey	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	530	44	16-23
6	<i>Actinopterychus aster</i> Brunow in Schmidt <i>et al.</i>	Moreno <i>et al.</i> (1996)	17	6	16
7	<i>Actinopterychus campanulifer</i> Schmidt in Schmidt <i>et al.</i>	Moreno <i>et al.</i> (1996)	18	6	18
8	<i>Actinopterychus minutus</i> Greville	Moreno <i>et al.</i> (1996)	18	6	18
9	<i>Actinopterychus parvus</i> Mann	Moreno <i>et al.</i> (1996)	18	7	1 a, b
10	<i>Actinopterychus senarius</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	Moreno <i>et al.</i> (1996)	18	7	2-3
11	<i>Actinopterychus splendens</i> (Shadbolt) Ralfs	Hendey, (1964)		XXII	1
12	<i>Actinocyclus octonarius</i> var. <i>tenellus</i> (Brébisson) Hustedt	Moreno <i>et al.</i> (1996)	17	6	13,15
13	<i>Amphora acutiuscula</i> Kützing	Siqueiros- Beltrones (2002)		37	11
14	<i>Amphora coffeaeformis</i> (Agarth) Kützing	Siqueiros- Beltrones (2002)		18	9
15	<i>Amphora coffeaeformis</i> var. <i>salina</i> (W. Smith) Cleve	Siqueiros- Beltrones (2002)		14	25
16	<i>Amphora eunotia</i> Cleve	Foged (1978)	32	36	4
17	<i>Amphora holsatica</i> Hustedt	Foged (1984)	18	LI	10
18	<i>Amphora</i> cf. <i>holsaticoides</i> Nagumo & Kobayasi	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	764	161	3-4
19	<i>Amphora immarginata</i>	Witkowski <i>et al.</i> (2000)			
20	<i>Amphora proteus</i> Gregory	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	766	162	5-6
21	<i>Amphora salina</i> W. Smith 1853				
22	<i>Amphora</i> cf. <i>tenuisima</i> [Hustedt]	Simonsen (1987)		624	9-11
23	<i>Asteromphalus flabellatus</i> Bréb. Grev., T.M. S 1859	Peragallo y Peragallo (1897-1908)		CX	4, 5
24	<i>Asteromphalus heptactis</i> (Brébisson) Ralfs in Pritchard	Moreno <i>et al.</i> (1996)	26	10	3
25	<i>Aulacodiscus kittoni</i> Arnott ex Ralfs in Pritchard	Soler <i>et al.</i> (2003)	74	11	3-5
26	<i>Bacillaria socialis</i> (Gregory) Ralfs	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	357	196	5-7
27	<i>Bacteriastrium hyalinum</i> Lauder	Hustedt (1930)	615	354	
28	<i>Biddulphia alternans</i> (Bailey) Von Heurck	Moreno <i>et al.</i> (1996)	31	11	4, 5
29	<i>Catacombas gailloni</i> (Bory) Ehrenberg	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	502	30	6-8
30	<i>Cerataulus</i> cf. <i>labuani</i> Cleve	Schmidt <i>et al.</i> (1874- 1959)		115	11
31	<i>Cerataulus californicus</i> Schmidt in Schmidt <i>et al.</i>	Moreno <i>et al.</i> (1996)	34	12	9
32	<i>Chaetoceros didymus</i> Ehrenberg var. <i>didymus</i> Moreno <i>et al.</i>	Moreno <i>et al.</i> (1996)	41	14	3
33	<i>Chaetoceros radicans</i> Schütt	Moreno <i>et al.</i> (1996)	47	15	7
34	<i>Chaetoceros</i> sp. 1				
35	<i>Chaetoceros</i> sp. 2				
36	<i>Cocconeis costata</i> var. <i>hexagona</i> Grunow in van Heurck	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	512		14-15
37	<i>Cocconeis costata</i> var. <i>pacifica</i> (Grunow) Grunow	Romero y Rivera (1996)			
38	<i>Cocconeis scutellum</i> var. <i>parva</i> Grun. ex. Cleve	Siqueiros- Beltrones (2002)		14	3
39	<i>Coscinodiscus asteromphalus</i> Ehrenberg	Moreno <i>et al.</i> (1996)	54		
40	<i>Coscinodiscus curvatulus</i> var. <i>latis striata</i> (Schmidt)				
41	<i>Coscinodiscus</i> cf. <i>excentricus</i> Ehrenberg 1841				
42	<i>Coscinodiscus gigas</i> Ehrenberg	Moreno <i>et al.</i> (1996)	57	17	5
43	<i>Coscinodiscus radiatus</i> Ehrenberg var. 2	Moreno <i>et al.</i> (1996)	59	18	4
44	<i>Coscinodiscus rothii</i> (Ehrenberg) Grunow	Hustedt (1930)			210 a

45	<i>Coscinodiscus</i> cf. <i>wallesii</i> Gran y Angst	Moreno <i>et al.</i> (1996)	60	18	6-7
46	<i>Cyclotella litoralis</i> Lange y Syvertsen	Tomas (1997)	33	1	b
47	<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmermann	Hartley (1996)	134		8
48	<i>Cyclotella striata</i> (Kützing) Grunow in Cleve y Grunow	Moreno <i>et al.</i> (1996)	60	18	9
49	<i>Cyclotella stolorum</i> Brightwell	Moreno <i>et al.</i> (1996)	61	18	10
50	<i>Cymatotheca weissflogii</i> (A. Grunow) N.I. Hendey 1958	Soler <i>et al.</i> (2003)	41	1	3
51	<i>Delphineis surirella</i> Grun. (Ehr) Andrews	Siqueiros- Beltrones (2002)		5	4
52	<i>Delphineis surirella</i> var. <i>australis</i> (Ehrenberg) Andrews	Siqueiros- Beltrones (2002)		4	1
53	<i>Detonula</i> sp. 1	Round <i>et al.</i> (1990)	142		a, f, i
54	<i>Dimeregramma maculatum</i> (Cleve) Frenguelli				
55	<i>Diplomenora cocconeiformis</i> (Schmidt) Blazé	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	46	22	1,2
56	<i>Diploneis</i> cf. <i>crabro</i> Ehrenberg	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	184	93	18-21
57	<i>Diploneis dalmatica</i> Grunow	Peragallo (1984)	124	XIX	20, 21
58	<i>Diploneis gruendleri</i> (A. S.) Cleve	Siqueiros- Beltrones (2002)		32	1
59	<i>Diploneis weissflogii</i> (A. Schmidt) Cleve	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	197	92	4, 5
60	<i>Ditylum</i> sp. 1				
61	<i>Ditylum brightwelli</i> (West) Grunow in Van Heurck	Soler <i>et al.</i> (2003)	101	19	7
62	<i>Eunotogramma debile</i> (W. Smith) Grunow	Siqueiros- Beltrones (2002)		23	14
63	<i>Eunotogramma laevis</i> Grunow	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	32	2	3-6
64	<i>Eunotogramma marinum</i> (W. Smith) Peragallo	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	462	10	1-3
65	<i>Eupodiscus</i> cf. <i>radiatus</i> (Bailey)	Schmidt <i>et al.</i> (1874- 1959)		440	3-5
66	<i>Fragilaria martyi</i> (Heribaud) Lange- Bertalot	Witkowski <i>et al.</i> (2000)		24	3-6
67	<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	Foged (1978)	69	XL	21
68	<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	Moreno <i>et al.</i> , (1996)	?	21	13
69	<i>Grammatophora oceanica</i> (Ehrenberg pro parte) Grunow	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	472		13-14
70	<i>Gyrosigma balticum</i> (Ehr.) Cleve	Soler <i>et al.</i> (2003)	188	41	3
71	<i>Gyrosigma peisonis</i> (Grun.) Hustedt	Siqueiros- Beltrones (2002)		22	2
72	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grunow	Siqueiros- Beltrones (2002)		41	15-16
73	<i>Hemiaulus hauckii</i> Grunow				
74	<i>Hemiaulus sinensis</i> Greville 1865	Soler <i>et al.</i> (2003)	99	19	2-3
75	<i>Licmophora</i> cf. <i>debilis</i> (Kütz) Grunow	Hustedt (1959)	73		602
76	<i>Licmophora gracilis</i> (Ehrenberg) Grunow var. <i>gracilis</i>	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	65	18	12-15
77	<i>Lithodesmium</i> cf. <i>undulatum</i> Ehrenberg	Moreno <i>et al.</i> (1996)	84	23	6
78	<i>Lyrella clavata</i> (Gregory) D. G. Mann in Round <i>et al.</i> var. <i>clavata</i> Moreno <i>et al.</i>	Moreno <i>et al.</i> (1996)	85	23	8
79	<i>Mastogloia pumila</i> (Grunow) Cleve	Siqueiros- Beltrones (2002)		39	10
80	<i>Mastogloia pusilla</i> Grunow	Siqueiros- Beltrones (2002)		36	6
81	<i>Navicula agnita</i> Hustedt	Foged (1984)	59	XLV	8.9
82	<i>Navicula apta</i> Hustedt	Hustedt (1955)		a	17-18
83	<i>Navicula</i> cf. <i>britannica</i> Hustedt et Aleem	Hendey, 1964	195	31	6
84	<i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>subsalina</i> Hustedt	Moreno <i>et al.</i> (1996)	93	25	6.7
85	<i>Navicula disserta</i> Hustedt	Simonsen (1987)		379	28-32
86	<i>Navicula parva</i> (Menegh.) Cleve	Siqueiros-Beltrones (2002)		38	13, 14
87	<i>Navicula salinarum</i> Grunow				
88	<i>Neodelphineis pelagica</i> Takano	Moreno <i>et al.</i> (1996)	99	26	7
89	<i>Nitzschia bicapitata</i> Cleve	Foged (1975)	122	29	15
90	<i>Nitzschia calida</i> Grunow	Cleve-Euler (1952)	62		1439: a, b
91	<i>Nitzschia compressa</i> (Bailey) Boyer	Moreno <i>et al.</i> (1996)	101	26	12
92	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow in Cleve yGrunow	Moreno <i>et al.</i> (1996)	101	26	14
93	<i>Nitzschia frustulum</i> var. <i>parva</i>				
94	<i>Nitzschia laevis</i> Hustedt	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	388	180	1- 6

95	<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow				
96	<i>Nitzschia obtusa</i> var. <i>filiformis</i> Grunow	Siqueiros- Beltrones (2002)	33	2	
97	<i>Nitzschia scalpelliformis</i> (Grunow in Cleve & Möller) Grunow	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	404	201	10-12
98	<i>Nitzschia sigma</i> forma <i>sigma</i> Grunow	Cleve- Euler (1952)	149		1470 a-b
99	<i>Nitzschia sigma</i> forma <i>simgatella</i> (Greg) Grun. W. Sm	Cleve- Euler (1952)	149		1470 g-h
100	<i>Odontella aurita</i> (Lyngbye) Agarth	Peragallo y Peragallo (1897-1908)		98	3, 5, 6
101	<i>Odontella longicurtis</i> (Greville) Hoban	Moreno <i>et al.</i> (1996)	106	27	11
102	<i>Odontella mobiliensis</i> (Bailey) Grunow	Moreno <i>et al.</i> (1996)	106	27	12
103	<i>Odontella rhombus</i> (Ehrenberg) Kützing	Moreno <i>et al.</i> (1996)	108	27	15
104	<i>Opephora pacifica</i> (Grun.) Petit	Siqueiros- Beltrones (2002)		23	11-12
105	<i>Paralia sulcata</i> (Ehrenberg) Cleve	Soler <i>et al.</i> (2003)	60	4	12
106	<i>Paralia sulcata</i> var. <i>coronata</i> Ehrenberg (Grunow)				
107	<i>Paralia sulcata</i> var. <i>radiata</i> (Grunow) Peragallo y Peragallo	Moreno <i>et al.</i> (1996)	109	28	5
108	<i>Plagiogrammopsis vanheurckii</i> (Grunow) Hasle von Stosch y Syvertsen	Moreno <i>et al.</i> , (1996)	110	28	10
109	<i>Plagiotropis vitrea</i> var. <i>genuina</i> A. Cleve	Siqueiros- Beltrones (2002)		27	4
110	<i>Pleurosigma angulatum</i> (Quekett) W. m Smith	Moreno <i>et al.</i> (1996)	112	28	16
111	<i>Pleurosigma diversistriatum</i> Meister	Desikachary (1989)		672	1
112	<i>Pleurosigma intermedium</i> Smith	Peragallo y Peragallo (1897-1908)		34	21
113	<i>Pleurosigma naviculaceum</i> Brébisson	Siqueiros- Beltrones (2002)		27	1
114	<i>Psammodictyon constrictum</i> (Kützing) D. G. Mann	Moreno <i>et al.</i> (1996)	116	29	8
115	<i>Pseudo-nitzschia</i> sp. (Grunow ex Cleve) Hasle	Soler <i>et al.</i> (2003)	225	48	8
116	<i>Rhabdonema crassum</i> Hendey	Hendey, 1964	172	XXVI	8-10
117	<i>Rhizosolenia pungens</i> Cleve- Euler	Moreno <i>et al.</i> (1996)	121	30	7
118	<i>Rhizosolenia setigera</i> Brightwell	Moreno <i>et al.</i> (1996)	121	30	8
119	<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg)		231		
120	<i>Rhopalodia musculus</i> (Kützing) O. Müller	Witkowski <i>et al.</i> (2000)	411	214	9
121	<i>Rhopalodia musculus</i> var. <i>constricta</i> Wm. Smith	Siqueiros- Beltrones (2002)		38	2
122	<i>Seminavis</i> sp. 1				
123	<i>Seminavis</i> sp. 3	López-Fuerte (en prensa)		35	12, 15
124	<i>Skeletonema costatum</i> Greville. Cleve	Peragallo y Peragallo (1897-1908)	439	CXXI	5
125	<i>Streptotheca thamesis</i> (Shrubsole) Ricard 1987				
126	<i>Surirella recedens</i> A. Schmidt	Foged (1975)	53	31	8
127	<i>Tabularia investiens</i> (W. Smith) Williams y Round	Hartley (1996)	586		3
128	<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>claviformis</i> (Schrader) Moreno- Ruiz	Moreno <i>et al.</i> (1996)	130	32	12-13
129	<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>capitulata</i> (Castracane)	Moreno <i>et al.</i> (1996)	129	32	10,11
130	<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>inflata</i> Heiden in Heinden y Kolbe	Moreno <i>et al.</i> (1996)	130	32	14-15
131	<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>parva</i> Moreno-Ruiz	Moreno <i>et al.</i> (1996)	132	33	1-2
132	<i>Thalassiosira</i> cf <i>decipiens</i> (Grunow) Jørgensen	Moreno <i>et al.</i> (1996)	133	33	7
133	<i>Thalassiosira eccentrica</i> (Ehrenberg) Cleve	Navarro (1982)	66	I	3, 4
134	<i>Thalassiosira leptopus</i> (Grunow) Hasley Fryxell	Moreno <i>et al.</i> (1996)	134	33	11
135	<i>Thalassiosira</i> cf <i>nanolineata</i> (Mann) Fryxell y Hasle	Soler <i>et al.</i> (2003)	47	2	7a, b
136	<i>Thalassiosira oestrupii</i> (Ost.) Proschkina- Lavrenki ex Hasle	Soler <i>et al.</i> (2003)	48	3	1-2
137	<i>Thalassiosira oestrupii</i> (Ost.) var. <i>oestrupii</i> Moreno <i>et al.</i>	Moreno <i>et al.</i> (1996)	135	33	13
138	<i>Thalassiosira pacifica</i> Gran y Angst	Moreno <i>et al.</i> (1996)	136	33	14
139	<i>Thalassiosira</i> sp. 1	Round <i>et al.</i> (1990)			d, e
140	<i>Triceratium favus</i> Eherenberg	Moreno <i>et al.</i> (1996)	139	34	6-8
141	<i>Tropidoneis</i> sp. 1				
142	<i>Tryblionella punctata</i> W.m Smith	Moreno <i>et al.</i> (1996)	140	34	12

Apéndice C. Elenco de dinoflagelados tecados y desnudos encontrados en las muestras de arrastre, fondo y canal de llamada de la granja camaronera Marea Alta Comercial.

Dinoflagelados Tecados		Taxón	Referencia	Lám	Pag	Fig
1	<i>Alexandrium</i> sp. 1					
2	<i>Blepharocysta splendor maris</i> Ehrenberg 1859					
3	<i>Ceratium balechii</i> Meave del Castillo <i>et al.</i> 2003					
4	<i>Ceratium belone</i> Cleve		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	1	30	5
5	<i>Ceratium breve</i> var. <i>parallellum</i> (Schmidt) Jörgensen		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	1	31	8
6	<i>Ceratium candelabrum</i> var. <i>candelabrum</i> Sournia		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	1	31	5
7	<i>Ceratium deflexum</i> (Kofoid) Jorgensen		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	2	34	4
8	<i>Ceratium falcatum</i> (Kofoid) Jörgensen		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	2	36	6
9	<i>Ceratium furca</i> (Ehrenberg) Claparede y Lachmann					
10	<i>Ceratium furca</i> var. <i>furca</i> Sournia		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	2	36	7
11	<i>Ceratium fusus</i> (Ehrenberg) Dujardin 1841		Sournia (1986)		397	20
12	<i>Ceratium kofoidii</i> Jörgensen 1911		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	19	41	2
13	<i>Ceratium lunula</i> (Schimper ex Karsten 1905) Jorgensen		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	3	42	10
14	<i>Ceratium macroceros</i> (Ehrenberg 1840) Vanhöffen 1897					
15	<i>Ceratium massiliense</i> (Gourret 1883) Jorgensen					
16	<i>Ceratium trichoceros</i> (Ehrenberg) Kofoid		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	5	47	4
17	<i>Ceratium tripos</i> var. <i>atlanticum</i> (Ostenfeld) Paulsen		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	5	48	5 a-b
18	<i>Ceratium tripos</i> var. <i>pulchellum</i> (Schröder) López ex Sournia		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	5	49	7
19	<i>Dynophysis caudata</i> Seville-Kent		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	6	19	4
20	<i>Dynophysis</i> sp. 1					
21	<i>Dynophysis tripos</i> Gourret		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	21	22	2
22	<i>Dynophysis rudgei</i> (Murray & Whitting) Abé					
23	<i>Gonyaulax polygramma</i> Stein		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	7	55	5
24	<i>Gonyaulax spinifera</i> (Claparède et Lachmann) Diesing		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	7	55	6
25	<i>Goniodoma polyedricus</i> (Pouchet) Drugg y Loeblich		Seidinger y Tangen (1996)			
26	<i>Heterocapsa</i> sp. 1					
27	<i>Ornithocercus magnificus</i> Stein emend. Schütt		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	8	23	3
28	<i>Ornithocercus</i> sp. 1					
29	<i>Oxyphysis oxytoxoides</i> Kofoid		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	8	25	6
30	<i>Peridinium quinquecorne</i> Abé		Seidinger y Tangen 1996			
31	<i>Prorocentrum compressum</i> (Bailey) Abé ex Dodge 1975		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	22	80	7 a-b
32	<i>Prorocentrum gracile</i> Schütt 1845		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	9	80	4
33	<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenberg		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	9	81	16
34	<i>Prorocentrum minimum</i> (Pavillard) J. Schiller		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	9	82	7
35	<i>Prorocentrum rhathymum</i> Loeblich III <i>et al.</i> 1979		Seidinger y Tangen 1996			
36	<i>Podolampas palmipes</i> Stein		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	9	77	1
37	<i>Protoperidinium conicum</i> (Gran) Balech 1974		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	22	62	19
38	<i>Protoperidinium elegans</i> (Cleve) Balech 1974		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	23	64	4 a-b
39	<i>Protoperidinium grande</i> (Kofoid) Balech 1974		Balech, (1988)	42	110	2-9
40	<i>Protoperidinium</i> cf. <i>pacificum</i> (Kofoid et Michener 1911) F.J.R. Taylor et Balech ex Balech 1988		Balech, (1988)	40	107	14-18
41	<i>Protoperidinium pellucidum</i> (Bergh) Balech		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	13	71	2
42	<i>Pyrophacus steinii</i> (Schiller) Wall y Dale		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	14	78	3
43	<i>Scrippsiella trochoidea</i> (Stein) Loeblich III 1976		Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	14	76	4 a-c

Dinoflagelados Desnudos

44	<i>Gymnodinium catenatum</i> Graham	Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	7	26	8
45	<i>Cochlodinium polykrikoides</i> Margalef	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> , (2004)			
46	<i>Noctiluca scintillans</i> (Macartney) Kofoed y Swezy	Licea-Durán <i>et al.</i> (1995)	8	28	2

Apéndice D. Abundancias relativas de diatomeas en los estanques de cultivo durante el ciclo de cultivo (junio-octubre). Abundancia absoluta (A), Abundancia Relativa (A. Rel %), Abundancia Acumulada (A. Rel. Acum.)

	Taxón	A	A. Rel	A. Rel.Acum.	
1	<i>Amphora coffeaeformis</i> var. <i>salina</i>	3077	24.30	24.30	Muy Abundantes
2	<i>Catacombas gaillioni</i>	1006	7.94	32.24	
3	<i>Neodelphineis pelagica</i>	991	7.83	40.07	
4	<i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>subsalina</i>	634	5.01	45.07	
5	<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>capitulata</i>	498	3.93	49.01	
6	<i>Cyclotella striata</i>	402	3.17	52.18	
7	<i>Mastogloia pumila</i>	344	2.72	54.90	
8	<i>Mastogloia pusilla</i>	322	2.54	57.44	
9	<i>Skeletonema costatum</i>	266	2.10	59.54	
10	<i>Navicula</i> cf. <i>britannica</i>	255	2.01	61.55	
11	<i>Amphora acutiuscula</i>	201	1.59	63.14	
12	<i>Amphora</i> cf. <i>tenuissima</i>	194	1.53	64.67	Abundantes
13	<i>Thalassiosira oestrupii</i> var. <i>oestrupii</i>	189	1.49	66.16	
14	<i>Thalassiosira eccentrica</i>	181	1.43	67.59	
15	<i>Cymatotheca weissflogii</i>	168	1.33	68.92	
16	<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.	165	1.30	70.22	
17	<i>Navicula salinarum</i>	156	1.23	71.45	
18	<i>Hemiaulus hauckii</i>	146	1.15	72.61	
19	<i>Odontella aurita</i>	146	1.15	73.76	
20	<i>Chaetoceros</i> sp 1	145	1.14	74.91	
21	<i>Thalassiosira pacifica</i>	141	1.11	76.02	
22	<i>Navicula parva</i>	135	1.07	77.08	Comunes
23	<i>Nitzschia sigma</i> forma <i>sigma</i>	135	1.07	78.15	
24	<i>Seminavis</i> sp 1	131	1.03	79.19	
25	<i>Eunotogramma laevis</i>	115	0.91	80.09	
26	<i>Rhopalodia musculus</i>	98	0.77	80.87	
27	<i>Gomphonema parvulum</i>	92	0.73	81.59	
28	<i>Paralia sulfata</i>	81	0.64	82.23	
29	<i>Cyclotella stylorum</i>	79	0.62	82.86	
30	<i>Odontella mobiliensis</i>	79	0.62	83.48	
31	<i>Rhizosolenia pungens</i>	78	0.62	84.10	
32	<i>Paralia sulfata</i> var. <i>radiata</i>	77	0.61	84.70	
33	<i>Actinoptychus campanulifer</i>	75	0.59	85.30	
34	<i>Amphora coffeaeformis</i>	71	0.56	85.86	
35	<i>Navicula apta</i>	70	0.55	86.41	
36	<i>Actinoptychus splendens</i>	69	0.54	86.96	
37	<i>Coscinodiscus radiatus</i> var. 2	69	0.54	87.50	
38	<i>Thalassiosira oestrupii</i>	68	0.54	88.04	
39	<i>Thalassiosira</i> sp. 1	68	0.54	88.57	
40	<i>Navicula agnita</i>	63	0.50	89.07	
41	<i>Navicula diserta</i>	63	0.50	89.57	
42	<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>claviformes</i>	60	0.47	90.04	
43	<i>Rhopalodia musculus</i> var. <i>constricta</i>	57	0.45	90.49	
44	<i>Diplomenora cocconeiformis</i>	52	0.41	90.90	
45	<i>Seminavis</i> sp. 3	49	0.39	91.29	

46	<i>Rhizosolenia setigera</i>	48	0.38	91.67
47	<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>parva</i>	47	0.37	92.04
48	<i>Actinoptychus aster</i>	42	0.33	92.37
49	<i>Odontella rhombus</i>	42	0.33	92.70
50	<i>Cocconeis scutellum</i> var. <i>parva</i>	40	0.32	93.02
51	<i>Coscinodiscus asteromphalus</i>	39	0.31	93.33
52	<i>Paralia sulcata</i> var. <i>coronata</i>	39	0.31	93.64
53	<i>Thalassiosira leptopus</i>	39	0.31	93.94
54	<i>Chaetoceros</i> sp. 2	36	0.28	94.23
55	<i>Nitzschia lavéis</i>	32	0.25	94.48
56	<i>Pleurosigma angulatum</i>	32	0.25	94.73
57	<i>Dytilum brightwelli</i>	30	0.24	94.97
58	<i>Achnanthes longipes</i>	28	0.22	95.19
59	<i>Plagiogrammopsis vanheurckii</i>	28	0.22	95.41
60	<i>Nitzschia frustulum</i> var. <i>parva</i>	26	0.21	95.62
61	<i>Coscinodiscus rothii</i>	25	0.20	95.81
62	<i>Cyclotella radiosa</i>	25	0.20	96.01
63	<i>Nitzschia calida</i>	25	0.20	96.21
64	<i>Psammodictyon constrictum</i>	23	0.18	96.39
65	<i>Gomphonema gracile</i>	22	0.17	96.57
66	<i>Amphora salina</i>	20	0.16	96.72
67	<i>Licmophora</i> cf. <i>debilis</i>	20	0.16	96.88
68	<i>Actinoptychus parvus</i>	19	0.15	97.03
69	<i>Coscinodiscus curvatulus</i> var. <i>latis striata</i>	19	0.15	97.18
70	<i>Diploneis dalmatita</i>	16	0.13	97.31
71	<i>Rhabdonema crassum</i>	16	0.13	97.43
72	<i>Bacteriastrum hyalinum</i>	15	0.12	97.55
73	<i>Eunotogramma debile</i>	15	0.12	97.67
74	<i>Bacillaria sociales</i>	14	0.11	97.78
75	<i>Delphineis surirella</i>	14	0.11	97.89
76	<i>Nitzschia scalpelliformis</i>	14	0.11	98.00
77	<i>Nitzschia obtusa</i> var. <i>filiformis</i>	13	0.10	98.10
78	<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>inflata</i>	13	0.10	98.21
79	<i>Amphora immarginata</i>	12	0.09	98.30
80	<i>Eunotogramma marinum</i>	12	0.09	98.40
81	<i>Thalassiosira</i> cf. <i>nanolineata</i>	12	0.09	98.49
82	<i>Gyrosigma balticum</i>	10	0.08	98.57
83	<i>Amphora holsatica</i>	9	0.07	98.64
84	<i>Pleurosigma naviculaceum</i>	9	0.07	98.71
85	<i>Actinocyclus octonarius</i>	8	0.06	98.78
86	<i>Surirella recedens</i>	8	0.06	98.84
87	<i>Tryblionella punctata</i>	8	0.06	98.90
88	<i>Actinoptychus senarius</i>	7	0.06	98.96
89	<i>Biddulphia alternans</i>	7	0.06	99.01
90	<i>Nitzschia sigma</i> forma <i>simgatella</i>	7	0.06	99.07
91	<i>Tabularia investiens</i>	7	0.06	99.12
92	<i>Actinoptychus minutus</i>	6	0.05	99.17
93	<i>Amphora eunotia</i>	6	0.05	99.22
94	<i>Fragilaria martyi</i>	6	0.05	99.27
95	<i>Pleurosigma intermedium</i>	6	0.05	99.31

Raras

96	<i>Tropidoneis</i> sp. 1	6	0.05	99.36	} Raras
97	<i>Asteromphalus flabellatus</i>	5	0.04	99.40	
98	<i>Cocconeis costata</i> var. <i>hexagona</i>	5	0.04	99.44	
99	<i>Cocconeis costata</i> var. <i>pacifica</i>	5	0.04	99.48	
100	<i>Coscinodiscus</i> cf. <i>wailesii</i>	5	0.04	99.52	
101	<i>Dimeregramma maculatum</i>	5	0.04	99.56	
102	<i>Diploneis</i> cf. <i>crabro</i>	5	0.04	99.60	
103	<i>Streptotheca thamesis</i>	5	0.04	99.64	
104	<i>Amphora proteus</i>	4	0.03	99.67	
105	<i>Eupodiscus</i> cf. <i>radiatus</i>	4	0.03	99.70	
106	<i>Licmophora gracilis</i> var. <i>gracilis</i>	4	0.03	99.73	
107	<i>Nitzschia bicapitata</i>	4	0.03	99.76	
108	<i>Plagiotropis vitrea</i> var. <i>genuina</i>	4	0.03	99.79	
109	<i>Pleurosigma diversistriata</i>	4	0.03	99.83	
110	<i>Cerataulus californicus</i>	3	0.02	99.85	
111	<i>Diploneis weissflogii</i>	3	0.02	99.87	
112	<i>Asteromphalus heptactis</i>	2	0.02	99.89	
113	<i>Chaetoceros didymus</i> var. <i>didymus</i>	2	0.02	99.91	
114	<i>Chaetoceros radicans</i>	2	0.02	99.92	
115	<i>Delphineis surirella</i> var. <i>australis</i>	2	0.02	99.94	
116	<i>Ditylum</i> sp. 1	2	0.02	99.95	
117	<i>Hemiaulus sinensis</i>	2	0.02	99.97	
118	<i>Odontella longicurtis</i>	2	0.02	99.98	
119	<i>Coscinodiscus gigas</i>	1	0.01	99.99	
120	<i>Cyclotella litoralis</i>	1	0.01	100.00	

Apéndice E. Variación espacial de las abundancias relativas de diatomeas bentónicas entre estanques

Taxón	Est 3	Est 4	Est 8	Est 9	Est 15	Est 16
<i>Achnanthes brevipes</i>	0	4	2	0	0	0
<i>Achnanthes brevipes</i> var. <i>intermedia</i>	4	0	5	0	0	0
<i>Achnanthes haynaldii</i> var. <i>parva</i>	2	5	2	0	5	3
<i>Achnanthes longipes</i>	0	9	1	0	2	0
<i>Achnanthes pseudogroenlandica</i>	0	0	4	0	10	0
<i>Actinocyclus octonarius</i>	0	0	0	0	0	3
<i>Actinopterychus aster</i>	9	5	0	3	2	0
<i>Actinopterychus campanulifer</i>	20	5	4	1	2	0
<i>Actinopterychus parvus</i>	2	4	4	10	3	0
<i>Actinopterychus splendens</i>	14	5	6	0	4	2
<i>Amphora acutiuscula</i>	24	6	2	15	3	9
<i>Amphora coffeaeformis</i> var. <i>salina</i>	671	805	850	1159	1153	835
<i>Amphora eunotia</i>	13	4	0	22	0	2
<i>Amphora</i> cf. <i>holsaticoides</i>	0	0	0	0	4	0
<i>Amphora immarginata</i>	0	0	0	1	12	0
<i>Amphora proteus</i>	0	0	0	4	2	0
<i>Amphora</i> cf. <i>tenuissima</i>	0	0	8	0	30	97
<i>Aulacodiscus kittoni</i>	0	0	0	2	0	0
<i>Bacillaria socialis</i>	5	4	0	9	0	0
<i>Bacteriastrum hyalinum</i>	5	0	0	0	0	0
<i>Biddulphia alternans</i>	0	0	0	2	2	3
<i>Catacombas gaillioni</i>	324	237	295	166	349	166
<i>Chaetoceros</i> sp. 1	2	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis costata</i> var. <i>hexagona</i>	0	13	10	0	0	0
<i>Cocconeis scutellum</i> var. <i>parva</i>	0	4	10	0	3	0
<i>Coscinodiscus asteromphalus</i>	5	0	0	1	0	0
<i>Coscinodiscus</i> cf. <i>excentricus</i>	5	0	0	0	0	0
<i>Coscinodiscus radiatus</i> var. 2	4	11	0	2	3	0
<i>Coscinodiscus rothii</i>	0	0	2	0	0	1
<i>Cyclotella litorales</i>	10	17	8	16	5	6
<i>Cyclotella striata</i>	58	107	63	95	58	46
<i>Cymatotheca weissflogii</i>	19	25	33	16	24	15
<i>Delphineis surirella</i> var. <i>australis</i>	1	2	2	2	0	0
<i>Detonula</i> sp. 1	0	2	0	0	0	0
<i>Diplomenora cocconeiformis</i>	5	0	0	0	1	2
<i>Diploneis</i> cf. <i>crabro</i>	2	3	4	1	4	0
<i>Diploneis groendleri</i>	0	0	2	0	0	0
<i>Diploneis weissflogii</i>	7	2	4	4	0	0
<i>Eunotogramma laevis</i>	19	19	13	23	14	23
<i>Eunotogramma marinum</i>	0	0	0	0	6	0
<i>Gomphonema parvulum</i>	5	6	3	2	0	0
<i>Gomphonema gracile</i>	0	9	11	0	15	7
<i>Grammatophora oceanica</i>	0	0	0	0	2	0
<i>Gyrosigma peisonis</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Hantzschia amphioxys</i>	0	0	0	4	0	0

<i>Licmophora</i> cf. <i>debilis</i>	0	4	10	0	0	1
<i>Licmophora gracilis</i> var. <i>gracilis</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Lithodesmium</i> cf. <i>undulatum</i>	0	0	2	0	0	0
<i>Lyrella clavata</i> var. <i>clavata</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Mastogloia pumila</i>	72	155	193	201	110	244
<i>Mastogloia pusilla</i>	111	106	102	48	78	220
<i>Navicula agnita</i>	26	39	27	20	26	30
<i>Navicula apta</i>	6	35	14	54	52	64
<i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>subsalina</i>	43	143	74	68	117	134
<i>Navicula disserta</i>	18	14	0	12	12	17
<i>Navicula parva</i>	7	22	0	13	24	25
<i>Navicula salinarum</i>	60	122	90	70	49	44
<i>Neodelphineis pelagica</i>	57	88	84	74	67	88
<i>Nitzschia calida</i>	2	9	1	0	0	13
<i>Nitzschia compressa</i>	0	0	3	0	0	0
<i>Nitzschia frustulum</i>	0	2	3	0	0	7
<i>Nitzschia laevis</i>	0	2	2	1	1	4
<i>Nitzschia microcephala</i>	0	0	2	0	0	0
<i>Nitzschia obtusa</i> var. <i>filiformis</i>	0	4	1	0	0	0
<i>Nitzschia scalpelliformis</i>	0	0	0	1	6	0
<i>Nitzschia sigma</i> forma <i>sigma</i>	5	24	20	13	17	10
<i>Nitzschia sigma</i> forma <i>simgatella</i>	0	4	0	0	0	0
<i>Odontella aurita</i>	15	16	12	6	4	11
<i>Odontella mobiliensis</i>	5	0	0	0	0	1
<i>Odontella rhombus</i>	2	3	10	0	0	2
<i>Opephora pacifica</i>	0	0	2	0	3	0
<i>Paralia sulcata</i>	39	19	12	31	4	8
<i>Paralia sulcata</i> var. <i>coronata</i>	27	9	18	8	8	12
<i>Paralia sulcata</i> var. <i>radiata</i>	15	12	4	16	0	2
<i>Plagiogrammopsis vanheurckii</i>	1	0	4	1	4	2
<i>Pleurosigma angulatum</i>	0	5	0	0	0	0
<i>Pleurosigma naviculaceum</i>	0	6	3	0	0	0
<i>Psammodictyon constrictum</i>	2	12	6	4	6	5
<i>Rhabdonema crassum</i>	0	2	8	4	4	6
<i>Rhopalodia gibberula</i>	0	0	0	0	2	0
<i>Rhopalodia musculus</i>	8	78	5	30	11	71
<i>Rhopalodia musculus</i> var. <i>constricta</i>	6	55	16	42	19	57
<i>Seminavis</i> sp. 1	20	5	49	57	4	21
<i>Seminavis</i> sp. 3	41	2	25	26	29	12
<i>Skeletonema costatum</i>	0	16	4	0	9	52
<i>Surirella recedens</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Tabularia investiens</i>	0	4	0	2	1	0
<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>capitulata</i>	58	65	48	58	54	58
<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>claviformes</i>	0	0	0	11	2	2
<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>parva</i>	24	9	15	4	0	10
<i>Thalassiosira</i> cf. <i>decipiens</i>	0	2	0	0	0	1
<i>Thalassiosira eccentrica</i>	14	16	12	24	20	9
<i>Thalassiosira leptopus</i>	5	2	0	0	0	0
<i>Thalassiosira</i> cf. <i>nanolineata</i>	1	0	0	1	0	0
<i>Thalassiosira oestrupii</i>	4	7	7	2	2	0

<i>Thalassiosira oestrupii</i> var. <i>oestrupii</i>	45	42	28	27	23	17
<i>Thalassiosira pacifica</i>	11	13	22	3	7	10
<i>Thalassiosira</i> sp. 1	13	10	0	8	4	8
<i>Triceratium favus</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Triblionella punctata</i>	0	0	0	0	2	0

Apéndice F. Variación temporal de las abundancias relativas de diatomeas bentónicas en los estanques de cultivo.

Taxón	2003				
	Junio	Julio	Agos	Sept	Oct
<i>Achnanthes brevipes</i>	0	0	0	0	6
<i>Achnanthes brevipes</i> var. <i>intermedia</i>	0	0	0	2	7
<i>Achnanthes haynaldii</i> var. <i>parva</i>	0	0	0	3	14
<i>Achnanthes longipes</i>	3	2	6	1	0
<i>Achnanthes pseudogroenlandica</i>	0	0	6	7	1
<i>Actinocyclus octonarius</i>	0	0	0	0	3
<i>Actinoptychus aster</i>	9	0	0	3	7
<i>Actinoptychus campanulifer</i>	23	4	0	2	3
<i>Actinoptychus parvus</i>	1	2	0	14	6
<i>Actinoptychus splendens</i>	15	2	0	4	10
<i>Amphora acutiuscula</i>	0	50	0	4	5
<i>Amphora coffeaeformis</i> var. <i>salina</i>	1550	1286	835	919	883
<i>Amphora eunotia</i>	2	3	18	9	9
<i>Amphora</i> cf. <i>holsaticoides</i>	0	0	4	0	0
<i>Amphora immarginata</i>	0	6	6	0	1
<i>Amphora proteus</i>	0	0	6	0	0
<i>Amphora</i> cf. <i>tenuissima</i>	0	0	118	17	0
<i>Aulacodiscus kittoni</i>	0	0	0	2	0
<i>Bacillaria socialis</i>	11	2	0	2	3
<i>Bacteriastrium hyalinum</i>	5	0	0	0	0
<i>Biddulphia alternans</i>	0	2	0	0	5
<i>Catacombas gaillioni</i>	256	168	435	339	339
<i>Chaetoceros</i> sp. 1	2	0	0	0	0
<i>Cocconeis costata</i> var. <i>hexagona</i>	0	0	0	7	16
<i>Cocconeis scutellum</i> var. <i>parva</i>	8	0	0	6	3
<i>Coscinodiscus asteromphalus</i>	4	0	0	1	1
<i>Coscinodiscus</i> cf. <i>excentricus</i>	0	0	0	0	5
<i>Coscinodiscus radiatus</i> var. 2	5	0	2	6	7
<i>Coscinodiscus rothii</i>	0	0	0	0	3
<i>Cyclotella litorales</i>	5	21	12	8	16
<i>Cyclotella striata</i>	73	95	57	118	84
<i>Cymatotheca weissflogii</i>	0	0	0	38	94
<i>Delphineis surirella</i> var. <i>australis</i>	1	2	0	4	0
<i>Detonula</i> sp. 1	0	0	0	2	0
<i>Diplomenora cocconeiformis</i>	0	4	1	1	2
<i>Diploneis</i> cf. <i>crabro</i>	2	2	0	5	5
<i>Diploneis groendleri</i>	0	0	0	2	0
<i>Diploneis weissflogii</i>	3	4	2	6	2
<i>Eunotogramma laevis</i>	8	33	16	24	30
<i>Eunotogramma marinum</i>	0	0	0	0	6
<i>Gomphonema parvulum</i>	0	6	0	10	0
<i>Gomphonema gracile</i>	0	0	27	11	4
<i>Grammatophora oceanica</i>	0	2	0	0	0
<i>Gyrosigma peisonis</i>	0	0	0	0	1

<i>Hantzschia amphioxys</i>	0	0	0	4	0
<i>Licmophora</i> cf. <i>debilis</i>	3	0	0	5	7
<i>Licmophora gracilis</i> var. <i>gracilis</i>	0	0	2	0	0
<i>Lithodesmium</i> cf. <i>undulatum</i>	0	0	0	2	0
<i>Lyrella clavata</i> var. <i>clavata</i>	0	0	2	0	0
<i>Mastogloia pumila</i>	454	265	120	68	68
<i>Mastogloia pusilla</i>	178	209	82	105	91
<i>Navicula agnita</i>	25	66	32	24	21
<i>Navicula apta</i>	0	0	112	64	49
<i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>subsalina</i>	7	106	47	195	224
<i>Navicula disserta</i>	14	40	0	14	5
<i>Navicula parva</i>	0	20	8	24	39
<i>Navicula salinarum</i>	0	0	65	193	177
<i>Neodelphineis pelagica</i>	14	58	43	201	142
<i>Nitzschia calida</i>	5	3	10	3	4
<i>Nitzschia compressa</i>	0	0	0	3	0
<i>Nitzschia frustulum</i>	0	4	5	0	3
<i>Nitzschia laevis</i>	0	2	0	0	8
<i>Nitzschia microcephala</i>	0	0	0	0	2
<i>Nitzschia obtusa</i> var. <i>filiformis</i>	0	1	0	4	0
<i>Nitzschia scalpelliformis</i>	0	1	2	2	2
<i>Nitzschia sigma</i> forma <i>sigma</i>	18	8	25	36	2
<i>Nitzschia sigma</i> forma <i>simgatella</i>	0	0	2	0	2
<i>Odontella aurita</i>	2	1	8	18	35
<i>Odontella mobiliensis</i>	0	0	0	0	6
<i>Odontella rhombus</i>	2	0	2	0	13
<i>Opephora pacifica</i>	0	0	0	5	0
<i>Paralia sulcata</i>	21	14	10	24	44
<i>Paralia sulcata</i> var. <i>coronata</i>	19	41	5	5	12
<i>Paralia sulcata</i> var. <i>radiata</i>	9	21	4	4	11
<i>Plagiogrammopsis vanheurckii</i>	1	0	0	2	9
<i>Pleurosigma angulatum</i>	0	0	0	2	3
<i>Pleurosigma naviculaceum</i>	1	0	0	1	7
<i>Psammodictyon constrictum</i>	0	18	7	5	5
<i>Rhabdonema crassum</i>	0	18	0	2	4
<i>Rhopalodia gibberula</i>	0	0	0	2	0
<i>Rhopalodia musculus</i>	56	94	7	24	22
<i>Rhopalodia musculus</i> var. <i>constricta</i>	25	113	27	5	25
<i>Seminavis</i> sp. 1	0	21	4	46	85
<i>Seminavis</i> sp. 3	0	8	29	74	24
<i>Skeletonema costatum</i>	6	0	16	52	7
<i>Surirella recedens</i>	0	0	0	0	2
<i>Tabularia investiens</i>	6	0	0	1	0
<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>capitulata</i>	53	65	29	86	108
<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>claviformes</i>	0	0	0	10	5
<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>parva</i>	36	14	0	4	8
<i>Thalassiosira</i> cf. <i>decipiens</i>	0	0	0	1	2
<i>Thalassiosira eccentrica</i>	18	18	12	27	20

<i>Thalassiosira leptopus</i>	0	5	0	2	0
<i>Thalassiosira</i> cf. <i>nanolineata</i>	0	0	0	1	1
<i>Thalassiosira oestrupii</i>	2	5	0	1	14
<i>Thalassiosira oestrupii</i> var. <i>oestrupii</i>	18	45	15	38	66
<i>Thalassiosira pacifica</i>	8	14	3	20	21
<i>Thalassiosira</i> sp. 1	11	6	0	14	12
<i>Triceratium favus</i>	2	0	0	0	0
<i>Triblionella punctata</i>	0	0	0	0	2

APÉNDICE G. a) Número de especies de diatomeas bentónicas registradas (junio-octubre, 2003) espacio-temporalmente en la granja Marea Alta Comercial.

MES	ESTANQUE	RIQUEZA (S)
Junio	3	31
	4	30
	8	18
	9	11
	15	16
	16	13
Julio	3	27
	4	28
	8	31
	9	26
	15	24
	16	27
Agosto	4	25
	8	17
	9	23
	15	27
	16	25
Septiembre	3	31
	4	34
	8	40
	9	34
	15	35
	16	32
Octubre	3	39
	4	43
	8	37
	9	32
	15	42
	16	34

b) Número de especies de diatomeas encontradas en los arrastres espacio-temporalmente (junio-octubre, 2003) en la granja Marea Alta Comercial.

MES	ESTANQUE	RIQUEZA (S)
Junio	3	39
	4	43
	9	23
	15	23
	16	17
	Canal	50
Julio	3	22
	8	29
	15	24
	16	17
	Canal	14
Agosto	4	36
	8	31
	9	28
	15	14
	16	28
	Canal	58
Septiembre	3	38
	4	35
	8	40
	9	37
	15	36
	16	31
	Canal	44
Octubre	3	18
	4	37
	8	41
	9	28
	15	34
	16	39

c) Tabla 1. Valores obtenidos mediante la aplicación de índices ecológicos utilizados para determinar la estructura de las asociaciones de diatomeas entre estanques en las fechas de muestreo (Jun-Oct) 2003 en la granja Marea Alta Comercial.

MES	ESTANQUE	S	H'	J'	1- J'	λ	1 - λ
Junio	3	31	3.31	0.67	0.33	0.21	0.79
	4	30	2.92	0.6	0.4	0.29	0.71
	8	18	2.75	0.66	0.34	0.22	0.78
	9	11	1.59	0.46	0.54	0.48	0.52
	15	16	1.54	0.39	0.62	0.57	0.44
	16	13	2.53	0.68	0.32	0.24	0.76
	Promedio		2.44	0.58	0.42	0.33	0.67
Julio	3	27	3.21	0.68	0.33	0.24	0.76
	4	28	3.54	0.74	0.26	0.15	0.85
	8	31	3.21	0.65	0.35	0.24	0.76
	9	26	3.16	0.67	0.33	0.24	0.76
	15	24	2.63	0.57	0.43	0.34	0.66
	16	27	3.72	0.78	0.22	0.12	0.88
	Promedio		3.24	0.68	0.32	0.22	0.78
Agosto	4	25	3.45	0.74	0.26	0.16	0.84
	8	17	2.74	0.67	0.33	0.23	0.77
	9	23	3.14	0.7	0.30	0.23	0.77
	15	27	3	0.63	0.37	0.23	0.77
	16	25	3.28	0.71	0.29	0.17	0.83
	Promedio		3.12	0.69	0.31	0.21	0.79
Septiembre	3	31	3.61	0.73	0.27	0.13	0.87
	4	34	3.94	0.77	0.23	0.1	0.9
	8	40	3.8	0.71	0.29	0.15	0.85
	9	34	3.96	0.78	0.22	0.1	0.9
	15	35	3.61	0.71	0.3	0.18	0.82
	16	32	3.61	0.72	0.28	0.16	0.84
	Promedio		3.76	0.74	0.26	0.14	0.86
Octubre	3	39	5.29	0.76	0.24	0.12	0.88
	4	43	5.43	0.8	0.2	0.08	0.92
	8	37	5.21	0.75	0.25	0.13	0.88
	9	32	5	0.63	0.37	0.26	0.74
	15	42	5.39	0.74	0.26	0.12	0.88
	16	34	5.09	0.75	0.26	0.13	0.87
	Promedio		5.23	0.74	0.26	0.14	0.86

APÉNDICE H. Agrupamiento de similitud por presencia-ausencia de Bray-Curtis de las diatomeas de muestras de arrastres y fondo (variación temporal).

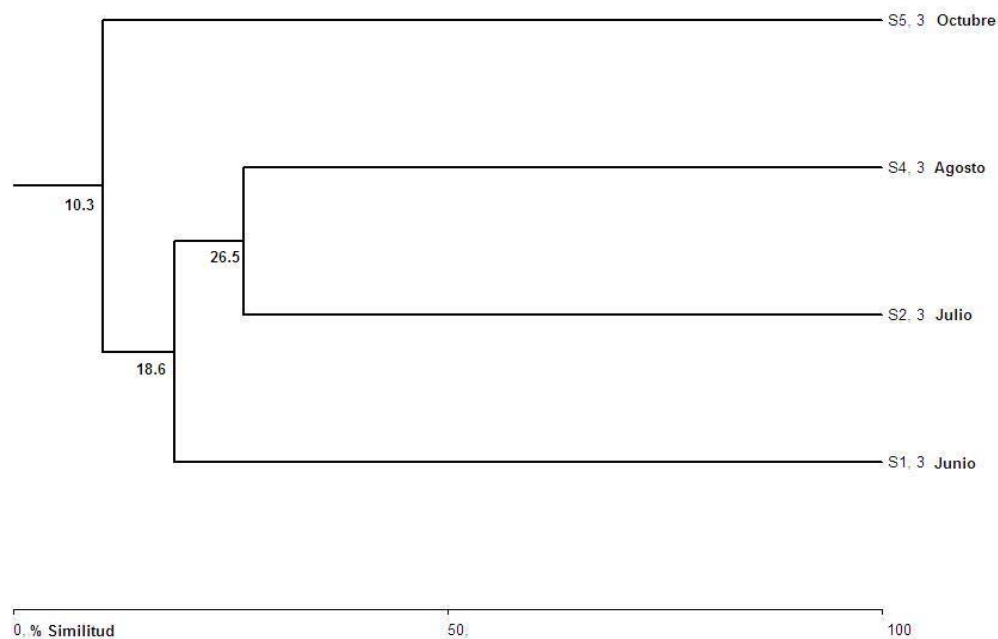


Figura 1. Porcentaje de similitud de Bray-Curtis del estanque 3 (variación temporal) de muestras de arrastres.

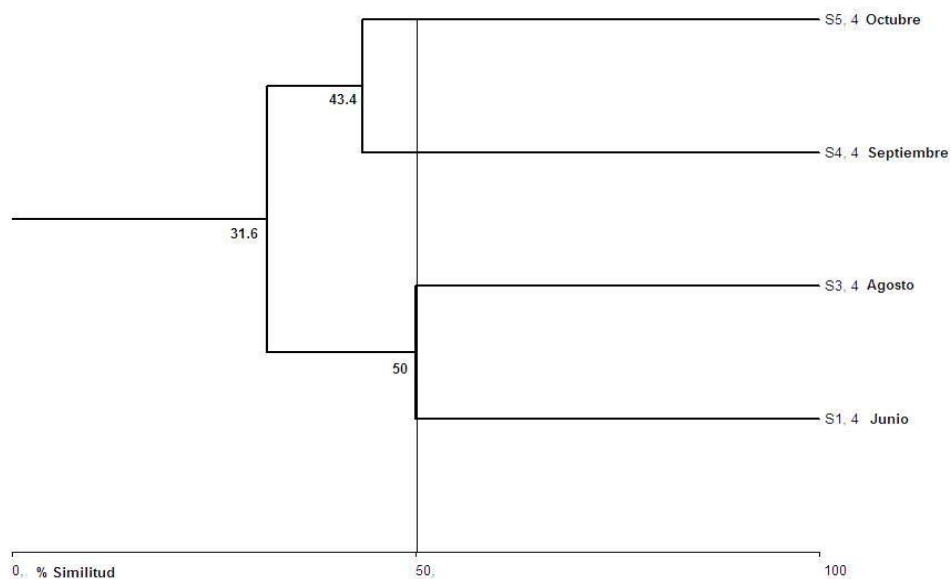


Figura 2. Porcentaje de similitud de Bray-Curtis del estanque 4 (variación temporal) de muestras de arrastres.

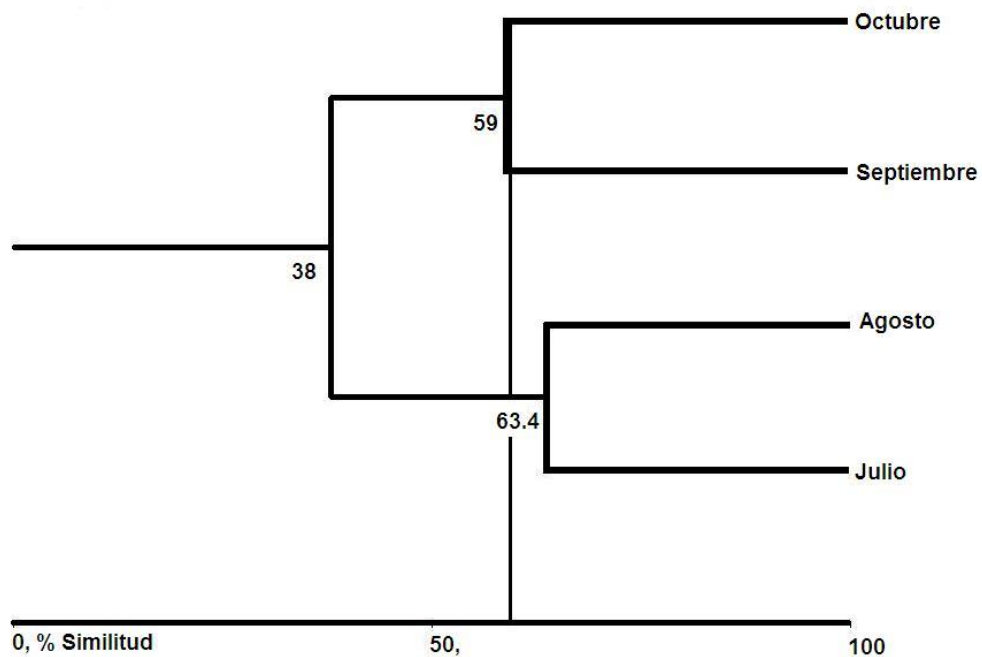


Figura 3. Porcentaje de similitud de Bray Curtis del estanque 8 (variación temporal) de muestras de arrastres.

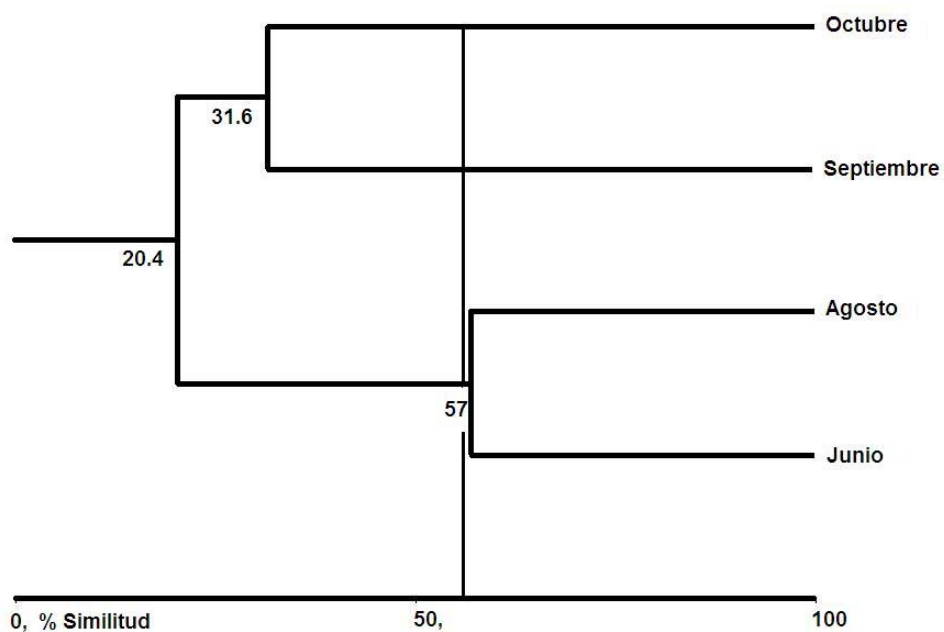


Figura 4. Porcentaje de similitud de Bray-Curtis para el estanque 9 (variación temporal) de los arrastres.

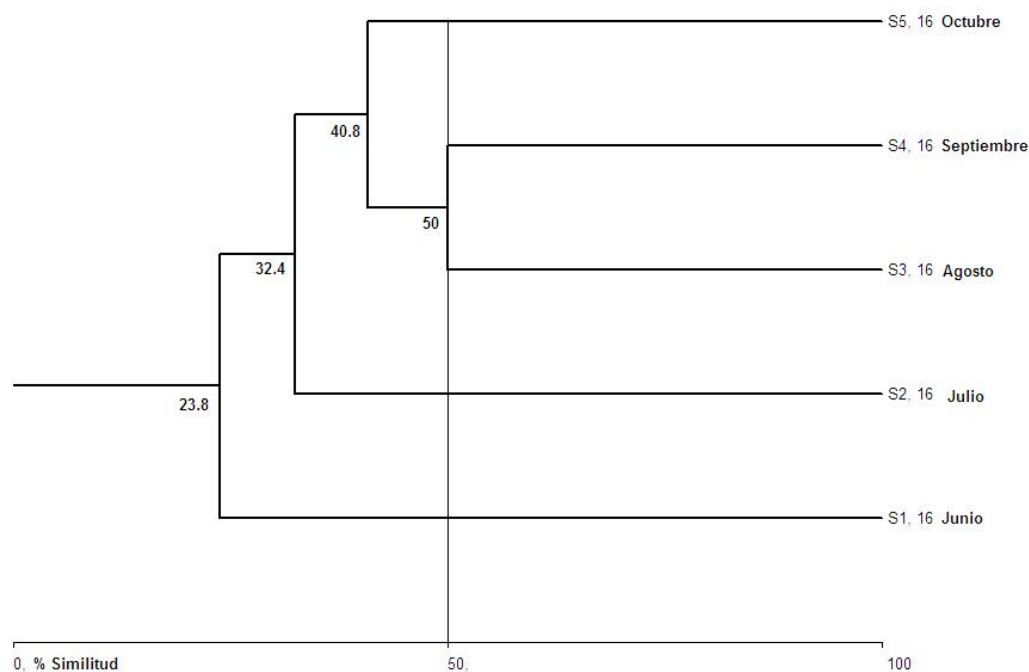


Figura 5. Porcentaje de similitud de Bray-Curtis del estanque 16 (variación temporal) de arrastres.

Bray-Curtis Cluster Analysis (Complete Link)

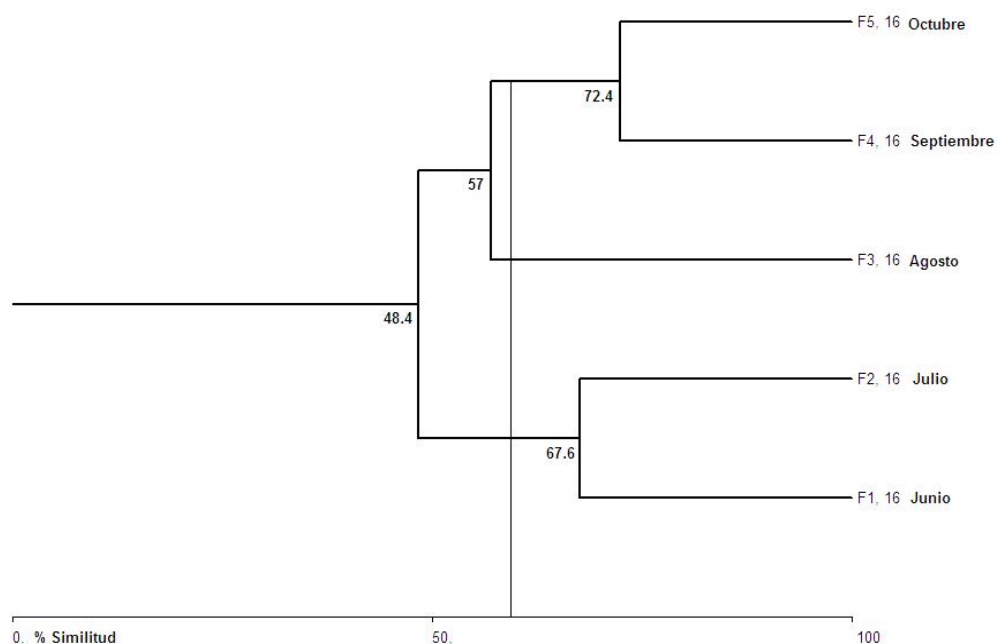


Figura 6. Porcentaje de similitud de Bray-Curtis de diatomeas bentónicas de acuerdo a la variación temporal del estanque 16

APÉNDICE I. Agrupamiento de similitud por presencia-ausencia de Bray-Curtis de las diatomeas de fondo y arrastres (variación espacial).

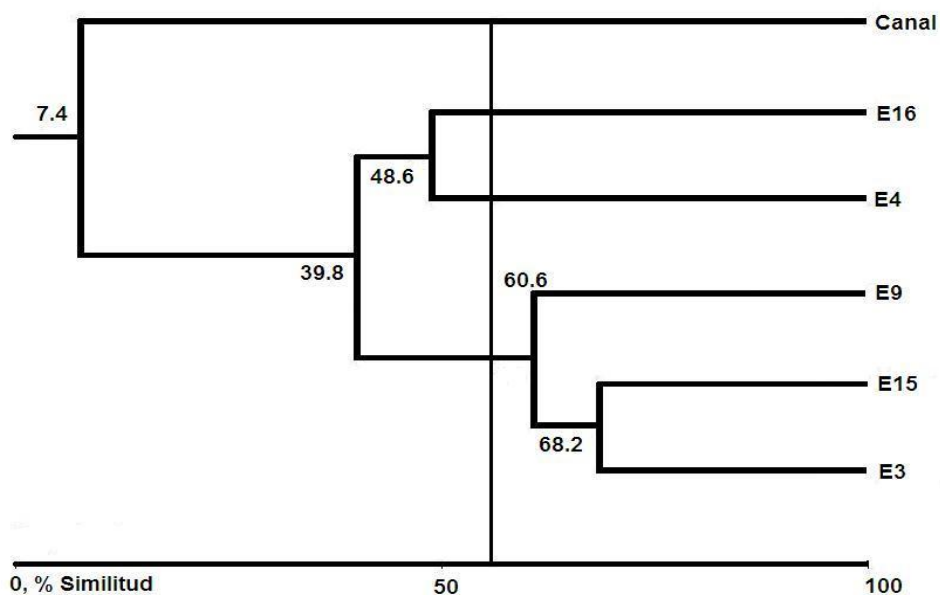


Figura 1. Porcentaje de similitud Bray-Curtis entre estanques mes de junio en las muestras de arrastres.

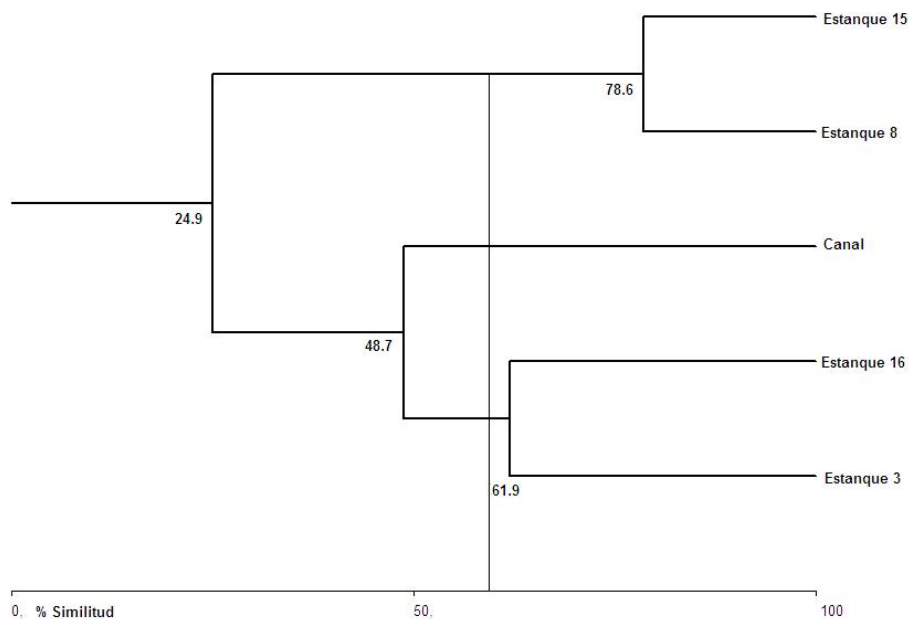


Figura 2. Porcentaje de similitud de Bray-Curtis entre estanques para el mes de julio (variación espacial) en las muestras de arrastres

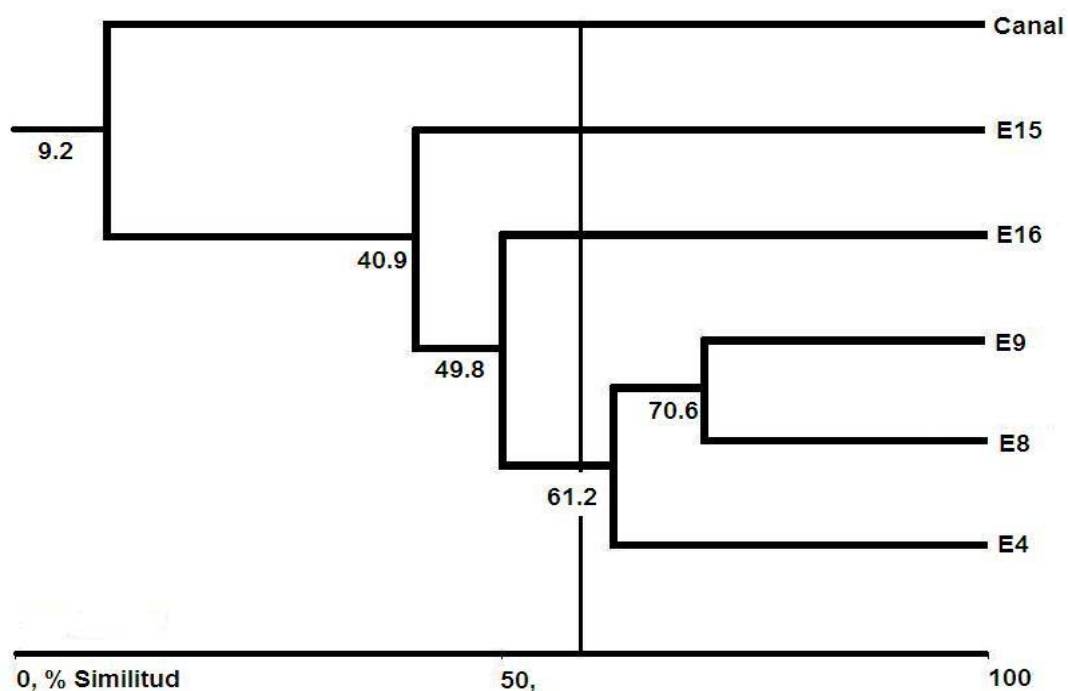


Figura 3. Porcentaje de similitud de Bray-Curtis entre estanques para mes de agosto (variación espacial) en muestras de arrastres

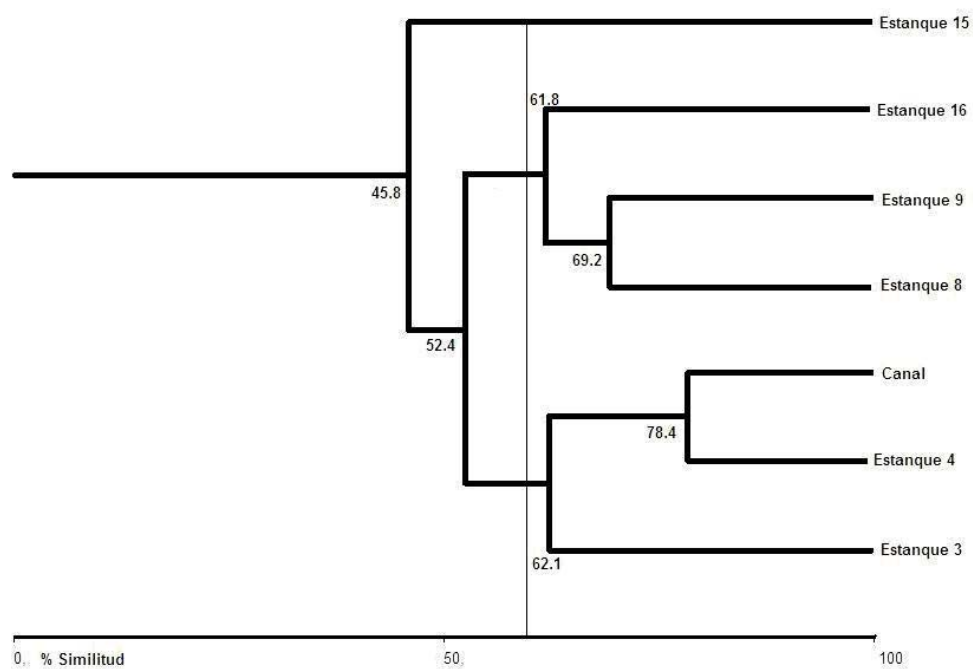


Figura 4. Porcentaje de similitud de Bray Curtis entre estanques para mes de septiembre (variación espacial) en muestras de arrastres.

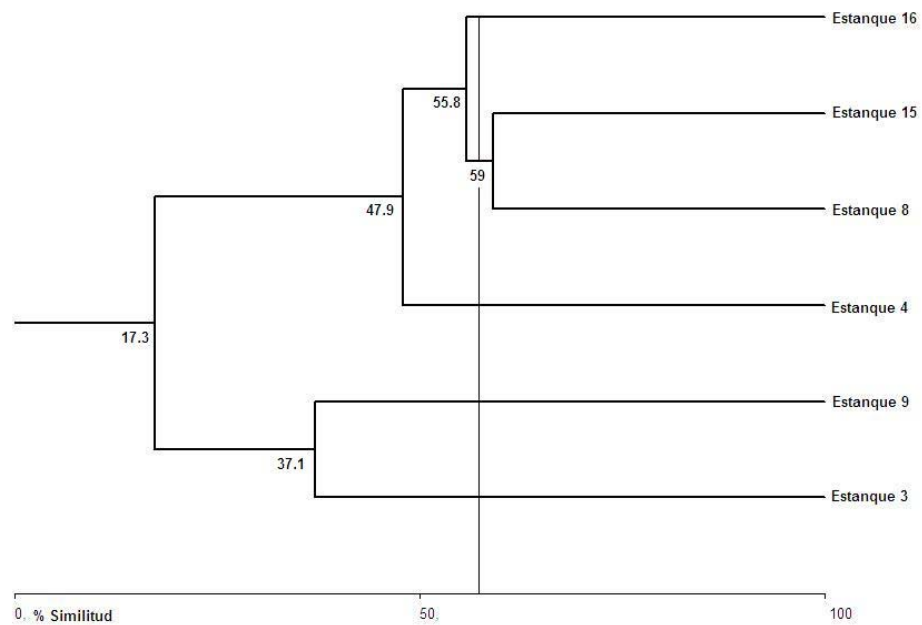


Figura 5. Porcentaje de similitud de Bray-Curtis entre estanques del mes de octubre (variación espacial) en muestras de arrastres.

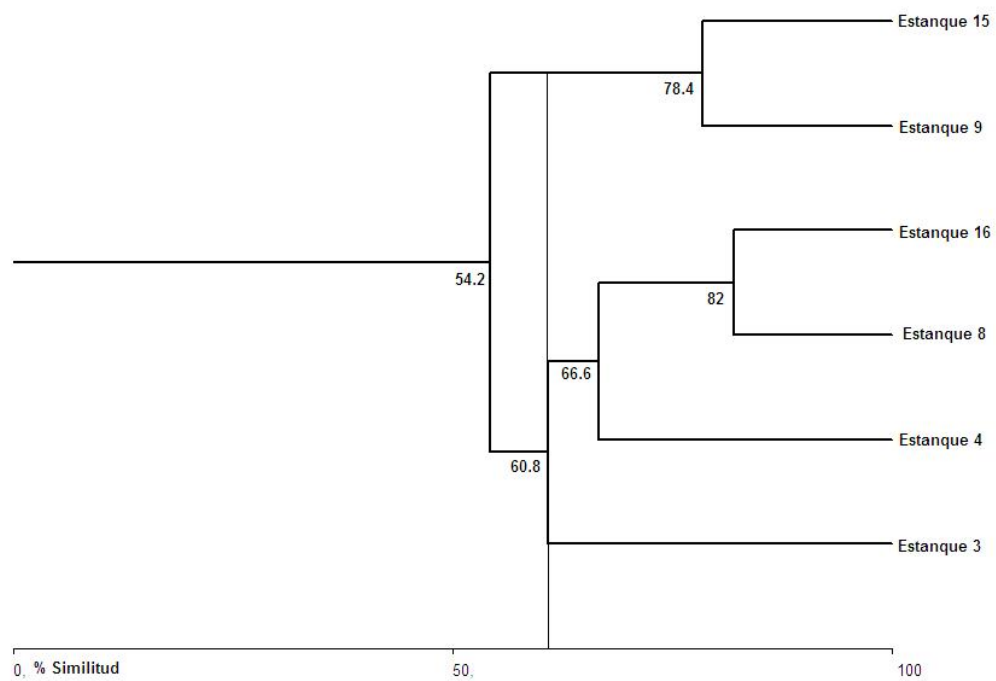


Figura 6. Porcentaje de similitud Bray Curtis entre estanques en el mes de junio en muestras de fondo.

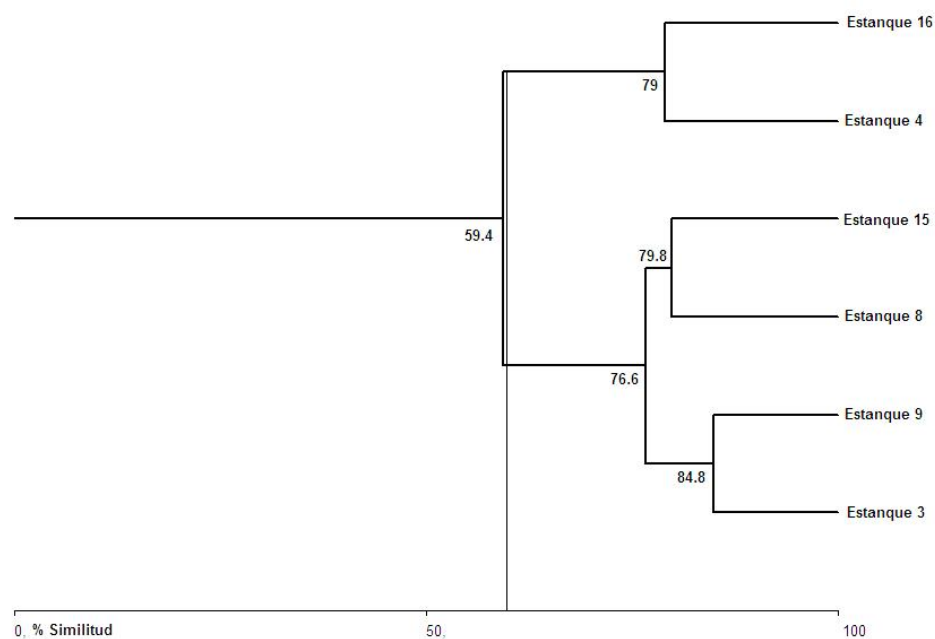


Figura 7. Porcentaje de similitud de Bray Curtis entre estanques en julio en muestras de fondo.

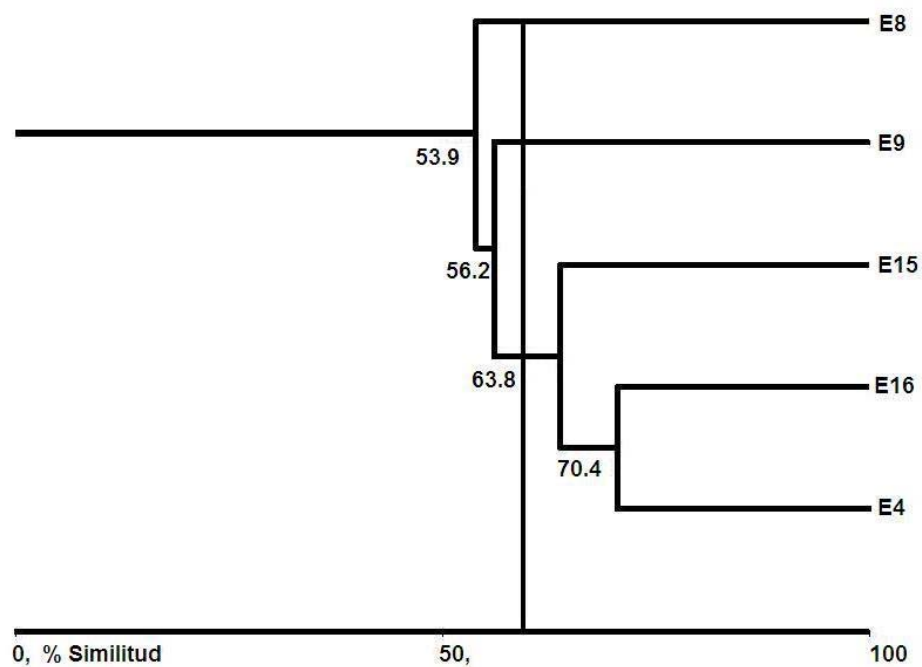


Figura 8. Porcentaje de similitud Bray-Curtis entre estanques de agosto en muestras de fondo

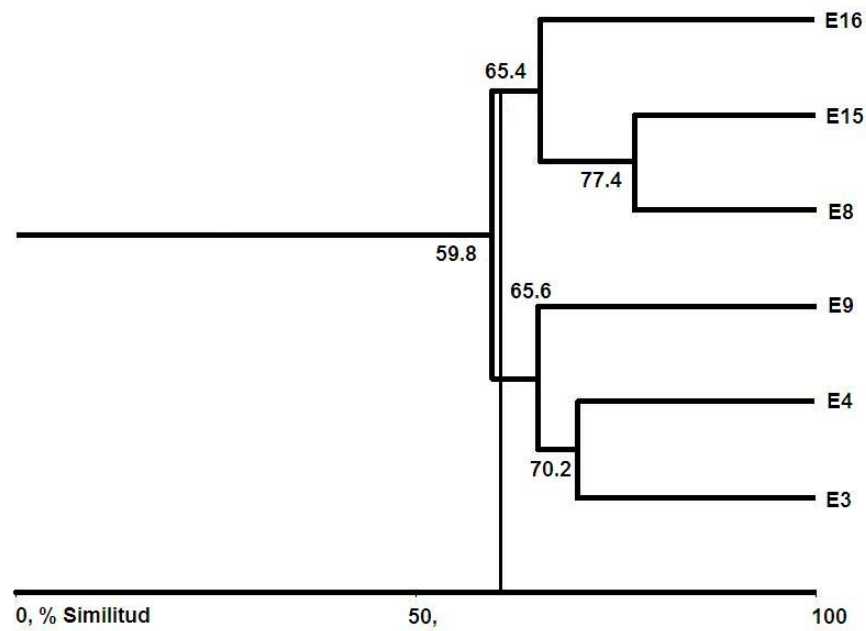


Figura 9. Porcentaje de similitud Bray-Curtis entre estanques mes de septiembre

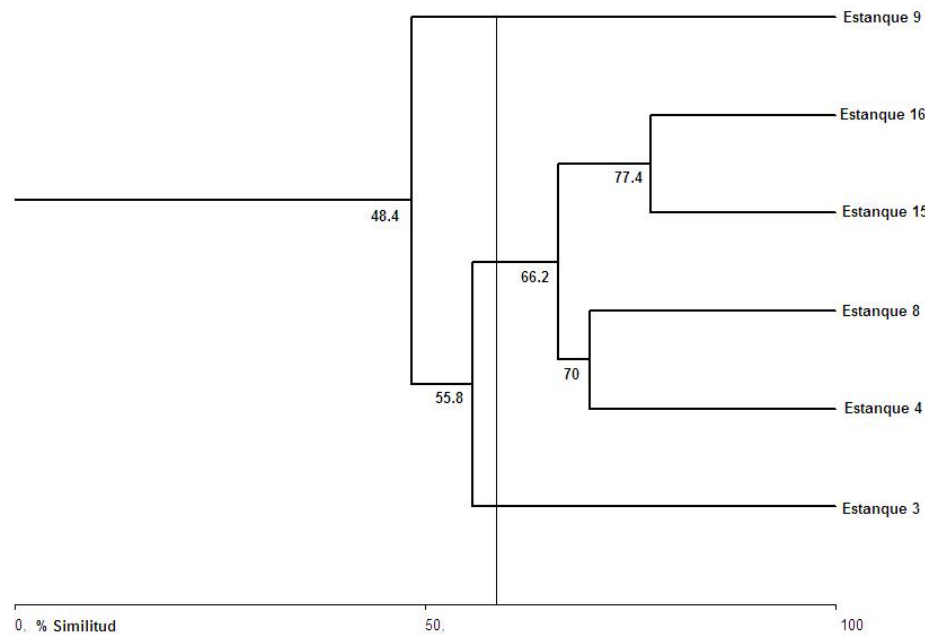


Figura 10. Porcentaje de similitud Bray-Curtis entre estanques de octubre en muestras de fondo

LÁMINA 1

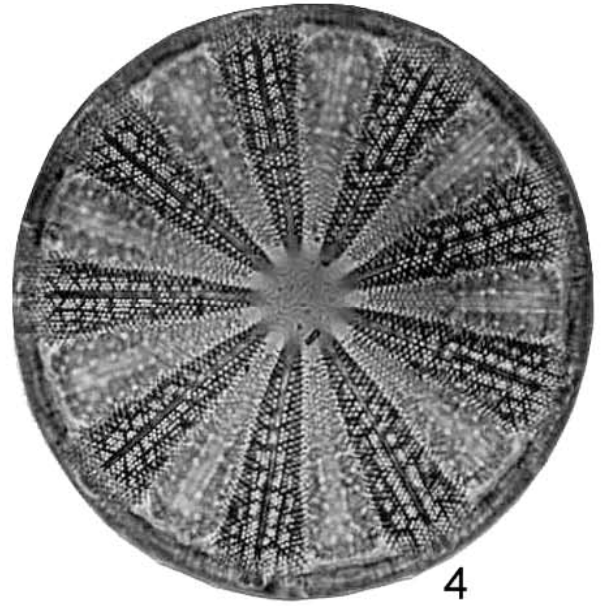
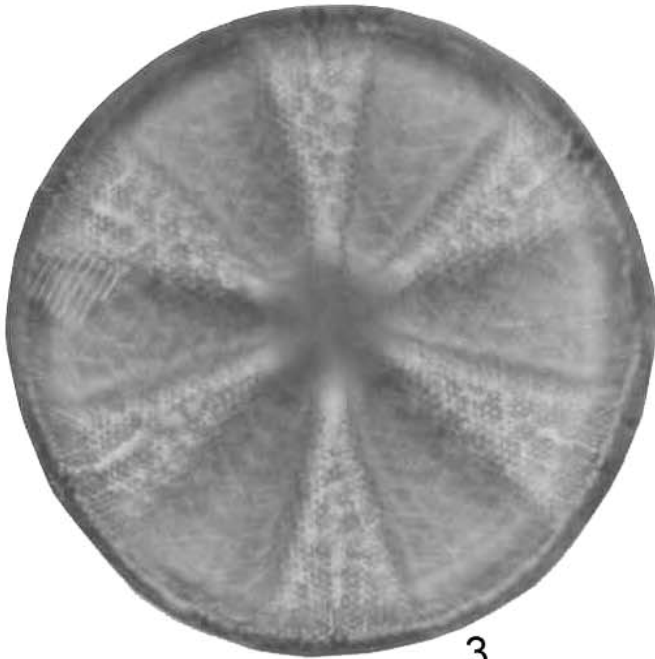
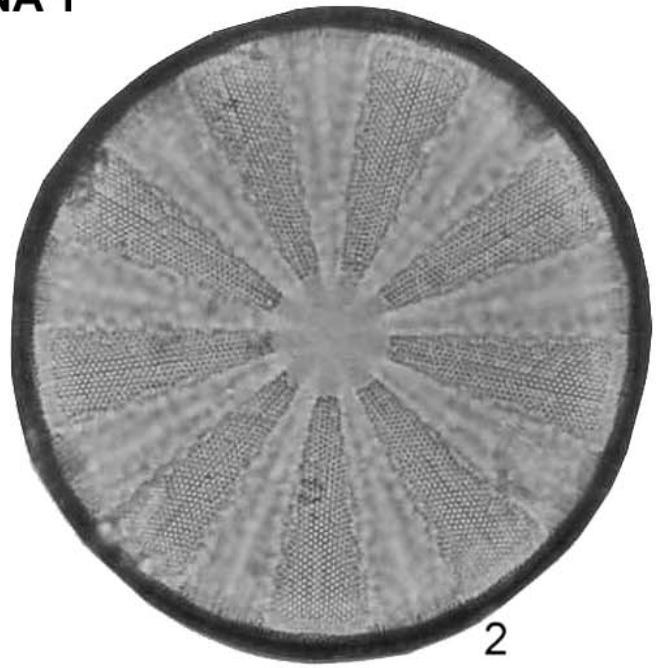
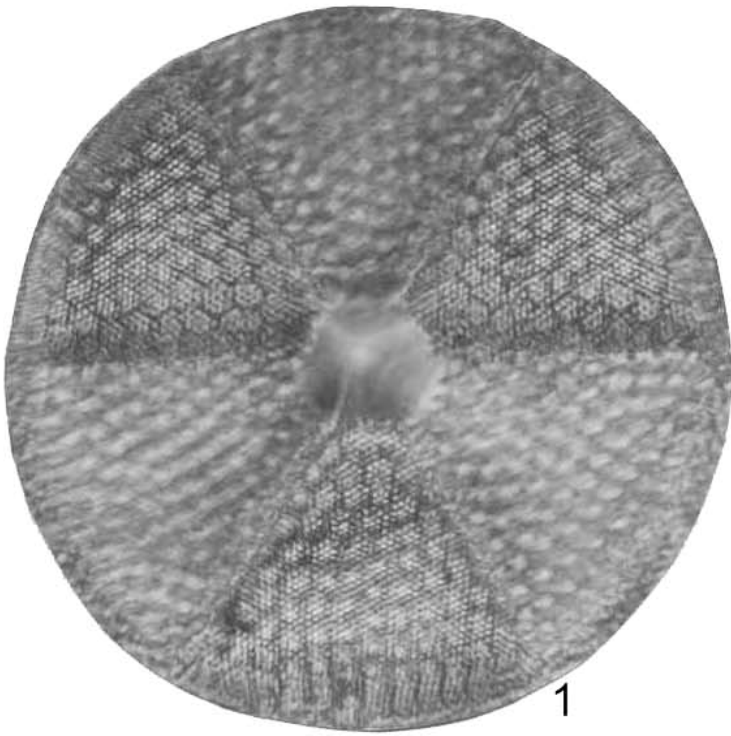
1.- *Actinoptychus aster*

2, 4, 5.- *Actinoptychus splendens*

3.- *Actinoptychus parvus*

6, 7.- *Actinoptychus campanulifer*

LÁMINA 1



15 μ m

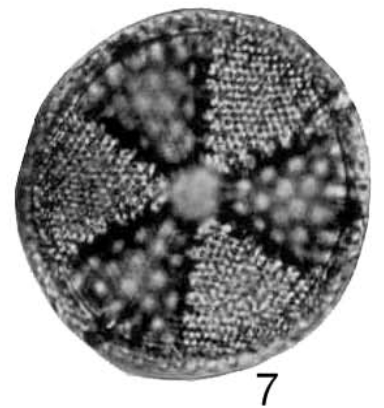
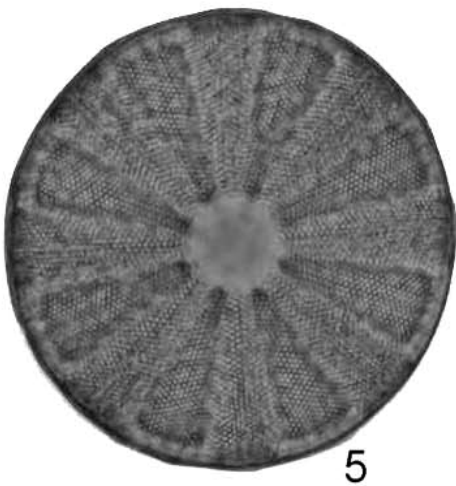


LÁMINA 2

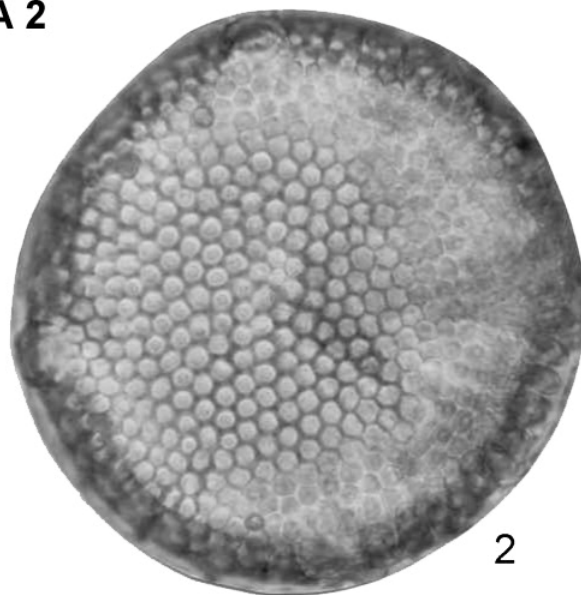
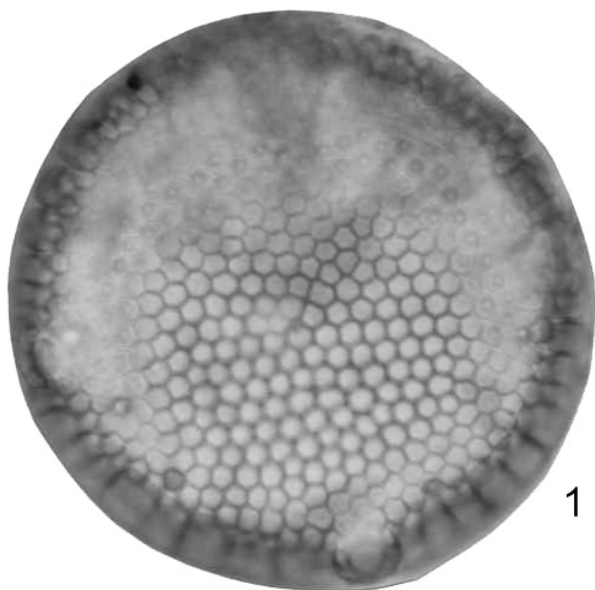
1, 2.- *Eupodiscus radiatus*

3.- *Ditylum* sp. 1

4.- *Coscinodiscus curvatulus* var. *latius strata*

5, 6.- *Actinoptychus octonarius*

LÁMINA 2



15 μ m

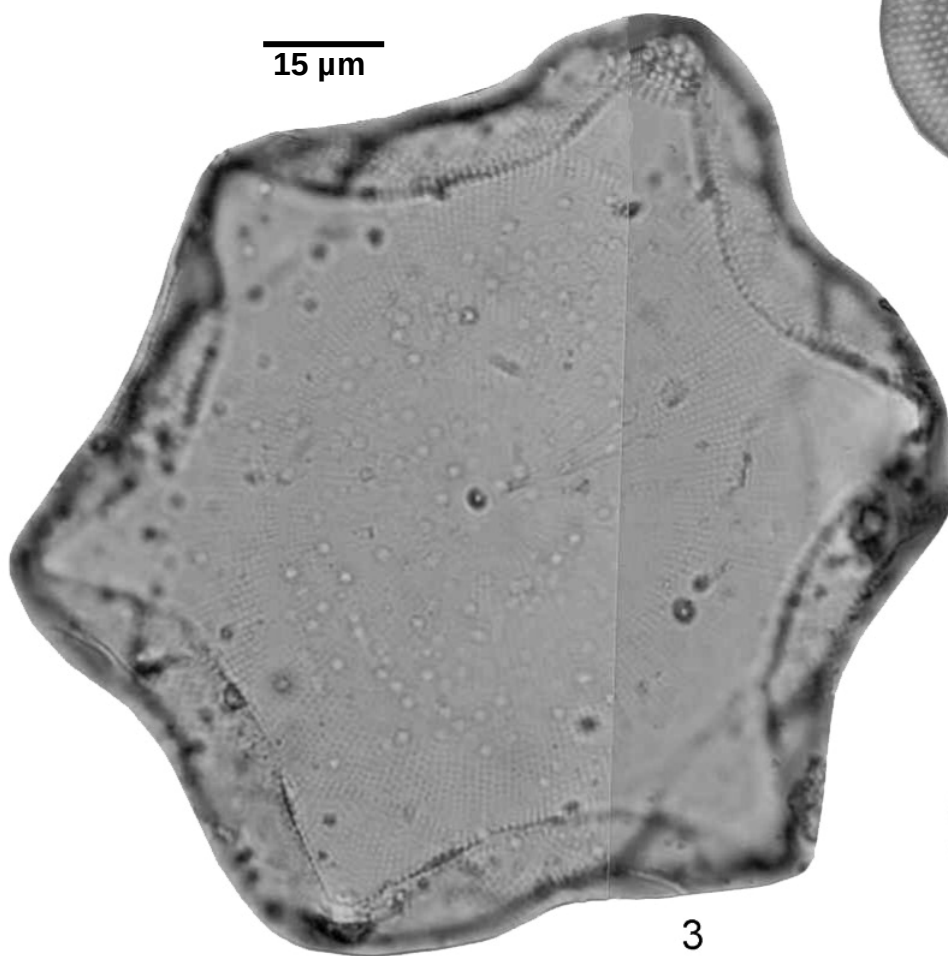
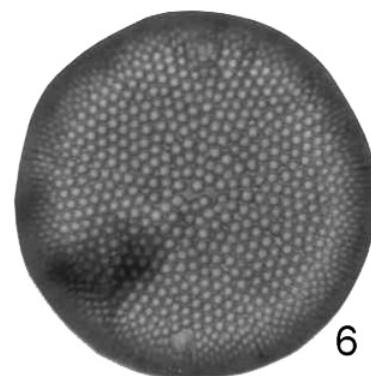
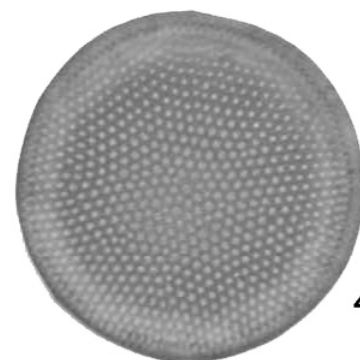
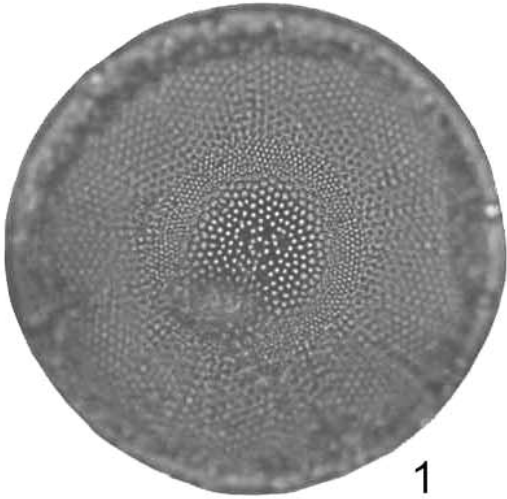


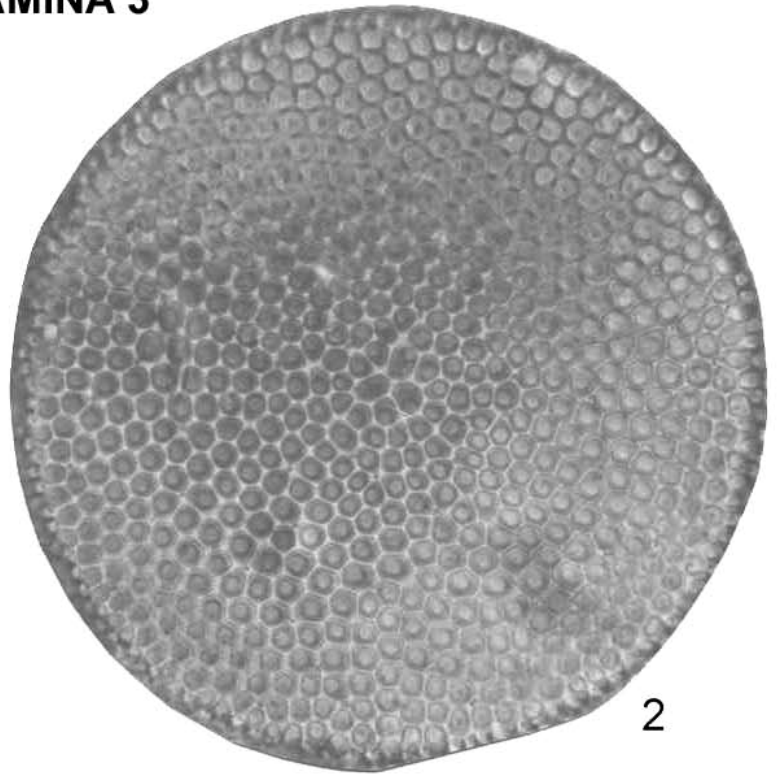
LÁMINA 3

- 1,3.- *Coscinodiscus rothii*
- 2.- *Coscinodiscus radiatus* var. 2
- 4.- *Bacteriastrum hyalinum*
- 5.- *Coscinodiscus asteromphalus*
- 6.- *Paralia sulcata* var. *radiata*
- 7.- *Cerataulus* cf *labuani*

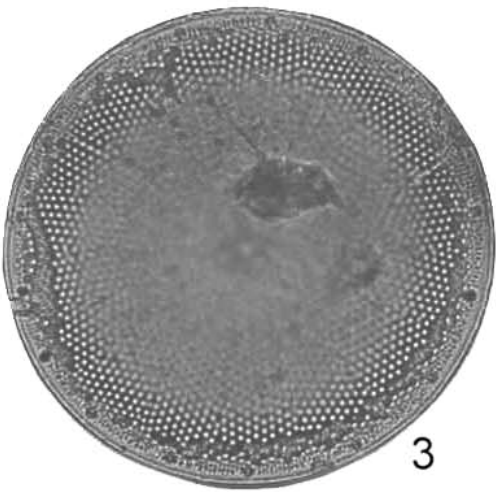
LÁMINA 3



1

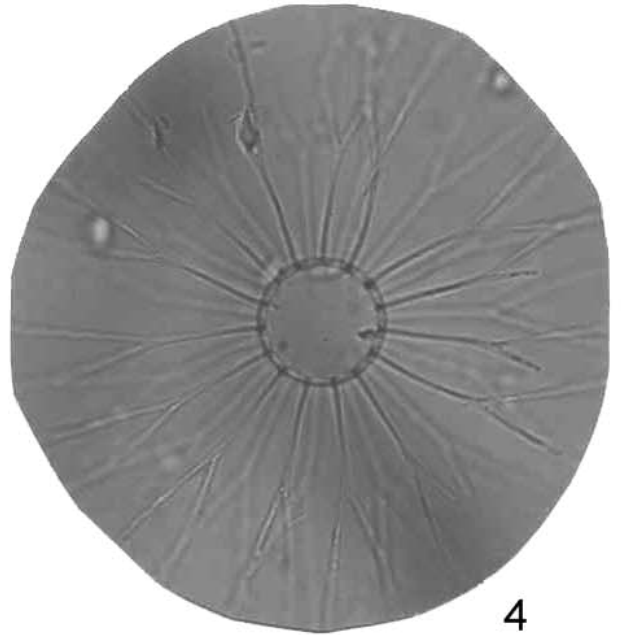


2

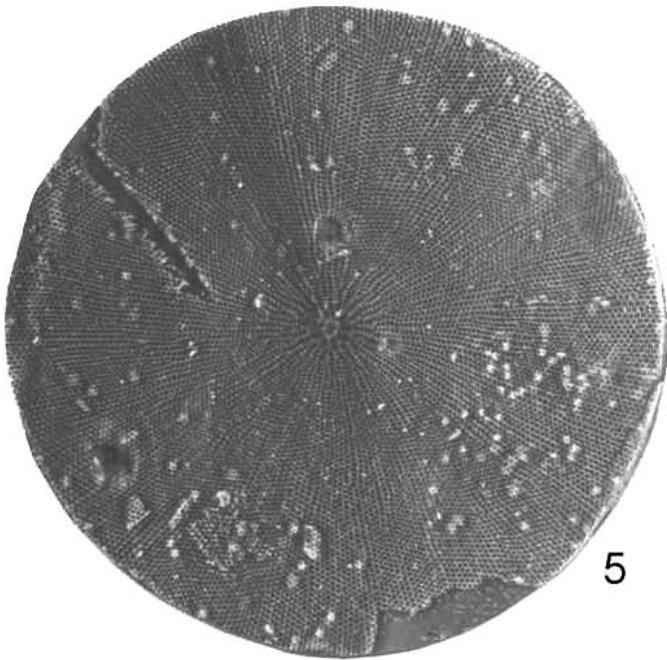


3

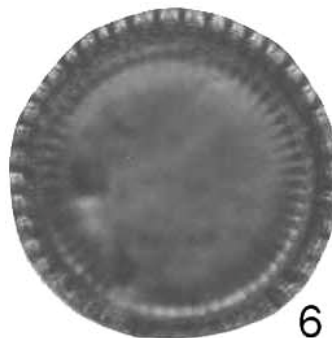
15 μ m



4



5



6



7

LÁMINA 4

1,8.- *Detonula* sp. 1

2, 3, 5.- *Thalassiosira* cf *nanolineata*

4.- *Thalassiosira leptopus*

6, 7.- *Thalassiosira pacifica*

9-12.- *Thalassiosira oestrupii* var. *oestrupii*

13, 16.- *Paralia sulcata*

14, 19.- *Thalassiosira* sp. 1

15.- *Skeletonema costatum*

17.- *Paralia sulcata* f. *coronata*

18, 21, 22.- *Thalassiosira eccentrica*

20.- *Thalassiosira oestrupii*

LÁMINA 4

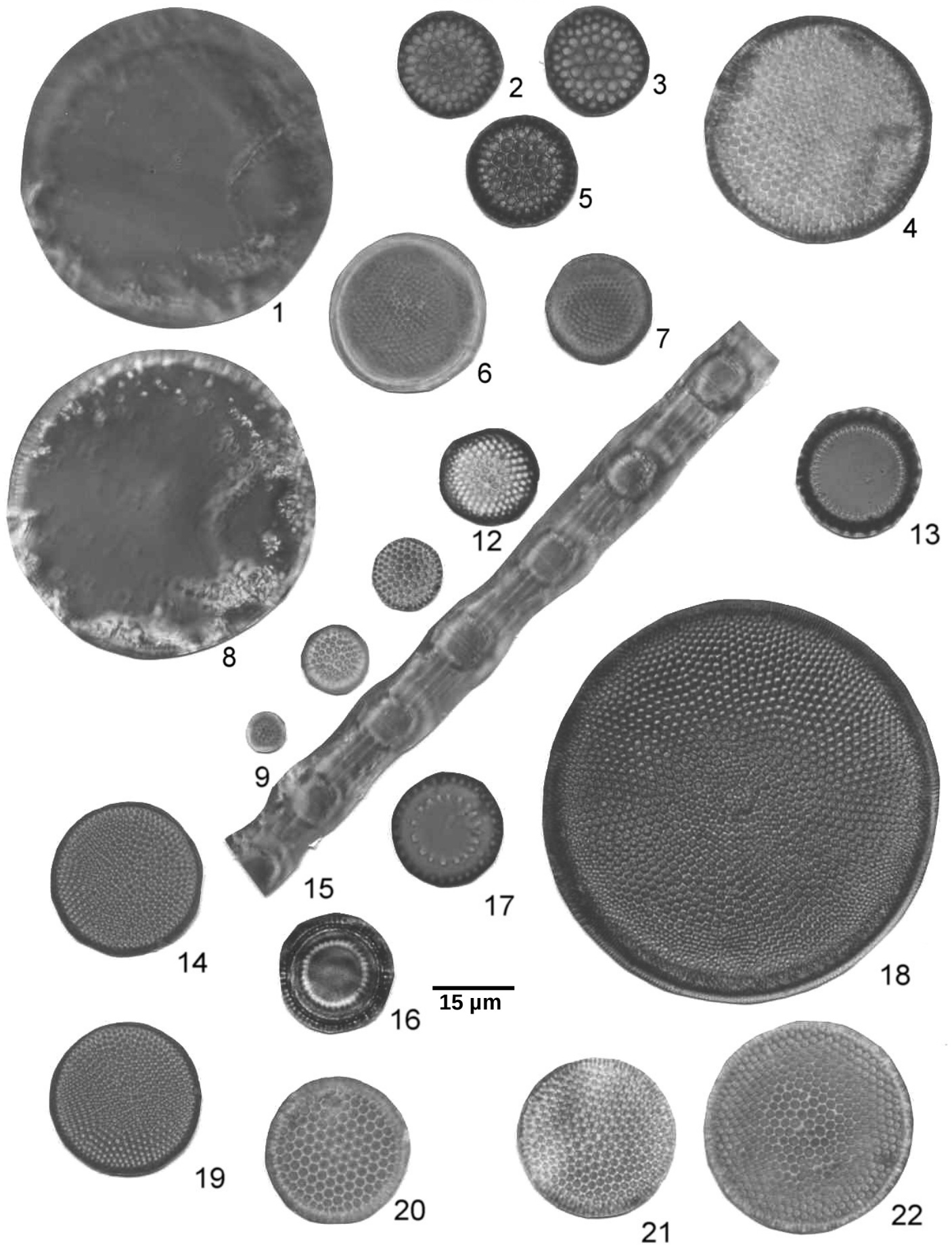


LÁMINA 5

1, 6.- *Odontella rhombus*

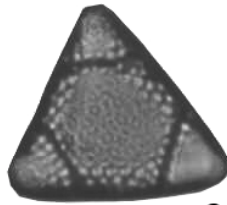
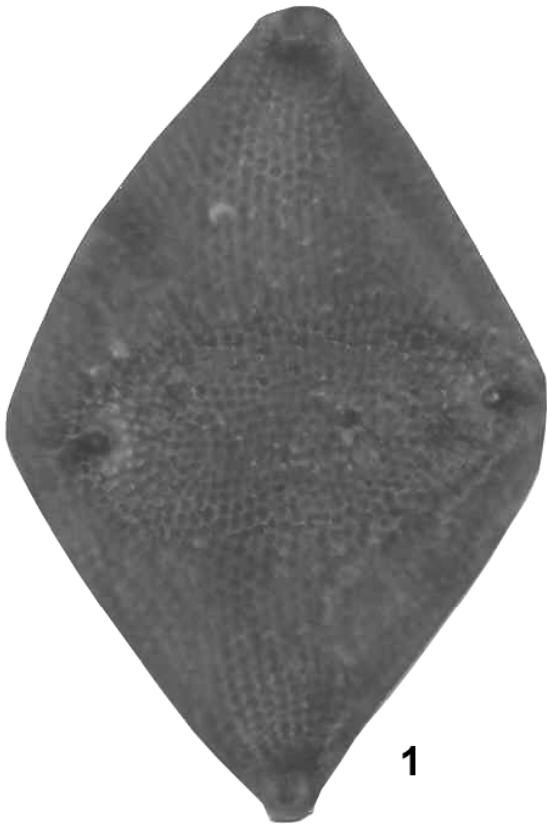
2, 3.- *Biddulphia alternans*

4.- *Asteromphalus flabellatus*

5.- *Odontella mobiliensis*

7.- *Odontella aurita*

LÁMINA 5



15 μ m

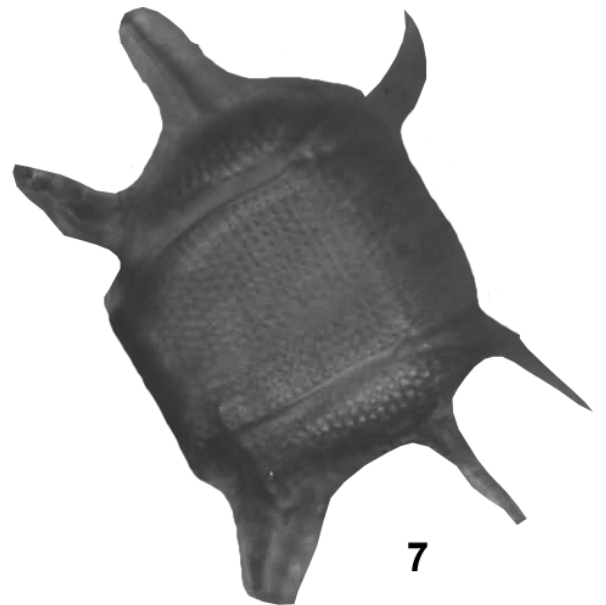
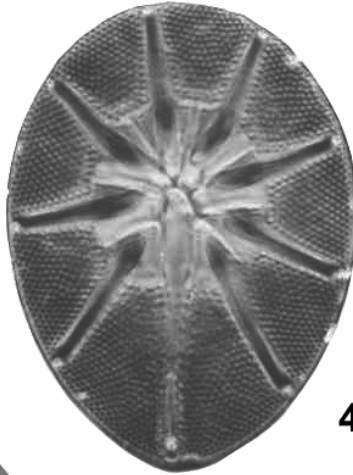


LÁMINA 6

- 1.- *Nitzschia sigma* f. *sigmatella*
- 2, 7.- *Nitzschia sigma* f. *sigma*
- 3.- *Pleurosigma intermedium*
- 4.- *Bacillaria socialis*
- 5.- *Nitzschia scalpelliformis*
- 6.- *Nitzschia obtusa*
- 8.- *Nitzschia frustulum*
- 9.- *Gomphonema parvulum*
- 10.- *Navicula parva*
- 11.- *Achnanthes brevipes* var. *intermedia*
- 12.- *Nitzschia calida*
- 13.- *Nitzschia laevis*
- 14.- *Psammodictyon constrictum*
- 15.- *Nitzschia compressa*
- 16.- *Amphora eunotia*
- 17.- *Pleurosigma diverse-striata*
- 18.- *Pleurosigma naviculeaceum*
- 19.- *Pleurosigma angulatum*

LÁMINA 6

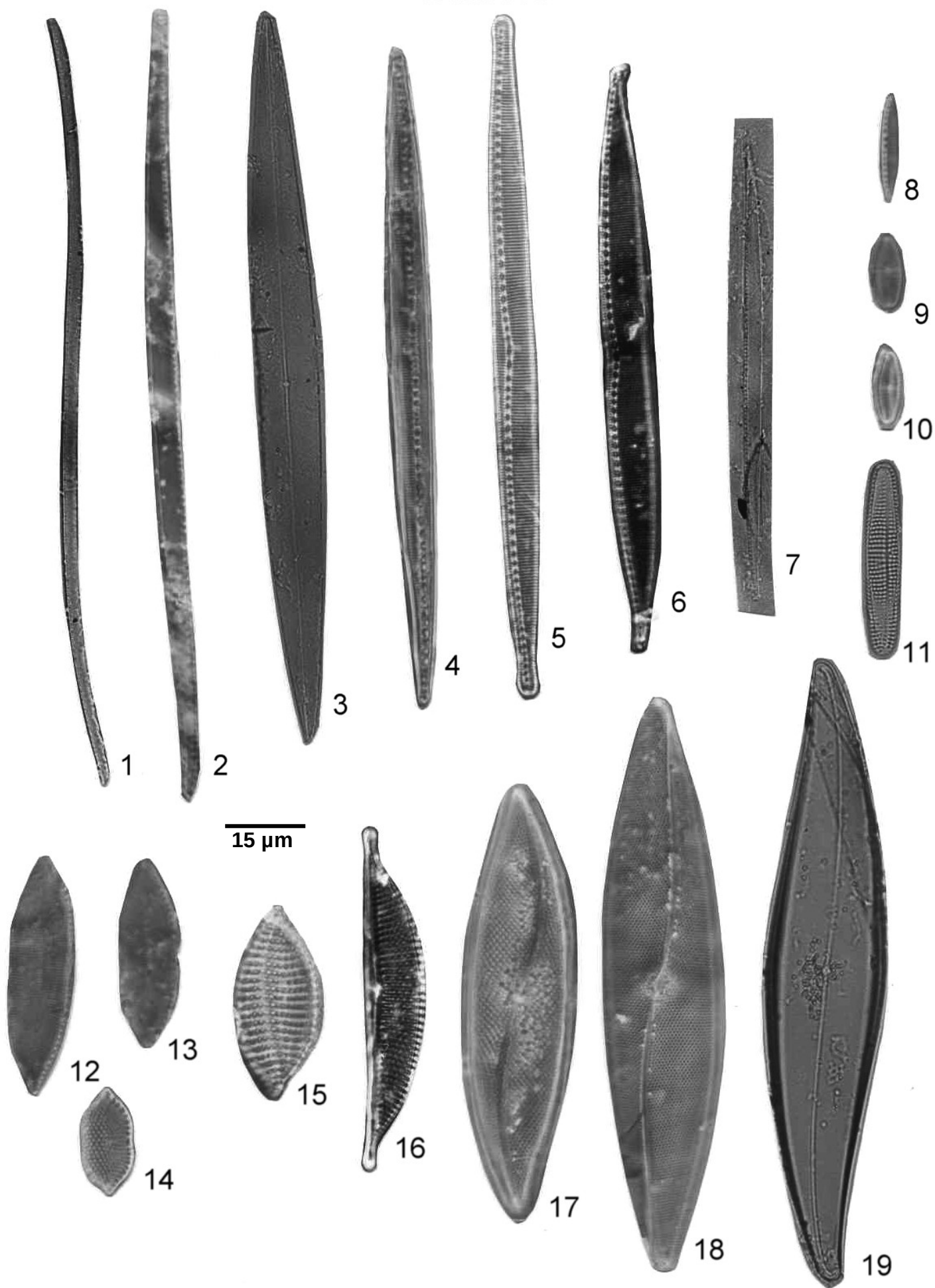


LÁMINA 7

1.- *Eunotogramma marinum*

3,4.- *Eunotogramma laevis*

5.- *Triceratium favus*

6,7.- *Licmophora* cf. *debilis*

8.- *Grammatophora oceanica*

9.- *Delphineis surirella* var. *australis*

10.- *Diplomenora cocconeiformis*

11.- *Plagiogrammopsis vanheurckii*

12, 13.- *Thalassionema nitzchioides* var. *capitulata*

14, 15.- *Neodelphineis pelagica*

16.- *Catacombas gaillioni*

17.- *Fragilaria martyi*

18.- *Thalassionema nitszchioides* var. *parva*

LÁMINA 7

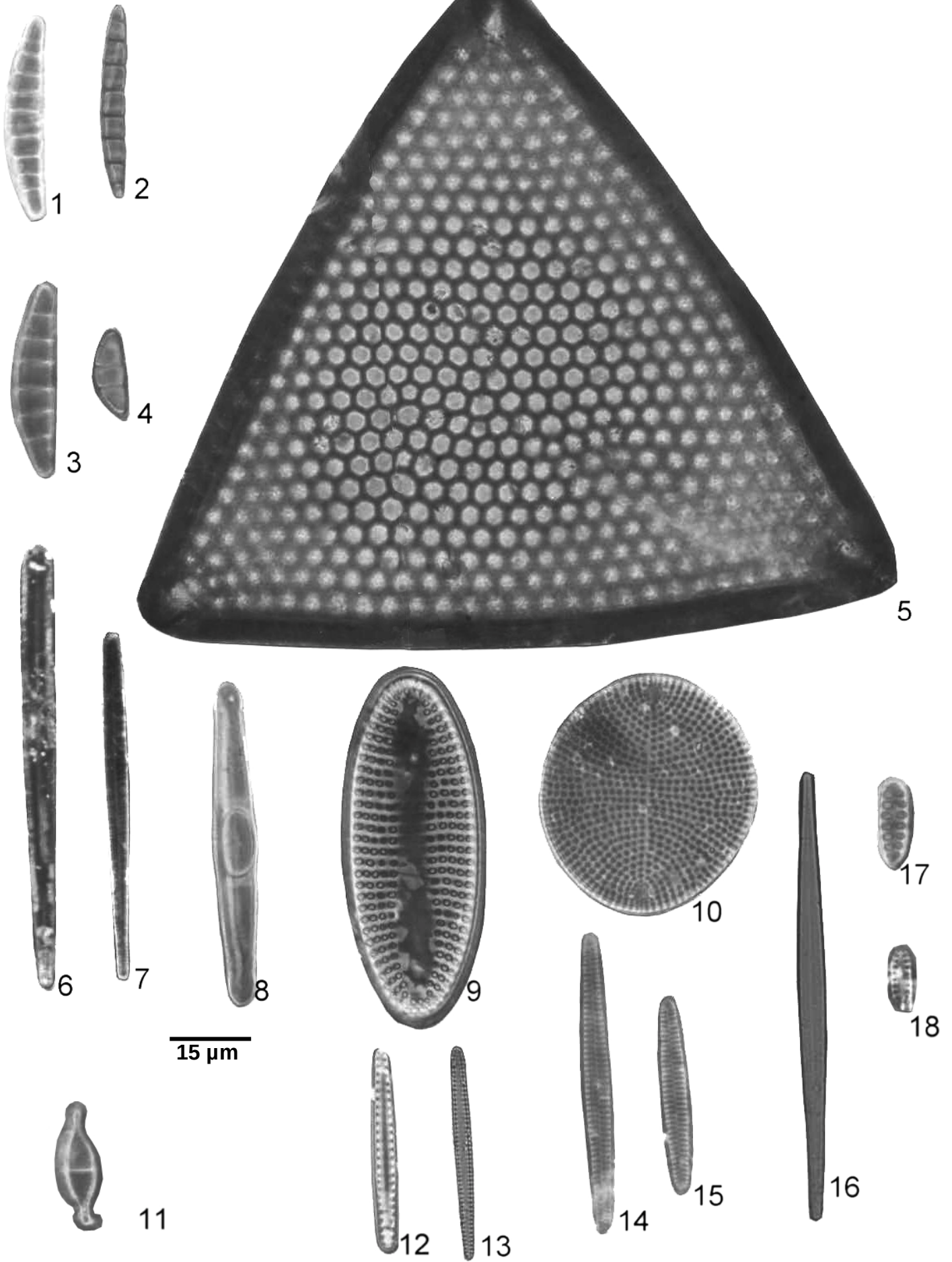


LÁMINA 8

- 1,2.- *Surirella recedens*
- 3.- *Seminavis* sp. 3
- 4, 5.- *Navicula agnita*
- 6.- *Navicula diserta*
- 7.- *Achnanthes longipes*
- 8-10.- *Mastogloia pumila*
- 11, 12.- *Mastogloia pusilla*
- 13.- *Triblionella punctata*
- 14.- *Amphora coffeaeformis* var. *salina*
- 15.- *Navicula cryptocephala* var. *subsalina*
- 16.- *Amphora immarginata*
- 17.- *Rhopalodia musculus*
- 18, 19.- *Rhopalodia musculus* var. *constricta*
- 20.- *Diploneis* cf. *crabro*
- 21.- *Diploneis weissflogii*

LÁMINA 8

