



UNIVERSIDAD CENTRAL DE VENEZUELA

FACULTAD DE CIENCIAS

ESCUELA DE BIOLOGÍA

**EFFECTO DE LA DESCARGA DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES SOBRE
EL FITOPLANCTON DE LA BAHÍA DE MOCHIMA (EDO. SUCRE)**

TRABAJO ESPECIAL DE GRADO

Presentado ante la ilustre Universidad Central de Venezuela, por el **Br. Diego Benítez González**, como requisito parcial para optar al título de Licenciado en Biología.

Tutor: Dr. Rubén Torres-Parra

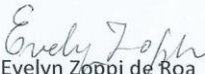
CARACAS, VENEZUELA
MAYO - 2018

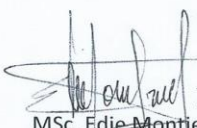
UNIVERSIDAD CENTRAL DE VENEZUELA
FACULTAD DE CIENCIAS
ESCUELA DE BIOLOGÍA

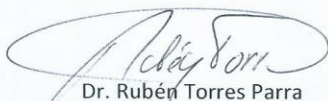
ACTA

Quienes suscribimos, miembros del jurado evaluador designado por el Consejo de Escuela de Biología de la Facultad de Ciencias de la Universidad Central de Venezuela, para examinar el Trabajo Especial de Grado del Br. Diego Benítez González, C.I.18.989.024, titulado **"Efecto de la descarga de una planta de tratamiento de aguas residuales sobre el fitoplancton de la bahía de Mochima (Edo. Sucre)"**, para optar al título de Licenciado en Biología; Considerando que dicho trabajo cumple con los requisitos exigidos en los reglamentos respectivos, lo consideramos: **APROBADO**.

Para dar fe de ellos se levanta la presente acta en Caracas a los veintitrés días del mes de mayo del año 2018, dejando constancia que el Dr. Rubén Torres Parra actuó como coordinador del jurado examinador.


Dra. Evelyn Zoppi de Roa
(Jurado)


MSc. Edie Montiel
(Jurado)


Dr. Rubén Torres Parra
(Tutor)

AGRADECIMIENTOS

Agradezco enormemente todo el esfuerzo realizado por mi familia, quienes me apoyaron incondicionalmente y de forma muy paciente, durante todo el trabajo, y en especial en esta época tan difícil que atravesamos.

A mis padres quienes fueron mi principal fuente de energía, cuando las mías se agotaban y pensaba en desistir. De no ser por ellos, difícilmente hubiera culminado mi carrera.

Cada miembro de mi familia aportó una cantidad importante de esfuerzo y apoyo, para ayudarme a continuar con la realización de este sueño. Infinitas gracias, esto es para ustedes.

A todos mis compañeros y amigos a lo largo de la carrera, con quienes comprendí un poco más de la vida.

A la facultad de ciencias, me costó entenderla y quererla al principio. Pero hoy la comprendo y me siento hijo de ella.

Al laboratorio de Plancton y a las personas que ahí trabajan, fueron indispensables en este estudio. En especial a la profesora Zoppi y al profesor Montiel.

A mi tutor Rubén, a quien admiro y considero mi padre académico.

Y a todos aquellos que de una forma u otra me ayudaron invaluablemente a lo largo de toda mi carrera o simplemente estuvieron ahí para acompañarme, mis mas sinceras gracias.

Dedicado a Venezuela y a la U.C.V

RESUMEN

El uso y descarga de aguas residuales en los ecosistemas acuáticos supone un gran impacto en estos ambientes, lo que afecta directamente su ecología y deriva en perturbaciones ambientales. Existen diversos casos a nivel global, donde una vez afectado el cuerpo de agua por una descarga de aguas residuales, el ecosistema no tiene gran capacidad de recuperación ante la perturbación (resiliencia), actuando negativamente sobre su ecología. El fitoplancton es la base de la vida en todo ecosistema acuático, y es particularmente sensible a cambios muy pequeños en su entorno, por lo que sus especies son bioindicadoras de la calidad del agua. La bahía de Mochima, estado Sucre, representa una localidad geográfica privilegiada a nivel ecológico, al poseer una gran diversidad y ser influenciada por el fenómeno de surgencia, así como su conexión con la segunda cuenca anóxica más grande del mundo (fosa de Cariaco). La bahía es afectada por la descarga de una planta de tratamiento de aguas residuales ubicada en el pueblo de Mochima. El objetivo de este trabajo se basa en el estudio de la comunidad fitoplanctónica de la bahía a lo largo de un gradiente de contaminación y su interacción con variables abióticas. Se tomaron muestras de fitoplancton (botella Van Dorn) a lo largo de la zona interna y canal de la bahía, desde la descarga de la planta de tratamiento hasta la zona intermedia del canal. Se determinaron *in situ* un conjunto de variables atmosféricas y fisicoquímicas. Los datos fueron evaluados con estadística descriptiva e inferencial, así como una comparación con trabajos anteriores sobre los efectos de la descarga de la planta de tratamiento sobre la biota planctónica. Los dinoflagelados fueron el grupo más abundante y las variables fisicoquímicas evidenciaron que la surgencia no estaba en su plenitud. Los resultados demuestran que hay una clara influencia de la descarga de la planta de tratamientos de aguas residuales sobre el fitoplancton de la bahía y que la biota fitoplanctónica ha sufrido grandes cambios cuando se compara con trabajos anteriores.

PALABRAS CLAVES: fitoplancton, planta de tratamiento, descarga de aguas residuales, Bahía de Mochima, gradiente de contaminación.

Tabla de contenido

INTRODUCCIÓN	8
ANTECEDENTES	14
OBJETIVOS	16
ÁREA DE ESTUDIO	17
MATERIALES Y MÉTODOS.....	20
Métodos de campo	20
Métodos de laboratorio	20
Análisis de resultados.....	21
RESULTADOS	25
VARIABLES FISICOQUÍMICAS	25
FITOPLANCTON	33
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	48
DISCUSIÓN.....	55
VARIABLES FISICOQUÍMICAS	55
FITOPLANCTON	59
CONCLUSIONES	66
BIBLIOGRAFÍA.....	67
APÉNDICES	75

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas marinos costeros se caracterizan por la gran diversidad de vida bentónica y pelágica que sustentan. Se trata de ambientes que, debido a su proximidad a poblaciones humanas, particularmente son afectados de forma directa e intensa por actividades antrópicas y sus desechos. Las plantas y lagunas de tratamiento de aguas residuales funcionan como amortiguadores, que descargan aguas de una calidad microbiológica superior y carga de contaminantes inferior a la que llega proveniente de efluentes domésticos, industriales y agrícolas. En función del tipo de agua contaminada que sea descargada en el litoral marino, su perturbación en el ambiente tendrá un impacto diferente. Las actividades antrópicas necesitan descargar aguas residuales en el medio natural, pero las mismas requieren un tratamiento previo donde sean purificadas. Aguas vertidas sin tratamiento alguno pueden generar un desequilibrio ecológico importante, si las mismas tienen una gran carga de nutrientes, particularmente nitrógeno y fósforo, lo que deriva en un fenómeno de contaminación en agua superficiales denominado eutrofización (León, 2009).

Las aguas potables pueden ser tratadas con técnicas de cloración (necesitando para ello expertos que determinen las cantidades para aplicar dosis prudentes), las cuales requieren una agitación o mezcla y un tiempo de contacto suficiente, siendo la inyección de aire (oxígeno) a presión por toberas instaladas en el fondo del depósito de agua, el método más eficaz para la mezcla. Por su parte, las aguas residuales exigen una depuración biológica específica. La cloración es solamente el recurso para eliminar las últimas bacterias remanentes. Las aguas residuales desprenden gases que necesitan de una estructura especializada, por lo que deben emplearse hormigones puzolánicos (materiales silíceos) con aditivos impermeabilizantes (Statofix), en todas las obras que hayan de contener o transportar aguas residuales y materia orgánica (Ferrero, 1974).

Actualmente existen diversos procesos y operaciones, para el tratamiento de aguas residuales. En términos generales, existen procesos fisicoquímicos y biológicos. Los procesos fisicoquímicos hacen uso de las diferencias en ciertas propiedades entre el contaminante y el agua (sedimentación, flotación, entre otros) o la adición de reactivos que cambian la forma del contaminante a una más fácil de separar del agua, o inofensiva. Los procesos biológicos, utilizan microorganismos que se alimentan de la materia orgánica y la eliminan del agua, en forma de gases o nuevas células, que pueden separarse más fácilmente del agua de tratamiento (Noyola, 2007).

Todas estas estructuras y técnicas especializadas para el tratamiento adecuado de las descargas de agua, no son aplicadas con eficiencia en todas las regiones pobladas cercanas al litoral o a cuerpos de agua importante. A nivel global existen diversas problemáticas de logísticas con las plantas de tratamiento, donde por fallas en la estructura o deterioro de la misma se producen descargas inadecuadas en los ecosistemas acuáticos y se contaminan.

El plancton es una comunidad pelágica que se caracteriza porque las especies que la conforman viven suspendidas en el agua libre y su movimiento principal está a merced de las corrientes. La palabra plancton deriva del griego *πλαγκτός* [planctós], que significa "errantes", término que hace alusión a su condición de movilidad. Esta característica es la diferencia más importante que existe entre el plancton y la otra gran comunidad de los ambientes de aguas libres, el necton (palabra que significa "nadadores"), conformada por especies macroscópicas de nado activo (peces, calamares, camarones y cetáceos, entre otros). En el plancton, la mayoría de sus componentes son microscópicos, pero en ambientes marinos también tienen relevancia numerosas especies de gran tamaño y gelatinosas, como medusas y sifonóforos, condición que las hace endebles.

El plancton comprende una gran variedad de formas y tallas, que van desde unicelulares hasta organismos tisulares macroscópicos, como ya se mencionó, lo que implica que hay diferencias de

varios órdenes de magnitud. Por tal razón, los diferentes componentes del plancton no pueden tener el mismo criterio de estudio ecológico, ni ser considerados de forma similar (Roldán y Ramírez, 2008). De acuerdo a la fisiología alimentaria (y sea ésta el criterio de clasificación más importante), el plancton se divide en dos grandes grupos: fitoplancton (organismos fotoautótrofos oxigénicos) y zooplancton (heterótrofos). El fitoplancton es el primer eslabón en la trama trófica marina, se encuentra constituido por cianobacterias y microalgas eucarióticas que conforman la comunidad primaria más importante a escala planetaria, puesto que proveen más del 80% del oxígeno del Orbe (Colinvaux, 1980). Los tamaños del fitoplancton se ubican en picoplancton (0,2 - 2 μm), nanoplancton (2,0 - 20 μm), microplancton (20 - 200 μm) y mesoplancton (200 - 2000 μm) (Reynolds, 1996). El efecto del tamaño y forma de las células fitoplanctónicas sobre su tasa de sedimentación es una adaptación de las mismas, lo que permite la prolongación de su estadía en la zona eufótica. Células solitarias, esféricas o elipsoidales se hunden rápidamente, mientras formas grandes, elongadas o complejas (colonias) reducen esa tasa (Oliva-Martínez y col., 2014).

La importancia del fitoplancton en los ecosistemas acuáticos es muy grande, por su gran aporte de oxígeno y ser la base que sustenta las tramas tróficas de dichos ambientes, por lo que a sus especies se las denomina *productores primarios*. La energía acumulada en el fitoplancton (biomasa), la cual se encuentra disponible para los consumidores, se denomina producción primaria neta (Ricklefs y Klanj, 2001). Las cianobacterias son los organismos fitoplanctónicos más antiguos del planeta y se consideran responsables del cambio de las condiciones reductoras de la atmósfera primitiva (hace unos 3.500 millones de años) a la oxidante que hoy se conoce, lo que permitió el surgimiento, diversificación y complejidad de la vida aerobia en la Tierra, así como su dominio hasta la actualidad (UNESCO, 2009). En ambientes marinos costeros, además de cianobacterias (procariotas), los taxones de microalgas eucarióticas más abundantes son las diatomeas y dinoflagelados. Las primeras son particularmente dominantes en épocas de

afloramientos importantes de nutrientes del fondo hasta la superficie, fenómeno físico conocido como surgencia. Los dinoflagelados suelen suceder y reemplazar a las diatomeas en dominancia hacia épocas donde la concentración de nutrientes disminuye notablemente, por lo que el ambiente se hace oligotrófico, condición característica de las aguas abiertas y oceánicas.

El fitoplancton también posee gran relevancia como bioindicador de la calidad o estado de aguas de los diferentes cuerpos acuáticos del mundo, debido a su sensibilidad particular a cambios, aún muy pequeños, en la composición química de las mismas. La sensibilidad del fitoplancton al cambio o perturbaciones en el ambiente, así como su facilidad de estudio, le otorgan un rol fundamental en estudios de impacto en ambientes marinos costeros. Se han realizado diversas investigaciones, las cuales han aportado una cantidad considerable de información (Martínez y col., 2016). Como indica Expósito (1997), la importancia del fitoplancton radica en que es el principal receptor de todos los nutrientes y sustancias que son descargadas en los ambientes acuáticos, ya que, interactúan con la integración de las variables ambientales en un tiempo determinado y pueden revelar factores que pueden escapar a un análisis fisicoquímico, e inclusive pueden permanecer mucho tiempo después de que ha ocurrido la perturbación quedando como testigos del fenómeno.

En América Latina y Caribe, los procesos de saneamiento del agua más frecuentes son, lagunas de estabilización, seguidas por el proceso de lodos activados. Las lagunas de estabilización, representan el mayor número de instalaciones (54,4%) y son los lodos activados los que presentan mayor capacidad de tratamiento (40,3%). De cualquier forma, el tratamiento de las aguas residuales municipales es aún muy limitado, puesto que solo se trata de 15 a 20% del caudal captado por los sistemas de alcantarillado (Noyola, 2007). Son frecuentes las plantas de tratamiento a las que una vez construidas, no se les realizan modificaciones o renovaciones suficientes, para mantener su estructura en funcionamiento total. Son numerosos los casos, en los

que, debido a un mal mantenimiento o fisuras dentro de la estructura, se originan descargas de manera inapropiada, lo que magnifica su impacto negativo en el ecosistema natural.

Como capítulo aparte, merecen mención especial las toxinas de las cianobacterias, ya que actualmente se han convertido en un problema ecosanitario de gran interés, ya que representan una amenaza real para la salud pública. Las microcistinas suelen ser las cianotoxinas más abundantes, los dos tipos más frecuentes son: neurotoxinas y hepatotoxinas (Vergara y col., 2007). En diversos estudios publicados, se ha demostrado la letalidad de las hepatotoxinas en vertebrados. Forastier y col. (2016) observaron en ratones inyectados con hepatotoxinas, síntomas desde: piloerección, contracción abdominal, respiración profunda, entre otros. Produciendo en algunos la muerte por lesiones hepáticas. Vergara y col. (2007), afirman que la ingesta de microcistinas en dosis subletal ha sido relacionada con cáncer de hígado en humanos. En otros estudios, se comprobó que la ingesta oral de agua que contenga extractos de especies del género *Microcystis* puede actuar de manera directa o indirecta como promotor tumoral (Chorus y Bartram 1999). Las microcistinas, no solamente son promotoras tumorales cuando se ingesta agua que las contengan. El contacto de la piel durante el baño o una exposición prolongada a niveles crónicos o subcrónicos, con esas toxinas, ya es altamente riesgoso (Vergara y col. 2007).

En el caso de la bahía de Mochima (Edo. Sucre), la planta de tratamiento de aguas residuales ubicada en la población homónima carece de una evaluación continua de su funcionamiento y no cumple las normativas legales para descargas en el medio marino (Expósito y col., 1998). La planta de tratamiento está constituida principalmente por 2 tanques sépticos con 2 cámaras de 300 m³ c/u y un sistema de lagunas de estabilización u oxidación conformadas por un total de 5 celdas separadas por muros de bloques (para evitar áreas muertas). La primera laguna actúa como laguna facultativa, mientras que la última actúa como una laguna de maduración (Expósito, 1997). Esta situación tiene un efecto en la composición y abundancia del fitoplancton, particularmente en la

zona interna de la bahía, además de los aportes naturales provenientes de la surgencia que ocurre en su boca, por lo que se hace necesario un estudio y actualización de las condiciones ambientales de este ecosistema marino costero y la comunidad fitoplanctónica es un buen punto de partida.

ANTECEDENTES

El fenómeno de surgencia y proximidad de la bahía a la fosa de Cariaco, la gran riqueza de vida y pesca comercial, así como su belleza escénica que brinda un gran atractivo turístico, junto a muchas otras características, hacen de Mochima un lugar de particular interés ecológico y socioeconómico. La descarga de una planta de tratamiento de aguas residuales ubicada en la población de Mochima, al sur de la bahía, ha impulsado el estudio de sus efectos sobre esta zona de gran importancia estratégica para el país. Sin embargo, a pesar de su relevancia, muy pocos estudios se han realizado sobre los efectos directos e indirectos de la descarga de aguas provenientes de dicha planta sobre las comunidades biológicas, y en particular el plancton. Uno de los primeros estudios de las lagunas de oxidación en Mochima y el efecto de su descarga en el plancton de la bahía es el de Expósito (1997), quien evaluó la composición y abundancia del plancton a lo largo de un gradiente de contaminación.

Expósito y col. (1998) realizaron otro trabajo donde investigaron directamente las comunidades fitoplanctónicas, lo que arrojó que en la zona de la bahía en la que ocurre la descarga, se encuentran presentes concentraciones altas de nutrientes y un crecimiento elevado del fitoplancton, siendo caracterizado como un ambiente mesotrófico. El estudio establece que, de continuar la situación descrita, la tendencia será a favorecer el establecimiento de una comunidad con características estuarinas y especies fitoplanctónicas no autóctonas en la bahía, lo que derivará en consecuencias ecológicas imprevisibles.

Otros estudios realizados en la bahía de Mochima son el de Okuda y col. (1968), quienes evaluaron las condiciones hidrográficas y químicas de la misma, así como González y col. (2006) que estimaron la productividad primaria del fitoplancton en la bahía durante distintas épocas. Estos últimos autores demostraron que la tasa de productividad primaria del fitoplancton presenta un

máximo en la época de surgencia, siendo las diatomeas y dinoflagelados los grupos más abundantes y diversos.

En otras partes de Venezuela existen algunos trabajos enfocados a la respuesta del fitoplancton a variaciones de elementos y compuestos químicos por actividades antropogénicas. León (2009) realizó una investigación en la costa oriental del estado Falcón (Refugio de Fauna Silvestre de Cuare), donde evaluó la respuesta del fitoplancton al enriquecimiento con nitrógeno y fósforo en cosmos sumergidos en aguas del golfete de Cuare. El autor observó que los cambios producidos en la estructura comunitaria, solo fueron relevantes en el tiempo y no por el enriquecimiento con nutrientes, puesto que el ambiente ya estaba saturado de los mismos. Por su parte, Morillo y col. (2010) evaluaron los efectos del nitrógeno y cloruros en la dinámica del fitoplancton del lago de Maracaibo. Dicho trabajo evidenció que los contenidos de nutrientes y sales contenidos en el lago favorecen la proliferación de una gran variedad de microalgas y, a medida que las concentraciones de nutrientes y sales fueron modificadas, algunas de estas especies tuvieron capacidad de adaptarse y desarrollarse.

Los estudios sobre el impacto de las descargas de lagunas y plantas de oxidación o tratamiento de aguas residuales, sobre la biota marina son importantes. Esto se debe a su influencia directa sobre la comunidad marina costera e indirecta en la actividad económica más importante de los pueblos costeros, como lo es la pesca. De este modo, dichas investigaciones deben contar con un gran soporte, lamentablemente en el país y resto de América Latina y Caribe dichos estudios son escasos, lo que unido a falta de políticas gubernamentales para el incremento del número de plantas y mantenimiento hacen necesarias investigaciones más exhaustivas en dicho campo. Este trabajo establece una evaluación del estado actual de la comunidad fitoplanctónica de la bahía de Mochima (parte interna y canal) y su comparación con estudios anteriores, para conocer la evolución de dicho problema ambiental en esa localidad.

HIPÓTESIS BIOLÓGICA

La estructura de la comunidad fitoplanctónica de la zona interna y canal de la bahía de Mochima varía en relación a la proximidad a la descarga de la planta de tratamiento de aguas residuales.

OBJETIVOS

Objetivo general

Caracterizar la composición y abundancia del fitoplancton de la zona interna y canal de la bahía de Mochima a lo largo de un gradiente horizontal de contaminación por la descarga de una planta de tratamiento de aguas residuales.

Objetivos específicos

1. Medir algunas variables atmosféricas (velocidad del viento y radiación solar) y fisicoquímicas (profundidad, transparencia, radiación solar, temperatura y salinidad).
2. Identificar y cuantificar el fitoplancton de los diferentes ambientes.
3. Establecer relaciones ecológicas entre variables bióticas y abióticas y cambios en la composición y abundancia de especies a lo largo del gradiente.
4. Comparar los resultados de esta investigación con estudios previos en el área.

ÁREA DE ESTUDIO

La bahía de Mochima es un brazo de mar semicerrado en el suroeste del estado Sucre, región Nororiental de Venezuela ($10^{\circ}20'-10^{\circ}24' \text{ N}$, $64^{\circ}19'30'' - 64^{\circ}22'30'' \text{ O}$). Se encuentra aproximadamente a unos 30 km al oeste de la ciudad de Cumaná (figura 1).

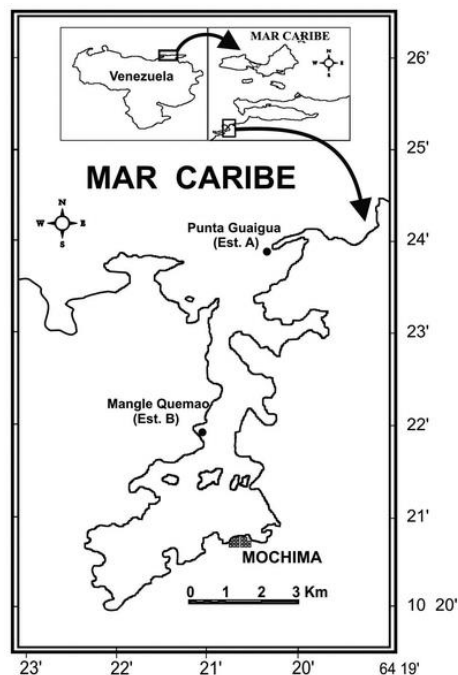


Figura 1. Localización geográfica de la bahía de Mochima (Edo. Sucre) (Márquez y col. 2007).

La longitud máxima de la bahía es 7,1 km y su anchura mayor se ubica al sur. Tiene tres zonas bien diferenciadas: la parte interna (con una topografía suave y regular, su profundidad máxima llega a los 20 m); la zona central (limitada por laderas de pendientes pronunciadas y con una profundidad máxima de 27 m) y la boca o zona externa al norte de la bahía (limitada por pendientes suaves y una profundidad máxima de hasta 60m) que conecta a la bahía con la fosa de Cariaco (Caraballo,

1968). La zona de la boca hace frente a la influencia de los vientos alisios del noroeste (Okuda y col, 1968).

La bahía de Mochima tiene dos épocas climáticas contrastantes, típicas de la costa venezolana: sequía y lluvia. La sequía ocurre durante los meses de diciembre a mayo, sus precipitaciones están por debajo de los 50 mm/mes. Por su parte, la temporada de lluvias comienza en junio y continúa hasta diciembre. Las precipitaciones máximas ocurren en el mes agosto. La suma anual de las precipitaciones es del orden de 450 mm, lo cual indica un clima semiárido (Quintero y col, 2004). Durante todo el año se mantiene una temperatura elevada, alrededor de 25°C (Núñez y Hernández, 2013).

El área de estudio incluye seis estaciones, ubicadas a lo largo de la bahía. Las dos primeras se encuentran localizadas en la parte interna, antes de isla Larga, y las restantes en el canal, después de dicha isla (Fig. 2). Sus coordenadas geográficas son las siguientes:

- Estación 1 (10°20'54,28" N, 64°20'44,07" O)
- Estación 2 (10°21'9,11" N, 64°20'52,67" O)
- Estación 3 (10°21'29,16" N, 64°20'52,43" O)
- Estación 4 (10°21'46,92" N, 64°20'45,60" O)
- Estación 5 (10°22'12,80" N, 64°20'38,78" O)
- Estación 6 (Mangle Quemado) (10°22'43,18" N, 64°20'46,91" O)



Figura 2. Área de estudio y ubicación de las estaciones (adaptado de Google Earth, marzo 2017).

La bahía está enmarcada en el Parque Nacional Mochima. Este lugar fue declarado parque nacional en el año 1973, bajo el decreto N° 1.534.

MATERIALES Y MÉTODOS

Métodos de campo

Se realizó una salida de campo en marzo de 2017, durante la época de vientos o surgencia. Se estableció un diseño experimental lineal de una vía o factor (estaciones) a seis niveles completamente aleatorizado de tipo I, con dos réplicas, lo que estableció la toma de 12 muestras de fitoplancton. Se realizó un muestreo por conglomerado bietápico, con submuestras, a lo largo de un gradiente horizontal en la zona interna y canal de la bahía. Las muestras de fitoplancton fueron tomadas a tres profundidades con una botella Van Dorn de 3 L. Estas muestras de fitoplancton fueron definidas como una sola población estadística, por lo que fueron mezcladas en un recipiente de 12 L, para tomar posteriormente del mismo dos muestras con frascos de un litro. Estas muestras fueron fijadas *in situ* con solución de lugol concentrado (10 gotas/L).

Se determinó *in situ* las variables ambientales del aire y agua. En el aire fueron medidos nubosidad (método de cobertura visual), velocidad del viento y temperatura del aire (anemómetro digital SPER SCIENTIFIC 84003) y radiación solar (radiómetro digital aire/agua LI-250A) cada media hora durante el trayecto. En cada estación, dentro del agua se midió profundidad y transparencia del agua (disco Secchi) y seguidamente, a diferentes profundidades, radiación solar (radiómetro digital aire/agua LI-250A), salinidad y temperatura del agua (sonda digital YSI 30). El pH fue determinado *ex situ* con un pH-metro digital HANNA en cada muestra de agua tomada con la botella Van Dorn.

Métodos de laboratorio

Las muestras de fitoplancton fueron sometidas a un proceso de sedimentación en cilindros graduados de 1 L por 48 h. Posteriormente las mismas fueron concentradas hasta un volumen final de 100 mL por transporte pasivo (capilaridad + gravedad), y del mismo se tomaron alícuotas de 25 mL en cámaras tubulares Utermöhl, para ser observadas en un microscopio invertido LEICA DMIL.

Los conteos de fitoplancton fueron expresados en células por litro. Para dicha cuantificación se empleó el método de conteo por bandas (Utermöhl, 1958), lo cual está representado en la ecuación:

$$D = \frac{S}{l \times a \times V} \times N \times 1000$$

Donde:

D = densidad poblacional de una especie fitoplanctónica.

S = superficie o área de la base circular de la cámara (πr^2).

l = longitud de la banda contada, la cual corresponde al diámetro de la base de la cámara (2 cm).

a = ancho de la banda, el cual depende del aumento del objetivo donde se observará la muestra.

V = volumen de la cámara (25 mL).

N = número de células contadas en la alícuota de 25 mL.

El ancho de la banda fue medido con una escala de referencia grabada en un portaobjetos. Para cada objetivo se obtuvieron los siguientes valores:

10x: $a = 2$ mm.

20x: $a = 0,99$ mm.

40x: $a = 0,5$ mm.

Para los grandes agregados celulares o los organismos que forman colonias, no se contabilizaron por individuos sino por números de agrupaciones.

La identificación taxonómica para fitoplancton se realizó hasta especie. Se recurrió a bibliografía especializada (Bold, 1985; La Barbera, 1993; Ortega, 1984; UNESCO, 2009) dibujos y micrografías electrónicas de barrido.

Análisis de resultados

Hipótesis estadística:

H₀: Las medias aritméticas de las densidades poblacionales de las especies son iguales a lo largo de un gradiente horizontal ($\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5 = \mu_6$).

H₁: Al menos una pareja de medias poblaciones difiere entre sí ($\mu_i \neq \mu_j, \forall i = 1, 2, 3, 4, 5, 6$ y $\forall j = 1, 2, 3, 4, 5, 6$)

El modelo de diseño experimental alternativo (Montgomery, 2014) está definido por :

$$Y_{ij} = \mu. + \tau_j + \varepsilon_{ij}$$

$\forall i = 1, 2, 3, 4, 5, 6, \dots, 12$ y $j = 1, 2, 3, 4, 5, 6$

Donde:

i = cada caso

j = nivel del factor

$\mu.$ = media general de los datos

τ_j = efecto del tratamiento

ε_{ij} = error aleatorio $\varepsilon_{ij} \sim (0, \sigma^2)$

Se realizaron gráficos de perfiles de profundidad para las variables fisicoquímicas del agua y circulares y de barras para representar las abundancias porcentuales y absolutas de las especies. Se probaron las funciones de distribución de cada una de las variables dependientes (especies y factores fisicoquímicos). Las variables bióticas y abióticas fueron ordenadas por sus coeficientes de variación (CV) e incluidas en un análisis de componentes principales (ACP) para obtener las variables “importantes” desde el punto de vista estadístico. Con estas variables se probaron las hipótesis estadísticas planteadas con uso de un modelo lineal de un factor completamente aleatorizado de tipo 1 (Montgomery, 2014).

Un ANOVA de una vía (factor o variable independiente: las estaciones; variables dependientes: densidades poblacionales de las especies y variables fisicoquímicas), se utilizó para establecer si hubo o no diferencias significativas ($\alpha = 0,05$) entre las poblaciones. Para las variables que no

cumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza, se aplicó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis como alternativa. Una prueba a posteriori de Duncan estableció las parejas de medias que difieren entre sí, las cuales se representaron en diagramas de cajas y bigotes (boxplots).

Finalmente, para estudiar el comportamiento conjunto de las variables significativamente diferentes para los factores en estudio, se realizó un análisis de agrupamiento (Cluster Analysis) con el método de Ward como técnica de agrupamiento y distancia Euclídea como índice de disimilitud, con el fin de caracterizar los ambientes con respecto a las variables escogidas. Para todas las pruebas estadísticas se utilizó el programa estadístico STATGRAPHIC.

El estudio ecológico comunitario fue completado con la determinación de índices de diversidad alfa y beta. Como índice de diversidad alfa se empleará el de Shannon – Wiener (publicado por Shannon – Weaver, 1949):

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

Donde:

p_i = proporción de individuos encontrados en un taxón i .

El índice se interpretará a partir de sus dos componentes: equidad y riqueza. La equidad será determinada por el índice de Pielou (1975), el cual establece la relación entre la diversidad observada (H') y diversidad máxima o esperada (H_{max}):

$$J' = H' / H_{max} = H' / \ln S'$$

Donde S es la riqueza de la comunidad local (estación).

Asimismo, también se empleó un índice alfa de dominancia. Dicho índice es el de Simpson (Ricklefs y Miller, 2000):

$$D = \sum \frac{n_i[n_i - 1]}{N[N - 1]}$$

El cual puede ser presentado en forma simplificada como la siguiente expresión:

$$D = \sum p_i^2$$

Como índice beta que determinó la presencia o no de un gradiente a lo largo de las estaciones, se utilizó el índice de Wittaker (1972):

$$\beta_w = \frac{S}{\alpha} - 1$$

Donde:

S = riqueza total de la región (sumatoria de las riquezas en cada estación sin repetir las especies comunes a más de una localidad).

α = riqueza media de las muestras sin tomar en cuenta sus abundancias relativas.

RESULTADOS

VARIABLES FISICOQUÍMICAS

A continuación, se describen los datos obtenidos en relación a las variables ambientales (aire y agua) determinadas en los muestreos de marzo de 2017 en la bahía de Mochima.

Aire

La figura 3 representa la temperatura del aire durante los días de captación de muestras y las horas correspondientes a las que se hicieron dichas mediciones. El 15 de marzo (línea de color rojo) el primer registro se hizo a las 12:34 pm y el último a las 3:00 pm. Para ese día se obtuvo una temperatura promedio de 32 °C, siendo la más baja 29,6 °C a las 12:58 pm, mientras que la más alta de 35,9 °C fue registrada a las 2:30 pm. El 16 de marzo (línea de color azul), la toma de muestras comenzó a las 7:45 am y prosiguió hasta las 12:15 pm. La temperatura promedio durante las horas de captación fue 31 °C, siendo la más baja 27°C a las 7:45 am y la más alta 34,5°C a las 11:15 am. Durante este segundo día, las temperaturas fluctuaron más que el anterior.

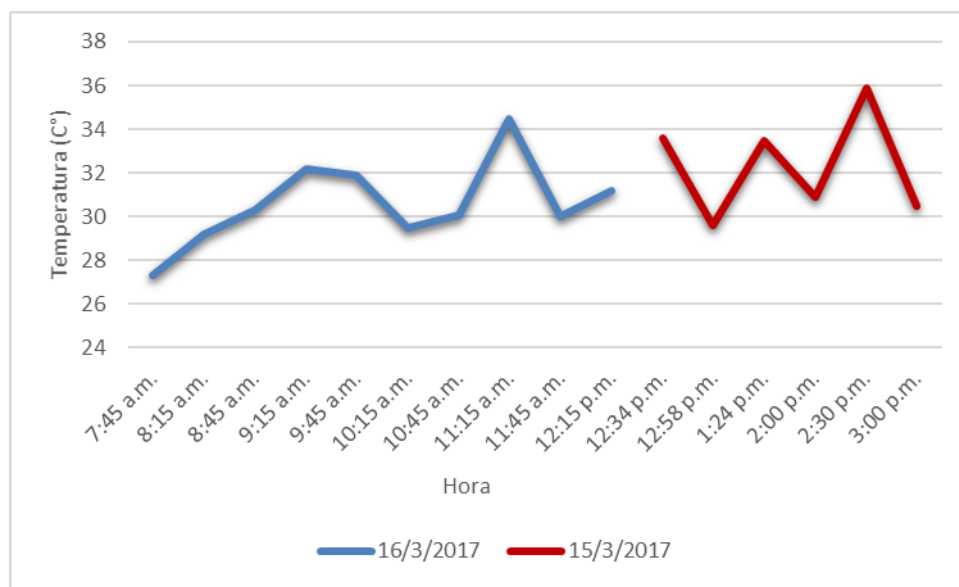


Fig. 3. Temperatura del aire durante los días de captación de muestras.

En la figura 4 se observan las velocidades del viento registradas durante los días 15 y 16 de marzo. Para el día 15 de marzo (línea de color rojo) se obtuvo una velocidad media del viento de 3 m/s, siendo la velocidad más baja 1,41 m/s a las 12:34 pm y la más alta de 4,9 m/s a las 2:00 pm. El 16 de marzo (línea de color azul) se registró una velocidad media de 2,92 m/s, la velocidad más baja para ese día fue de 1,59 m/s registrada a las 7:45 am y la velocidad más alta fue de 5,42 m/s a las 11:45 am. La velocidad del viento fue muy fluctuante para el 15 de marzo y en contraste, el 16 de marzo, presentó una tendencia creciente a lo largo de las horas.

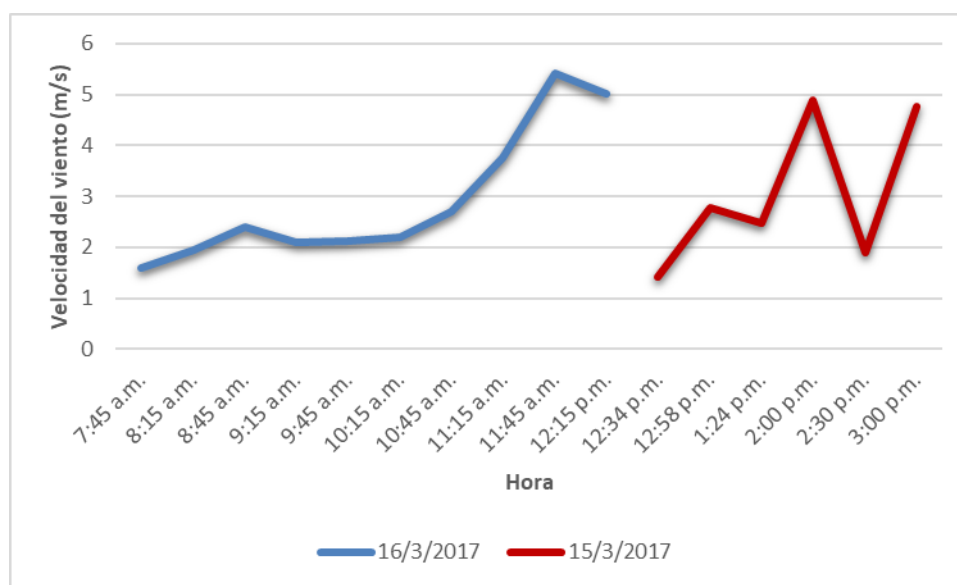


Fig. 4. Velocidad del viento durante los días de captación de muestras.

En la figura 5 están representados los valores de la radiación del aire en los diferentes días de muestreo en las horas en que se realizó el mismo. El 15 de marzo (línea roja) hubo un máximo de radiación a las 12:34 pm de 1628,7 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ y un mínimo a las 3:00 pm de 372,9 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$. Para el 16 de marzo (línea azul), a las 7:45 am se registró la menor radiación 390,8 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ y el máximo a las 11:45 am y fue de 1884 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$. Los valores siguieron una tendencia decreciente el día 15 de marzo y creciente el 16 de marzo.

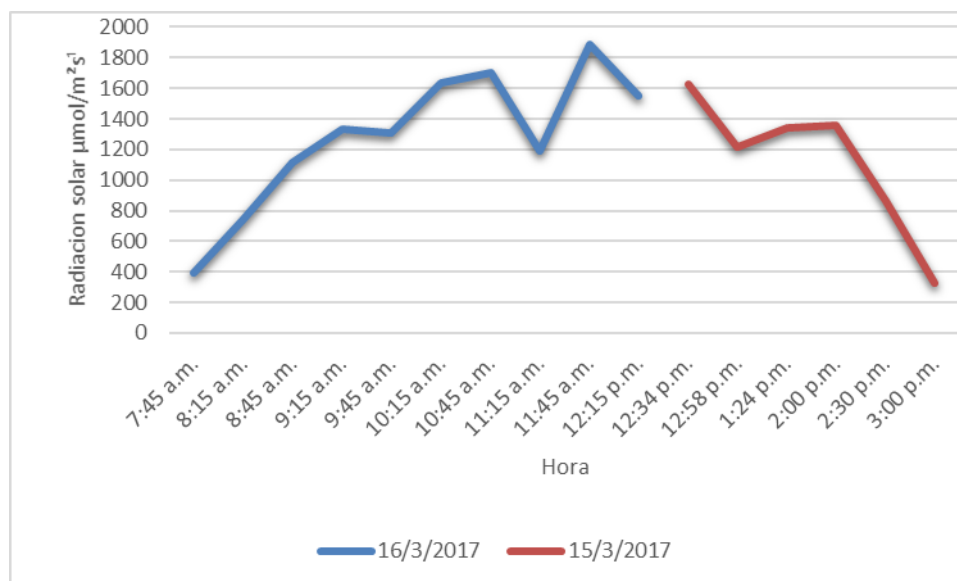


Fig. 5. Radiación solar durante los días de captación de muestras.

Agua

A continuación, se presentan los datos fisicoquímicos en relación al agua.

La transparencia del agua en cada estación y con respecto a cada día de muestreo se observa en la figura 6. En ambos días se aprecia una tendencia al incremento de la transparencia del agua a lo largo de las estaciones. El 15 de marzo, la menor transparencia fue en la estación 1 cuando se obtuvo 7,9 metros de observación, para ese mismo día en la estación 6 se registró la mayor transparencia, la cual fue 13,9 metros. El promedio de transparencia para las 6 estaciones el 15 de marzo fue de 10,2 metros. Para el 16 de marzo en la estación 3 se dio la menor transparencia del agua con 11,35 metros, la mayor transparencia se midió en la estación 6 con 16,1 metros de observación y la transparencia media para ese día quedó establecida en 12,85 metros.

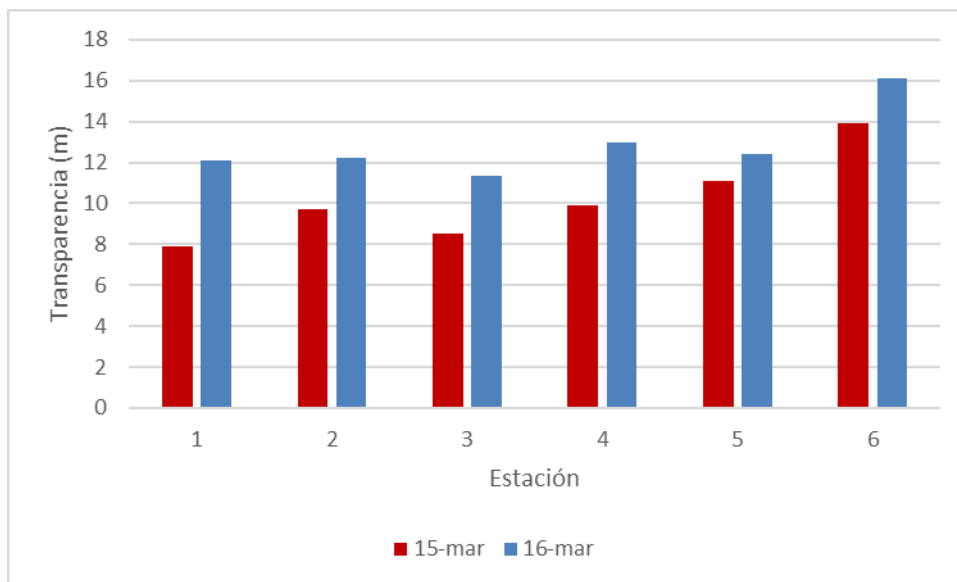


Fig. 6. Transparencia del agua en cada estación para los dos días de muestreo.

La radiación solar tomada en la columna de agua para cada estación el 15 de marzo se observa en la figura 7. Se observa una atenuación de la luz solar a lo largo de la columna de agua, conforme aumenta la profundidad. En la superficie de la columna la radiación solar fue desde valores de $274,6 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ hasta $1206,1 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$. A los 15 metros de profundidad en todas las estaciones la radiación solar decae a valores inferiores a los $65 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$.

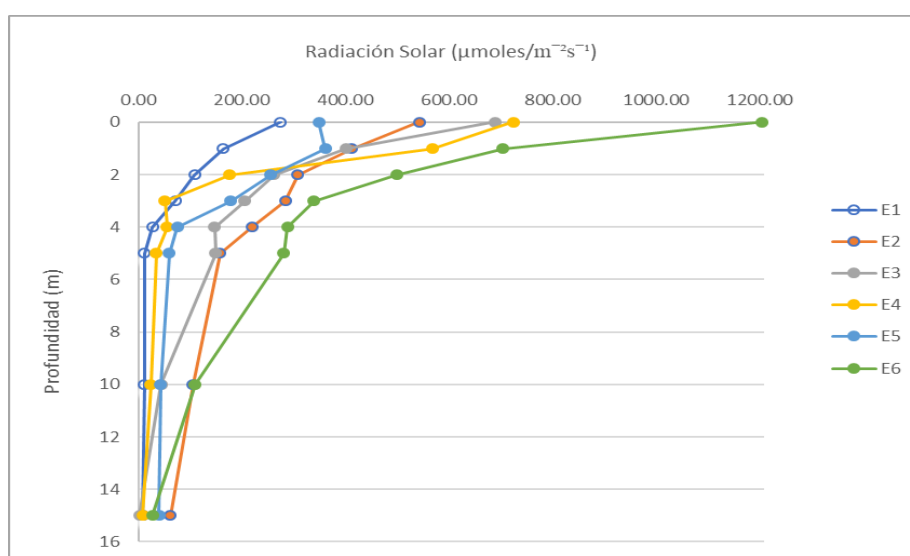


Fig. 7. Radiación solar en la columna del agua en cada estación el día 15 de marzo.

Los valores de la radiación solar en la columna de agua para el 16 de marzo se observan en la figura 8. En la superficie de la columna de agua la radiación proyecta valores que van desde los 309,2 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ a 1253,9 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$. A la profundidad de 15 metros la radiación solar en la columna decae a valores inferiores a 65 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$.

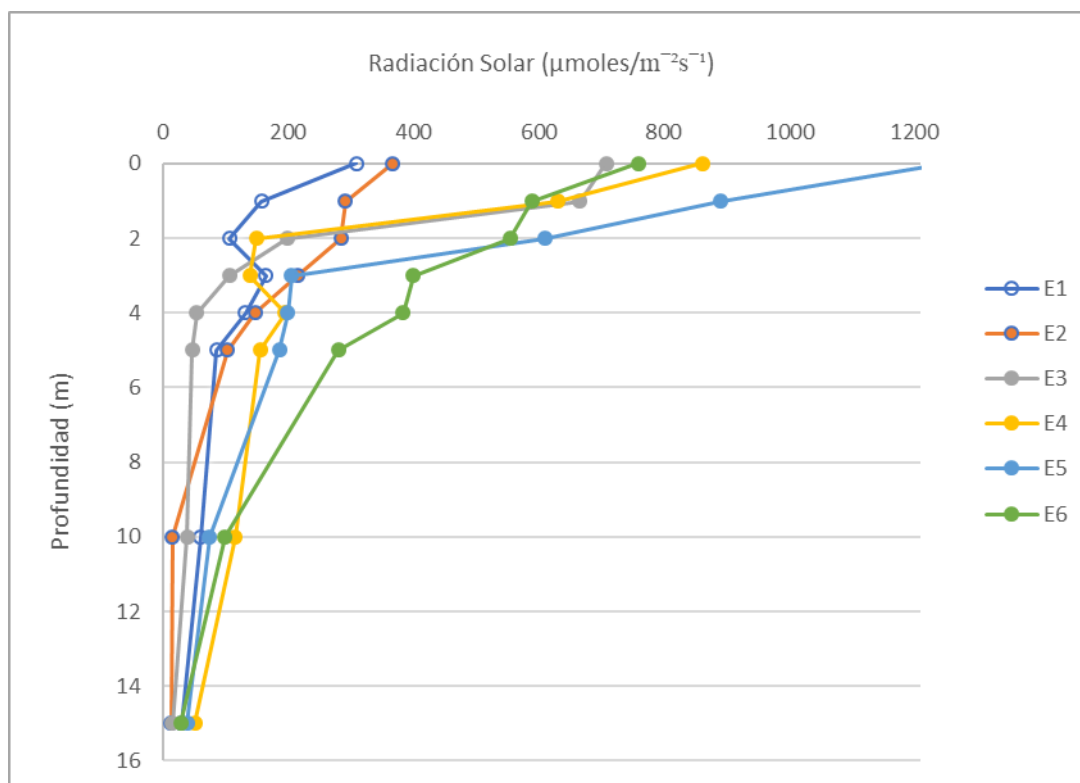


Fig. 8. Radiación solar en la columna del agua en cada estación el día 16 de marzo.

Con respecto a la temperatura de la columna de agua en cada estación, en el caso de las medidas tomadas el 15 de marzo, en la figura 9 se observa un comportamiento homogéneo a excepción de E3, donde ocurre una disminución importante de la temperatura a 4 metros de profundidad, para luego volver a regularse. Las temperaturas en la superficie de la columna marcan una pequeña variación en las estaciones, desde la E1 que registro 29 °C hasta la E6 con 27,8 °C. A la profundidad de 15 metros todas las estaciones registraron la misma temperatura 24,7°C.

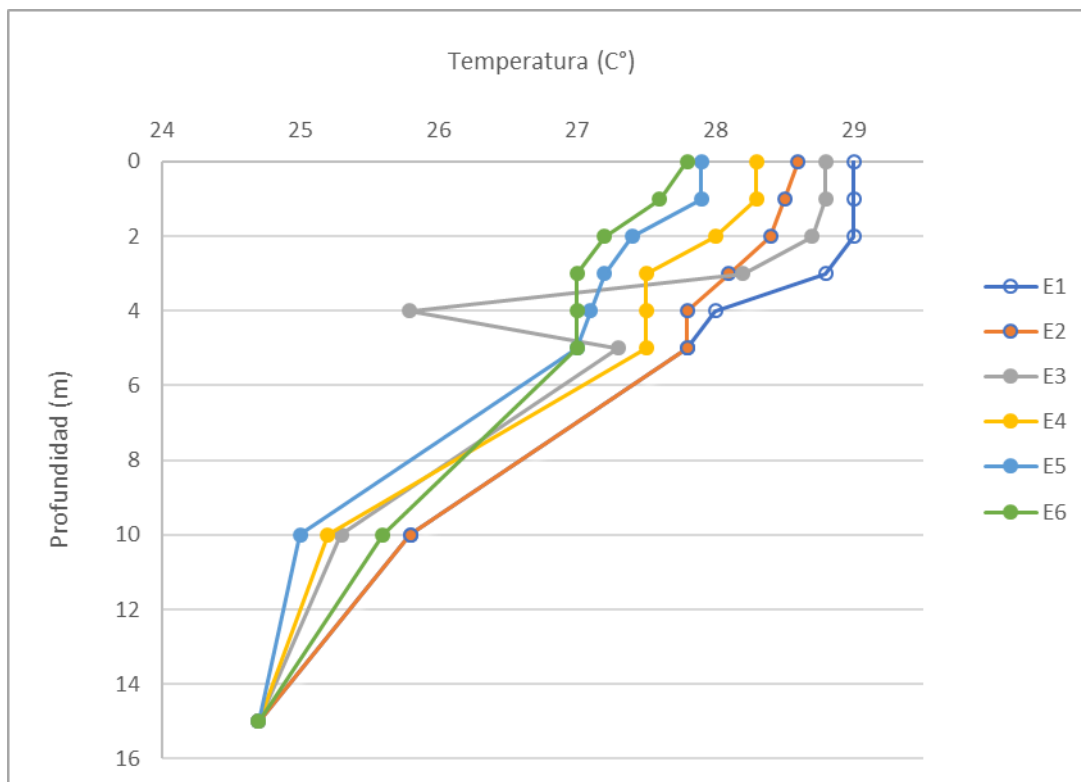


Fig. 9. Temperatura de la columna del agua en cada estación el día 15 de marzo.

Para el 16 de marzo las temperaturas en cada estación de la columna de agua se observan en la figura 10. El comportamiento de la temperatura fue bastante similar con unas ligeras disimilitudes. La excepción ocurrió en la E4, donde a los 5 metros de profundidad se registró una temperatura de 27,2°C y seguidamente a los 10 metros de profundidad ocurre un ligero aumento de la temperatura de la columna de agua 27,3°C para posteriormente bajar bruscamente. Las temperaturas de la superficie de la columna variaron de 27,2 hasta 28,1°C y las temperaturas a la profundidad de 15 metros fue desde 24,2°C hasta 25,9°C.

Para el 16 de marzo las temperaturas en cada estación de la columna de agua se observan en la figura 10. Las curvas de la temperatura fueron similares a las del día anterior, con unas ligeras fluctuaciones. El valor atípico se evidenció en la E4, donde a los 5 metros de profundidad se registró una temperatura de 27,2°C. Seguidamente a los 10 metros de profundidad ocurre un

aumento ligero de la temperatura de la columna de agua, con un valor de 27,3°C, para posteriormente bajar bruscamente. Las temperaturas de la superficie de la columna variaron de 27,2 hasta 28,1°C y las temperaturas a la profundidad de 15 metros tuvieron valores de 24,2 a 25,9°C.

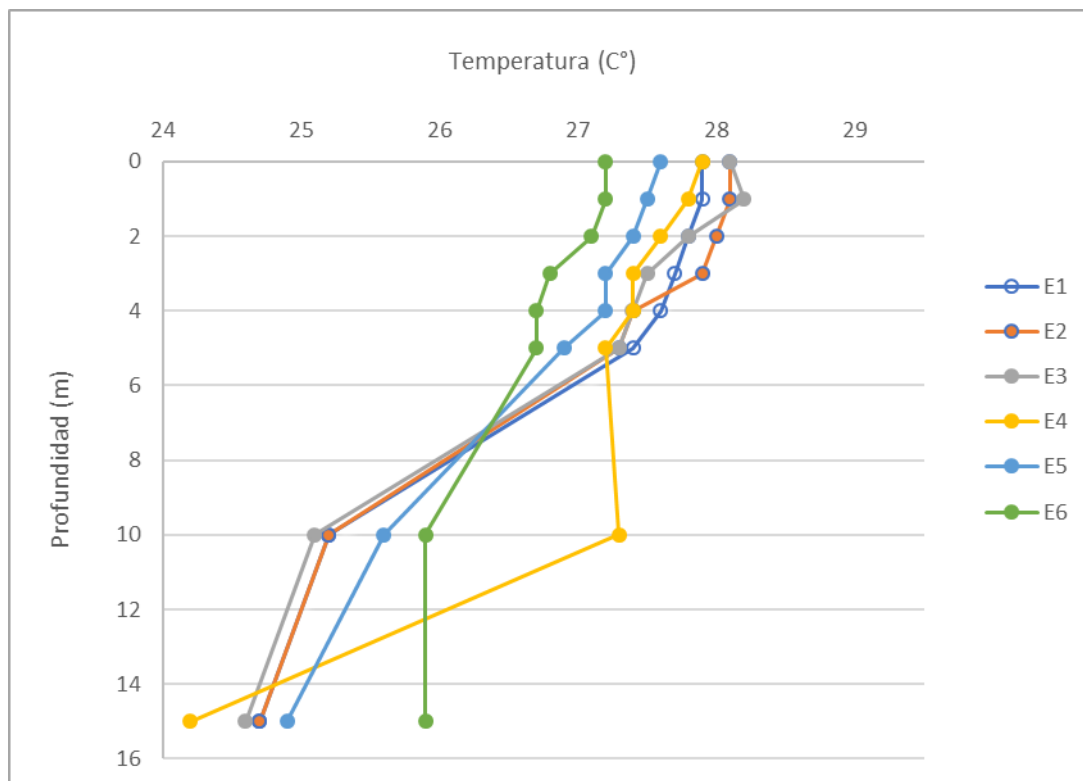


Fig. 10. Temperatura de la columna del agua en cada estación el día 16 de marzo.

Las variaciones de salinidad entre los estratos de profundidad de la columna de agua fueron casi imperceptibles en ambos días. En la figura 11 están representado los valores de salinidad de la columna de agua en cada estación para el 15 de marzo. La salinidad varia muy poco por estación manteniendo valores entre 36,9 y 37,4‰.



Fig. 11 Salinidad de la columna del agua en cada estación el día 15 de marzo.

En la figura 12 se observan los resultados de salinidad de la columna de agua para cada estación durante el día 16 de marzo. Los valores de salinidad variaron muy poco, manteniéndose en el intervalo de 36,9 a 37,5‰.

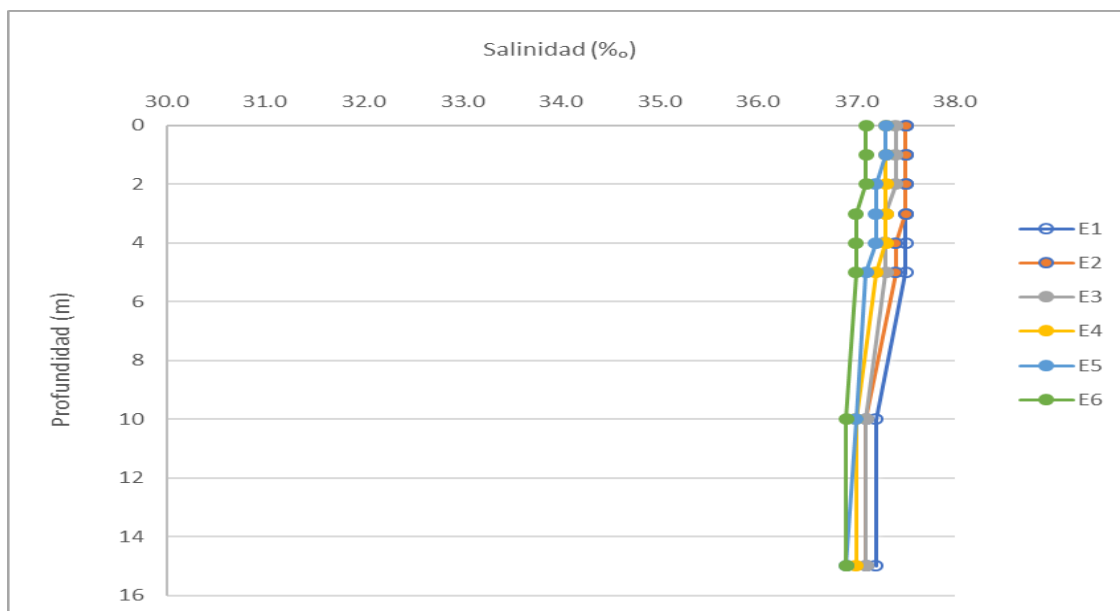


Fig. 12. Salinidad de la columna del agua en cada estación el día 16 de marzo.

FITOPLANCTON

El fitoplancton estuvo representado por un total de 51 especies, siendo Dinoflagellata el grupo más abundante (87.774,861 Cél./L) con 25 especies, seguido de Cyanobacteria (61.880,325 Cél./L) con 17 especies y Bacillariophyta (1523,208 Cél./L) como el taxón menos abundante con 8 especies. Los Dinoflagellata constituyeron 58% de la composición de la comunidad fitoplanctónica, siguieron Cyanobacteria 48% y los Bacillariophyta con apenas 1% del fitoplancton.

En la tabla 1 están representados los taxones del fitoplancton (Cyanobacteria, Dinoflagellata y Bacillariophyta) que se encontraron en la zona interna y canal de la bahía. Se presentó un número mayor de especies en la estación 5 del canal (27 especies), seguido de las estaciones 3 (25 especies) y la estación 4 (24 especies), mayor cantidad de especies que en las ubicadas en la zona interna de la bahía. Los dinoflagelados y cianobacterias fueron los filos con mayor número de especies, 25 y 17, respectivamente. Las especies que estuvieron presentes en todas las estaciones fueron dos cianobacterias (*Lyngbya lutea* y *Nostoc* sp.) y seis dinoflagelados (*Ceratium trichoceros*, *Dinophysis caudata*, *Noctiluca scintillans*, *Prorocentrum gracile*, *Tripes furca* y *Tripes fusus*). La estación 5 fue la que presentó mayor riqueza, con 27 especies (9 Cyanobacteria, 2 Bacillariophyta y 16 Dinoflagellata). La estación con menor riqueza fue la numero 1, con 18 especies (4 Cyanobacteria, 4 Bacillariophyta y 10 Dinoflagellata).

Tabla 1. Presencia y riqueza de Cyanobacteria, Bacillariophyta y Dinoflagellata en las estaciones de muestreo. En gris se destacan las filas de las especies que estuvieron presentes en todas las estaciones y en rojo el número más alto de especies alcanzado en la estación 5.

TAXÓN	Est 1	Est 2	Est 3	Est 4	Est 5	Est6
CYANOBACTERIA						
<i>Anabaena aequalis</i>				X	X	X
<i>Anabaenopsis elenkinni</i>			X			
<i>Calothrix atricha</i>		X	X			
<i>Chroococcus minutus</i>			X	X	X	X

Tabla 1. Continuación.

TAXÓN	Est 1	Est 2	Est 3	Est 4	Est 5	Est6
CYANOBACTERIA						
<i>Chroococcus minutus</i>			X	X	X	X
<i>Fischerella ambigua</i>			X	X		
<i>Gloeotrichia echinulata</i>			X			
<i>Johannesbaptistia pellucida</i>					X	
<i>Lyngbya lutea</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Microcoleus chthonoplastes</i>	X	X	X		X	X
<i>Microcoleus tenerimus</i>	X	X	X		X	X
<i>Microcystis flos-aquae</i>		X				
<i>Microcystis aeruginosa</i>			X	X	X	X
<i>Nostoc</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Oscillatoria limosa</i>				X	X	
<i>Oscillatoria splendida</i>			X			
<i>Oscillatoria tenuis</i>		X		X		
<i>Plectonema nostocorum</i>			X			
NÚMERO DE ESPECIES	4	7	12	8	9	7
BACILLARIOPHYTA						
<i>Amphiprora alata</i>				X		
<i>Epithemia argus</i>	X					
<i>Epithemia zebra</i>				X		
<i>Fragilaria virescens</i>						X
<i>Melosira distans</i>					X	
<i>Navicula</i> sp.		X				
<i>Pinnularia</i> sp.	X	X	X			X
<i>Surirella euglypta</i>	X					
NÚMERO DE ESPECIES	3	2	1	2	1	2

Tabla 1. Continuación.

TAXÓN	Est 1	Est 2	Est 3	Est 4	Est 5	Est6
DINOFLAGELLATA						
<i>Ceratium buceros</i>			X			
<i>Ceratium horridum</i>					X	
<i>Ceratium massiliense</i>		X				
<i>Ceratium trichoceros</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Dinophysis caudata</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Dinophysis cuneus</i>				X		
<i>Dinophysis ovum</i>	X	X	X	X	X	
<i>Noctiluca scintillans</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Prorocentrum gracile</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Protoperidinium cerasus</i>	X	X				
<i>Protoperidinium cinctum</i>		X		X		X
<i>Protoperidinium claudicans</i>					X	
<i>Protoperidinium crassipes</i>					X	
<i>Protoperidinium depressum</i>		X			X	
<i>Protoperidinium divergens</i>		X	X		X	X
<i>Protoperidinium latum</i>				X	X	X
<i>Protoperidinium leonis</i>					X	
<i>Protoperidinium parallelum</i>				X		
<i>Protoperidinium pedunculatum</i>	X		X	X	X	X
<i>Protoperidinium pellucidum</i>		X				
<i>Protoperidinium pyriforme</i>				X	X	X
<i>Protoperidinium sp.</i>	X	X				X
<i>Protoperidinium subinerme</i>			X			
<i>Tripos furca</i>	X	X	X	X	X	X

Tabla 1. Continuación.

TAXÓN	Est 1	Est 2	Est 3	Est 4	Est 5	Est6
DINOFLAGELLATA						
<i>Tripes fusus</i>	X	X	X	X	X	X
NÚMERO DE ESPECIES	10	14	11	13	16	12
NÚMERO TOTAL DE ESPECIES	17	23	24	23	26	21

En la tabla 2 se observan las 51 especies fitoplanctónicas presentes a lo largo del gradiente, cuyas abundancias están expresadas en células por litro (Cél./L), repartidas entre los filos Cyanobacteria, Bacillariophyta y Dinoflagellata. Las especies más abundantes fueron las cianobacterias *Nostoc* sp. con 27.989 Cél/L y *Lyngbya lutea* 19.484,4 Cél/L, así como los dinoflagelados *Prorocentrum gracile* con 31.924 Cél./L, *Tripes fusus* con 22.594 Cél./L y *T. furca* con 11.551 Cél./L. La Bacillariophyta más abundante fue *Pinnularia* sp, con sólo 317,3 Cél./L.

Tabla 2. Densidades poblacionales medias de las especies fitoplanctónicas (Cél./L) identificadas a lo largo del gradiente horizontal en la bahía de Mochima. En rojo se destacan los valores más altos.

TAXÓN	Est 1	Est 2	Est 3	Est 4	Est 5	Est6	TOTAL
CYANOBACTERIA							
<i>Anabaena aequalis</i>	0	0	0	761,6	1079	4442,7	2602
<i>Anabaenopsis elenkinni</i>	0	0	63,5	0	0	0	63,5
<i>Calothrix atricha</i>	0	63,5	190,4	0	0	0	254
<i>Chroococcus minutus</i>	0	0	444,3	634,7	952	1015,5	3046,4
<i>Fischerella ambigua</i>	0	0	1777	63,5	0	0	1840,5
<i>Gloeotrichia echinulata</i>	0	0	63,5	0	0	0	63,5
<i>Johannesbaptistia pellucida</i>	0	0	0	0	63,5	0	63,5
<i>Lyngbya lutea</i>	3300,3	6156,3	2221,3	1967,5	3237	2602	19.484,4
<i>Microcoleus chthonoplastes</i>	63,5	127	63,5	0	127	254	634,7
<i>Microcoleus tenerrimus</i>	254	571,2	825	0	63,5	190,4	1904
<i>Microcystis flos-aquae</i>	0	63,5	0	0	0	0	63,5
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0	0	571,2	761,6	1206	825	3363,7
<i>Nostoc</i> sp.	254	952	12.185,7	9012,3	3490,7	2094,4	27.989

Tabla 2. Continuación.

TAXÓN	Est 1	Est 2	Est 3	Est 4	Est 5	Est6	TOTAL
CYANOBACTERIA							
<i>Oscillatoria limosa</i>	0	0	0	127	63,5	0	190,4
<i>Oscillatoria splendida</i>	0	0	63,5	0	0	0	63,5
<i>Oscillatoria tenuis</i>	0	63,5	0	63,5	0	0	127
<i>Plectonema nostocorum</i>	0	0	317,3	0	0	0	317,3
TOTAL (CYANOBACTERIA)	3871,5	7996,7	18.786,2	13.391,5	10.281,7	7743	62.070,7
BACILLARIOPHYTA							
<i>Amphiprora alata</i>	0	0	0	63,5	0	0	63,5
<i>Epithemia argus</i>	127	0	0	0	0	0	127
<i>Epithemia zebra</i>	0	0	0	63,5	0	0	63,5
<i>Fragilaria virescens</i>	0	0	0	0	0	127	127
<i>Melosira distans</i>	0	0	0	0	63,5	0	63,5
<i>Navicula</i> sp.	0	63,5	0	0	0	0	63,5
<i>Pinnularia</i> sp.	63,5	63,5	127	0	0	63,5	317,3
<i>Surirella euglypta</i>	63,5	0	0	0	0	0	63,5
TOTAL (BACILLARIOPHYTA)	317,3	127	254	317,3	254	254	1523,2
DINOFLAGELLATA							
<i>Ceratium buceros</i>	0	0	63,5	0	0	0	63,5
<i>Ceratium horridum</i>	0	0	0	0	63,5	0	63,5
<i>Ceratium massiliense</i>	0	127	0	0	0	0	127
<i>Ceratium trichoceros</i>	317,3	254	507,7	63,5	381	444,3	1967,5
<i>Dinophysis caudata</i>	4633	1523,2	1840,5	317,3	190,4	127	8631,5
<i>Dinophysis cuneus</i>	0	0	0	63,5	0	0	63,5
<i>Dinophysis ovum</i>	1015,5	254	761,6	444,3	444,3	0	2919,5
<i>Noctiluca scintillans</i>	1142,4	699	634,7	127	444,3	444,3	3490,7
<i>Prorocentrum gracile</i>	3363,8	1459,7	1713,6	4696,6	13.391,5	7298,7	31.924
<i>Protoperidinium cerasus</i>	63,5	127	0	0	0	0	190,4
<i>Protoperidinium cinctum</i>	0	63,5	0	63,5	0	63,5	190,4

Tabla 2. Continuación.

TAXÓN	Est 1	Est 2	Est 3	Est 4	Est 5	Est6	TOTAL
DINOFLAGELLATA							
<i>Protoperidinium claudicans</i>	0	0	0	0	63,5	0	63,5
<i>Protoperidinium crassipes</i>	0	0	0	0	63,5	0	63,5
<i>Protoperidinium depressum</i>	0	190,4	0	0	63,5	0	254
<i>Protoperidinium divergens</i>	0	63,5	63,5	0	190,4	127	444,2
<i>Protoperidinium latum</i>	0	0	0	127	63,5	127	317,3
<i>Protoperidinium leonis</i>	0	0	0	0	190,4	0	190,4
<i>Protoperidinium parallelum</i>	0	0	0	127	0	0	127
<i>Protoperidinium pedunculatum</i>	63,5	0	190,4	254	63,5	190,4	761,6
<i>Protoperidinium pellucidum</i>	0	190,4	0	0	0	0	190,4
<i>Protoperidinium pyriforme</i>	0	0	0	127	1015,4	190,4	1332,8
<i>Protoperidinium sp.</i>	63,5	63,5	0	0	0	63,5	190,4
<i>Protoperidinium subinerme</i>	0	0	63,5	0	0	0	63,5
<i>Tripos furca</i>	2285	3237	3681	507,7	825	1015,5	11.551
<i>Tripos fusus</i>	4696,8	6156,3	7298,7	1142,4	2348,3	952	22.594,2
TOTAL (DINOFLAGELLATA)	17.644	14.407	16.882,2	7997	19.801,7	11.043,3	87.775
TOTAL FITOPLANCTON	21.578,8	22.404	35.795,4	21.578,8	30.273,8	18.850	150.480

De la figura 13 hasta la 21 se observa parte del registro fotográfico de las especies fitoplanctónicas (dinoflagelados) identificadas, el cual fue obtenido de las muestras cuando se visualizaron en microscopio invertido de laboratorio. Todas las tomas se realizaron a un aumento de 200x, a excepción de la penúltima imagen (Fig. 20), la cual se fotografió a un aumento 400x.

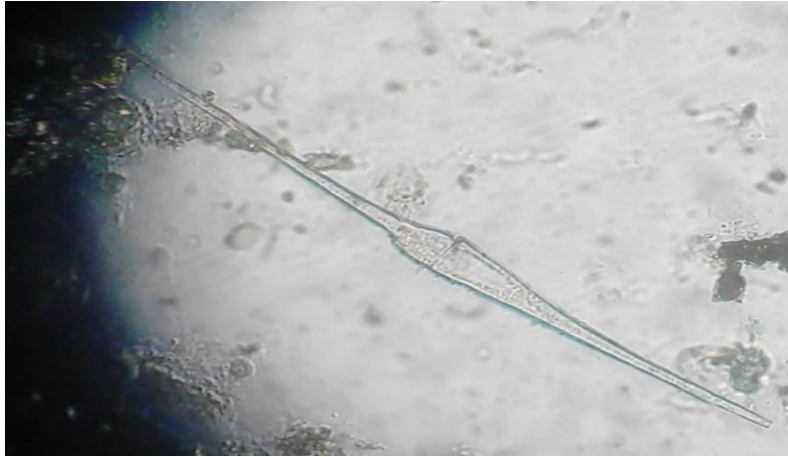


Fig. 13. *Tripus fusus*.



Fig. 14. *Prorocentrum gracile*.



Fig. 15. *Dinophysis ovum*.



Fig. 16. *Dinophysis caudata*.



Fig. 17. *Dinophysis caudata* (en fisión binaria).



Fig. 18. *Ceratium trichoceros*.



Fig. 19. *Tripos furca* (imagen editada).



Fig. 20. *Protoperidinium* sp.

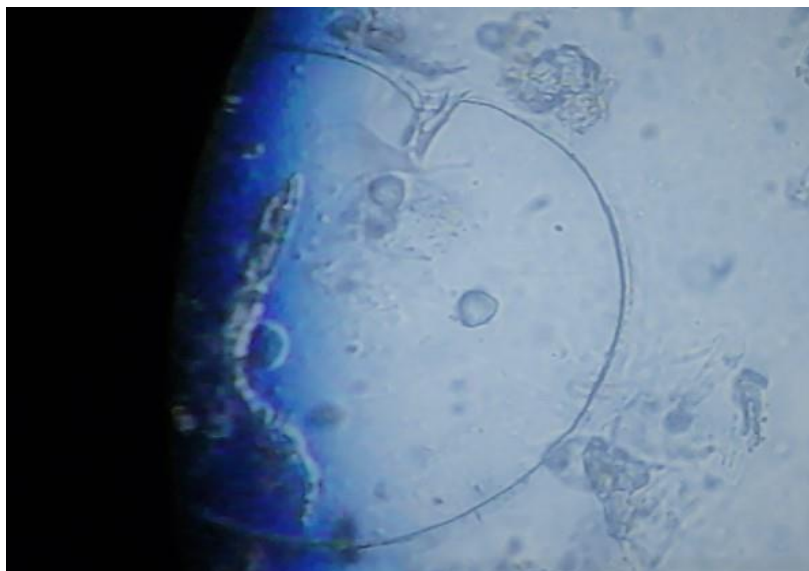


Fig. 21. *Noctiluca scintillans*.

Las composiciones porcentuales de los taxones de fitoplancton para cada estación se presentan de las figuras 22 a 27. En las estaciones de la parte interior de la bahía E1 y E2 y las del canal E5 y E6 dominan los dinoflagelados con valores superiores a 55%, mientras que en las estaciones E3 y E4 las cianobacterias constituyen el filo más abundante, con 52 y 62%, respectivamente.

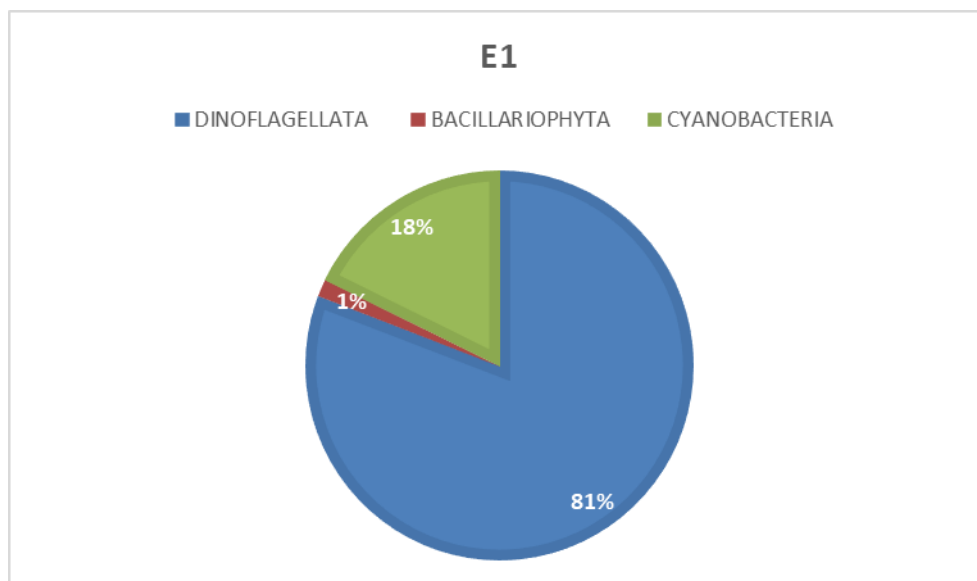


Fig. 22. Distribución porcentual de los grupos de fitoplancton en la estación 1.

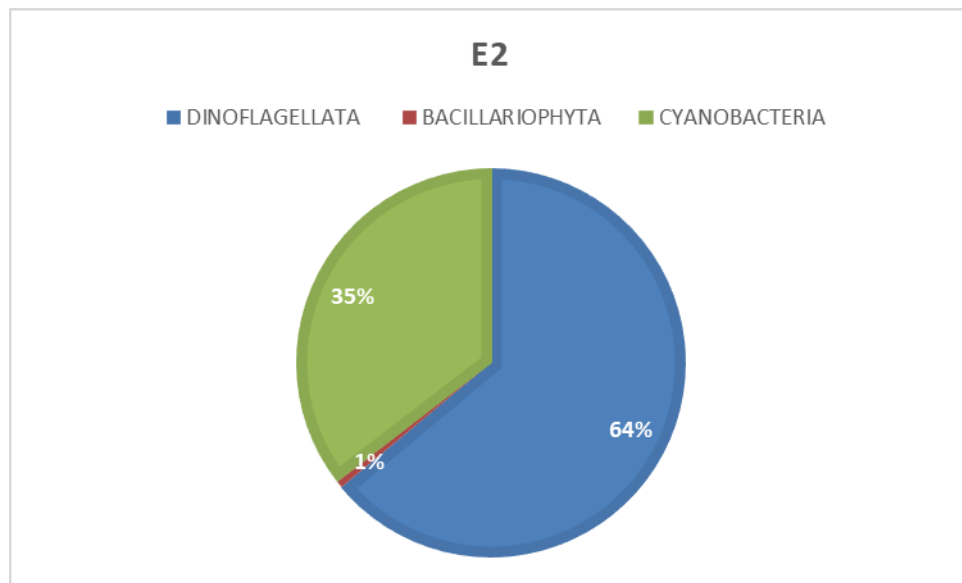


Fig. 23. Distribución porcentual de los grupos de fitoplancton en la estación 2.

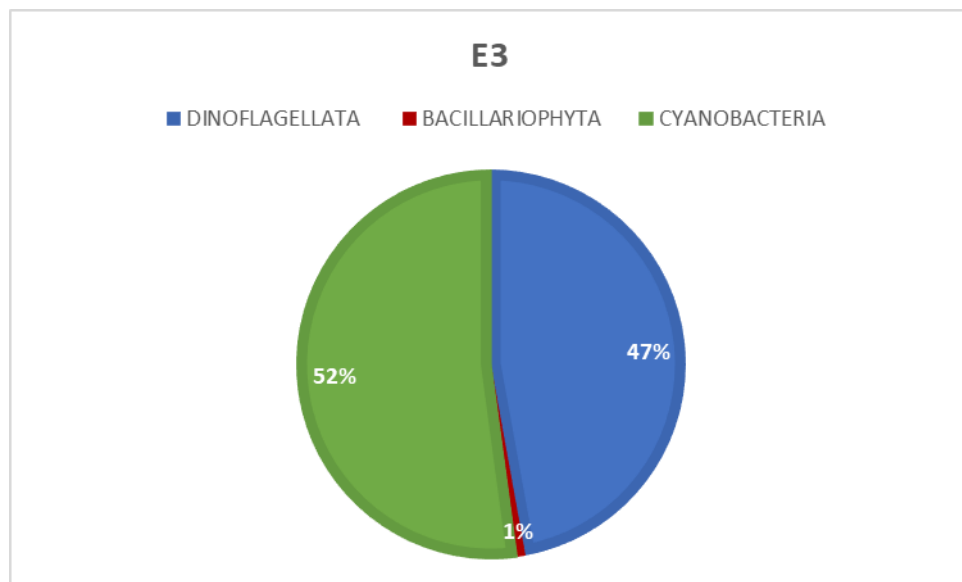


Fig. 24. Distribución porcentual de los grupos de fitoplancton en la estación 3.

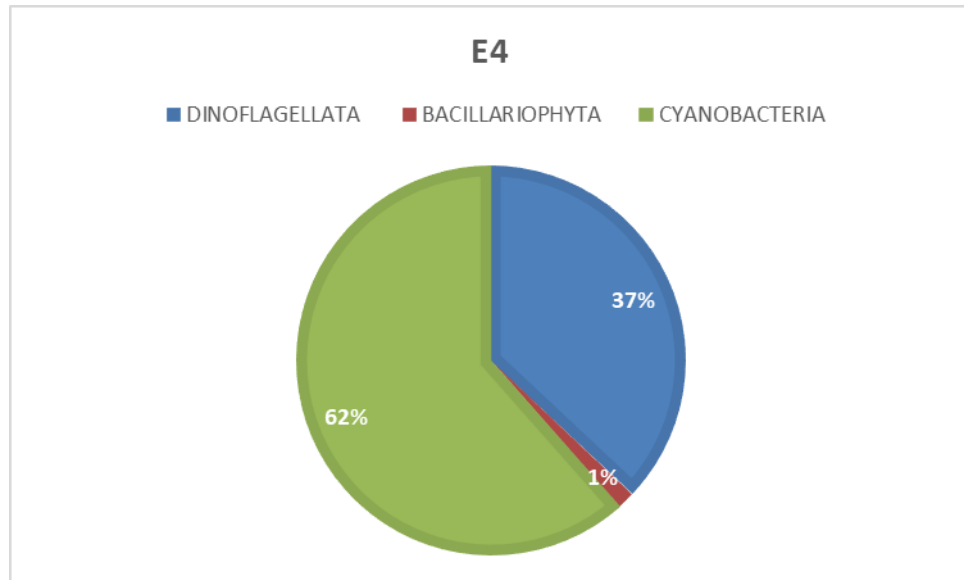


Fig. 25. Distribución porcentual de los grupos de fitoplancton en la estación 4.

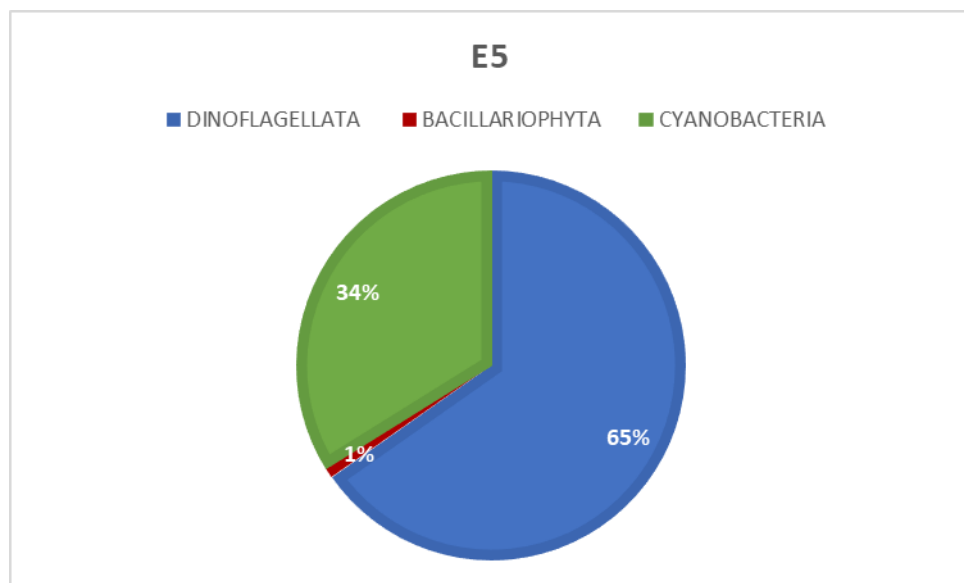


Fig. 26. Distribución porcentual de los grupos de fitoplancton en la estación 5.

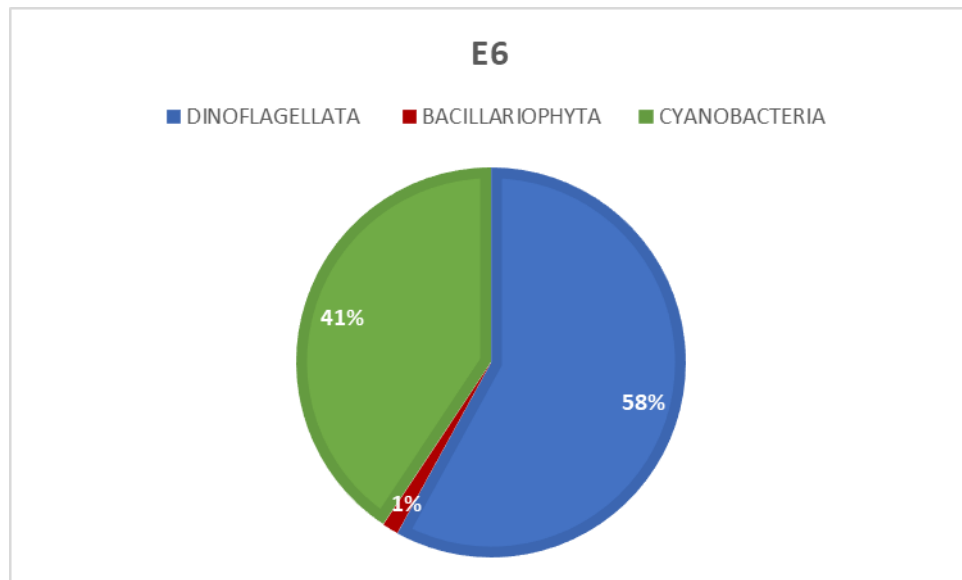


Fig. 27 Distribución porcentual de los grupos de fitoplancton en la estación 6.

En la figura 28 están representadas porcentualmente las abundancias totales de los tres taxones de fitoplancton observados en las 6 estaciones. A dicha escala regional, los dinoflagelados constituyen el filo dominante en la parte interior y canal de la bahía de Mochima con 58%, seguidos de las cianobacterias con 41%, siendo las diatomeas un grupo muy escaso con apenas 1%.

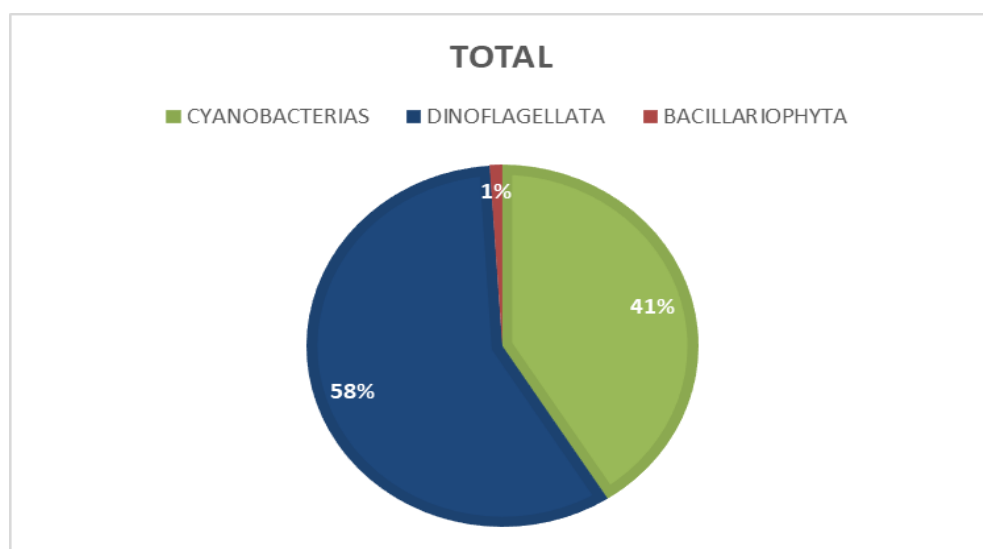


Fig. 28. Distribución porcentual de los grupos de fitoplancton en las 6 estaciones.

Las especies presentes del Phylum Bacillariophyta están representadas en porcentajes totales en la figura 29. Destaca notablemente la diatomea pennada *Pinnularia* sp. (36%) sobre las demás especies.

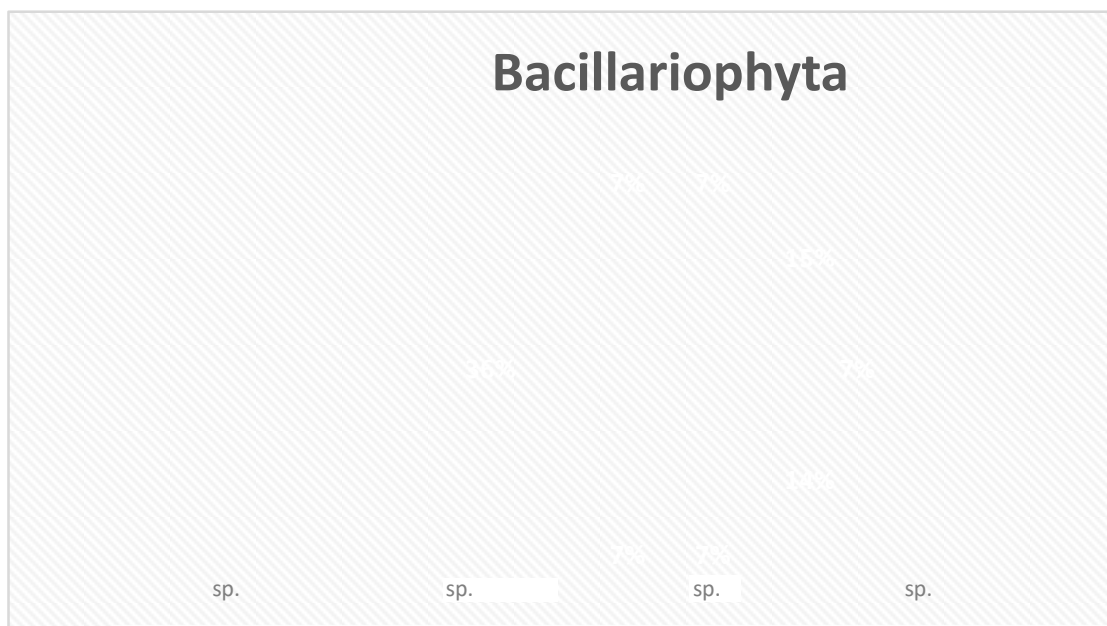


Fig. 29. Distribución porcentual de las especies de Bacillariophyta totales.

Las especies del Phylum Cyanobacteria más abundantes están representadas en porcentajes totales en la figura 30. Las especies más abundantes en el área de estudio fueron *Nostoc* sp. (45%) y *Lyngbya lutea* (31%).

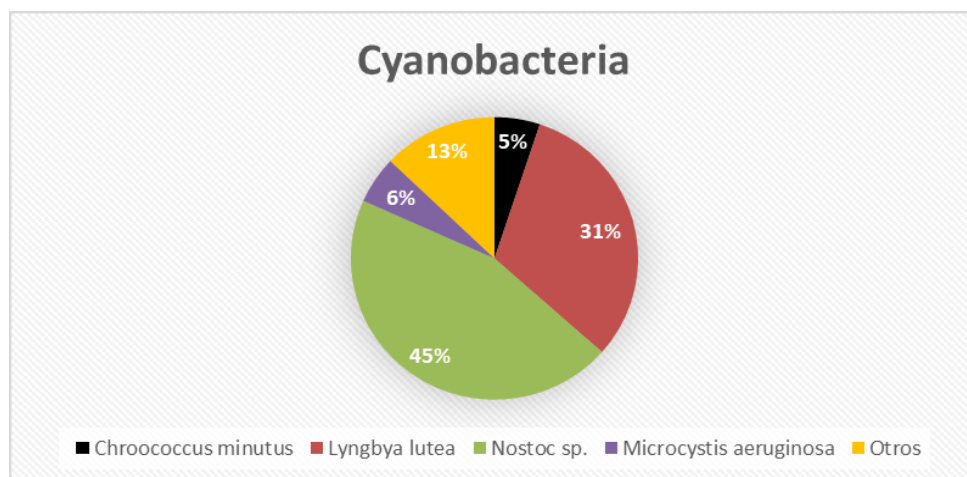


Fig. 30. Distribución porcentual de las especies de Cyanobacteria totales.

A continuación, en la figura 31 se presentan las especies más representativas del Phylum Dinoflagellata en sus valores porcentuales totales. Las especies cuantitativamente más importantes fueron *Prorocentrum gracile* (36%) y *Triplos fusus* (26%).

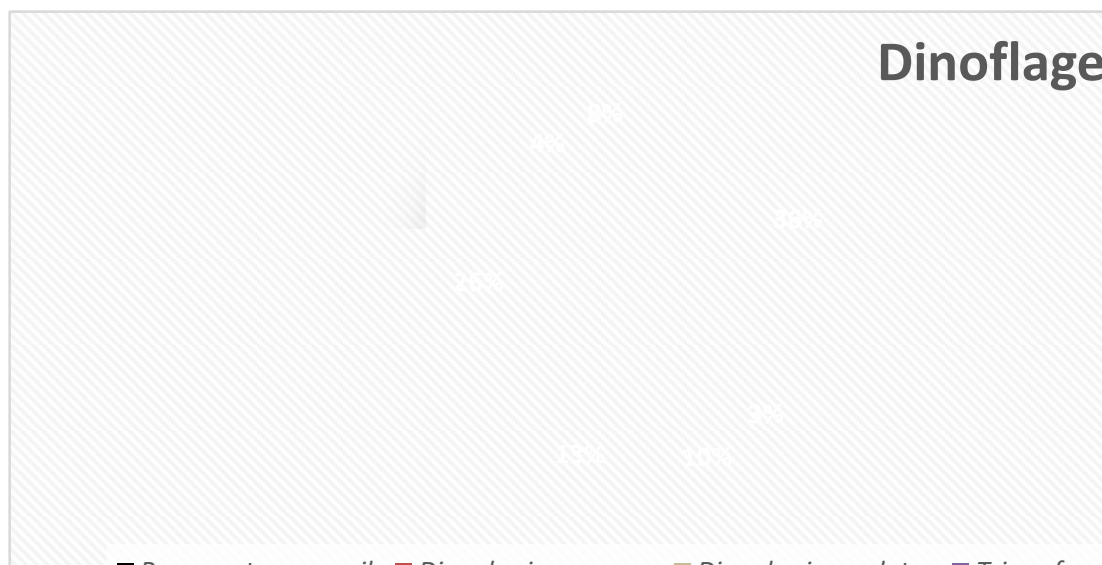


Fig. 31. Distribución porcentual de las especies de Dinoflagellata totales.

En la figura 32 se muestra la distribución de la abundancia absoluta, representada en células/litro, de los taxones de fitoplancton en cada estación. Se evidencia que los dinoflagelados dominaron a las cianobacterias en cuatro de las seis estaciones y particularmente de manera amplia en E1 y E5. Las cianobacterias dominaron ligeramente a los dinoflagelados en E3 y E4. Las diatomeas fueron muy escasas en todo el gradiente horizontal.

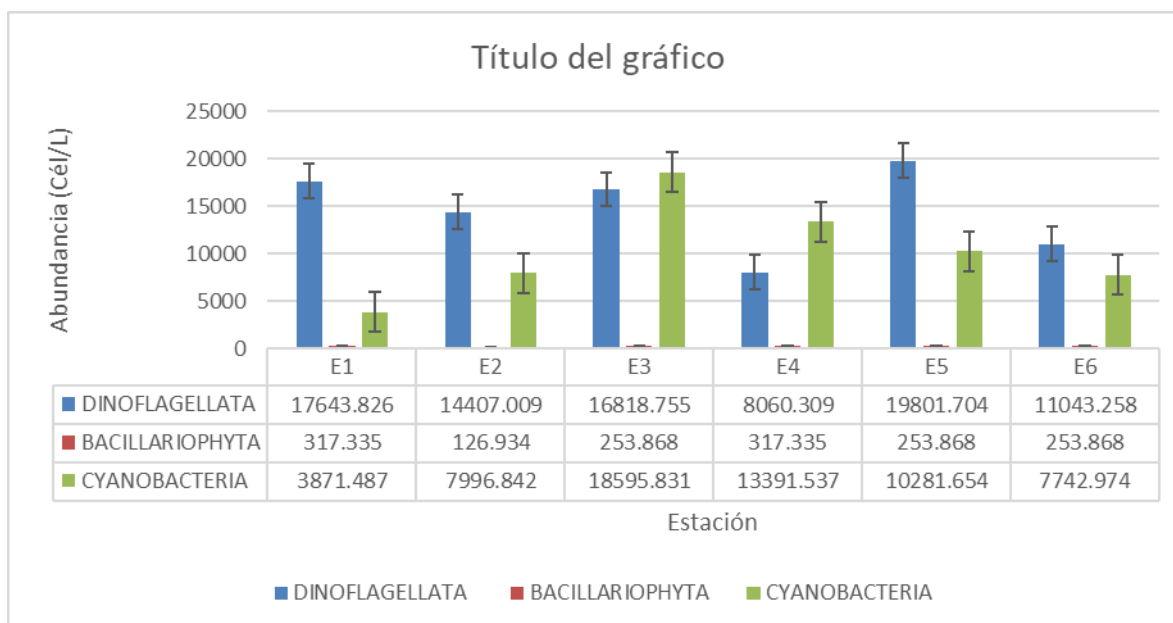


Fig. 32. Distribución de la abundancia de los taxones de fitoplancton en las 6 estaciones.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El Análisis de Componentes Principales (ACP) mostró una varianza de 58 – 70% en los dos primeros componentes principales para las diferentes iteraciones (seis análisis en total). Se debe notar o destacar que 21 especies (40,28% del total de variables analizadas) son variables que aparecen una sola vez en todo este estudio. Debido a la alta asimetría (valores >2 y <-2) no cumplen con los supuestos de métodos paramétricos y no paramétricos. Estas variables no aportan nada a este estudio desde el punto de vista del análisis de datos aplicado.

A continuación, en la figura 33 se expone el biplot de los dos primeros componentes principales del primer análisis, donde el dinoflagelado *Tripes fusus* (fuertemente relacionada al CP1) presenta una correlación negativa con las variables fisicoquímicas transparencia del agua, velocidad del viento y arrastre vertical (profundidad). Por su parte, la cianobacteria *Lyngbya lutea* es poco afectada o prácticamente independiente tanto de las variables fisicoquímicas como de *T. fusus*.

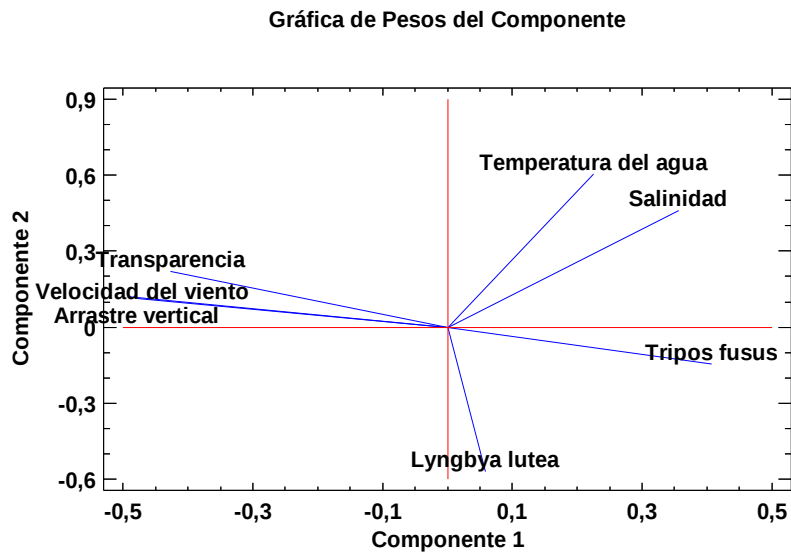
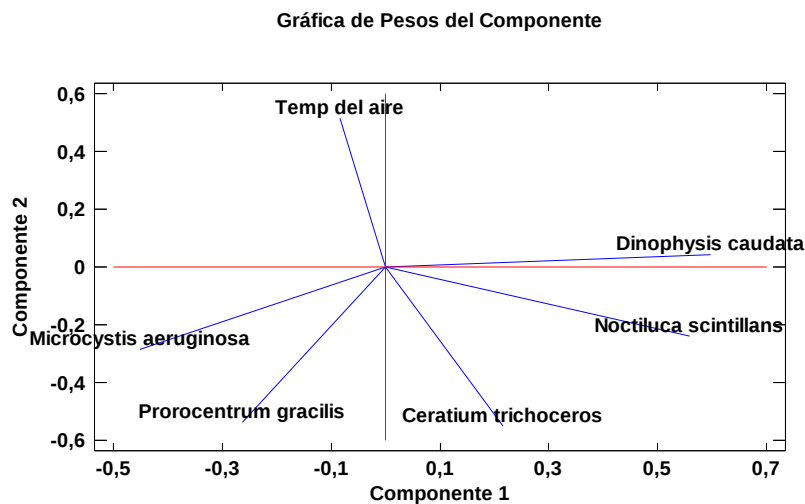


Fig. 33. Biplot de los dos primeros ejes o componentes principales (CP) del ACP para el primer análisis iterativo. Los dos primeros CP acumularon 58% de la varianza total del sistema multidimensional original.

En un segundo ACP, se evidencia que otro grupo de especies (la mayoría dinoflagelados), con mayores coeficientes de variación, tuvieron una relación muy laxa con la temperatura del aire, a excepción de *Ceratium trichoceros*, con la que se relaciona en forma negativa. *Dinophysis caudata*



y *Noctiluca scintillans* se relacionaron positivamente entre sí y con el CP1 (Fig. 34).

Fig. 34. Biplot de los dos primeros ejes o componentes principales del ACP para el segundo análisis iterativo. Los dos primeros CP acumularon 58,7% de la varianza total del sistema original.

En análisis sucesivos, las variables de mayor peso fueron las biológicas. Para la última iteración del ACP (sexto análisis), tres especies de dinoflagelados, *Ceratium massiliense*, *Epithemia argus* y *Protoperidinium pelucidum* resultaron las de mayores coeficientes de variación y estadísticamente más representativas de la comunidad fitoplanctónica; estas especies fueron casi independientes entre sí. *Protoperidinium pelucidum* tuvo una relación muy fuerte con el primer componente

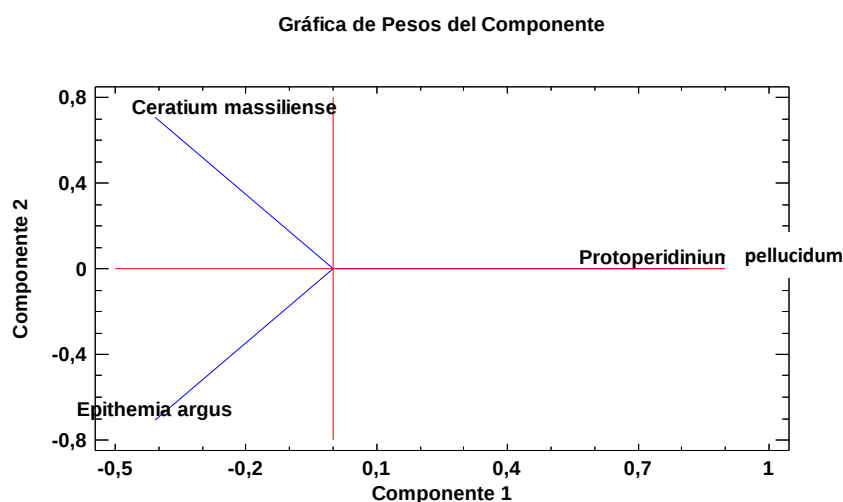


Fig. 35. Biplot de los dos primeros ejes o componentes principales del ACP para el segundo análisis iterativo. Los dos primeros CP acumularon 58,7% de la varianza total del sistema original.

En cuanto al uso del modelo completamente aleatorizado de un factor a 6 niveles, se escogieron 32 variables que cumplieron con los supuestos de la prueba paramétrica o la alternativa no paramétrica (Apéndice 2). Las variables fisicoquímicas no difirieron entre estaciones ($p > 0,05$). Las figuras 36 a 39 muestran los diagramas de cajas y bigotes de algunas especies cuyas medias presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$). Para *Lyngbya lutea*, *Triplos fusus*, *Nostoc* sp. y

Protoperidinium gracile en términos generales se evidencian diferencias entre estaciones de la zona interna y del canal, con la estación 3 como un ambiente intermedio.

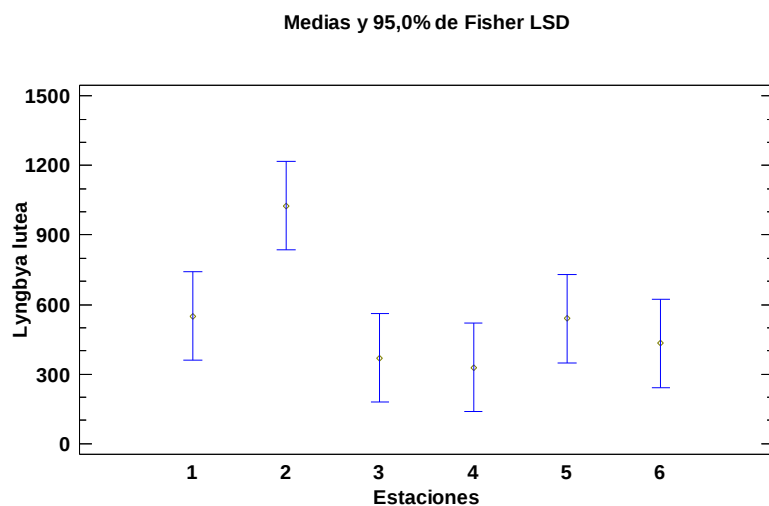


Fig. 36. Representación gráfica de la prueba de Duncan para las medias poblacionales de *Lyngbya lutea*.

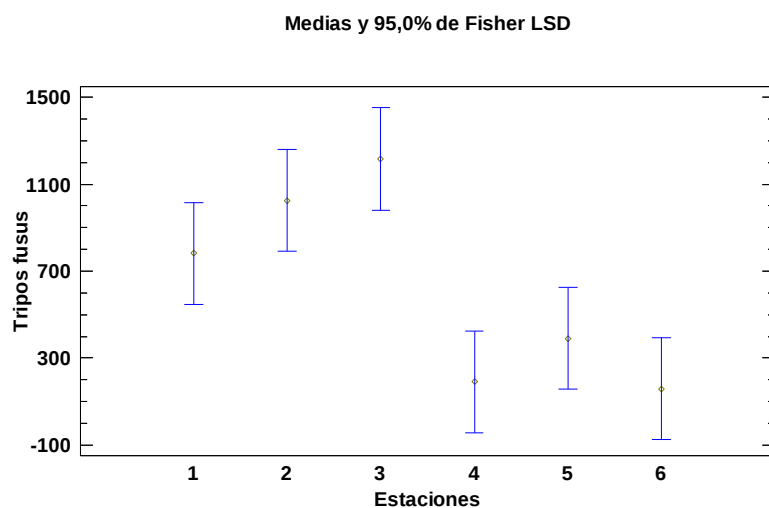


Fig. 37. Representación gráfica de la prueba de Duncan para las medias poblacionales de *Triplos fusus*.

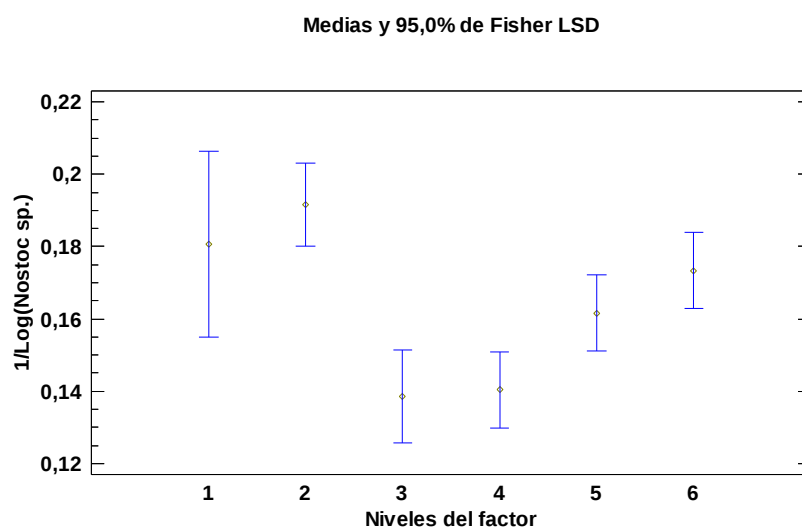


Fig. 38. Representación gráfica de la prueba de Duncan para las medias poblacionales de *Nostoc* sp. (datos transformados).

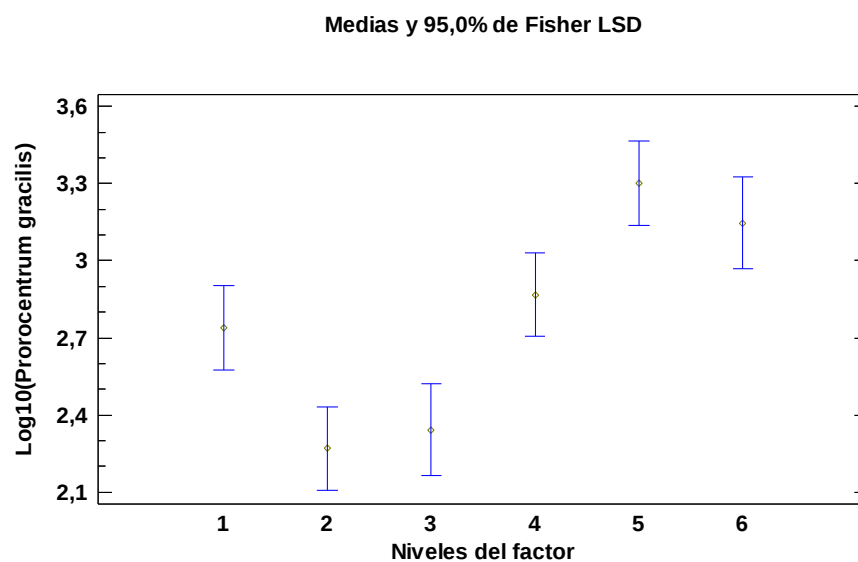


Fig. 39. Representación gráfica de la prueba de Duncan para las medias poblacionales de *Prorocentrum gracile* (datos transformados).

El Análisis de Conglomerados o Agrupamientos estableció las variables temperatura del agua, *Lyngbya lutea*, *Triplos fusus*, *Prorocentrum gracile*, temperatura del aire, *Dinophysis caudata* y *Nostoc* sp. como centroides para la generación de los agrupamientos (Apéndice 2). Se establecieron dos agrupamientos estadísticamente significativos ($p < 0,05$) (Fig. 40).

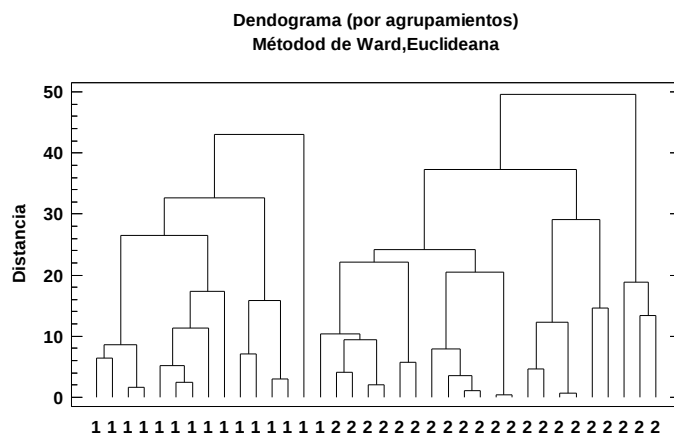


Fig. 40. Dendrograma mostrando los clusters o agrupamientos generados por el análisis.

En la figura 41 se muestra el mismo dendrograma, donde se puede observar que las estaciones de la zona interna conforman un conglomerado y las estaciones del canal constituyen otro gran grupo de ambientes. Se confirma que la estación 3 es un ambiente intermedio, al encontrarse algunas muestras en el grupo 1 y otras en el 2.

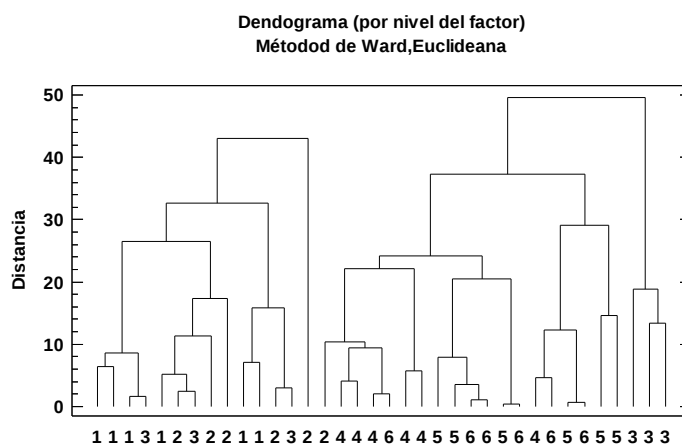


Fig. 41. Dendrograma mostrando los agrupamientos con la ubicación de las estaciones.

El índice de diversidad de Shannon para las seis estaciones en conjunto mostró un valor de 2,1, los valores locales (por estación) de dicho índice estuvieron alrededor del mismo. Las riquezas observadas en cada estación fueron relativamente bajas, así como la global (51 especies), mientras que el índice de equidad de Pielou para el gradiente horizontal fue de 0,671 más próximo al valor de 1 de equidad máxima o uniforme.

Por su parte, según el índice ecológico de Simpson, las estaciones E1 y E6 presentaron los valores 0,8457 y 0,8286, respectivamente. El índice global de Simpson, el cual fue de 0,808 indica que el ambiente en general no tiene una dominancia absoluta de las especies más abundantes. Para este mismo índice, a nivel local, los valores más altos por estaciones fueron encontrados de igual forma en las estaciones E1 y E6 (0,7198 y 0,7081, respectivamente).

Finalmente, el índice beta de Whittaker posee valores de 0,2 a 0,3 entra la mayoría de los emparejamientos de estaciones, lo que indica que no hay un recambio de especies, más bien una distribución más o menos uniforme de las especies a lo largo del gradiente.

DISCUSIÓN

VARIABLES FISICOQUÍMICAS

Esta investigación se caracterizó por un muestreo bietápico realizado sólo en dos días contiguos, por lo cual no se pueden tener resultados concluyentes en cuanto a variaciones temporales. Quizá las horas de muestreo hayan tenido alguna repercusión en las variables fisicoquímicas, por la variación de la velocidad de los vientos e intensidad de la radiación solar. El efecto realmente importante es la variación espacial a lo largo del gradiente horizontal de contaminación por la descarga del sistema de lagunas de oxidación, lo cual repercutió en las variables fisicoquímicas y biológicas.

Aire

Temperatura

El promedio de la temperatura para ambos días concuerda con lo observado en estudios anteriores sobre la temperatura media en Mochima, los cuales indican que durante todo el año en Mochima se obtienen temperaturas elevadas superiores a 25°C (Núñez y Hernández, 2013).

Velocidad del viento

El periodo que abarca de diciembre a junio corresponde a vientos moderados con velocidades medias de hasta 5,6 m/s, cuando predominan los vientos alisios del norte (Quintero y col., 2004). El promedio de la velocidad del viento registrado se considera un poco por debajo de lo esperado para la época. Sin embargo, como se presenta en el trabajo de Márquez y col. (2007), los vientos que soplan en el interior de la bahía son bajos muy probablemente debido a la topografía accidentada (montañosa) de la misma, que amortigua los vientos en su entrada hacia la parte interna. Las corrientes superficiales suaves y ausencia de oleaje refuerzan esa explicación.

Radiación solar

Para el 15 de marzo se mantuvo durante las primeras horas del muestreo un cielo despejado que se fue nublando parcialmente en forma gradual. En las horas de la toma de los últimos registros, una parte del cielo ya se encontraba nublado. Para el día siguiente el registro del cielo durante el muestreo fue completamente despejado. Según Quintero y col. (2004), con empleo de información meteorológica suministrada por el aeropuerto de Cumaná, la radiación solar en la bahía de Mochima y sus adyacencias presenta dos máximos y dos mínimos al año. Los máximos suelen ocurrir en marzo (cuando es el equinoccio de primavera) y en agosto, mientras que los mínimos ocurren en noviembre y julio. Indiscutiblemente la nubosidad juega un papel muy importante en la llegada de los rayos solares a la superficie de la litosfera e hidrosfera, al actuar como filtros u obstáculos de los mismos por procesos físicos de reflexión, refracción y absorción.

Agua

Radiación solar

Cuando la sonda que mide radiación solar se sumergía a mayor profundidad en la columna de agua, se registraban valores cada vez más bajos, lo cual era lo esperado por el proceso de atenuación de luz solar por reflexión, refracción y absorción. Se presentaron unos casos muy puntuales donde los valores aumentaron un poco con respecto a la profundidad anterior (la E3 a los 4 metros para el 15 de marzo y la E4 a los 10 metros para el 16 de marzo), pero dicho aumento no fue de gran significancia. Estos valores atípicos se debieron muy probablemente a errores sistemáticos en la manipulación del equipo.

Transparencia

Para ambos días en la estación 1 y 3 se obtuvieron los valores de transparencia del agua más bajos, y en la estación 6 los más altos, muy probablemente a que es la estación más lejana de

donde ocurre la descarga de la planta de tratamiento y la turbidez producida por las aguas descargadas es menor en ese punto. El grado de penetración de luz en la columna de agua está directamente relacionado con la turbidez del agua, por la concentración de sólidos en suspensión (Expósito, 1997).

Temperatura

Debido a las oscilaciones diarias y anuales que pueden presentar las temperaturas de la columna de agua, ciertamente resulta importante tener en cuenta la hora y época en que se realizan las observaciones oceanográficas y las tomas de muestras de agua, en especial en el estrato superficial (Quintero y col., 2004). Es probable que los valores atípicos en la E3 a 4 metros (para el 15 de marzo) y en la E4 a 10 metros (para el 16 de marzo) se hayan debido a un error de medición ocurrido en el campo. Se observa un patrón de comportamiento en las temperaturas de las estaciones de la zona externa (estaciones 5 y 6), donde las temperaturas son inferiores a las estaciones en la zona interna de la bahía. Dicho patrón está presente en los trabajos previos realizados en el área en los cuales se compararon estaciones de muestreo (Expósito 1997, Márquez y col. 2007), comportamiento esperado ya que más hacia la zona externa de la bahía, donde se ubica la boca de la misma, las profundidades son mucho mayores y por ende sus temperaturas más bajas, datos que coinciden con los valores registrados por Segovia (2017).

Por su parte, los valores promedios no coinciden con los encontrados por Expósito (1997), puesto que para el mes de marzo del año cuando se realizó su investigación, registró temperaturas más bajas de las halladas en este trabajo. La misma autora, en la zona superficial de la columna de agua observó de 25 a 27°C, en la zona intermedia 24 a 26°C y en la zona profundas 22 a 25°C. De igual forma, no coinciden los valores registrados con los obtenidos por Okuda y col. (1968), que para el mes de marzo observó una temperatura promedio de 25°C en las zonas superficiales y 20°C en la zona profunda de la columna, valores más bajos que los observados en este trabajo.

Salinidad

Expósito (1997) encontró para el mes de marzo valores muy similares, sin embargo, en ese caso hubo mayor variación entre estratos y estaciones. Por otra parte, en el trabajo de Quintero y col. (2004) se obtuvo una salinidad parecida (valores por arriba de 37,0‰) en los meses de lluvia y se observaron variaciones en cuanto a las estaciones más cercanas a la zona interna de la bahía, donde se hallaron mayores valores de salinidad.

Marcano y col. (2010) hallaron valores mucho más alto de salinidad 40‰ y observaron una variación importante en la salinidad con respecto a la hora del día (mayores valores de salinidad en la noche que en el día), atribuyéndole este comportamiento a la disminución de descargas de aguas servidas a la bahía durante la noche, ya que la actividad de la población humana disminuye a esas horas.

Fuera de la bahía de Mochima, en aguas aledañas, la Fosa de Cariaco para el mes de marzo atraviesa valores de salinidad similares a los encontrados en Mochima en el presente trabajo (La Barbera y col. 1999). En enero, febrero y marzo la intrusión de agua de mayor salinidad mantiene una concentración salina constante en toda el área (36-37‰), se acentúa la surgencia y llegan a la superficie aguas frías (de 22 a 23°C), y comienza el período de renovación de la masa de agua (Okuda 1981). La bahía de Mochima no tiene entrada de aguas continentales significativas, por lo cual es de esperarse que su salinidad no tenga grandes modificaciones, solo la descarga de la planta de tratamientos de aguas residuales y las precipitaciones recibidas.

FITOPLANCTON

En el total de conteos poblacionales de las muestras observadas en las estaciones de muestreo, se evidenció una clara superioridad numérica de dinoflagelados sobre los demás grupos fitoplanctónicos presentes. Esto debido quizá a la época climática y no observación de condiciones de surgencia, que llevasen nutrientes a la superficie y permitiera a las diatomeas aprovechar rápidamente estos recursos y predominar ampliamente en la estructura de la comunidad fitoplanctónicas.

Los valores obtenidos para la composición del fitoplancton coincidieron con lo observado por Expósito (1997) para el mes de marzo, donde ella observó un incremento de las poblaciones de dinoflagelados (sobre los demás taxones), en los meses de diciembre a marzo, incrementándose de manera importante en este último mes. De igual manera Segovia (2017) encontró en su estudio una superioridad poblacional de dinoflagelados (75%), muy por arriba de las cianobacterias (15%) y diatomeas (10%). Según Varela y col. (2003), el golfo de Santa Fe (el cual se originó en la misma zona tectónica y orográfica que la bahía de Mochima), sufre una secuencia de surgencia-estabilidad y para el primer semestre del año, se muestra un máximo de fitoplancton donde son dominantes las diatomeas, y un mínimo entre agosto-diciembre donde los dinoflagelados son mayoría. Sin embargo, los autores destacan que las composiciones fitoplanctónicas son muy diferentes en el interior del golfo a las encontradas en las aguas adyacentes, como la bahía de Mochima. Esto se atribuye a la protección física que genera la compleja geografía del área de la bahía, sus menores profundidades y la mayor influencia de las aguas de escorrentía de las lluvias. Al mismo tiempo, teniendo en consideración la fuerte influencia que ejerce la descarga de la planta de tratamiento de aguas residuales sobre este cuerpo de agua costero, se puede considerar que la comunidad fitoplanctónica en el interior de la bahía de Mochima (la cual está cercana al

golfo de Santa Fe) sigue un comportamiento diferente para la época del año al de algunas zonas costeras cercanas, al menos en su zona interna y posiblemente el canal.

Dentro del gran grupo de los dinoflagelados, se presenta una gran diversidad morfológica y funcional. Una gran parte de ellos son mixótrofos (Gómez y col., 2011). Los organismos mixótrofos, tienen una ventaja sobre sus competidores, ya que, si la luz es limitante, estos pueden utilizar el alimento orgánico. Si el factor limitante es el alimento orgánico, dicho organismo puede utilizar la luz como fuente de energía (Stoecker, 2007). Dentro de un sistema dinámico como la bahía de Mochima, que un organismo tenga la capacidad de explotar dos recursos distintos (luz y nutrientes), puede ser un factor determinante para que sobreviva y se reproduzca de manera muy eficiente, pudiendo producir los llamados florecimientos o “bloom” en condiciones de enriquecimiento masivo con nutrientes, como los reportados por Smalley y Coats (2002) en la bahía de Chesapeake para *Tripes furca* (Peña, 2008). Dicha capacidad mixótrfica de los dinoflagelados pudiera ser una de las razones de la abundancia en la mayoría de los puntos muestreados en la bahía, en la época en que el fenómeno de surgencia no está en plenitud, y por lo tanto las aguas no están tan enriquecidas de nutrientes. La mixotrofia permite a los dinoflagelados ser facultativos y muy adaptables a condiciones oligotróficas, donde son principalmente heterótrofos, hasta mesotróficas donde suelen depender más de nutrientes minerales y ser autótrofos.

Las especies de dinoflagelados presentes en mayor proporción (*Prorocentrum gracile*, *Tripes fusus*, *T. furca*, *Dinophysis caudata*, *Noctiluca scintillans* y *D. ovum*) pertenecen a especies que están catalogadas como especies fitoplanctónicas marinas en Venezuela (Díaz-Ramos 2000). La Barbera (1993), cataloga dichas especies de dinoflagelados, como pertenecientes a la costa nororiental de Venezuela. Por otra parte, la cianobacteria más abundante (*Nostoc sp*), es frecuente de aguas frescas o hábitats terrestres. Teniendo un entorno muy amplio para su desarrollo, incluyendo

aguas oligotróficas, aguas oligomesotróficas y diferentes zonas climáticas (Ortega y Vinueza, 2016). La segunda cianobacteria más abundante (*Lyngbya lutea*), ha sido encontrada en ambientes estuarinos en estudios como el de Yáñez-Arancibia (1977).

Las cinco especies más abundantes encontradas en este estudio (tres dinoflagelados: *Prorocentrum gracile*, *Tripos fusus* y *T. furca* y dos cianobacterias: *Nostoc* sp. y *Lyngbya lutea*) son de orígenes variados que difieren entre sí, indicando que la bahía no tiene un ambiente definido (por lo menos en los puntos donde se realizaron las muestras). La mayoría de las especies son de origen marino, aunque también hay especies dulceacuícolas en la zona interna de la bahía y también en el canal, y algunas son características de estuarios, como la diatomea *Amphiprora alata*, lo que demuestra que se trata de un ambiente de mezcla y que existe una influencia de la pluma de la descarga hasta la zona del canal. *Lyngbya lutea* y *Nostoc* sp., a pesar de no ser propias de ambientes marinos, se encuentran presentes en todas las estaciones muestreadas (inclusive las más lejanas a la parte interna de la bahía), indicando que estas especies están favorecidas por el ambiente poco estable que produce la descarga de la planta de tratamiento sobre la bahía.

La variabilidad temporal del fitoplancton está ampliamente respaldada por diversos estudios, uno de ellos el de Millán-Núñez y Loya-Salinas (1993), quienes han logrado evidenciar que en intervalos cortos de tiempo y dadas las condiciones ambientales imperantes, las especies dominantes pueden variar. Esto tiene su origen en las tasas metabólicas y reproductivas tan altas con ciclos de vida cortos de los microorganismos fotosintéticos, que son particularmente sensibles a cambios igualmente rápidos o fluctuantes en las condiciones abióticas, aún siendo éstas puntuales. Las especies de dinoflagelados más abundantes observadas por Expósito (1997) fueron: *Gonyaulax polygramma*, *Ceratium massiliense* y *Alexandrium monilatum*, no coinciden con los de este trabajo y de las tres cianobacterias más abundantes encontradas en dicho trabajo (*Synechococcus* sp., *Nostoc* sp. y *Trichodesmium* sp.), solo *Nostoc* sp. coincide. Se debe tener en

cuenta que el trabajo realizado por Expósito (1997) abarcó cinco meses de muestreo en 1997, y el presente trabajo sólo se realizó en un mes, que fue marzo de 2017.

En cuanto a las abundancias totales en cada estación, antes de realizar el estudio se pensó que la abundancia fitoplanctónica mayor podía estar ubicada en la estación más cercana a la descarga de la planta de tratamientos de aguas residuales (E1) por el efecto del enriquecimiento con materia orgánica y nutrientes inorgánicos provenientes de la planta de tratamiento, lo que no fue así, sino que ocurrió dos estaciones más allá después de isla Larga. Expósito (1997) situó sus seis estaciones de muestreo en la parte interna de la bahía, con distancias cortas entre cada estación (25 metros), muy próximas todas a donde ocurre la descarga, y una séptima estación de control después de isla Larga. La abundancia mayor para Expósito (1997) en el mes de marzo se observó en la E2, justo donde ocurre la descarga y a medida que las estaciones se alejan de la misma, cuando los valores de abundancia disminuyen.

En cuanto a riqueza por estación, la misma sigue una tendencia parecida a la abundancia. Las dos estaciones con mayor riqueza fueron las mismas que presentaron mayores abundancias, solo que intercambiando puestos. Un fenómeno que llama poderosamente la atención es la cantidad baja de cianobacterias que se encontraron en la primera estación (E1), la cual es la estación más cercana al punto de descarga de las aguas de la planta de tratamiento, sabiendo que de allí provienen la mayoría de las especies identificadas. Lo que se puede inquirir es que la pluma de la descarga arrastra a las especies hasta el canal, lo que las aleja de la fuente de contaminación y se presenta un efecto de dilución. De allí la distribución tan amplia, hasta la mitad del canal (Mangle Quemao), de varias especies dulceacuícolas, lo que hace suponer una extensión de la zona de mezcla o con condiciones estuarinas hasta dicho lugar. Los índices de diversidad alfa (riqueza, equidad, diversidad y dominancia) y beta confirman la no existencia de un gradiente, sino mezcla y arrastre de fitoplancton dulceacuícola hasta el canal. Como un hecho contundente de esto, las

estaciones con mayor cantidad de cianobacterias (inclusive por arriba de los dinoflagelados) fueron las E3 y E4, ambas ubicadas después de isla Larga, ya en el canal de la bahía.

La parte interna de la bahía (la cual está rodeada por montañas), forma un cuerpo de agua relativamente aislado, el cual es poco influenciado por los vientos alisios del noreste, por lo tanto, el transporte de la bahía se debe principalmente a movimientos mareales y donde existe un escaso transporte horizontal del agua (Marcano y col., 2010). El efecto de la pluma de la descarga que es desplazada por el interior de la bahía, se evidencia de igual forma, cuando se evalúan las principales especies encontradas en la planta de tratamiento y su presencia en la bahía, para la fecha que se realizó el muestreo. Estudios que se están realizando actualmente (datos no publicados), indican que las principales especies de cianobacterias encontradas en las lagunas de las plantas de tratamiento son: *Microcystis aeruginosa*, *Chroococcus minutus* y en menor proporción *Lyngbya lutea*.

Lyngbya lutea estuvo presente en todas las estaciones muestreadas y su abundancia fue considerable. Sin embargo, *Microcystis aeruginosa* y *Chroococcus minutus*, presentaron relaciones de abundancias similares en la bahía a las obtenidas en las lagunas de oxidación, con la primera ligeramente más abundante que la segunda. Es importante recordar que el conteo de *Microcystis aeruginosa* no se realizó por individuos sino por colonias o agrupaciones celulares. Ambas especies, son de aguas continentales (Paerl, 1988; Huber y col., 2011). Esto evidencia que son provenientes de la descarga de la planta de tratamientos, y su ausencia en las primeras estaciones, refleja claramente que la pluma de la descarga de las aguas residuales, tiene un gran alcance en la bahía, gracias a las fuertes corrientes que presenta la misma.

La presencia de este tipo de cianobacterias en distancias tan alejadas de la descarga (un poco más de 3 km) es preocupante, ya que la toxicidad de las mismas es ampliamente reconocida y estudiada. Las cianobacterias producen metabolitos secundarios (cianotoxinas), que pueden llegar

a ser tóxicos, con resultados letales incluso para vertebrados (Leflaive y Ten-Hage, 2007). De las cianotoxinas más frecuentes, tanto en aguas salobres como continentales, se encuentran, entre otras, las microcistinas, las cuales son producidas por los géneros presentes en la bahía: *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena* y *Nostoc* (UNESCO, 2009).

En el estudio de Expósito (1997), las cianobacterias más abundantes (*Synechococcus* sp., *Nostoc* sp. y *Trichodesmium* sp.) son de ambientes marinos y estuarinos (*Nostoc* sp.), lo cual evidencia una clara modificación en las condiciones actuales de la bahía, ya que las cianobacterias más abundantes observadas en este estudio (*Nostoc* sp., *Lyngbya lutea* y *Microcystis aeruginosa*), no son de ambientes marinos. Quizás un factor que pueda causar gran preocupación, es que todas estas cianobacterias (que son las más abundantes), son productoras de algún tipo de cianotoxina: *Nostoc* sp. produce microcistinas, *Lyngbya lutea* produce saxitoxina y *Lyngbya* microcistinas y anatoxina-a (Chorus y Bartram 1999).

En general, las aguas loticas con carga mineral, presentan una cantidad importante de cianobacterias y bacilariofitas. Las algas habitan solo donde existen condiciones favorables para el desarrollo y colonización (Gómez, 2007). Se ha determinado que los factores abióticos con mayor peso en la presencia y permanencia de *Microcystis* son: temperatura del agua, cociente nutrimental de nitrógeno y fósforo (N:P), demanda bioquímica de oxígeno, pH y sólidos suspendidos. La abundancia de las especies de *Microcystis* pueden llegar a ocasionar un decrecimiento poblacional en otras algas, hasta disminución poblacional de vertebrados e invertebrados (Margalef, 2005).

Los factores abióticos y bióticos de la bahía de Mochima han sufrido cambios desde el estudio de Expósito (1997). La abundante presencia de cianobacterias tóxicas evidencia que la bahía se ha tornado un ambiente más idóneo para este tipo de especies y han podido desplazar a otras

especies que eran típicas y abundantes en este ambiente. Sin embargo, las densidades poblacionales de estas especies están muy alejadas de una floración, por lo que la bahía no está eutrofizada en su zona interna y canal, lo que puede ser explicado por su gran profundidad y patrón de corrientes circulares, que ejercen un efecto de dilución y limpieza natural del cuerpo de agua. El efecto de las fuertes corrientes circulares se evidencia con la presencia de especies marinas, en la parte interna de la bahía. Dichas aguas salen posteriormente a mar abierto por la boca, donde muchas especies dulceacuícolas no subsisten por la diferencia de osmolaridad (solutos totales) y ser ambiente hipotónico respecto al externo, lo que origina muerte por deshidratación.

CONCLUSIONES

- Las variables atmosféricas variaron en los dos días de muestreo y las fisicoquímicas tuvieron patrones similares a lo largo de la columna de agua. Los valores obtenidos a lo largo del gradiente horizontal indican que el fenómeno de surgencia en la bahía no se encontraba en plenitud y no ocurre en las zonas interna y canal de la bahía.
- Los dinoflagelados fueron el grupo más diverso y abundante en el área de estudio, seguidos de las cianobacterias y en menor cuantía las bacilariofitas.
- La influencia de la descarga de la planta de tratamiento sobre el fitoplancton de la bahía de Mochima es evidente, con una distribución extensa de especies dulceacuícolas hasta zonas tan alejadas como el tramo Mangle Quemao a mitad de canal.
- La bahía ha sufrido grandes cambios en su biota fitoplanctónica. Las especies dominantes no son las mismas que caracterizaban al fitoplancton de ese ecosistema en estudios anteriores.

BIBLIOGRAFÍA

Algaebase.org. 2018. *Algaebase: Listing the Worlds's Algae* [online] Disponible: <http://www.algaebase.org/> [Consulta: agosto-diciembre de 2017].

Bold, H. & Wynne, M. 1985. Introduction to the algae. Segunda Edición. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, E.U.A.

Caraballo, L. F. 1968. Sedimentos recientes de la Bahía de Mochima. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente*. **7**: 45-64.

Chorus, I. & Bartram, J. 1999. Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. First published 1999 by E & FN Spon, an imprint of Routledge 11 New Fetter Lane, London.

Cires, S. & Quesada, A. 2011. Catálogo de cianobacterias planctónicas potencialmente tóxicas de las aguas continentales españolas. Madrid: Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

Colinvaux, P. 1980. Introducción a la ecología. Primera Edición. Limusa, México.

Díaz-Ramos, J. 2000. Índice de la microflora marina de Venezuela: diatomeas, dinoflagelados y cocolitofóridos. *Revista de Biología Tropical*. vol.48 n.4 San José Dec. 2000. Costa Rica.

Expósito, N. 1997. Estudios de los efectos de las descargas de una laguna de oxidación sobre las comunidades planctónicas en la bahía de Mochima (Edo. Sucre). Tesis de Grado, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela.

Expósito, N., Zoppi, E. & Montiel, E. 1998. Efectos de la descarga de una laguna de estabilización sobre el fitoplancton marino. Asociación Peruana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental; AIDIS. Gestión ambiental en el siglo XXI, Lima, Perú.

Ferrero, J. 1974. Depuración Biológica de las Aguas. Primera Edición. Alhambra, Madrid, España.

Forastier, M., Zalocar, Y., Andrinolo, D., & Domitrovic, H. 2016. Occurrence and toxicity of *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) in the Paraná River, downstream of the Yacyretá dam (Argentina). *Revista de Biología Tropical*, **64(1)**: 203-211.

Gómez, L. 2007. Microalgas: Aspectos Ecológicos y Biotecnológicos. *Revista Cubana de Química*. **XIX (2)**.

Gómez, F., Moreira, D. & López-García, P. 2011. Avance en el estudio de los dinoflagelados (Dinophyceae) con filogenia molecular. *Hidrobiológica*, **21(3)**: 343-364.

González, F., Zoppi, E. & Montiel, E. 2006. Productividad primaria del fitoplancton en la bahía de Mochima, Venezuela. *Investigaciones marinas*. **34(2)**: 37-45.

Huber, M., Novoa, M. & Martínez, A. 2011. Fitoplancton de una laguna endorreica de uso recreacional (Córdoba, Argentina).

La Barbera, A. 1993. Dinoflagelados de la costa nororiental de Venezuela. Fondo Nacional de Investigaciones Agropecuarias del estado Sucre. FONAIAP, Serie A. 93 pp.

La Barbera, A., Gamboa, J. & Senior, W. 1999. Fitoplancton en el Golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. *Revista de biología tropical*. **47(supl. 1)**: 57-63.

Leflaive, J. & Ten-Hage, L. 2007. Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins. *Freshwater Biology* **52**: 199-214.

León, H. 2009. Respuesta del fitoplancton al enriquecimiento con nitrógeno y fósforo en el cosmos en el golfete de Cuare, estado Falcón. Tesis de grado, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela.

Lozano-Duque, Y., Vidal, L. & Navas, S. 2016. LISTADO DE DIATOMEAS (BACHILLARIOPHYTA) REGISTRADAS PARA EL MAR CARIBE COLOMBIANO. *Bulletin of Marine and Coastal Research*. **39(1)**.

Marcano, Y. 2010. Variación temporal y espacial intradiaria del zooplancton en la parte interna de la Bahía de Mochima, Estado Sucre, Venezuela. Trabajo Especial de Grado,

Departamento de Biología, Escuela de Ciencias, Núcleo de Sucre, Universidad de Oriente, Venezuela. 92 pp.

Marcano, Y., Márquez, B., Díaz-Ramos, J., Troccoli, L., Marín, B., Salazar, I. & Rincones, K. 2010. Variables fisicoquímicas que influyen a corto plazo en el zooplanctón de la bahía de Mochima, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 49 (2): 129-145 (2010) 6 Figs., 3 Tabs.

Margalef R. 2005. *Ecología*. Omega. Barcelona, España. 679 pp.

Márquez, B., Baumar, M., Díaz-Ramos, J., Troccoli, L. & Subero-Pino, S. 2007. Variación estacional y vertical de la biomasa del macrozooplancton en la bahía de Mochima, Estado Sucre - Venezuela, durante 1997 - 1998. *Revista de biología marina y oceanografía*. **42(3)**: 241-252.

Martínez, P., Delgado, J. & Muñoz, J. 2016. Diversidad de Géneros del Fitoplancton del embalse de Betania-Huilla y su importancia como bioindicadores. *Revista Científica*. **2(25)**: .241.

Millán-Núñez, E. & Loya-Salinas, D. 1993. Variabilidad temporal del fitoplancton en una zona costera del noroeste de Baja California. *Ciencias Marinas*, **19(1)**, 61-74.

Montgomery, D. 2014. Diseño y Análisis de Experimentos. Primera Edición. Limusa, México.

Morillo, G., Jonte, L., Araujo, I., Angulo, N. & Herrera, L. 2010. Efectos del nitrógeno y cloruros en la dinámica del fitoplancton del lago de Maracaibo, Venezuela. *Interciencia*. **35 (8)**: 575-580.

Noyola, A. 2007. Agua y saneamiento en América Latina: Los retos frente a los objetivos del milenio. *Conferencia Latinoamericana de saneamiento -LATINOSAN 2007-*. Cali, Colombia.

Núñez, F. & Hernández, M. 2013. Reconocimiento sedimentológico de la ensenada de Cautaro, sector nororiental de la bahía de Mochima, estado Sucre-Venezuela. *Revista Geográfica Venezolana*. **54 (2)**: 259-272.

Okuda, T. 1981. Water exchange and the balance of phosphate in the Gulf of Cariaco, Venezuela. *Coast. Estuar. Sci.* **1**: 274-281.

Okuda, T., Benítez, A., García, A. & Fernández, E. 1968. Condiciones hidrográficas y químicas en la bahía de Mochima y La Laguna Grande del Obispo desde 1964 a 1966. *Boletín del instituto oceanográfico de la Universidad de Oriente*. **7 (2)**: 7-37.

Oliva-Martínez, M., Godínez-Ortega, J. & Zuñiga-Ramos, C. 2014. Biodiversidad del fitoplancton de aguas continentales en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. **85**: 54-61.

Ortega, M. 1984. Catálogo de algas continentales recientes de México. Primera Edición, Coordinación de la Investigación Científica, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Ortega, G. y Vinueza, F. 2016. Descripción de la morfología microscópica de comunidades de *Nostoc* sp., provenientes de la parroquia de Píntag, provincia de Pichincha. Trabajo de titulación previo a la obtención del título: Ingeniero en biotecnología de los recursos naturales. Universidad Politécnica Salesiana sede Quito. Ecuador.

Paerl, H. 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland Waters. *Limnology and Oceanography*. **33(4 part 2)**: 823-847.

Peña, J. 2008. Ecología de dinoflagelados productores de florecimiento en la bahía de Todos Santos, Baja California. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE). Ensenada, Baja California, México.

Pielou, E. C. 1975. Ecological diversity. John Wiley & Sons, Inc, New York. 165 pp.

Quintero, A., Bonilla, J., Serrano, L., Amaro, M., Rodríguez, B., Terejova, G. & Figueroa, Y. 2004. Características ambientales de la Bahía de Mochima y adyacencias de la Cuenca de Cariaco, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*. **43(1 & 2)**: 49-64.

Reynolds, C. 1996. Plant life of the pelagic. *Proceedings of the International Association for Theoretical and Applied Limnology*. **26(1)**: 97-113.

Ricklefs, R. & Miller, G. 1999. Ecology. Cuarta edición. W. H. Freeman and Company, New York. 822 pp.

Ricklefs, R. & Klanj, D. 2001. Invitación a la ecología. Primera Edición. Editorial Médica Panamericana, Bogotá, Colombia.

Roldán, G. & Ramírez, J. 2008. Fundamentos de limnología neotropical. Primera Edición, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.

Segovia, D. 2017. Copépodos y cladóceros (crustacea) en época de surgencia de la bahía de Mochima (edo. Sucre). Tesis de Grado, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela.

Shannon, C. & Weaver, W. 1949. The Mathematical Theory of Communication. University Illinois Press, Urbana. 117 pp.

Stoecker, D. 2007. Mixotrophy among Dinoflagellates. *The Journal of Eukaryotic Microbiology*. **46 (4)**: 397-401.

UNESCO. 2009. Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Sylvia Bonilla (editora). Documento Técnico PHI-LAC, N° 16.

Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt.Int.Ver Limnol.* **9**: 1-8.

Varela, R., Carvajal F. & Muller-Karger, F. 2003. El fitoplancton en la plataforma nororiental de Venezuela. Contribución nº 210, Estación de Investigaciones Marinas de Margarita, Fundación La Salle de Ciencias Naturales. 263-294 pp.

Vergara, Y., Peleato, M., Moya, A., Sevilla, E. & López, S. 2007. Nuevos riesgos para el agua potable: Microcistina. Mejora de la calidad del agua de consumo por eliminación de toxinas. Informe Científico-técnico. OX-CTA S.L. Dpto. de Bioquímica y Biología Molecular y Celular Universidad de Zaragoza. España.

Whittaker, R.H. 1972. Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon*. **21**: 213-251.

WoRMS Editorial Board. 2018. World Register of Marine Species. [En línea] Disponible: <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. [Consulta: 20-03-2018]. doi:10.14284/170.

Yáñez-Arancibia, A. 1977. Taxonomía, ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del pacífico de México. Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Ciencias del Mar y Limnología. Laboratorio de Ictiología y Ecología Estuarina. México.

APÉNDICES

Apéndice 1. Zooplancton

En la tabla 3 están representados los distintos grupos de zooplancton que se encontraron en la bahía. Divididos por las estaciones donde se muestreo y su presencia o ausencia en cada estación.

Tabla 3. Presencia de zooplancton en la bahía.

	Est 1	Est 2	Est 3	Est 4	Est 5	Est6
CNIDARIOS	X	X	X	X	X	X
POLIQUETOS	X					
LARVAS DE DECÁPODOS	X	X	X	X	X	X
CLADÓCEROS	X	X	X	X	X	X
QUETOGNATOS	X	X	X			
LARVAS DE TUNICADOS	X	X	X	X	X	X
HUEVOS DE PECES	X	X	X	X	X	X
NAUPLIOS	X	X	X	X	X	X
LARVAS DE CIRRIPEDIOS				X	X	
LARVAS DE EQUINODERMOS				X		X
COPÉPODOS						
Calanoides	X	X	X	X	X	X
Copepoditos	X	X	X	X	X	X
Ciclopoides	X	X	X	X	X	X
Sifonostomatoides		X	X			
Poecilostomatoides	X	X	X	X	X	X
Harpacticoides		X			X	X

En las figuras 42 a 47, se observan las distribuciones porcentuales de los grupos de zooplancton en cada una de las estaciones donde se muestreó.

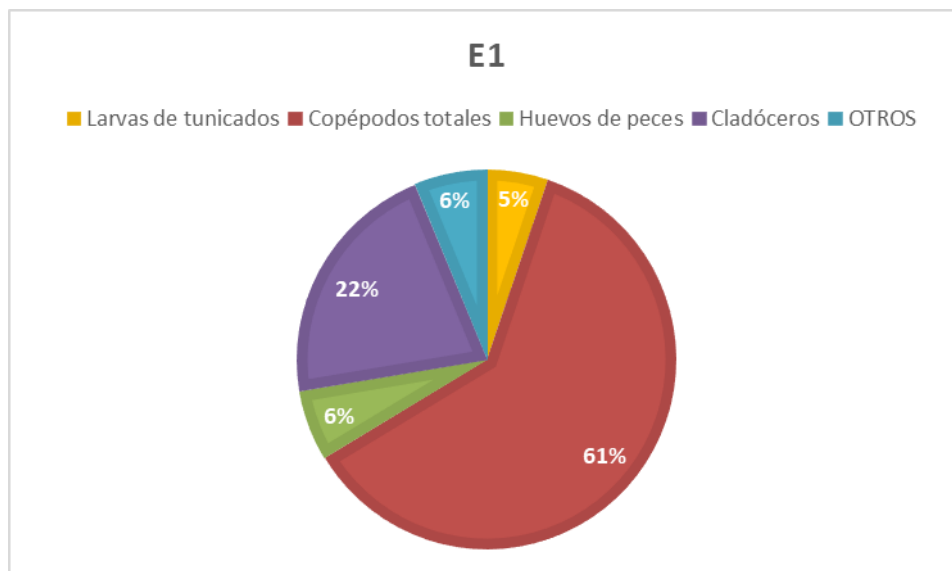


Fig. 42. Distribución porcentual de los grupos de zooplancton en la estación 1.

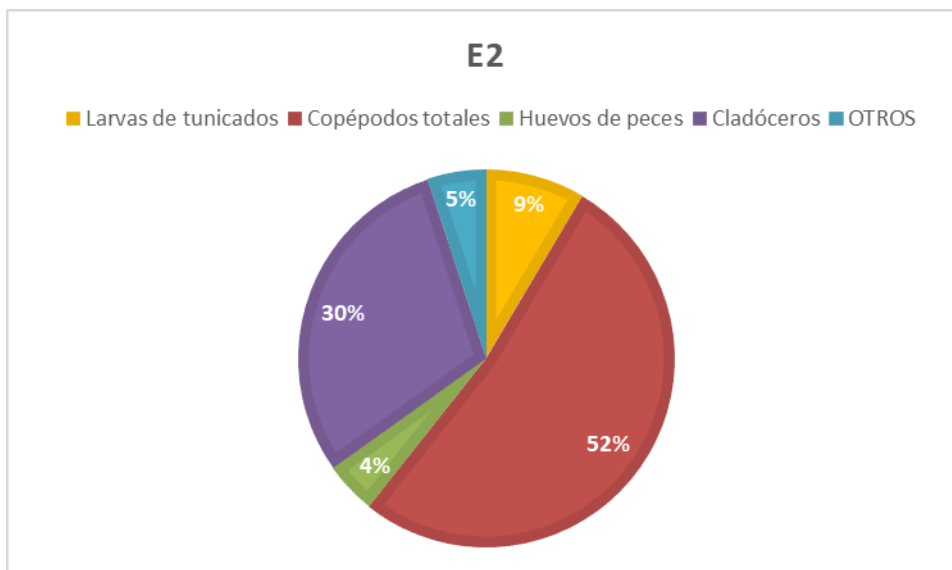


Fig. 43. Distribución porcentual de los grupos de zooplancton en la estación 2.

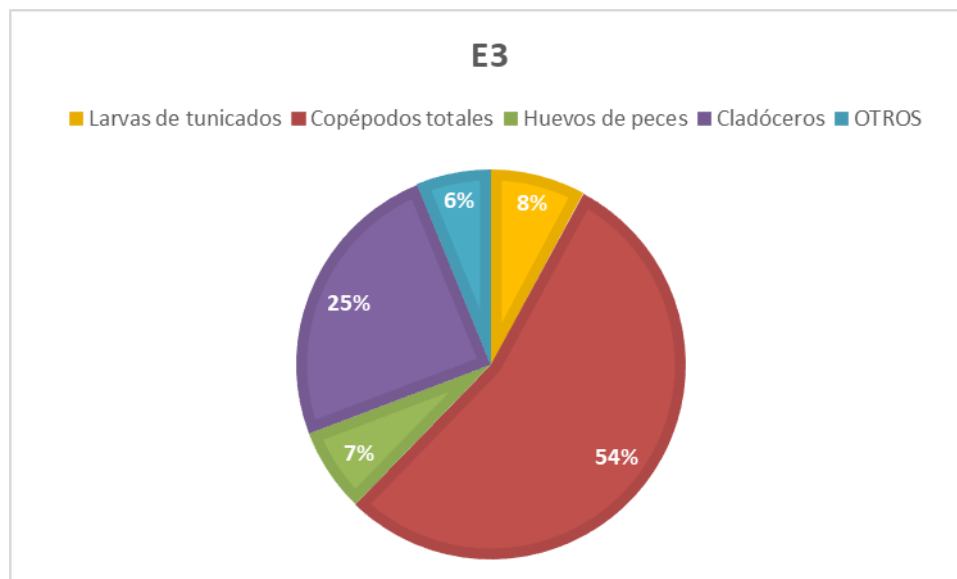


Fig. 44. Distribución porcentual de los grupos de zooplancton en la estación 3.

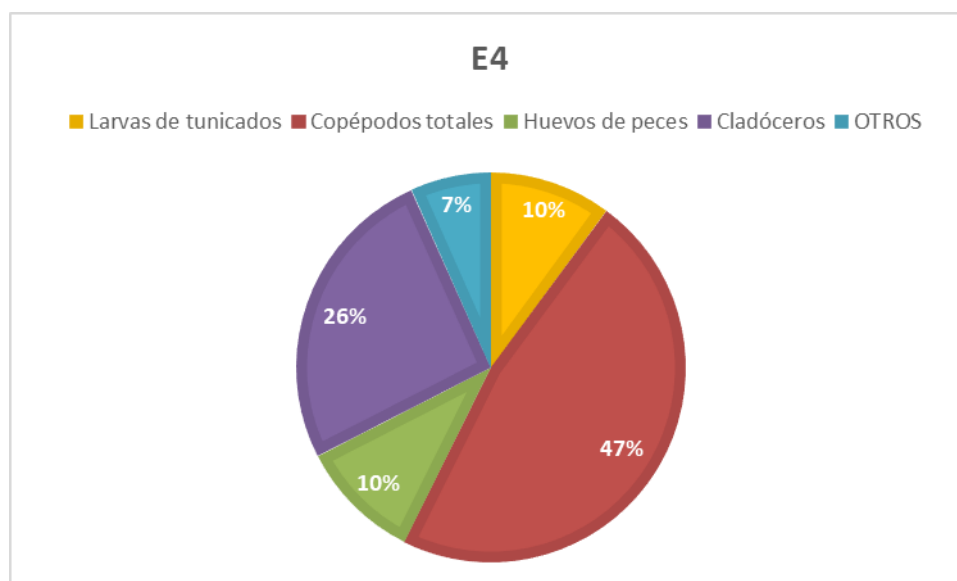


Fig. 45. Distribución porcentual de los grupos de zooplancton en la estación 4.

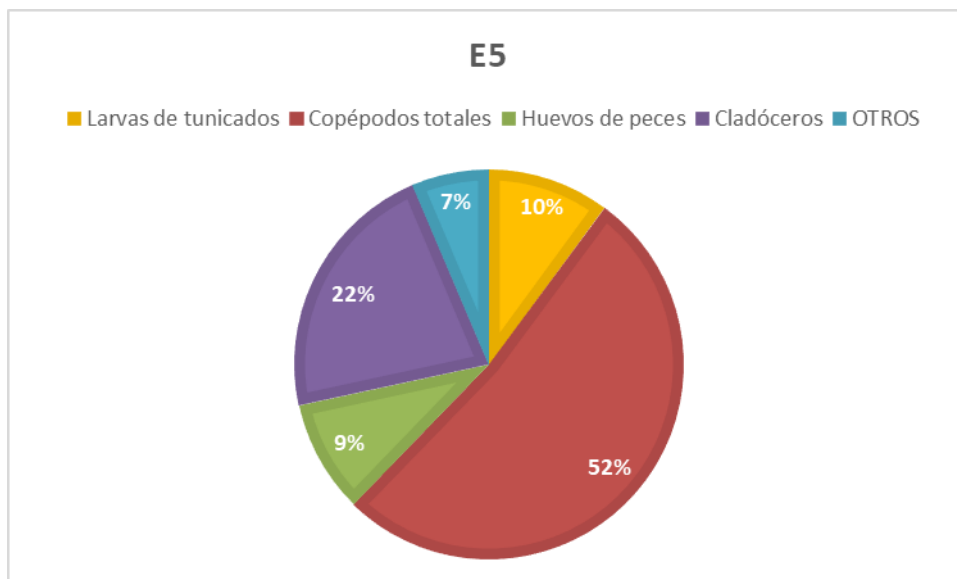


Fig. 46. Distribución porcentual de los grupos de zooplancton en la estación 5.

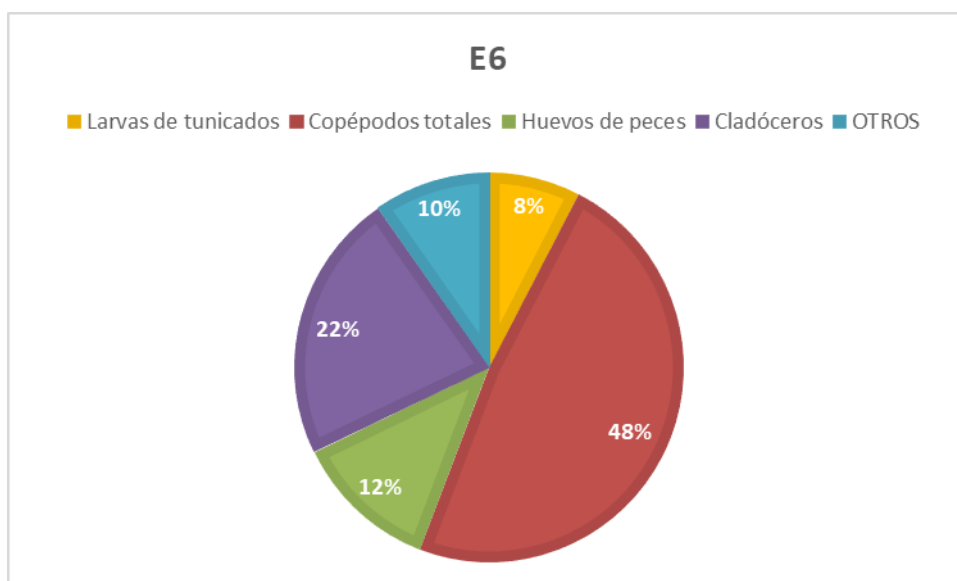


Fig. 47. Distribución porcentual de los grupos de zooplancton en la estación 6.

En la figura 48 se presenta la distribución porcentual de los grupos de zooplancton totales muestreados en las 6 estaciones.

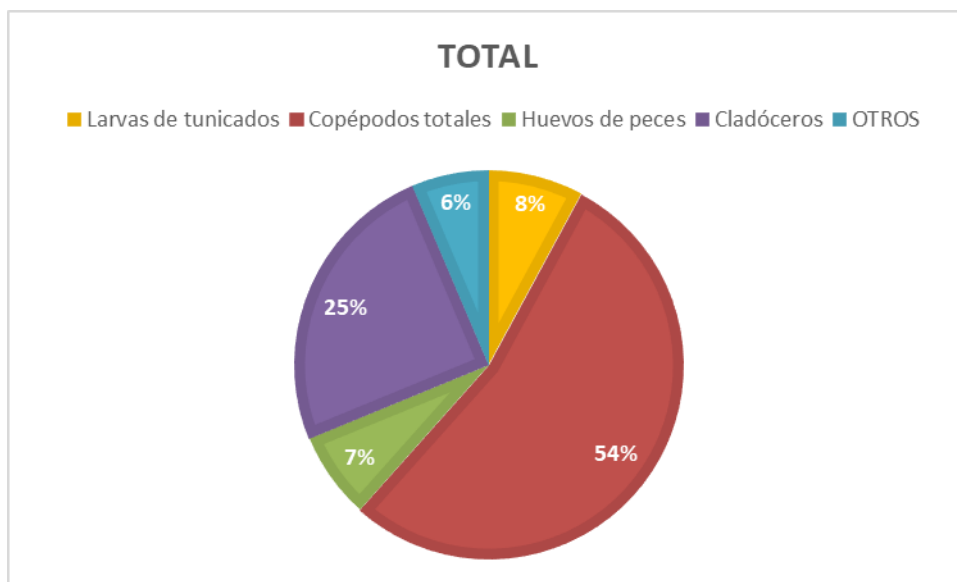


Fig. 48. Distribución porcentual de los grupos de zooplancton total en las 6 estaciones muestreadas.

Apéndice 2. Salidas de los análisis estadísticos

Análisis de datos

Se calcularon los estadísticos descriptivos de las 58 variables dependientes (media aritmética, desviación estándar y coeficiente de variación) y se ordenaron ascendentemente con respecto al coeficiente de variación (CV):

Identificación	Estadísticos descriptivos				CV
	Variable	N	Media	Desv. Estándar	
52	Salinidad	36	37,17	0,16	0,43
53	Temperatura del agua	36	27,07	1,26	4,66
57	Transparencia	36	11,51	2,24	19,50
58	Arrastre vertical	36	17,83	5,25	29,44
56	Velocidad del viento	36	3,21	1,43	44,60
2	<i>Lyngbya lutea</i>	36	541,23	380,65	70,33
8	<i>Triplos fusus</i>	36	627,62	553,25	88,15
54	Radicación solar en el agua	*36	254,82	239,06	93,82
9	<i>Noctiluca scintillans</i>	36	96,96	94,12	97,07
3	<i>Prorocentrum gracilis</i>	36	886,78	890,28	100,40
6	<i>Triplos furca</i>	36	320,86	337,53	105,19
55	Temperatura del aire	36	39,20	43,90	112,00
1	<i>Chroococcus minutus</i>	36	84,62	97,15	114,80
13	<i>Ceratium trichoceros</i>	36	54,65	68,11	124,62
5	<i>Dinophysis caudata</i>	36	239,76	322,95	134,69
34	<i>Microcystis aeruginosa</i>	36	93,44	131,81	141,07
4	<i>Dinophysis ovum</i>	36	81,10	116,15	143,22
7	<i>Nostoc</i> sp.	*36	777,47	1198,20	154,12
21	<i>Protoperdinium pedunculatum</i>	36	21,16	33,92	160,36
38	<i>Protoperdinium pyriforme</i>	36	37,02	71,76	193,84
15	<i>Microcoleus tenerimus</i>	36	52,89	110,97	209,82
42	<i>Anabaena aequalis</i>	36	72,28	163,51	226,21
16	<i>Microcoleus chthonoplastes</i>	*36	17,63	41,86	237,41
20	Diatomeas pennadas	36	17,63	44,52	252,53
44	<i>Protoperdinium latum</i>	36	8,81	26,94	305,60
22	<i>Pinnularia</i> sp.	*36	8,81	26,94	305,60
11	<i>Protoperdinium divergens</i>	36	12,34	39,62	321,04
18	<i>Protoperdinium</i> sp.	36	5,29	17,79	336,37
43	<i>Oscillatoria limosa</i>	36	5,29	17,79	336,37
28	<i>Protoperdinium cinctum</i>	*36	5,29	17,79	336,37
25	<i>Protoperdinium depressum</i>	36	7,05	25,29	358,57
10	<i>Calothrix atricha</i>	36	7,05	25,29	358,57
33	<i>Fischerella ambigua</i>	36	51,13	208,47	407,76

	Estadísticos descriptivos				
Identificación	Variable	N	Media	Desv. Estándar	CV
23	<i>Oscillatoria tenuis</i>	36	3,53	14,74	418,16
51	<i>Fragilaria virescens</i>	36	3,53	14,74	418,16
19	<i>Protoperidinium cerasus</i>	36	5,29	23,38	442,07
30	<i>Anabaenopsis elenkinni</i>	35	1,81	10,73	591,61
12	<i>Ceratium massiliense</i>	36	3,53	21,16	600,00
14	<i>Surirella euglypta</i>	36	1,76	10,58	600,00
17	<i>Epithemia argus</i>	36	3,53	21,16	600,00
24	<i>Protoperidinium schutt</i>	36	5,29	31,73	600,00
26	<i>Navicula</i> sp.	36	1,76	10,58	600,00
27	<i>Microcystis flos-aquae</i>	36	1,76	10,58	600,00
29	<i>Protoperidinium subinermis</i>	36	1,76	10,58	600,00
31	<i>Ceratium buceros</i>	36	1,76	10,58	600,00
35	<i>Gloeotrichia echinulata</i>	36	1,76	10,58	600,00
36	<i>Oscillatoria splendida</i>	36	1,76	10,58	600,00
37	<i>Protoperidinium parallelum</i>	36	3,53	21,16	600,00
39	<i>Dinophysis cuneus</i>	36	1,76	10,58	600,00
40	<i>Amphiprora alata</i>	36	1,76	10,58	600,00
41	<i>Epithemia zebra</i>	36	1,76	10,58	600,00
48	<i>Protoperidinium leonis</i>	36	5,29	31,73	600,00
45	<i>Johannesbaptistia pellucida</i>	36	1,76	10,58	600,00
46	<i>Ceratium horridum</i>	36	1,76	10,58	600,00
47	<i>Melosira distans</i>	36	1,76	10,58	600,00
49	<i>Protoperidinium crassipes</i>	36	1,76	10,58	600,00
50	<i>Protoperidinium claudicans</i>	36	1,76	10,58	600,00
32	<i>Plectonema nostocorum</i>	36	8,81	52,89	600,00

Para la escogencia de las variables más “importantes” desde el punto estadístico y que sirvieron para eliminar la redundancia, cuando se hizo el desarrollo del análisis del modelo inferencial de un factor, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) iterativo o por el método paso a paso, que incluyó variables en orden jerárquico, a partir de la de menor Coeficiente de Variación (CV) hasta llegar a un valor propio (autovalor, eigenvalor o eigenvalue) de uno (1) para los dos primeros componentes. En cada paso o iteración se elimina(n) la(s) variable(s) con valores altos de correlación, usando las ponderaciones más bajas de cada variable en el modelo lineal de componentes principales. Las variables se estandarizan para uniformizar la varianzas con valores de medias aritméticas altas y muy bajas, haciendo uso de biográficos o gráficos de pesos de los componentes (Box-plots).

Después de la escogencia de las variables más importantes se realizaron las comparaciones de los seis (6) niveles del factor (estación) para probar diferencias o no entre éstos utilizando el modelo completamente aleatorizado de un factor de tipo I. En caso de no cumplirse los supuestos de homogeneidad de la varianza y normalidad, se aplicó una prueba de Kruskal-Wallis como alternativa ante la violación de los supuestos de la prueba paramétrica.

Con las variables en las que hubo diferencias entre los niveles, se llevó a cabo un Análisis de Conglomerado de casos (método de Ward y distancia Euclídea) con la finalidad de estudiar el comportamiento simultáneo de estas variables.

Primera eliminación

Variables utilizadas: salinidad, temperatura del agua, transparencia, arrastre vertical, velocidad del viento, *Lyngbya lutea*, *Triplos fusus* y radicación solar en el agua.

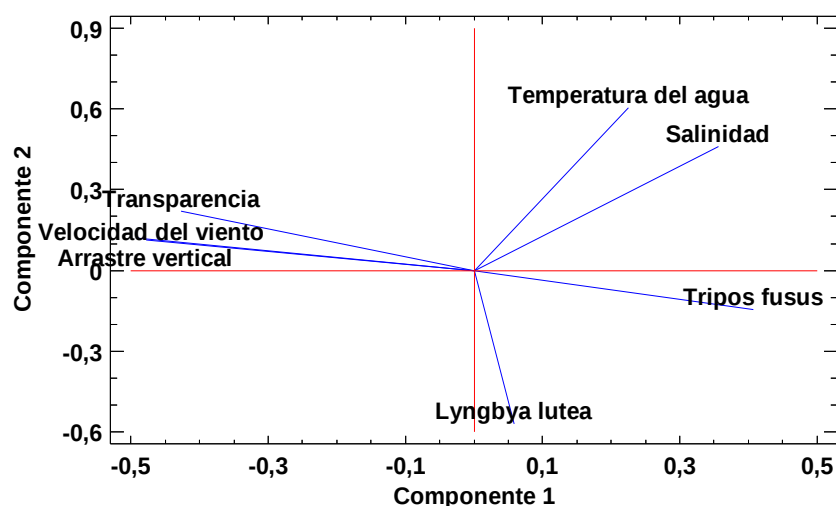
Análisis de Componentes Principales

Componente		Porcentaje de	Porcentaje
Número	Eigenvalor	Varianza	Acumulado
1	2,90114	41,445	41,445
2	1,41648	20,235	61,680
3	0,807902	11,541	73,222
4	0,740089	10,573	83,794
5	0,474103	6,773	90,567
6	0,372484	5,321	95,889
7	0,2878	4,111	100,000

Tabla de Pesos de los Componentes

	Componente	Componente
	1	2
Salinidad	0,356141	0,460157
Temperatura del agua	0,22557	0,605126
Transparencia	-0,427166	0,221253
Arrastre vertical	-0,477769	0,112567
Velocidad del viento	-0,491895	0,120432
<i>Lyngbya lutea</i>	0,0578652	-0,569538
<i>Triplos fusus</i>	0,407723	-0,146889

Gráfica de Pesos del Componente



La especie *Triplos fusus* elimina la velocidad del viento, arrastre vertical (profundidad) y transparencia.

Variable eliminadora	Variable eliminada
<i>Tripos fusus</i>	Velocidad del viento(-); Arrastre vertical(-), Transparencia(-)

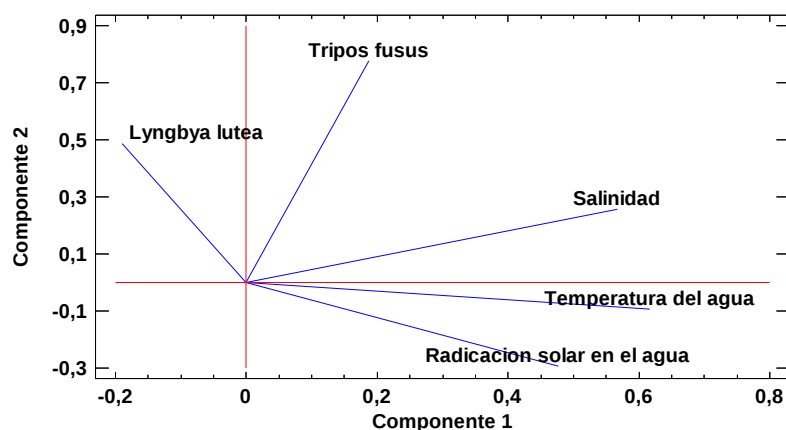
Los valores negativos entre paréntesis indican que la correlación entre las dos variables (eliminadora y eliminada) es inversa.

Análisis de Componentes Principales

Componente		Porcentaje de	Porcentaje
Número	Eigenvalor	Varianza	Acumulado
1	1,66573	41,643	41,643
2	1,14741	28,685	70,329
3	0,73025	18,256	88,585
4	0,456604	11,415	100,000

Gráfico

Gráfica de Pesos del Componente



Las variables escogidas para este primer análisis son:

Salinidad

Temperatura del agua

Lyngbya lutea

Tripos fusus

Radicación solar en el agua

De manera similar se hizo el segundo análisis

Variables utilizadas:

Noctiluca scintillans

Prorocentrum gracilis

Tripos furca

Temperatura del aire

Chroococcus minutus

Ceratium trichoceros

Dinophysis caudata

Microcystis aeruginosa
Dinophysis ovum

Variable eliminadora	Variable eliminada
<i>Prorocentrum gracilis</i>	<i>Chroococcus minutus</i>
<i>Dinophysis caudata</i>	<i>Tripes furca</i>
<i>Noctiluca scintillans</i>	<i>Dinophysis ovum</i>

El signo negativo entre paréntesis indica que la correlación entre esas variables es negativa

Variables escogidas

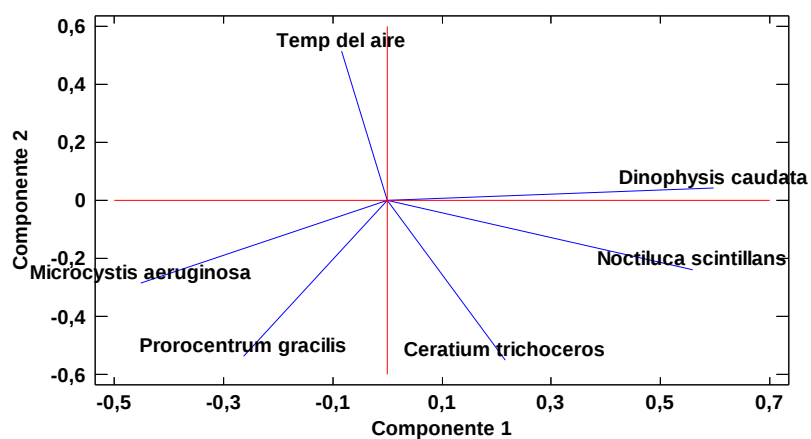
Noctiluca scintillans
Prorocentrum gracilis
 Temperatura del aire
Ceratium trichoceros
Dinophysis caudata
Microcystis aeruginosa

Análisis de Componentes Principales

Componente		Porcentaje de	Porcentaje
Número	Eigenvalor	Varianza	Acumulado
1	2,12313	35,386	35,386
2	1,39942	23,324	58,709
3	0,918915	15,315	74,024
4	0,676856	11,281	85,305
5	0,589125	9,819	95,124
6	0,292554	4,876	100,000

Gráfico

Gráfica de Pesos del Componente



Tercer análisis

Variables utilizadas:

Nostoc sp.
Protoperdinium pedunculatum

Protoperidinium pyriforme
Microcoleus tenerrimus
Anabaena aequalis
Microcoleus chthonoplastes

Variable eliminadora	Variable eliminada
<i>Anabaena aequalis</i>	<i>Microcoleus tenerrimus</i>
<i>Nostoc</i> sp.	<i>Protoperidinium pyriforme</i>

Variables escogidas:

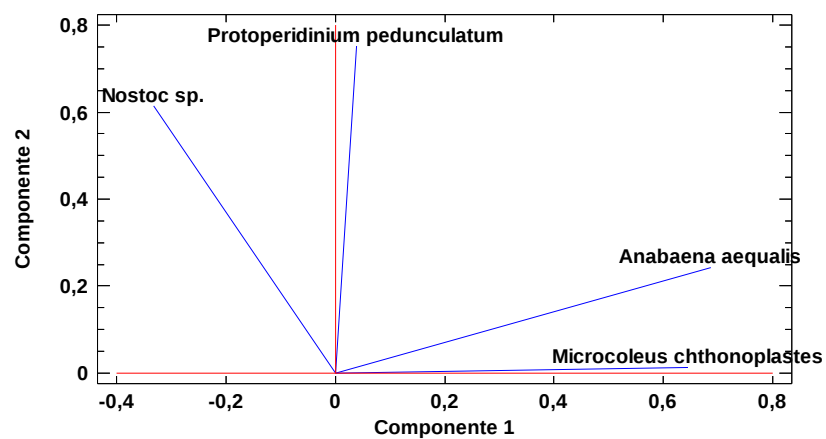
Nostoc sp.
Protoperidinium pedunculatum
Anabaena aequalis
Microcoleus chthonoplastes

Análisis de Componentes Principales

Componente		Porcentaje de	Porcentaje
Número	Eigenvalor	Varianza	Acumulado
1	1,24865	31,216	31,216
2	1,19694	29,923	61,140
3	0,871064	21,777	82,916
4	0,683347	17,084	100,000

Gráfico

Gráfica de Pesos del Componente



Cuarto Análisis.

Variables utilizadas:

Diatomeas pennadas
Protoperidinium latum
Pinnularia sp.
Protoperidinium divergens
Protoperidinium sp.

Oscillatoria limosa

Variable eliminadora	Variable eliminada
<i>Protoperidinium divergens</i>	<i>Protoperidinium</i> sp.
Diatomeas pennadas	<i>Oscillatoria limosa</i>

Variables escogidas:

Diatomeas pennadas

Pinnularia sp.

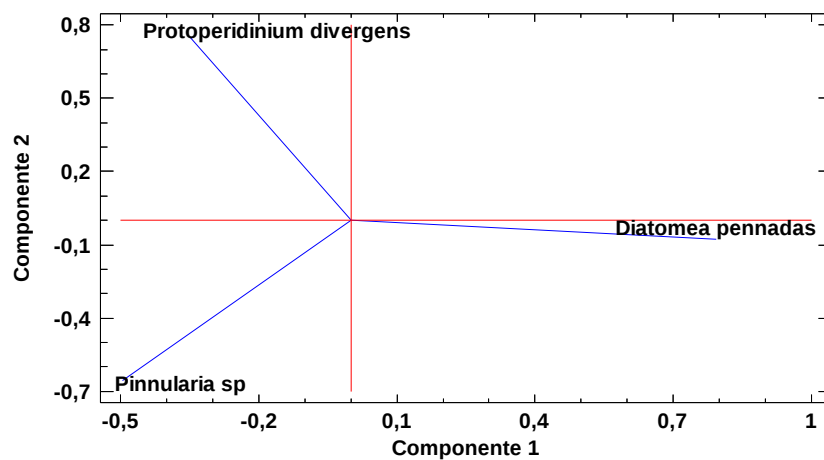
Protoperidinium divergens

Análisis de Componentes Principales

Componente		Porcentaje de	Porcentaje
Número	Eigenvalor	Varianza	Acumulado
1	1,13924	37,975	37,975
2	1,10448	36,816	74,791
3	0,756284	25,209	100,000

Gráfico

Gráfica de Pesos del Componente



Quinto análisis

Variables utilizadas:

Protoperidinium cinctum

Protoperidinium depressum

Calothrix atricha

Fischerella ambigua

Oscillatoria tenuis

Fragilaria virescens

Variable eliminadora	Variable eliminada
<i>Calothrix atricha</i>	<i>Fischerella ambigua</i>
<i>Protoperidinium cinctum</i>	<i>Protoperidinium depressum</i> ; <i>Fragilaria virescens</i>

Variables escogidas:

Protoperidinium cinctum

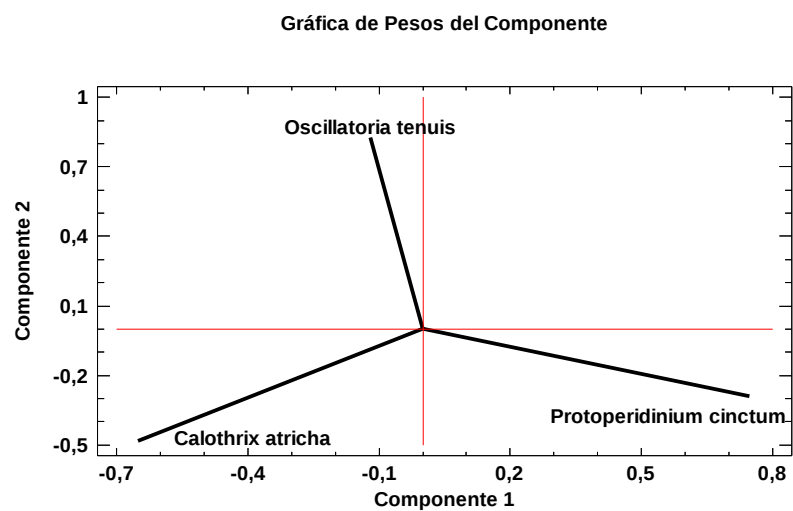
Calothrix atricha

Oscillatoria tenuis

Análisis de Componentes Principales

Componente		Porcentaje de	Porcentaje
Número	Eigenvalor	Varianza	Acumulado
1	1,08566	36,189	36,189
2	1,0659	35,530	71,719
3	0,848437	28,281	100,000

Gráfico



Sexto Análisis

Variables utilizadas:

Protoperidinium cerasus

Anabaenopsis elenkinni

Ceratium massiliense

No se eliminó ninguna variable.

Variables escogidas:

Protoperidinium cerasus

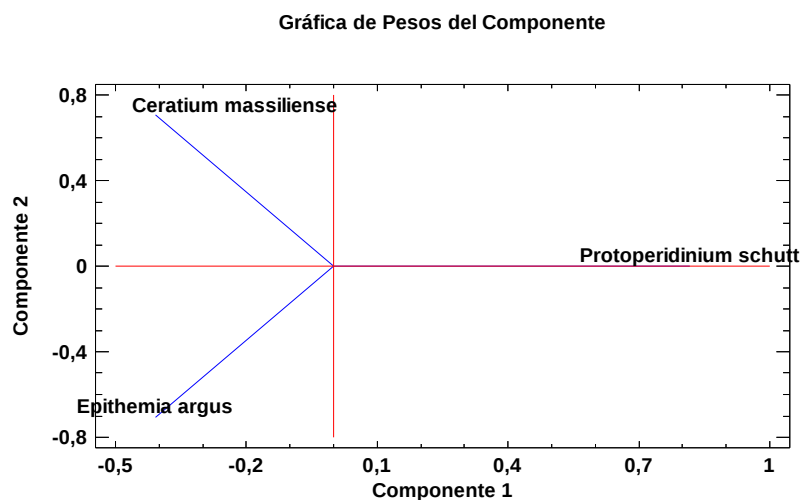
Anabaenopsis elenkinni

Ceratium massiliense

Principales Análisis de Componentes

Componente		Porcentaje de	Porcentaje
Número	Eigenvalor	Varianza	Acumulado
1	1,02857	34,286	34,286
2	1,02857	34,286	68,571
3	0,942857	31,429	100,000

Gráfico:



Las 21 variables (40,28% del total de variables) que se colocan a continuación son variables que aparecen una sola vez en todo este estudio. Debido a la alta asimetría (valores >2 y <-2) no se pueden probar los métodos paramétricos y no paramétricos. Estas variables no aportan nada a este estudio, sin embargo le coloco entre paréntesis la estación a la cual pertenecen y su <valor, para cualquier discusión al respecto.

1	<i>Amphiprora alata</i> (E4=63.467)
2	<i>Ceratium buceros</i> (E3=63.467)
3	<i>Ceratium horridum</i> (E5=63.467)
4	<i>Ceratium massiliense</i> (E2=126.934)
5	<i>Dinophysis cuneus</i> (E4=63.467)
6	<i>Epithemia argus</i> (E1=126.934)
7	<i>Epithemia zebra</i> (E4=63.467)
8	<i>Fragilaria virescens</i> (E6=63.467)
9	<i>Gloeotrichia echinulata</i> (E3=63.467)
10	<i>Johannesbaptistia pellucida</i> (E5=63.467)
11	<i>Melosira distans</i> (E15=63.467)
12	<i>Microcystis flos-aquae</i> (E3=63.467)
13	<i>Navicula</i> sp. (E2=63.467)
14	<i>Oscillatoria limosa</i> (E4=63.467)
15	<i>Oscillatoria splendida</i> (E3=63.467)
16	<i>Plectonema nostocorum</i> (E3=317.335)
17	<i>Protoperidinium claudicans</i> (E5=63.467)
18	<i>Protoperidinium crassipes</i> (E5=63.467)
19	<i>Protoperidinium leonis</i> (E5=190.401)
20	<i>Protoperidinium parallelum</i> (E4=126.934)
21	<i>Protoperidinium pellucidum</i> (E2=190.401)

Las 21 variables dependientes escogidas en el ACP anterior sirvieron para el posterior uso en la aplicación del modelo de un factor completamente aleatorizado. Las mismas son las siguientes:

1	Salinidad	
2	Temperatura del agua	
3	<i>Lyngbya lutea</i>	*
4	<i>Triplos fusus</i>	*
5	Radicación solar en el agua	
6	<i>Noctiluca scintillans</i>	
7	<i>Prorocentrum gracilis</i>	
8	Temperatura del aire	
9	<i>Ceratium trichoceros</i>	
10	<i>Dinophysis caudata</i>	
11	<i>Microcystis aeruginosa</i>	
12	<i>Nostoc</i> sp.	
13	<i>Protoperdinium pedunculatum</i>	
14	<i>Anabaena aequalis</i>	
15	<i>Microcoleus chthonoplastes</i>	
16	Diatomeas pennadas	
17	<i>Pinnularia</i> sp.	
18	<i>Protoperdinium divergens</i>	
19	<i>Protoperdinium cinctum</i>	
20	<i>Calothrix atricha</i>	
21	<i>Oscillatoria tenuis</i>	

Uso del modelo completamente aleatorizado de un factor a 6 niveles para estudiar las 32 variables escogidas.

Es importante detallar que en cada análisis se probaron los supuestos del modelo: normalidad de la varianza (prueba de Lilleford) y homogeneidad de varianza (Prueba de Bartlett), en caso de la violación de alguno de estos supuestos, los datos se transformaron siguiendo los criterios de Bartlett y en caso que aun así no se pudieron corroborar, se hizo la prueba no paramétrica correspondiente (Kruskal-Wallis). Con las variables que se detectaron diferencias significativas ($p < 0,05$), se llevaron a cabo las correspondientes pruebas a posteriori (Prueba de Duncan), con el objeto de establecer las diferencias entre los niveles del factor, y se hicieron los gráficos de cajas y bigotes (box and whisker plots) con la finalidad de ilustrar mejor cuáles fueron esas diferencias.

1- Salinidad

Se utilizó la transformación Logaritmo en base 10, ya que los resultados no eran normales.

Tabla ANOVA para LOG10 (salinidad) por Estaciones

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,0000322485	5	0,0000064497	2,22	0,0783
Intra grupos	0,0000871584	30	0,00000290528		
Total (Corr.)	0,000119407	35			

No hubo diferencias significativas para esta variable de manera que consideramos que este ambiente tiene una Media aritmética y una desviación estándar de la salinidad de 37,17 y 0,16 respectivamente.

2- Temperatura del agua

Tabla ANOVA para temperatura del agua por niveles del factor

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	2,63556	5	0,527111	0,30	0,9105
Intra grupos	53,1767	30	1,77256		
Total (Corr.)	55,8122	35			

No hubo diferencias significativas para esta variable de manera que consideramos que este ambiente tiene una Media aritmética y una desviación estándar de la temperatura del agua.

27,07 y 1,26

3- *Lyngbya lutea*

Se usó la transformación: Raíz cuadrada de la variable dependiente *Lyngbya lutea*.

Tabla ANOVA para SQRT (*Lyngbya lutea*) por estaciones

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	991,776	5	198,355	3,30	0,0171
Intra grupos	1801,02	30	60,0339		
Total (Corr.)	2792,79	35			

Hay diferencias significativas.

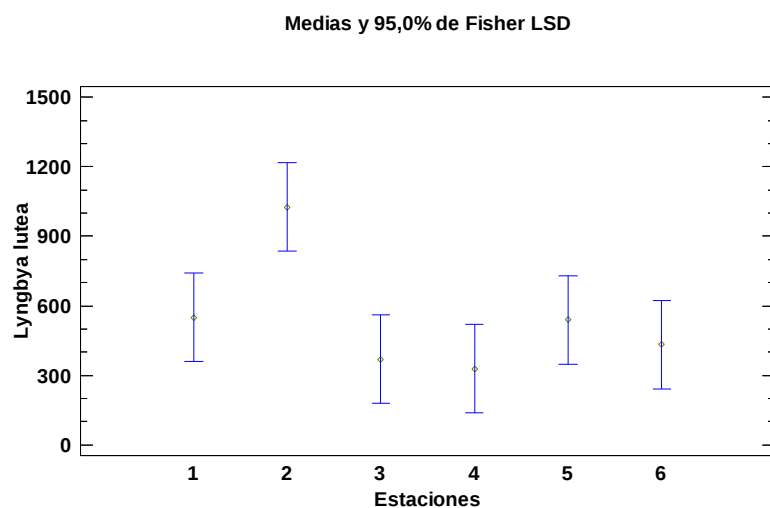
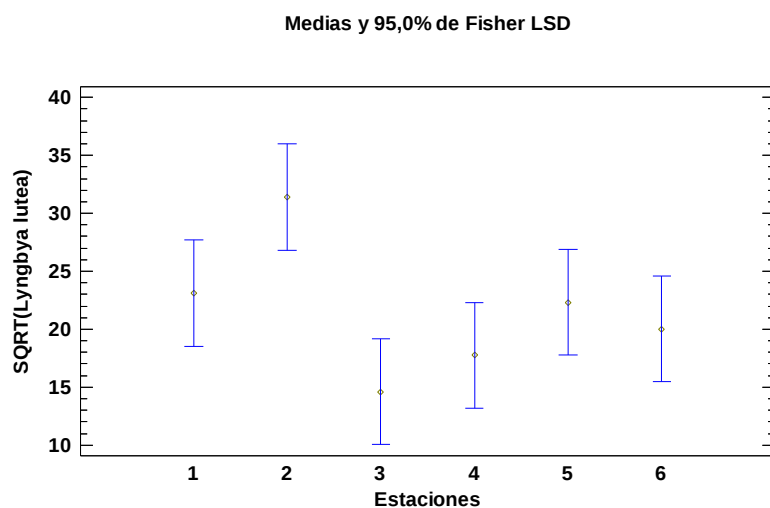
Prueba a Posteriori

Pruebas de Múltiple Rangos para SQRT (*Lyngbya lutea*) por estaciones

Método: 95,0 porcentaje Duncan

Estaciones	Casos	Media	Grupos Homogéneos
3	6	14,5931	X
4	6	17,7397	X
6	6	20,0194	X
5	6	22,3232	XX
1	6	23,1233	XX
2	6	31,3971	X

Gráfico:



4- *Triplos fusus*

Tabla ANOVA para *Triplos fusus* por estaciones

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	5,97854E6	5	1,19571E6	7,58	0,0001
Intra grupos	4,73431E6	30	157810,		
Total (Corr.)	1,07128E7	35			

Hay diferencias significativas entre las estaciones.

Prueba a posteriori

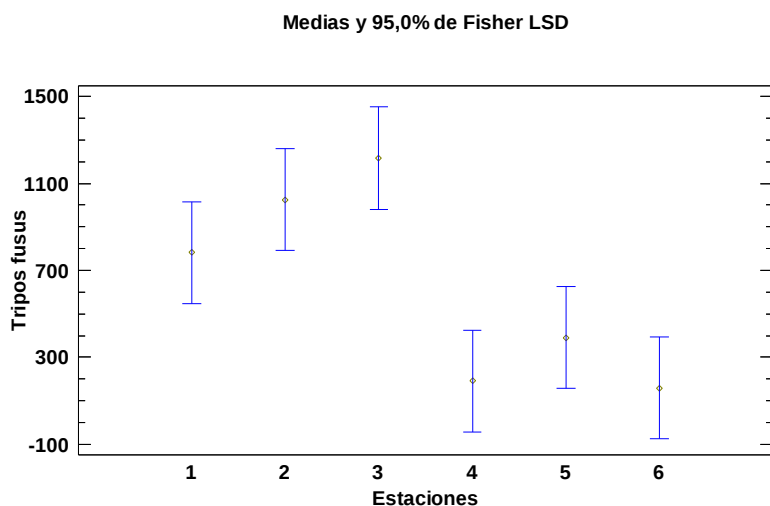
Pruebas de Múltiple Rangos para *Triplos fusus* por Estaciones

Método: 95,0 porcentaje Duncan

Estaciones	Casos	Media	Grupos Homogéneos
6	6	158,667	X

4	6	190,401	X
5	6	391,38	XX
1	6	782,76	XX
2	6	1026,05	X
3	6	1216,45	X

Gráfico:



5- Radicación solar en el agua

Tabla ANOVA para Radicación solar en el agua por estaciones

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	308451,	5	61690,3	1,09	0,3841
Intra grupos	1,69187E6	30	56395,5		
Total (Corr.)	2,00032E6	35			

No hay diferencia significativa para esta variable

La media y la desviación estándar para esta población es: 254,82 y 239,06

6- *Noctiluca scintillans*

Se hizo la prueba de Kruskal Wallis y no se encontraron diferencias significativas entre las estaciones. La media y la desviación estándar estimada para esta especie son: 96,96 y 94,12

7- *Prorocentrum gracilis*

Se utilizó la transformación logarítmica.

Tabla ANOVA para Log10 (*Prorocentrum gracilis*) por niveles del factor

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	4,87276	5	0,974553	12,93	0,0000
Intra grupos	2,10981	28	0,0753504		
Total (Corr.)	6,98258	33			

Existen diferencias significativas

Prueba a Posteriori (Duncan)

Método: 95,0 porcentaje Duncan

Nivel	Casos	Media	Grupos Homogéneos
-------	-------	-------	-------------------

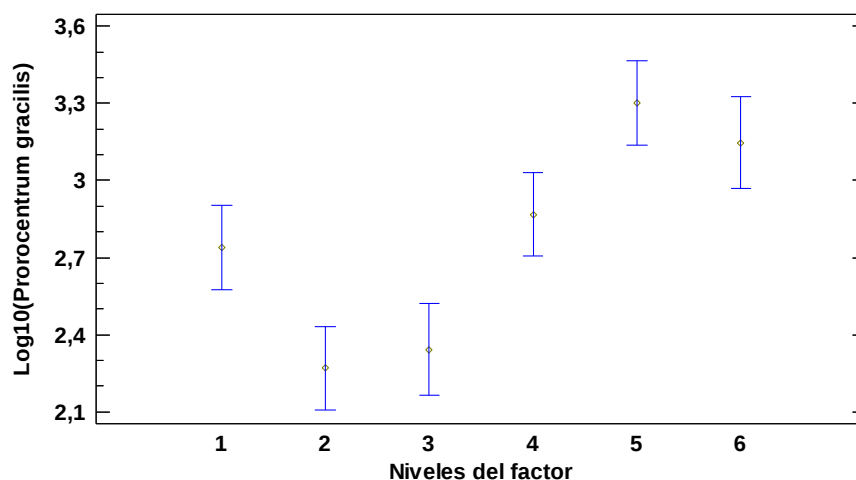
2	6	2,27024	X
3	5	2,34303	X
1	6	2,73944	X
4	6	2,86709	XX
6	5	3,1464	XX
5	6	3,30159	X

Contraste	Sig.	Diferencia
1 - 2	*	0,469197
1 - 3	*	0,396407
1 - 4		-0,127653
1 - 5	*	-0,56215
1 - 6	*	-0,406958
2 - 3		-0,0727894
2 - 4	*	-0,596849
2 - 5	*	-1,03135
2 - 6	*	-0,876154
3 - 4	*	-0,52406
3 - 5	*	-0,958557
3 - 6	*	-0,803365
4 - 5	*	-0,434497
4 - 6		-0,279305
5 - 6		0,155192

* indica una diferencia significativa.

Gráfico

Medias y 95,0% de Fisher LSD



8- Temp del aire

Se hizo la prueba de Kruskal Wallis encontrándose diferencias significativas entre las medianas de las estaciones.

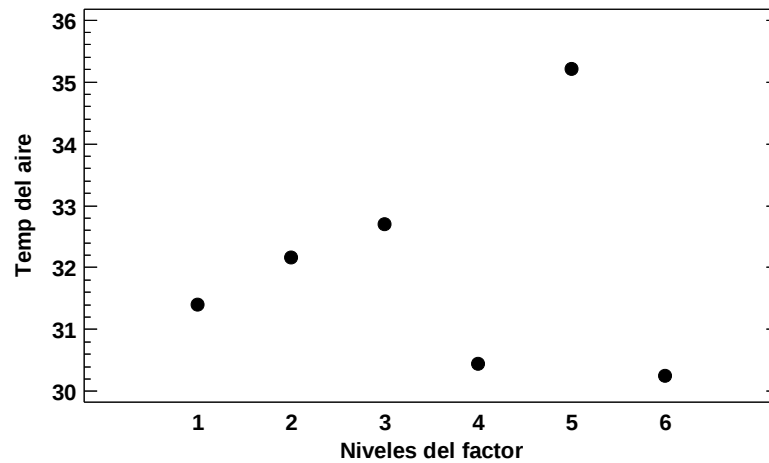
Prueba de Kruskal-Wallis para temperatura del aire por niveles del factor

Niveles del factor	Tamaño Muestra	Rango Promedio
1	6	14,6667
2	6	18,5

3	6	22,3333
4	6	12,5
5	6	32,5
6	6	10,5

Estadístico = 17,5931 Valor-P = 0,00350208

Gráfico de Medianas



9- *Ceratium trichoceros*

Se hizo la prueba de Kruskal-Wallis.

No se encontraron diferencias significativas.

10- *Dinophysis caudata*

Se hizo la prueba de Kruskal Wallis

Estaciones	Tamaño Muestra	Rango Promedio
1	6	32,4167
2	6	21,9167
3	6	20,1667
4	6	13,75
5	6	12,75
6	6	10,0

Estadístico = 19,4595 Valor-P = 0,00157782

Existen diferencias significativas

Gráfico Caja e Intervalos

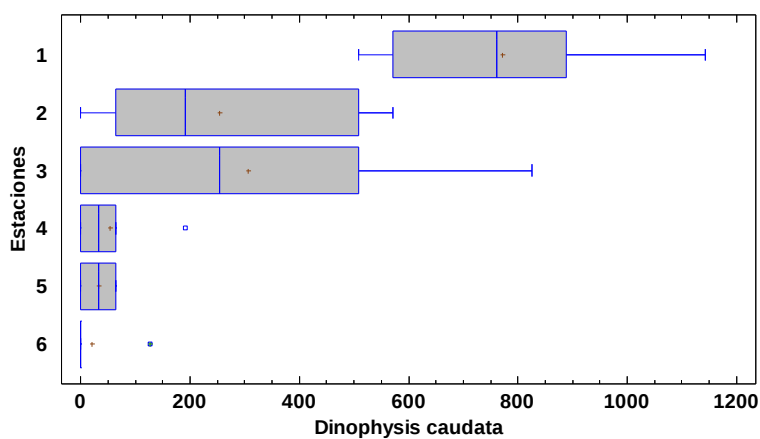
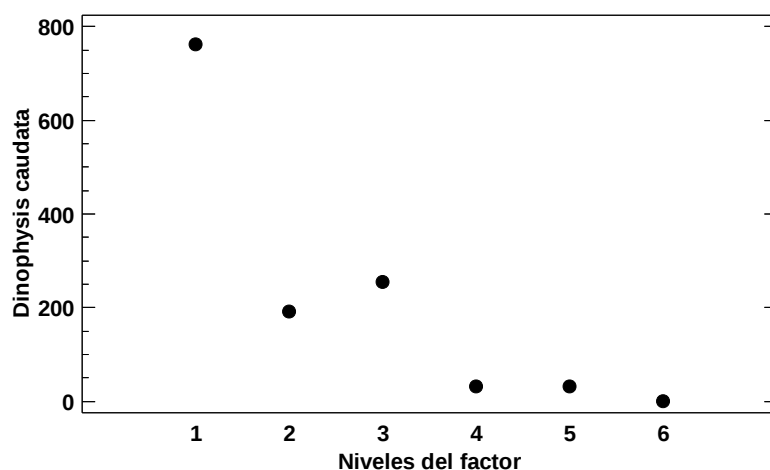


Gráfico de Medianas



11- *Microcystis aeruginosa*

Se utilizó la transformación Logaritmo en base 10.

Tabla ANOVA para LOG10 (*Microcystis aeruginosa*) por estaciones

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,467381	3	0,155794	2,48	0,1076
Intra grupos	0,818251	13	0,0629424		
Total (Corr.)	1,28563	16			

No hay diferencia

La media y la desviación estándar para esta especie es: 93,44 y 131,81

12- *Nostoc* sp.

Se utilizó la transformación inversa del Logaritmo en base 10.

Se encontraron diferencias significativas entre las medias

Tabla ANOVA para 1/Log (*Nostoc* sp.) por niveles del factor

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,010566	5	0,0021132	6,86	0,0005
Intra grupos	0,00677669	22	0,000308031		
Total (Corr.)	0,0173427	27			

Prueba a Posteriori (Duncan)

Pruebas de Múltiple Rangos para 1/Log (*Nostoc* sp.) por niveles del factor

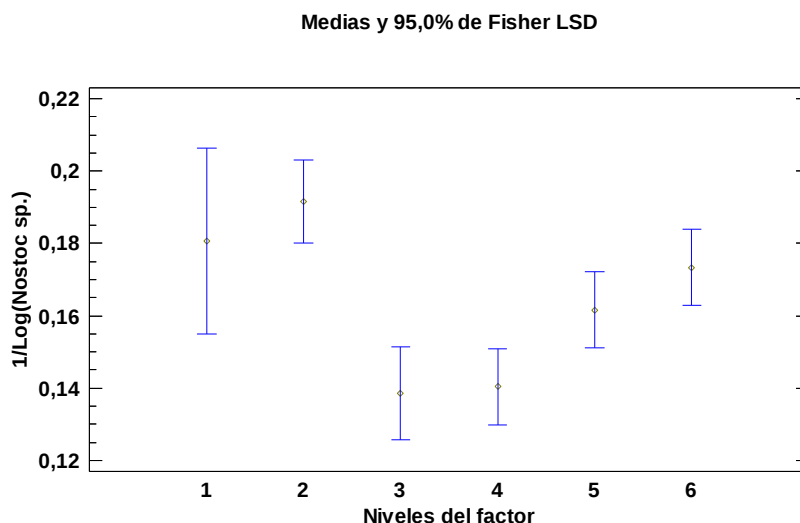
Método: 95,0 porcentaje Duncan

Nivel	Casos	Media	Grupos Homogéneos
3	4	0,138469	X
4	6	0,140343	X
5	6	0,161655	XX
6	6	0,173384	X
1	1	0,180609	X
2	5	0,191717	X

Contraste	Sig.	Diferencia
1 - 2		-0,0111082
1 - 3	*	0,0421399
1 - 4	*	0,0402664
1 - 5		0,018954
1 - 6		0,00722565
2 - 3	*	0,0532482
2 - 4	*	0,0513747
2 - 5		0,0300622
2 - 6		0,0183339
3 - 4		-0,0018735
3 - 5		-0,023186
3 - 6	*	-0,0349143
4 - 5		-0,0213125
4 - 6	*	-0,0330408
5 - 6		-0,0117283

* indica una diferencia significativa.

Gráfico



13- *Protoperdinium pedunculatum*

Se hizo la prueba de Kruskal Wallis

No se encontraron diferencias significativas para las estaciones

La media y la desviación estándar de esta variable son: 21,16 y 33,9245

14- *Anabaena aequalis*

Hubo la necesidad de transformar la variable al inverso de la raíz cuadrada de esta variable dependiente

Tabla ANOVA para 1/SQRT (*Anabaena aequalis*) por niveles del factor

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,002143	2	0,0010715	0,87	0,4603
Intra grupos	0,00863575	7	0,00123368		
Total (Corr.)	0,0107787	9			

No se encontraron diferencias significativas entre los niveles para esta variable.

15- *Microcoleus chthonoplastes*

Se hizo la prueba de Kruskal Wallis.

Prueba de Kruskal-Wallis para *Microcoleus chthonoplastes* por estaciones

Estaciones	Tamaño Muestra	Rango Promedio
1	6	17,8333
2	6	20,6667
3	6	17,8333
4	6	15,0
5	6	18,3333
6	6	21,3333

Estadístico = 2,9467 Valor-P = 0,708203

No se encontraron diferencias significativas para las estaciones.

La media y la desviación estándar para esta especie es: 17,63 y 41,8555

16- Diatomeas pennadas

Se hizo el análisis para esta variable con la transformación logarítmica en base 10

Tabla ANOVA para LOG10 (diatomeas pennadas) por Niveles del factor

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,169468	4	0,042367	0,94	0,6405
Intra grupos	0,0453095	1	0,0453095		
Total (Corr.)	0,214777	5			

No se encontraron diferencias significativas.

La media y la desviación estándar de esta variable fueron: 17,63 y 44,5203

17- *Pinnularia* sp.

Se hizo la prueba de Kruskal-Wallis

Prueba de Kruskal-Wallis para *Pinnularia* sp. por niveles del factor

Niveles del factor	Tamaño Muestra	Rango Promedio
1	6	19,4167
2	6	19,4167
3	6	19,75
4	6	16,5
5	6	16,5
6	6	19,4167

Estadístico = 2,19697 Valor-P = 0,821274

No se encontraron diferencias significativas para los niveles de esta variable.

Su media y desviación estándar fueron: 8,81 y 26,94

18- *Protoperidinium divergens*

Se hizo la prueba de Kruskal-Wallis.

Prueba de Kruskal-Wallis para *Protoperidinium divergens* por niveles del factor

Niveles del factor	Tamaño Muestra	Rango Promedio
1	6	16,5
2	6	19,3333
3	6	19,3333
4	6	16,5
5	6	19,75
6	6	19,5833

Estadístico = 2,20169 Valor-P = 0,820592

No se encontraron diferencias significativas entre los niveles del factor de esta variable.

Su media y desviación estándar fueron: 12,34 y 39,62

19- *Protoberidinium cinctum*

Se hizo la prueba de Kruskal-Wallis.

Prueba de Kruskal-Wallis para *Protoberidinium cinctum* por Niveles del factor

Niveles del factor	Tamaño Muestra	Rango Promedio
1	6	17,0
2	6	20,0
3	6	17,0
4	6	20,0
5	6	17,0
6	6	20,0

Estadístico = 3,18182 Valor-P = 0,671978

No se encontraron diferencias significativas para los niveles de este factor de esta variable.

Su media y desviación estándar fueron: 5,29 y 17,79

20- *Calothrix atricha*

Se hizo la transformación inversa de esta variable

Tabla ANOVA para 1/*Calothrix atricha* por niveles del factor

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,0000103441	1	0,0000103441	0,33	0,6667
Intra grupos	0,0000310323	1	0,0000310323		
Total (Corr.)	0,0000413764	2			

No se encontraron diferencias significativas para los niveles de esta variable.

Su media y desviación estándar fueron: 7,05 y 25,29

21- *Oscillatoria tenuis*

Prueba de Kruskal-Wallis para *Oscillatoria tenuis* por niveles del factor

Niveles del factor	Tamaño Muestra	Rango Promedio
1	6	17,5
2	6	20,5
3	6	17,5
4	6	20,5
5	6	17,5
6	6	17,5

Estadístico = 4,11765 Valor-P = 0,532605

No se encontraron diferencias significativas para esta variable.

La media y desviación estándar son: 3,3 y 14,74.

Las variables en que se encontró diferencia entre los niveles del factor fueron:

1	Temperatura del agua	
2	<i>Lyngbya lutea</i>	
3	<i>Triplos fusus</i>	
4	<i>Prorocentrum gracilis</i>	
5	Temperatura del aire	
6	<i>Dinophysis caudata</i>	
7	<i>Nostoc</i> sp.	

Estas variables se utilizaron para el Análisis de Conglomerado de casos

Temperatura del agua

Lyngbya lutea

Triplos fusus

Prorocentrum gracilis

Temperatura del aire
Dinophysis caudata
Nostoc sp.

Número de casos completos: 36
Método de Conglomeración: Ward
Métrica de Distancia: Euclidiana
Conglomeración: de casos
Valores estandarizados

Resumen de Conglomeración

<i>Conglomerado</i>	<i>Miembros</i>	<i>Porcentaje</i>
1	14	38,89
2	22	61,11

Centroides

<i>Conglomerado</i>	Temperatura del agua	<i>Lyngbya lutea</i>	<i>Tripes fusus</i>	<i>Prorocentrum gracilis</i>
1	27,1929	788,804	942,938	421,602
2	26,9955	383,687	426,96	1182,79

<i>Conglomerado</i>	Temperatura del aire	<i>Dinophysis caudata</i>	<i>Nostoc</i> sp.
1	50,7286	566,67	99,7339
2	31,8595	31,7335	1208,76

Tabla de Miembros

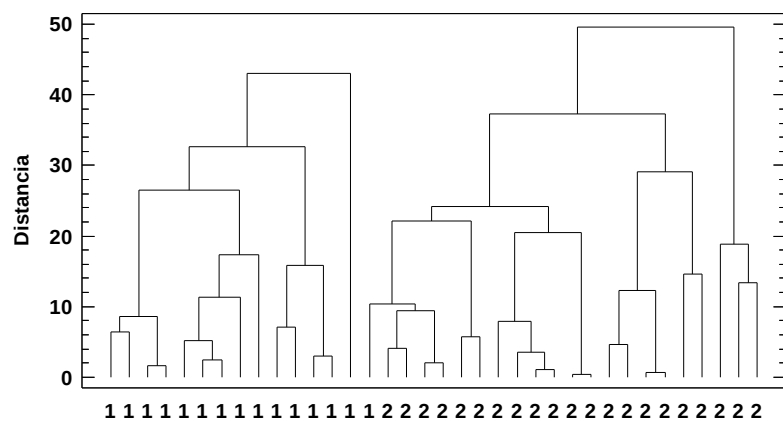
Método de Conglomeración: Ward

Métrica de Distancia: Euclidiana

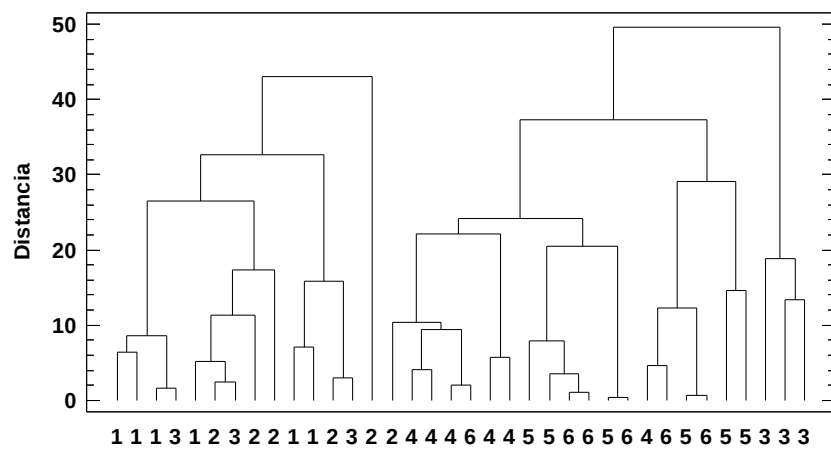
<i>Fila</i>	<i>Etiqueta</i>	<i>Conglomerado</i>
1	1	1
2	1	1
3	1	1
4	1	1
5	1	1
6	1	1
7	1	2
8	1	1
9	1	1
10	1	1
11	1	1
12	1	1
13	1	1
14	1	1
15	1	1
16	2	2
17	2	2
18	2	2
19	2	2
20	2	2
21	2	2
22	2	2
23	2	2
24	2	2
25	2	2
26	2	2
27	2	2
28	2	2
29	2	2
30	2	2
31	2	2
32	2	2
33	2	2
34	2	2
35	2	2
36	2	2

Dendrogramas

Dendrograma (por agrupamientos)
Método de Ward, Euclídeana



Dendrograma (por nivel del factor)
Método de Ward, Euclídeana



Apéndice 3. Índices de diversidad

Tabla 4. Índices de diversidad ecológica.

	Est 1	Est 2	Est 3	Est 4	Est 5	Est6
Taxa_S	18	23	25	24	27	22
Individuals	344	355	565	343	478	358
Dominance_D	0.1543	0.1827	0.1807	0.2338	0.232	0.1714
Simpson_1-D	0.8457	0.8173	0.8193	0.7662	0.768	0.8286
Shannon_H	2.08	2.083	2.18	1.997	2.072	2.189
Evenness_e^H/S	0.4449	0.3492	0.3538	0.3069	0.294	0.4057
Brillouin	1.997	1.985	2.104	1.891	1.983	2.088
Menhinick	0.9705	1.221	1.052	1.296	1.235	1.163
Margalef	2.911	3.747	3.787	3.94	4.214	3.571
Equitability_J	0.7198	0.6644	0.6772	0.6283	0.6286	0.7081
Fisher_alpha	4.039	5.498	5.355	5.877	6.194	5.175
Berger-Parker	0.2151	0.2732	0.3398	0.414	0.4414	0.3212
Chao-1	28.5	30	32	27.5	49.5	23.2

Tabla 5. Índices de diversidad ecológica Beta (β) de Whittaker.

	Est 1	Est 2	Est 3	Est 4	Est 5	Est6
Est 1	0	0.31707	0.34884	0.47619	0.42222	0.3
Est 2	0.31707	0	0.41667	0.53191	0.48	0.37778
Est 3	0.34884	0.41667	0	0.42857	0.38462	0.31915
Est 4	0.47619	0.53191	0.42857	0	0.33333	0.30435
Est 5	0.42222	0.48	0.38462	0.33333	0	0.26531
Est6	0.3	0.37778	0.31915	0.30435	0.26531	0

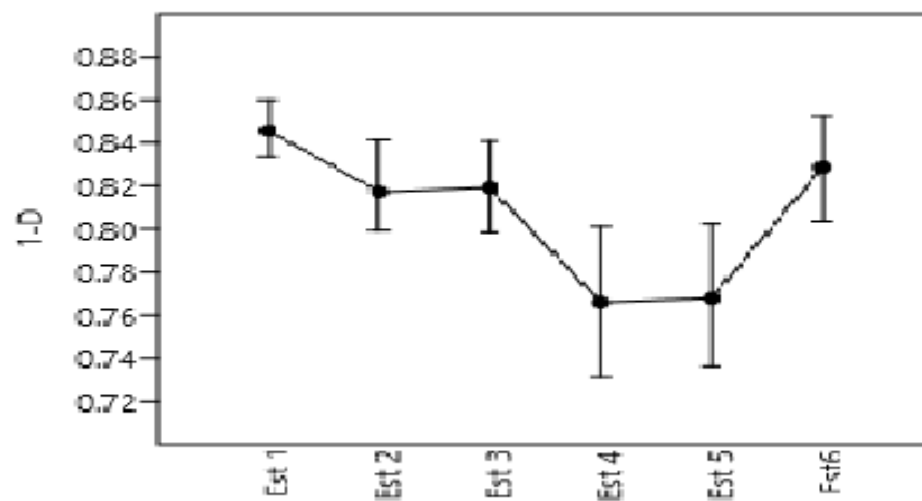


Fig.40. índice de Simpson (Elaboración propia).

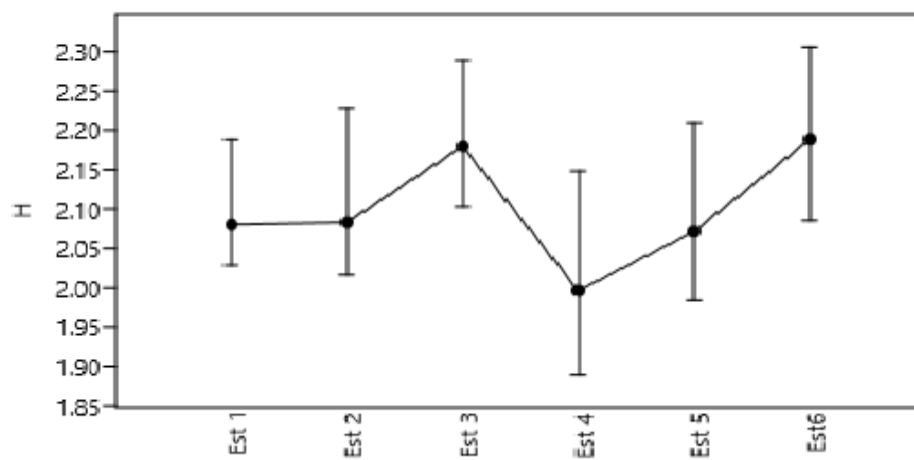


Fig. 41. índice de Shannon (Elaboración propia).

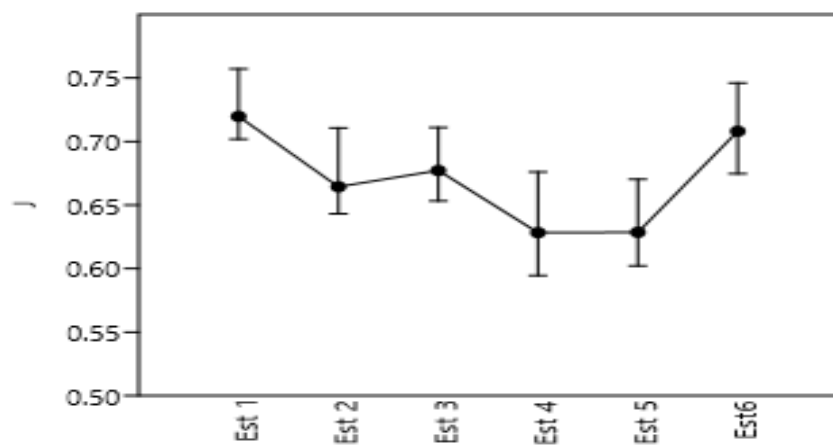


Fig. 42. Índice de Pielou (Elaboración propia).