



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

---

---

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA**

**ÍNDICE DE SAPROBIEDAD COMO  
INDICADOR DE LA CALIDAD DEL AGUA  
EN LA LAGUNA DE COYUCA DE BENÍTEZ,  
GUERRERO.**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

PRESENTA:

Karen De Dios Diego

DIRECTOR

Biól. Raúl Arcos Ramos



México, D. F.  
Mayo, 2015



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Resumen .....	5
Introducción.....	6
I. Marco Teórico .....	7
Ecosistemas acuáticos costeros.....	7
Lagunas Costeras.....	8
Calidad del Agua .....	10
Parámetros físicos .....	11
Temperatura.....	11
Transparencia.....	12
Parámetros químicos.....	13
Potencial de Hidrógeno (pH) .....	13
Conductividad eléctrica (C.E) .....	13
Potencial de óxido-reducción (POR).....	14
Salinidad.....	14
Sólidos Totales Disueltos (STD).....	15
Oxígeno Disuelto (OD).....	15
Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	16
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> ) .....	16
Nutrimentos.....	16
Nitratos y Nitritos.....	16
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) .....	17
Amoniac (NH <sub>3</sub> ).....	17
Azufre .....	18
Indicadores biológicos.....	18
Sistema de saprobios.....	20
Organismos saprobios y saprobiedad .....	20
El sistema de saprobios.....	22
Índice saprobio por el método de Pantle y Buck (1955) .....	24
El fitoplancton como bioindicador .....	24
Variación temporal del fitoplancton. ....	26
Distribución espacial: horizontal y vertical.....	26
Análisis de fitoplancton .....	27
Métodos de muestreo.....	27

Análisis cualitativo .....	28
Análisis cuantitativo.....	28
II. Antecedentes .....	30
III. Planteamiento del problema .....	32
IV. Justificación.....	36
V. Hipótesis .....	37
VI. Objetivos .....	38
VII. Área de estudio.....	39
Características Generales .....	39
Clima.....	42
Tipo de suelo.....	43
Vegetación .....	43
IX. Resultados y discusión .....	52
Análisis Univariado.....	52
Profundidad.....	52
Transparencia.....	52
Oxígeno Disuelto (OD).....	53
Temperatura.....	53
Potencial óxido-reducción (POR) .....	55
Salinidad .....	56
Conductividad eléctrica (C.E.).....	57
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> ) .....	58
Nitritos (NO <sub>2</sub> ) .....	64
Fósforo total (P).....	66
Fosfato (PO <sub>4</sub> ) .....	66
Sulfato (SO <sub>4</sub> ).....	67
Listado taxonómico de fitoplancton.....	68
Índice de Shannon-Weiver.....	69
Índice de Saprobiedad .....	71
Análisis Multivariado.....	72
Análisis de Componentes Principales.....	72
X. Conclusiones.....	75
XI. Anexos.....	76
XII. Citas Bibliográficas.....	92

## **Agradecimientos:**

A la vida; por el medio en que me ha forjado como persona y por la satisfacción de poder dar este gran paso.

A mi familia; a mis padres que son mis pilares, mi orientación y mi base, porque gracias a su amor y al esfuerzo dedicado en mí he podido dirigir mi vida hacia mis propios ideales; a mis hermanos, porque son una pieza importante en mis logros y en mi vida.

A ti Ricardo, ahora sé que la felicidad compartida se siente mejor, gracias por ser mi compañero de vida durante estos años y por el apoyo brindado durante ésta etapa, el cual fue muy importante.

Al Biól. Raúl Arcos por su accesibilidad a compartir su conocimiento y sobre todo por el apoyo brindado durante éstos años en mi formación académica.

“Juzga tu éxito por lo que tuviste que renunciar para alcanzarlo”  
Dalai Lama

## Resumen

En el presente trabajo se realizaron muestreos mensuales durante seis meses (enero-junio 2012), en siete puntos de muestreo ubicados a lo largo de la Laguna de Coyuca; dónde se evaluaron veinticuatro parámetros físicos, químicos y biológicos para determinar la calidad del agua; complementario a esto se determinó el Índice Shannon-Weaver e Índice Saprobio por el método de Pantle y Buck (1955) posteriormente los datos registrados fueron sometidos a un análisis estadístico mediante el programa Stathgraphics Centurion XVI.II, dónde se les aplicó la Prueba no Paramétrica Univariada de Comparación de Varias Muestras, prueba de Kruskall-Wallis y Análisis Multivariado mediante Correlación de Pearson, Análisis de Componentes Principales (ACP) y Análisis de Conglomerados (AC). De los veinte parámetros evaluados, sólo la DBO<sub>5</sub> rebasa los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996; por otro lado la DQO, oxígeno disuelto, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, PO<sub>4</sub>, SO<sub>4</sub> rebasaron los Criterios Ecológicos para Calidad del Agua (CE-CCA-001/89). El resultado del análisis estadístico univariado arrojó que todos los parámetros tuvieron distribución no normal, siendo oxígeno disuelto, temperatura, POR, DBO<sub>5</sub> y nitratos los que mostraron comportamiento heterogéneo (P<0.05); por otro lado salinidad-conductividad eléctrica y salinidad-sólidos totales disueltos fueron las variables con mayor correlación en la prueba de correlaciones de Pearson y por último el análisis de componentes principales mostró que los parámetros con mayor peso en el comportamiento del sistema son salinidad, fosfatos y nitritos. Finalmente, de acuerdo al resultado del Índice de Saprobia el agua de la Laguna de Coyuca se clasifica como *Beta-mesosaprobia*, por otro lado, el Índice de Shannon-Weaver obtuvo un valor de 1.84 correspondiente a *agua moderadamente contaminada* siendo *Cyanophyta* el grupo dominante. De tal modo, se concluyó que la calidad del agua de la Laguna de Coyuca de Benítez puede clasificarse como moderadamente contaminada cuyo uso es apto para riego, pesca y turismo.

## Introducción

Las franjas costeras son, en general, un mosaico complejo e interactivo de ecosistemas compuestos por humedales, lagunas costeras, marismas, manglares, estuarios, y zonas ribereñas interconectados por canales, donde además son receptoras de agua dulce, sólidos disueltos, partículas y recursos vivos provenientes de los continentes (Escobar, 2002).

Como ecosistema, la zona costera es altamente productiva y compleja, ecológicamente estable, pero frágil y con numerosas fronteras. Son una efectiva defensa natural que regula muchas alteraciones, como el efecto de inundaciones, marejadas, tormentas y crecidas; también proporcionan alimento y refugio para un gran número de organismos y contribuyen a través de sus procesos naturales, a reducir contaminantes. Sus usos humanos han sido diversos, aunque desgraciadamente muchos de ellos han provocado efectos negativos (Botello, 2001).

Históricamente las sociedades humanas han buscado áreas costeras para establecerse, obtener recursos naturales y depositar los desechos de sus actividades biológicas (Botello, 2001). De tal modo, el origen de los contaminantes que se encuentran en la zona costera es muy diverso; la alteración y destrucción del hábitat, los efectos en la salud humana, la eutrofización la disminución de las poblaciones de peces y otros recursos vivos, cambios en el flujo de sedimentos, son aspectos vinculados a las fuentes fijas y difusas de la contaminación producida por actividades que tienen lugar en tierra y que por el efecto de captación de agua que tienen las cuencas hidrográficas, generan efectos concentrados en las desembocaduras de los ríos en el mar y las zonas costeras aledañas (Escobar, 2002).

Así, los parámetros del agua son características físicas, químicas y biológicas que permiten detectar cual es el grado de contaminación que ésta presenta (Aznar, 2000) y los índices de calidad son dos o más parámetros que indican la “salubridad” que esta presenta. En algunos casos, los índices reflejan el comportamiento del ecosistema; en otros, revelan la situación del entorno acuático. El objetivo de dichos índices suele ser, determinar las posibilidades de disfunción del ecosistema y permitir una mejor comprensión de las fuentes de contaminación y de las medidas de ordenación más eficaces. Los índices suelen utilizarse para fines descriptivos, más que para orientar las intervenciones directas sobre el terreno (FAO, 1997).

Por lo tanto, los índices biológicos, presentan algunas ventajas sobre los análisis físicos y químicos, pues permiten la detección, evaluación de la intensidad y de la extensión de la contaminación de la calidad biológica de un sistema acuático, o de su grado de contaminación y está basada en el estudio de los efectos de la contaminación sobre el conjunto de los organismos que viven en las aguas dulces (Rodier, 1990).

Así, la determinación de la calidad biológica de un sistema acuático o de su grado de contaminación está basada en el estudio de los efectos de las contaminaciones sobre el conjunto de los organismos que viven en él (De la Lanza *et. al.*, 2000).

## I. Marco Teórico

En México es importante el conocimiento de la dinámica ambiental de los ecosistemas lagunares-estuarinos y manglares para su manejo apropiado, sobre todo porque el país cuenta con aproximadamente 20,000 Km de costa (10,000 Km de litoral externo y 10,000 Km litoral interno) con más de 125 lagunas costeras, las cuales abarcan una superficie total de aproximadamente 12, 600 Km<sup>2</sup> que cubren 33% de sus litorales (Lankford, 1977).

### Ecosistemas acuáticos costeros

Las lagunas costeras, estuarios, manglares y humedales dulceacuícolas son ampliamente reconocidos como los ecosistemas más productivos (en referencia a la productividad primaria) de la biosfera (Odum y Heald, 1975). Los ecosistemas de manglar y los estuarios están vinculados funcionalmente por la influencia de las mareas. La marea remueve la materia orgánica particulada (detritus) de los manglares hacia los cuerpos lagunares adyacentes, incrementando aún más su propia y elevada productividad primaria (Salazar, 1993). La alta productividad primaria de los ecosistemas de manglar se debe, principalmente, a la disponibilidad de nutrientes provenientes de los ríos y escurrimientos terrestres y al efectivo reciclamiento de estos durante los procesos de mineralización microbiana (Odum y Heald, 1975; Flores, 2001).

El término estuario es predominantemente una definición hidrológica, la cual considera como un ecosistema estuarino según Pritchard, 1967 “a un cuerpo de agua semicerrado con dilución gradual de agua salina”; es decir, una zona de mezcla de agua marina con agua dulce como la desembocadura de los ríos, entre otros. Además, a diferencia de las cuencas oceánicas, se caracterizan por poseer una trama trófica mucho más compleja. En estos ecosistemas se presentan cadenas tróficas conocidas usualmente como del *pastoreo* y del *detritus* (Flores *et. al.*, 2007).

Además los manglares están entre las comunidades que contribuyen con grandes cantidades de materiales orgánicos, en forma de detritus, a las lagunas costeras y estuarios. Este aporte de detritus lo realizan a través de su defoliación natural (Heald y Odum, 1972) este detritus es constantemente removido por las mareas hacia las lagunas. Los ecosistemas de manglar son de vital importancia de varias formas: cómo hábitat de apoyo a las pesquerías, como zona de amortiguamiento contra inundaciones, como biofiltro, y como refugio de fauna regional y migratoria, en particular aves, entre otros. Los manglares son considerados como los “riñones” del medio ambiente; remueven importantes cantidades de nutrientes provenientes de las descargas urbanas y agrícolas, y más recientemente, de los efluentes de estanques acuícolas ricos en nitrógeno y fósforo en forma de fertilizantes o materia orgánica, manteniendo de esta forma (con ayuda de la dilución marina por las mareas), la calidad del agua de diversas lagunas costeras (Flores, 2001; Flores *et. al.*, 2007).



## Lagunas Costeras

México comprende a las regiones biogeográficas neártica y neotropical, con características de intercambio entre elementos de origen boreal y tropical, cuyo resultado es la organización de especies y hábitats en una gran variedad de climas y ecosistemas costeros (Contreras, 2004). Destacan entre ellos más de 130 lagunas costeras (Lankford, 1977), así como un gran número de cuencas hidrológicas cuyos principales ríos se distinguen por la cantidad de agua que drenan; el Río Balsas en el Océano Pacífico, y los ríos Pánuco, Papaloapan y Grijalva-Usumacinta en el Golfo de México (Contreras, 2004).

En forma general, existen diferencias marcadas entre los sistemas costeros del Golfo de México y los del Pacífico, incluso entre los del golfo de California y el lado occidental de la península, como resultado del clima que trae consigo el patrón, la recurrencia y la intensidad de las lluvias, desde grandes ríos hasta escasos y efímeros aportes continentales. La mayoría de los sistemas costeros del Golfo de México son alimentados por un río más o menos permanente, que en el caso de las lagunas han recibido el nombre de sistemas fluvio-lagunares o estuarino-lagunares, de los cuales en esta vertiente se encuentran ocho de los más importantes (Ortiz Pérez y de la Lanza-Espino, 2006).

En el Pacífico mexicano destaca la presencia de cuatro sistemas estuarino-lagunares importantes que son alimentados por un río, pero que en la mayoría de los casos es temporal y extremo. En esta vertiente también existen ambientes oligohalinos como la Laguna de Tres Palos, en Guerrero, que mantiene una salinidad anual de 2 a 4 ups; que es alimentada por el Río La Sabana y se encuentra aislada del mar (Lara *et. al.*, 2008).

Una laguna costera Según Lankford (1977), es: “una depresión de la zona costera, debajo de la marea media alta (MMA), teniendo comunicación permanente o efímera con el mar, pero protegida del mar por algún tipo de barrera”. Las lagunas costeras mexicanas varían ampliamente en sus características físicas, ambientales, el grado de uso y modificación por el hombre (Ortega, 1995).

Dussart, 1966 (citado por Ortega, 1995), cita algunas condiciones propias de una laguna, como son: su variabilidad en el tiempo, es decir, que se presenta una periodicidad muy marcada, en su flora y en su fauna a través del año; igualmente, se distingue la ausencia de sedimentos autóctonos, no hay depósito de sílice, ni de calcio en el fondo de la laguna. Menciona también, que en algunos casos, hay estratificación térmica y química, la cual no es permanente y juega un papel importante en el metabolismo del suelo.

Lo anterior causa fenómenos peculiares en su comportamiento físico, químico y biológico, con las consecuentes pautas ecológicas, que son resultado de tres características fundamentales: el aporte de nutrientes de los ríos, la penetración de organismos por el mar y el suministro de materia orgánica por los manglares, presentando una elevada productividad potencial; al recibir un subsidio energético considerable, unido a los procesos ecológicos fundamentales en estos sistemas, la energía disponible es claramente mayor comparada con la de otros ecosistemas acuáticos, por lo tanto cualquier alteración de estos

componentes resulta en la modificación de las propiedades del ecosistema (Contreras, 1985; 2004).

Estos ecosistemas manifiestan una marcada individualidad; sin embargo, están regidas por algunos factores “comunes” a todas ellas, como son la mezcla de agua dulce y marina, que da por resultado su elevada productividad primaria (Contreras, 2000). De tal forma, las lagunas costeras representan un excelente hábitat de reclutamiento y crecimiento para un número significativo de especies de importancia comercial, cuyo ciclo de vida comprende fases estuarinas y marinas (De la Lanza, 1991; Arreola, 2009).

La circulación del agua en los cuerpos lagunares puede ser de tres tipos, que en algunos casos se pueden presentar en la misma laguna de manera estacional (Flores *et. al.*, 2007).

*Circulación estuarina.* Se presenta en áreas donde los aportes por precipitación pluvial y fluvial son superiores a la evaporación. En esta situación, el agua de menor salinidad sale de la laguna hacia el mar por la superficie y el agua de mayor salinidad penetra a la laguna por el fondo (Flores *et. al.*, 2007).

*Circulación antiestuarina.* Se presenta cuando hay poca o nula descarga de agua por ríos o lluvias en un sistema estuarino. La elevada tasa de evaporación en la cabeza del estuario produce un incremento en la salinidad y por lo tanto de la densidad, de este modo la masa de agua más pesada tiende a hundirse y circula por el fondo de la boca del sistema, mientras que agua oceánica de menor salinidad y densidad circula por la superficie (Suárez, 2005).

*Mezcla.* La poca profundidad de algunos cuerpos lagunares (< 1.5 m) permite una eficiente mezcla de la columna de agua, provocada por los vientos, corrientes y flujos de mareas. Consecuentemente, no existe una estratificación salina ni de temperatura, aunque es posible observar un gradiente en el plano horizontal (Flores *et. al.*, 2007).

De los mencionados, el tercer patrón de circulación es el dominante en sistemas lagunares-estuarinos de profundidades menores que 2 m, aunque también es probable encontrar, por periodos cortos, los tipos estuarino y antiestuarino (Flores *et. al.*, 2007).

Lankford (1977) hace una clasificación de los diferentes tipos de lagunas costeras presentes en México, de lo que resulta que la mayoría son del tipo de deposición sedimentaria. Las lagunas de deposición sedimentaria son el producto de un desequilibrio, entre los aportes de sedimentos por los ríos y escurrimientos y la erosión por el oleaje y las mareas. La existencia de estas lagunas se debe al aporte neto de sedimentos hacia el litoral y su causa de origen también es la causa de su desaparición, con lo que finalmente se incorporan como parte del crecimiento de la planicie costera. Es decir, la zona terrestre de planicie costera actual, en algún momento estuvo constituida por manglares, esteros, marismas y lagunas costeras (Flores *et. al.*, 2007; Contreras, 1985).

Se estima, que en México una cuarta parte de la población habita en las planicies costeras en una franja de 100 Km. Sin embargo, el desarrollo acelerado de las actividades económicas ha propiciado un crecimiento desordenado en la zona costera y zonas urbanas de la costa, lo que a su vez ha dado lugar a conflictos ambientales derivados de la

competencia por el espacio, el uso de los recursos y la generación de residuos y contaminantes, conflictos que influyen en el deterioro de la calidad de vida y en la disminución de la competitividad de los mismos sectores y en sus actividades económicas (Lara *et. al*, 2008).

Entre los principales problemas en las zonas costeras de México se encuentran, por un lado, la pérdida del hábitat en zonas intermareales, dunas o acantilados, debida a la deforestación, al cambio de uso de suelo para desarrollos urbanos, portuarios y turísticos, la minería o la extracción de materiales utilizados como relleno en la construcción; por otro, la desaparición o disminución de humedales a causa de cambios en el uso de suelo o por azolvamiento o sedimentación; producto de la alteración de los cauces cuenca arriba principalmente por presas y deforestación (Lara *et. al*, 2008).

Los ecosistemas costeros son los más amenazados por la actividad antropogénica, debido a los efectos de la actividad industrial, agrícola, turística, pesquera y minera, y por las descargas de desechos urbanos, aguas negras y residuos industriales peligrosos. Desafortunadamente, en toda la zona costera el común denominador es el elevado grado de contaminación del agua. En comparación, los ecosistemas más contaminados están en la región del Golfo de México; sin embargo, las regiones costeras del Pacífico también están seriamente amenazadas por el desarrollo (turístico, industrial y acuícola) no sustentable que se está dando en todo el litoral mexicano. Además del impacto local o regional, ahora existe la amenaza del cambio climático potencial, cuyos efectos (calentamiento y elevación del nivel del mar) afectarán a todos los ecosistemas costeros (Lara *et. al*, 2008).

Así, debido a la alteración que sufren los ecosistemas costeros y al agua como recurso, se evalúan las características de ésta para determinar su calidad, tratamiento y su posible uso.

## **Calidad del Agua**

La calidad del agua se refiere a las condiciones en que se encuentra el agua respecto a las características físicas, químicas y biológicas, en su estado natural o después de ser alteradas por actividades antropogénicas. La calidad del agua no es una característica absoluta, sino que es más un atributo definido socialmente en función del uso que se le piense dar al líquido; cada uso requiere un determinado estándar de calidad. Por esta razón, para evaluar la calidad del agua es necesario considerar el contexto del uso probable que tendrá (Guevara, 1996; INE, 2000).

La evaluación de la calidad del agua se realiza mediante una serie de análisis dirigidos a conocer cualitativa y cuantitativamente, las características físicas, químicas y biológicas más importantes que pueden afectar, su uso real y potencial, como el tipo y grado de tratamiento requerido para una adecuado acondicionamiento (Guevara, 1996).

La Asociación Americana de Salud Pública (American Public Health Association, APHA); la Asociación Americana de abastecimiento de agua (American Water Works Association, AWWA) y la Federación para el Control de la Polución de las aguas (Water Pollution Control Federation, WPCF), han establecido normas internacionales para la caracterización de la calidad del agua (APHA-AWWA-WPCF, 1992), las cuales se encuentran incluidas en

los denominados “Métodos Normales para el Examen de las Aguas Residuales” (Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater), de común adopción por numerosos países, incluido México (Guevara, 1996).

Para valorar la calidad del agua es necesario definir índices ó relaciones de las medidas de ciertos parámetros físicos, químicos y biológicos en la situación real con respecto a otra que se considera admisible o deseable y que está definida por ciertos estándares ó criterios (INE, 2000).

En México los valores de referencia de calidad del agua se basan principalmente en la NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos y es de observancia obligatoria para los responsables de dicha descargas; además considera la calidad del agua de acuerdo a sus usos. Esta NOM, es la única que cuenta con carácter legal (INE, 2000).

Otra referencia son los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89, que a pesar de no tener carácter normativo, establecen entre otros los límites máximos permisibles para la protección de la vida acuática, para riego agrícola, para uso pecuario, para uso en la acuicultura y para el uso recreativo con contacto primario (INE, 2000).

Así, los parámetros del agua son características físicas, químicas y biológicas que permiten detectar cual es el grado de contaminación que presenta el agua (Aznar, 2000).

## **Parámetros del agua**

Algunos de los parámetros físicos, químicos y biológicos más frecuentes para evaluar la calidad del agua son los siguientes:

### **Parámetros físicos**

#### Temperatura

La temperatura del agua tiene una gran importancia en el desarrollo de los diversos procesos que en ella se realizan, de forma que un aumento de la temperatura modifica la solubilidad de las sustancias, aumentando la de los sólidos disueltos y disminuyendo la de los gases (Aznar, 2000). Muchos factores afectan directamente la temperatura del agua, pero entre los principales están la ubicación geográfica del cuerpo del agua y la estación del año. En zonas costeras de México los máximos alcanzan usualmente valores por arriba de los 32 °C en el agua. La temperatura promedio de un cuerpo de agua costero presenta un incremento en la medida de su ubicación hacia el sur del país (Contreras, 2002). La temperatura afecta directamente muchos de los procesos biológicos y fisicoquímicos, incluyendo a los nutrientes que se encuentran en el agua. En especial afecta la solubilidad de muchos elementos y principalmente el oxígeno disuelto. En condiciones normales, a medida que aumenta la temperatura, la solubilidad del oxígeno es menor (Chapman, 1992; APHA, 1995).

Debido al elevado calor específico del agua, las fluctuaciones de temperatura en ella son menos pronunciadas que en el aire. Durante la primavera y el verano en la zona templada, o durante la época de calma o baja actividad de los vientos en los trópicos, el calor se acumula en la superficie con más rapidez de la que puede esperarse de la fuerza mecánica del viento que lo lleva hacia las profundidades. Así, el agua superficial caliente y menos densa se mantiene sobre al agua fría del fondo, es decir, el lago se estratifica térmicamente. La capa superficial en el lago estratificado se llama epilimnion y la profunda hipolimnion. La capa intermedia, en la cual la temperatura cambia rápidamente, se denomina termoclina o metalimnion y reviste gran importancia para el plancton, pues cuando los organismos que se vienen sedimentando llegan a ella son frenados por la mayor densidad del agua, y es así como el plancton suele concentrarse en la termoclina. Cuando llega el otoño o la época fría y seca en los trópicos, el agua de la superficie se enfría en grado suficiente para provocar una mezcla de ambas capas y eliminar la estratificación. En ese nuevo estado, el plancton se distribuye de manera bastante uniforme desde la superficie hasta las profundidades (González, 1988; Abarca, 2007). Generalmente, la temperatura se determina mediante termometría realizada “in situ” (Aznar, 2000).

### Transparencia

La transparencia del agua es la calidad de luz que se refleja en la columna de agua; la cual se encuentra relacionada con la absorción y turbidez en la misma. La transparencia disminuye en cuanto mayor es la contaminación del agua, así la turbidez puede llegar a niveles peligrosos para ciertos organismos (Aznar, 2000; Abarca, 2007).

En sistemas lenticos de cierta profundidad se observan dos estratos en cuanto a su clima lumínico: el superior, donde hay luz suficiente como para que el oxígeno producido en la fotosíntesis exceda el requerido para la respiración en 24 horas (zona trofogénica) y al estrato profundo, donde sólo se consume oxígeno o la respiración excede a la fotosíntesis por ser la luz escasa (zona trofolítica). El límite entre estas dos zonas es el nivel de compensación. La luz que penetra en la superficie de un sistema experimenta un proceso de atenuación exponencial como resultado de la absorción y dispersión por el agua y las partículas suspendidas. La absorción está determinada por los compuestos orgánicos disueltos, por las partículas suspendidas en el agua y por las propias moléculas de agua. Como consecuencia de esta absorción selectiva, algunas longitudes de onda penetrarán más profundamente que otras, lo que influye en la distribución vertical de las algas. La luz es también factor determinante en las migraciones verticales y en la probabilidad de encuentro de la presa por los depredadores visuales del plancton. Además de su utilización por los organismos fotosintéticos, la energía solar es disipada en forma de calor y define la estructura térmica del lago (González, 1988). Las medidas más antiguas, y todavía hoy utilizadas, de la transparencia del agua son las que se efectúan mediante el disco de Secchi (Cognetti et al., 2001); que consiste en un disco dividido en cuatro cuartos, dos blancos y dos negros, el cual se sumerge en el agua atado a una cuerda. La profundidad a la que el disco se pierde a la vista, se usa como medida de la transparencia del cuerpo de agua (Sánchez, 2007).

## Parámetros químicos

### Potencial de Hidrógeno (pH)

El pH es una medida de la acidez o naturaleza básica de una solución. Es también una medida del balance de los iones de hidrógeno  $[H^+]$  y los iones hidroxilo negativo  $[OH^-]$  en el agua. Los valores de pH van de 0 a 14, considerándose neutral el valor de 7. El agua que contiene más iones de hidrógeno es ácida (valores menores a 7), mientras que el agua que tiene más iones hidroxilo es básica (valores mayores a 7) (Sánchez, 2007). Se determina mediante electrometría de electrodo selectivo (potenciómetro) conservando la muestra en frasco de polietileno o vidrio de borosilicato en nevera menos de 24 h. En las medidas de pH hay que tener presente que éstas sufren variaciones con la temperatura y que los valores indicados son para 20 °C (Aznar, 2000).

El impacto medioambiental más significativo del pH comprende efectos sinérgicos (Chapman y Kimstach, 1992). Este proceso es importante en aguas superficiales. El escurrimiento de áreas agrícolas, residenciales e industriales puede contener hierro, aluminio, amoníaco, mercurio y otros componentes. El pH del agua puede determinar los efectos tóxicos, si los hubiere, de éstas sustancias (Abarca, 2007).

En el caso de sistemas costeros, Contreras (2002) señala que los valores de pH están dados por el intercambio de  $CO_2$  atmosférico y el agua, el cual genera ácido carbónico ( $H_2CO_3$ ). La inestabilidad de este compuesto hace que forme sales, las cuales quedan disueltas en el agua como carbonatos ( $CO_3$ ) y bicarbonatos ( $HCO_3$ ) asociados a iones de carga positiva ( $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{++}$ ). Las variaciones de pH hacia la alcalinidad (valores mayores de 8.5) se deben principalmente a la actividad de organismos que intervienen en el ciclo de  $CO_2$  (moluscos y bivalvos), que a su muerte, liberan cantidades significativas de carbonatos. En cambio los pH bajos (menores a 7) se localizan íntimamente relacionados con procesos de descomposición de materia orgánica y liberación de ácidos (Sánchez, 2007; Abarca, 2007)

### Conductividad eléctrica (C.E)

El agua pura se comporta como aislante eléctrico, siendo las sustancias en ella disueltas las que proporcionan al agua la capacidad de conducir la corriente eléctrica. Se determina mediante electrometría con un electrodo conductímetro (Aznar, 2000). La conductividad eléctrica se puede expresar en diferentes unidades, pero la unidad más común es  $\mu S/cm$  (microSiemens/centímetro). De tal manera que se equiparan 30  $\mu S/cm$  de conductividad con 1 mg/L. De sales disueltas totales. La segunda unidad más comúnmente usada es miliohms por centímetro (mhs/cm) o mhos/cm), donde 1 mhs/cm es igual a 1, 000  $\mu S/cm$ . La temperatura del agua afectará a la conductividad eléctrica, de tal forma que su valor aumenta de 2 a 3% por cada grado Celsius de incremento (Sánchez, 2007).

### Potencial de óxido-reducción (POR)

El potencial redox es una medida de la actividad de los electrones. Está relacionado con el pH y con el contenido de oxígeno. Es análogo al pH ya que el pH mide la actividad de protones y el potencial redox mide la de los electrones (Aznar, 2000).

En el perfil del sedimento marino se aprecian tres zonas distinguibles: la zona oxidada cuyo potencial redox es de más de 200 mV, la discontinuidad de redox con potencial entre 0 y 200 mV y la zona reducida con potencial negativo. El oxígeno, dióxido de carbono y nitrato son reemplazados por el sulfuro de hidrógeno, metano y amoníaco en los sedimentos reducidos (Aznar, 2000).

En el sedimento del fondo de los ecosistemas acuáticos encontramos una zona superior oxidada y a medida que se agota el suministro de oxígeno en profundidad aparece una zona reducida. El potencial es positivo en la zona oxidada y negativo en la zona reducida. En la zona reducida la actividad microbiana recupera hacia arriba los nutrientes en forma de gases. La mayor parte de los animales del bentos están en la zona oxigenada como son los poliquetos, lamelibranquios, copépodos, platelmintos, ciliados y nemátodos. En la zona reducida sólo las bacterias anaerobias como las reductoras del sulfato y las del metano, protozoos anaerobios que se nutren de bacterias y algunos nematodos (Aznar, 2000; Contreras, 1985).

### Salinidad

Es una propiedad constante en el agua de mar y se define como la cantidad de sales disueltas en un kilogramo de agua de mar, cuando todos los halógenos han sido convertidos en cloro, los carbonatos en óxidos y la materia orgánica ha sido totalmente oxidada. La salinidad es una propiedad conservativa de los mares y su variación se debe principalmente al influjo de ríos, lluvias o evaporación (Contreras, 1994).

Los iones y los elementos presentes en cuerpos de agua naturales se originan de procesos de mineralización y desgaste de las rocas que forman la corteza terrestre y de emanaciones del manto terrestre, a través de la actividad volcánica. El agua de mar está compuesta en promedio de un 3.49% de sustancias disueltas, mayormente sales (Sánchez, 2007).

La abundancia relativa de los iones es constante en aguas oceánicas bien mezcladas. No obstante, hay variaciones en el contenido total de sales entre aguas oceánicas de latitudes altas y bajas. Al mismo tiempo, hay diferencias en la salinidad a lo largo del perfil de profundidad. El contenido de los iones de  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Na}^+$ , y  $\text{K}^+$  representa más del 99% del total desales en el océano. El ión de sodio es el catión más abundante en agua de mar, mientras que el ión cloruro es el anión principal (Sánchez, 2007).

### Sólidos Totales Disueltos (STD)

Los sólidos totales disueltos son las sustancias que no pasan de un filtro de 0.45 micras pero que quedarán como residuo cuando el agua se evapora. La magnitud de STD es la suma de los cationes, aniones y sílice disueltos en el agua. Existe una relación estrecha entre la cantidad de sólidos totales disueltos y la conductividad eléctrica (la capacidad de una solución para conducir la corriente eléctrica). Mientras mayor sea el valor de la conductividad eléctrica, mayor será la cantidad de sales disueltas en el agua (Chapman y Kimstach, 1992; Abarca, 2007).

### Oxígeno Disuelto (OD)

El oxígeno disuelto en el agua es indispensable para la respiración de los organismos aeróbicos. La fuente principal de este gas en el agua es la atmósfera y su solubilidad depende de la temperatura (González, 1988), su equilibrio en las capas superficiales se debe al intercambio con la atmósfera y a su difusión (Contreras, 1994).

A bajas temperaturas, el agua disuelve una mayor cantidad de oxígeno. Así, en las épocas de frío y es mayor la cantidad de oxígeno disuelto en los lagos. En épocas de calor su concentración es por lo general menor. En los trópicos, donde la mezcla de ambas capas no es ocasionada por los grandes cambios en la temperatura anual, el enfriamiento nocturno es muy importante para reaprovisionar el oxígeno del lago (González, 1988). Con base en la distribución del oxígeno en el agua, la columna líquida puede dividirse en zona trofógena y trofólita. En el primer caso existe mayor producción de oxígeno que consumo. La relación entre respiración (R) y producción (P) es un índice común para determinar el estado trófico de un cuerpo acuático (Contreras, 1994).

Muchos autores señalan que la cantidad de oxígeno disuelto es una de las principales características para definir la salud del ecosistema (APHA, 1995) El oxígeno se mide en partes por millón (p.p.m.) o su equivalente en miligramos por litro (mg/L) y esto puede hacerse con un oxímetro o fijando una muestras de agua para su posterior determinación, deben tomarse las debidas precauciones para no arrastrar ni disolver oxígeno del aire durante la manipulación de la muestra. (Chapman y Kimstach, 1992; Aznar, 2000). El crecimiento descontrolado de algas y plantas acuáticas y la alta concentración de materia orgánica pueden afectar negativamente los niveles de oxígeno disuelto en el agua. Cuando estos niveles caen por debajo de 5.0 mg/l, la vida acuática corre riesgo. Al llegar a niveles menores a 2 mg/L los peces y muchos de los invertebrados sufrirán grandes mortalidades, al punto de alcanzar un cuerpo de agua condiciones de virtual anoxia (Aznar, 2000).

Debido a la elevada productividad primaria de los humedales costeros, normalmente se manifiesta una sobresaturación de este gas. Los casos permanentes de anoxia se detectan en lugares o áreas aislados de la circulación general de la laguna o en el fondo de ésta (más común en lagos). La disminución y/o falta de oxígeno se asocia también con áreas cercanas a manglares, en donde se presentan intensos procesos de descomposición de materia orgánica (Contreras, 2002).



### Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Es la demanda química de oxígeno o cantidad de oxígeno consumida (mg/L) por los compuestos orgánicos presentes en un efluente. Siempre el valor de DQO ha de ser mayor que el de DBO<sub>5</sub>, pues no toda la materia oxidable químicamente ha de ser biooxidable. En general, se puede decir que cuando DBO/DQO < 0,5, estamos ante un efluente fácilmente biodegradable, mientras que si este cociente es inferior a 0,2 será escasamente biodegradable (Aznar, 2000).

La DQO se determina adicionando una cantidad pesada de dicromato potásico (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) a un volumen conocido de muestra, acidulando el medio (pH < 7) y manteniendo destilando a reflujo el sistema durante 2 o 3 horas. El dicromato sobrante de la oxidación de la materia orgánica se evalúa mediante un agente reductor (generalmente sulfato amónico ferroso). La diferencia entre la cantidad inicial de dicromato y la determinada por la valoración con el agente reductor, es la consumida en la oxidación de la materia orgánica presente en el efluente. La DQO es igual a la cantidad de dicromato consumido, expresado como mg/L de oxígeno presente en la disolución así, 1 gramo de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> equivale a 0.382 de oxígeno (APHA, 1995).

### Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>)

Es una medida de la cantidad de oxígeno consumido en la degradación bioquímica de la materia orgánica mediante procesos biológicos aerobios. Representa, por tanto, una medida indirecta de la concentración de materia orgánica degradable o transformable biológicamente. Se utiliza para determinar la contaminación de las aguas. Cuando los niveles de la DBO son altos, los niveles de oxígeno disueltos serán bajos, ya que las bacterias están consumiendo ese oxígeno disponible en el agua, los peces y otros organismos acuáticos tienen menor posibilidad de sobrevivir (Abarca, 2007).

En la DBO<sub>5</sub> una muestra de agua se alimenta con bacterias y nutrientes, y se hace una incubación a una temperatura de 20°C durante 5 días en la oscuridad (APHA, 1995). El valor de DBO<sub>5</sub> se determina comparando el valor de oxígeno disuelto (OD) de una muestra de agua tomada inmediatamente con el valor de la muestra incubada descrita anteriormente. La diferencia entre los dos valores de OD representa la cantidad de oxígeno requerido para la descomposición de material orgánico en la muestra y es la mejor aproximación del nivel de la DBO (APHA, 1995; Abarca, 2007).

## Nutrientes

### Nitratos y Nitritos

Según Harvey, 1955 (citado por Contreras, 1994), la principal reserva de nitrógeno, en el caso del océano, la construyen los nitratos; éstos y el amonio pueden ser asimilados tanto en la luz como en la oscuridad, mientras que los nitritos lo son tan sólo en la luz. Es también uno de los dos nutrientes más importantes (el otro es el fósforo) para el

crecimiento de algas y plantas acuáticas. El nitrógeno inorgánico (*Tabla 1*) puede existir en estado libre como un gas ( $N_2$ ), o como nitrato ( $NO_3^-$ ), nitrito ( $NO_2^-$ ), o amoníaco ( $NH_3^+$ ). El nitrógeno orgánico se encuentra en las proteínas y es continuamente reciclado por plantas y animales (Chapman y Kimstach, 1992).

Las principales rutas de ingreso de nitrógeno a las masas de agua son las aguas residuales de la industria y los municipios, tanques sépticos, descargas de corrales de engorda de ganado, residuos animales (incluyendo aves y peces) y descargas presentes en el agua rápidamente convierten los nitritos ( $NO_2^-$ ) en nitratos ( $NO_3^-$ ). El nitrógeno es considerado como limitante en muchos ecosistemas costeros, debido a que la relación N:P es usualmente baja (Contreras 2002; Abarca, 2007).

#### Amonio ( $NH_4^+$ )

El amonio es el compuesto que aparece primero en los procesos de metabolismo, descomposición de los organismos, por lo que es considerado como un índice de la actividad biológica, y algunos autores lo proponen como índice de contaminación (Contreras, 1994).

El amonio es tomado directamente para formar aminoácidos por medio de transaminación, aumenta su concentración a medida que se acerca a la costa, y llegan a encontrarse cantidades significativas en lagunas costeras, además, llega a inhibir la captación de nitratos cuando presenta una concentración mayor de  $2.0 \mu g \text{ at/L}$  (Conway, 1977; citado por Contreras 1994); la forma no ionizada, o sea el Amoniaco ( $NH_3^+$ ) es más tóxica.

La proporción de amonio presente en un medio acuático puede determinarse por la relación  $NH_4^+ : N \text{ total}$ , considerado el N total como la suma de nitratos, nitritos y amonio, expresados en valores porcentuales (Rhee, 1978, citado por Contreras 1994).

Estado trófico	Amoniaco ( $mgL^{-1}$ )	Nitratos ( $mgL^{-1}$ )	Nitritos ( $mgL^{-1}$ )
Oligotrófico	0.0-0.3	0.0-1.0	0.0-0.5
Mesotrófico	0.3-2.0	1.0-5.0	0.5-5.0
Eutrófico	2.0-15.0	5.0-50.0	5.0-15.0

Tabla 1. Relación aproximada de nutrientes según el nivel de trofismo. Fuente: Tomada de Esteves (1998)

#### Amoniaco ( $NH_3$ )

El amoniaco es uno de los compuestos intermedios formados durante la biodegradación de los compuestos orgánicos nitrogenados y junto con el nitrógeno orgánico es un indicador de que un curso de agua ha sufrido una contaminación reciente. La oxidación aeróbica de los compuestos amoniacaes y nitrogenados, conduce a la formación de nitritos y posteriormente de estos nitratos, por lo que un elevado contenido en nitratos y simultáneamente bajo en amonio, indica que se trata de un agua contaminada hace tiempo (Aznar, 2000).

## Fósforo

El fósforo es un nutriente esencial que se encuentra en forma disuelta (90%) y en forma de partículas. Es también, uno de los elementos clave necesarios para el crecimiento de plantas y animales, y en forma elemental es muy tóxico. Los fosfatos ( $\text{PO}_4^-$ ) se forman a partir de este elemento y su presencia puede provenir de la separación de pesticidas orgánicos. El agua de lluvia puede provocar que distintas cantidades de fosfatos se filtren de los suelos agrícolas a los cursos de agua próximos estimulando así el crecimiento del plancton y de plantas acuáticas, afectando así al sistema acuático ya que utilizan grandes cantidades de oxígeno, además de afectar la visibilidad del agua (Contreras, 1994).

Los sistemas costeros son levemente eutróficos debido principalmente a la presencia de cantidades significativa de fósforo (Contreras, 2002). Las eventuales entradas de éste nutrimento deben ser vigiladas estrictamente, aunque todo parece indicar que es el nitrógeno es el principal causante de la eutrofización en sistemas costeros mexicanos. El valor normal para ortofosfatos (fosfatos inorgánicos) es de  $<0.01$  a  $5.00 \text{ } \mu\text{g at/L}$  (Abarca, 2007).

## Azufre

El azufre en forma de sulfatos, tanto minerales como orgánicos, es utilizado por todos los organismos vivos. Los sulfatos son reducidos a grupos sulfhídricos (SH) durante la síntesis de proteínas. Las fuentes de los compuestos del azufre son las rocas y los suelos que son transportados por la atmósfera a través de la precipitación y la depositación. Los procesos geológicos y la epigénesis de sulfato ocurren en las rocas y suelos que contienen cantidades considerables de azufre libre o sulfuros, que son oxidados a ácido sulfúrico por el agua (Contreras, 1994).

Así, la calidad del agua y la contaminación son determinadas mediante la comparación de cantidades y parámetros físicos, químicos y biológicos a un conjunto de estándares y criterios (Novotny y Olem 1994).

## Indicadores biológicos

Los índices biológicos, presentan algunas ventajas sobre los análisis físicos y químicos, pues permiten la evaluación de la calidad biológica de un sistema acuático y está basada en el estudio de los efectos de la contaminación sobre el conjunto de los organismos que viven en el (Rodier, 1990), así, los indicadores biológicos son atributos de los sistemas biológicos que se emplean para descifrar factores de su ambiente (De la Lanza *et. al.*, 2000).

En general el concepto de especie indicadora ampliamente aceptado, está definido para aquellos organismos que tienen un particular requerimiento en relación a variables físicas o químicas, tales que los cambios en la presencia/ausencia, número, morfología, fisiología o aspectos de comportamiento están por fuera de los límites normales (Rosemberg y Resh, 1993). Inicialmente, se utilizaron especies o asociaciones de éstas como indicadores y

posteriormente, comenzaron a emplearse también atributos correspondientes a otros niveles de organización del ecosistema, como poblaciones, comunidades, etc., lo que resultó particularmente útil en estudios de contaminación (Boltovskoy, 1967).

La utilización de organismos vivos como indicadores de contaminación es una técnica bien reconocida. La composición de una comunidad de organismos refleja la integración de las características del ambiente sobre cierto tiempo, y por eso revela factores que operan de vez en cuando y pueden no registrarse en uno o varios análisis repetidos. La presencia de ciertas especies es una indicación relativamente fidedigna de que durante su ciclo de vida la contaminación no fue excedida (Boltovskoy, 1967).

Muchos organismos, sumamente sensibles a su medio ambiente, cambian aspectos de su forma, desaparecen o, por el contrario, prosperan cuando su medio se contamina. Cada etapa de autodepuración en un sistema acuático que sufrió una descarga de materia orgánica se caracteriza por la presencia de determinados indicadores. Según su sensibilidad a la contaminación orgánica las especies se han clasificado como tolerantes y sensitivas (Margalef, 1983).

Sin embargo, para determinar la calidad biológica del agua con un mejor grado de aproximación se pueden utilizar los siguientes métodos: el método de presencia o ausencia de especies sensitivas, el cual utiliza las poblaciones acuáticas como marco de referencia y el método de organismos tolerantes, fundamentado por la existencia de organismos indicadores o característicos de un tipo de contaminación (De la Lanza *et. al.*, 2000). Sin embargo, para uso de índices es necesario que se tome en cuenta su estandarización y certificación en varios países donde se apliquen comúnmente en programas de monitoreo. Es importante que su manejo sea fácil aún para personas no especializadas en la identificación taxonómica, además de que permitan realizar diagnósticos rápidos y económicos de calidad del agua (Vázquez, 2006; Peña, 2005).

De tal forma, existen numerosos índices que se han desarrollado para estimar la calidad del agua con sus respectivas escalas de calificación, con base en la diversidad biológica que se presenta en el sitio (De la Lanza, 2000). Algunos de ellos son:

*Sistema Sapróbico de Kolwitz y Marsson (1909)*: Este sistema es el más antiguo y fue concebido para los saprófilos. Reconoce cuatro etapas en la oxidación de la materia orgánica, de acuerdo a la demanda química de oxígeno (García, 2010).

*Índices de Nygaard para el Fitoplancton (1949)*: Desarrolló cinco índices para las microalgas planctónicas asumiendo que algunas de ellas no pueden tolerar concentraciones de nutrientes (desmidiáceas y bacillariofíceas pennales) mientras que otras prosperan bien en aguas eutróficas (cianofíceas, euglenofíceas, bacillariofíceas centrales y clorofíceas del grupo de las chlorococcales) (Pinilla, 1998).

*Índice Biótico de Beck (1954)*: Definido en función del número de especies de macroinvertebrados, clasificados según el grado de tolerancia a la contaminación de origen orgánico (García, 2010).

*Índice de Palmer (1969)*: Tomando el índice propuesto por Pantle y Buck, Palmer añadió un índice de polución orgánica basado en la presencia de uno o varios géneros de algas, las cuales este autor seleccionó como las más tolerantes según registros basados en la literatura; un género se considera cómo presente si tiene una densidad mayor de 50 organismos /mL (Pinilla, 1998).

*Índice de Comparación Secuencial de Cairns y Dickson (1971)*: Es un índice de diversidad que se basa en la teoría de las corridas (runs). Una corrida comienza cada vez que un organismo (macroinvertebrado), escogido al azar de una muestra, se diferencia del organismo escogido anteriormente (Vázquez, 2006).

*Índice de Hilsenhoff (1977)*: Hilsenhoff Realizó identificaciones en la jerarquía especie, cuando no lo pudo realizar le asignó un valor general. Sin embargo, observó que cuando la identificación se realiza en esta jerarquía la sensibilidad del índice se incrementa y es esencial para la detección del grado de contaminación; el problema es el tiempo requerido para la identificación (Pinilla, 1998).

*Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) (1978)*: Tiene como base teórica el principio de la relación directa que existe entre los cambios que sufren las comunidades de macroinvertebrados, en su composición y estructura, bajo los efectos de agentes contaminantes vertidos en ríos y arroyos (Álvarez y Pérez, 2007).

## **Sistema de saprobios**

Organismos saprobios y saprobiedad

Los primeros intentos para establecer un sistema de organismos saprobios datan a mediados del siglo XIX, Kolenati y Cohn señalaron que ciertos organismos muestran una relación con la pureza y la contaminación del agua (Sládecek 1973, Sládecek *et al.* 1981)

Cohn en 1853 (citado en García, 2010) realizó el primer experimento formal para clasificar los organismos acuáticos como indicadores de la calidad del agua; dónde los dividió en tres categorías de acuerdo con su relación con la contaminación; posteriormente Mez, 1898 (citado en García, 2010) publicó el primer libro en el que se realizó un análisis microscópico del agua y distinguió cuatro categorías en los organismos: 1. De agua pura, 2. De agua ligeramente contaminada, 3. De agua medianamente contaminada, y 4. De agua muy contaminada.

Posteriormente, Kolwitz y Marson en 1902 (citado en De la Lanza, 2000) formularon un esquema que relacionaba más claramente los organismos acuáticos con la pureza y la contaminación del agua. Estos autores reconocieron tres niveles en el proceso de autopurificación biológica del agua contaminada:

1. Predominio de procesos reductores= nivel polisaprobio
2. Fin de la reducción y predominio de procesos oxidativos= nivel mesosaprobio y
3. Oxidación completa= nivel oligosaprobio

Posteriormente, en 1908 dividieron el nivel mesosaprobio en dos niveles  $\alpha$ - mesosaprobios y  $\beta$ -mesosaprobios, además de añadir el nivel catarobio (el estado de absoluta pureza del agua, como antítesis a la contaminación), y crearon así un sistema de con cinco niveles que expresaba el decremento gradual de la contaminación así como el incremento de la pureza del agua. De tal forma designaron como “*organismos saprobios*” a los organismos presentes en las aguas de desecho y en las aguas contaminadas que, de acuerdo con su grado de participación en el proceso de autopurificación del agua, se denominaron *polisaprobios*,  $\alpha$ -*mesosaprobios*,  $\beta$ -*mesosaprobios*, *oligosaprobios* y *catarobios* (García, 2010; Pinilla, 1998).

Posteriormente mediante la contribución de diversos autores, se fueron adicionando niveles ó subniveles de Saprobiedad, por mencionar los trabajos de algunos autores; Liebmann (1951), Thomas (1944), Cyrus y Cyrus (1947), Srámek-Husek (1950), Szábo (1969), Fjerdingstad (1960); más recientemente, Sládecek (1969) y Foissner (1988) han aportado un nuevo enfoque para el análisis de la calidad del agua mediante el sistema de saprobios (citados en García, 2010).

De éste modo, Vladimir Sladecék (1973) definió la Saprobiedad de la siguiente manera: “Saprobiedad es la situación biológica de cualquier agua respecto la cantidad e intensidad de descomposición de materia orgánica degradable de origen autóctono o alóctono. Como una consecuencia de cambios en tiempo y espacio de muchos factores bióticos y abióticos, la saprobiedad se desarrolla en dos direcciones básicas indicadas por la sucesión de comunidades características. La contaminación y eutrofización son manifestadas por etapas progresivas, degradación y autodepuración por las etapas regresivas.

La medida básica de saprobiedad está formada por las comunidades y la dirección de los procesos que se indican. Los grados están relacionados con el régimen de oxígeno, la cantidad de saprobios y otros factores en el ambiente. La toxicidad, radioactividad y algunos otros factores físicos limitantes son independientes en saprobiedad e interfieren con esta. Dentro de la bioactividad dentro de un cuerpo de agua, la saprobiedad comprende la suma total de todos aquellos procesos metabólicos los cuales son contrarios a la producción primaria, lo que conduce a la pérdida de energía potencial. La medición de estos procesos permitirá un cálculo de los niveles de saprofitos sobre una base fisiológica”; de tal modo, la Saprobiedad es un estado de la calidad del agua respecto al contenido de materia orgánica degradable que se refleja en la composición de las especies de la comunidad. Es la expresión biológica de la  $DBO_5$ . De esta forma, una comunidad indica el nivel (grado o zona) saprobico según su composición y desarrollo. Los organismos tienen diferentes respuestas frente al deterioro del ambiente por un largo tiempo. Pueden adaptarse y sobrevivir, tratar de escapar, formar estados de resistencia o morir (De la Lanza, 2000).

De acuerdo a estas posibilidades los organismos acuáticos pueden clasificarse según su respuesta al enriquecimiento orgánico del ambiente en: 1) especies no tolerantes que son eliminadas progresivamente del cuerpo de agua, 2) especies tolerantes a los cambios debido a la carga orgánica, que se benefician por el aumento de la cantidad de alimento y la reducción de la competencia, que conlleva a un aumento de sus poblaciones. Pero si el grado de enriquecimiento aumenta se reduce su número y eventualmente son eliminadas, 3) especies muy tolerantes que invaden el ambiente modificado y reemplazan a otras. Estas

especies también pueden ser eliminadas si el ambiente sigue recibiendo elevada carga orgánica (De la Lanza, 2000).

El sistema de saprobios

Sládecek unificó en 1959 todas las clasificaciones existentes hasta ese momento referentes a las aguas residuales. Separó el nivel de limnosaprobiedad, que corresponde a las aguas continentales contaminadas, del nivel de eusaprobiedad, que corresponde a las aguas residuales en las que se efectúa la degradación bioquímica y de la transaprobiedad que corresponde a las aguas residuales resistentes a la degradación bioquímica (García, 2010).

Dentro de la eusaprobiedad, distinguió: el sexto grado o de isosaprobiedad (grado de los ciliados), con valores de  $DBO_5$  entre 40 y 400, que se consideró como la continuación directa del grado polisaprobio del nivel limnosaprobio; el séptimo grado o de metasaprobiedad (grado de los flagelados heterótrofos), con valores de  $DBO_5$  entre 200 y 700; el octavo grado o de hipersaprobiedad (grado de las bacterias), con valores de  $DBO_5$  de 500 a 1500; el noveno grado o de ultrasaprobiedad (grado abiótico), sin descomposición bioquímica pero no tóxico, con valores de  $DBO_5$  de 1000 a 6000; y el grado diez o de antisaprobiedad, sin vida, debido a la presencia de compuestos tóxicos (Sládecek 1959).

Posteriormente dividió las aguas dulces con relación a su pureza y contaminación en cuatro grandes niveles conocidos como sistema CLET (*Fig. 1*):

*I. Catarobiedad (C)*. Comprende las aguas más puras, sin ninguna contaminación; por ejemplo, aguas subterráneas no contaminadas, de manantial, o agua potable después de tratamiento.

*II. Limnosaprobiedad (L)*. Incluye las aguas subterráneas más o menos contaminadas y, especialmente, las aguas superficiales tanto corrientes como estancadas, además de agua utilizada en la industria para diferentes propósitos de manufactura y operación

*III. Eusaprobiedad (E)*. Incluye las aguas residuales con materia orgánica contaminante, susceptible de descomposición bioquímica, independientemente del hecho de que tal materia orgánica sea fácil o difícilmente biodegradable.

*IV. Transaprobiedad (T)*. Comprende aquellas aguas de desecho que se encuentran más allá del término de saprobiedad. La descomposición bioquímica no se da debido a sustancias tóxicas, partículas inorgánicas no biodegradables en grandes cantidades, elevada concentración de desechos radiactivos, etc. No hay organismos vivos activos, aunque algunos de ellos sobreviven como esporas, quistes y otras formas de hipobiosis.

Para los niveles catarobio y limnosaprobio, el sistema es válido y se aplica sin dificultad. Debe añadirse, asimismo, el nivel de xenosaprobiedad postulado por Zelinka en 1960. El nivel catarobio no tiene subdivisiones; en cambio, dentro del nivel limnosaprobio existen cinco niveles.

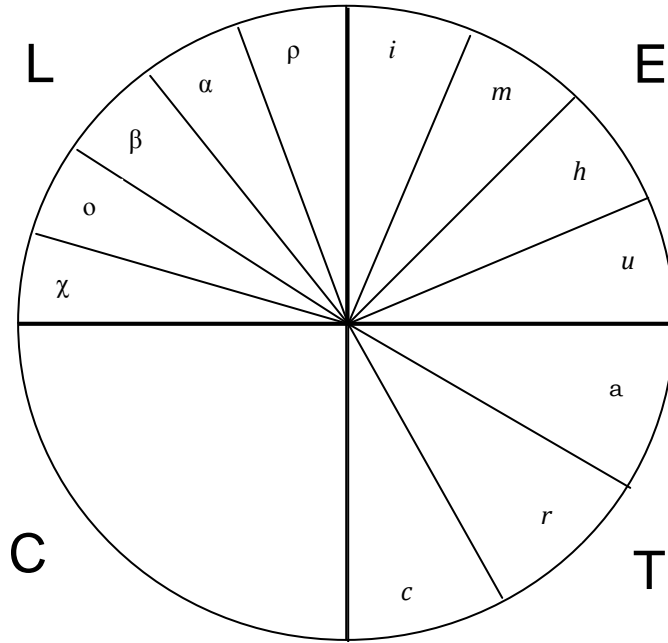


Figura 1. Esquema circular del sistema de calidad del agua en que se muestran las diferentes zonas de saprobiedad, según Sládecek (1973).

La base para la evaluación biológica del agua en tratamiento mediante procesos biológicos es la determinación de los microorganismos, que componen las comunidades, de ser posible, hasta nivel de especie (García, 2010).

Zelinka, Marvan y Kubicek propusieron la expresión “valencia saprobia” para cada especie valiéndose de una escala de 10 puntos, otorgando los grados individuales de saprobiedad en proporción directa con la evaluación empírica o estadística de la frecuencia de un determinado indicador en el agua (García, 2010).

Posteriormente Zelinka y Marvan en 1961 agregaron otro criterio denominado peso indicativo de una especie. Este es un número que varía de 1 a 5 añadido subjetivamente de acuerdo con la experiencia de los autores y significando 5=buen indicador, 3= indicador medio y 1= indicador malo. Sládecek, 1964 (citado en García, 2010) propuso ponderar el peso indicativo objetivamente y estableció las reglas para determinarlo de acuerdo con la curva de Gauss.

Este autor utilizó dos criterios:

1. El número de niveles de saprobios en los que se presenta la especie y
2. El número más alto de puntos en un nivel saprobio

Un sistema saprobio está específicamente estructurado, según Fjeringstad (1964), con base en las comunidades de organismos. La relación de términos de especies indicadoras de



contaminación se basa en las evaluaciones de la valencia saprobia de los organismos, elaborada por Fjergingstad (1964), para referirse a la tolerancia por especie.

En el sistema del saprobios cada especie tiene una valencia (1 a 10) en los distintos niveles (xeno, oligo,  $\alpha - \beta$  meso y polisapróbico) de acuerdo a su presencia en ellos. Asimismo, presenta un peso indicativo (G), con valores de 1 a 5 de acuerdo a su utilidad como indicador (muy bueno: 5, medio: 3, malo: 1) y un valor sapróbico para la especie (S). Se calcula el Índice Sapróbico (IS) para cada sitio muestreado utilizando s, G -que se encuentran en la tabla- y la abundancia (h) de cada especie registrada en la muestra (Seoánez, 2005).

Índice saprobio por el método de Pantle y Buck (1955)

Los valores de las especies indicadoras de saprobiedad (calidad el agua) se obtienen de acuerdo con el criterio de Sládecek *et. al.* (1981) y con el uso del Índice sapróbico de Pantle y Buck (1955), que se expresa como:

$$IS = \frac{\sum(h \cdot s)}{Sh}$$

IS= índice saprobio

s= valor sapróbico individual para cada especie (Según Sládecek, 1973)

h= abundancia relativa 1(especies casuales=<1-19%, 3 (especies frecuentes=20-49%) o 5 (especies abundantes=50-100%)

Al resultado del índice Saprobio de Pantle y Buck (*Tabla 2*), se le han dado nombres, valores y colores, de tal manera que si el ISPB es:

ISPB	Clasificación
1.0-1.5	Limpia, oligosaprobio, calidad de agua clase I, color indicador azul
1.6-2.5	Moderadamente contaminada, beta-mesosaprobio, calidad de agua clase II, color indicador verde
2.6-3.5	Contaminada, alfa-mesosaprobio, calidad de agua clase III, color indicador amarillo
3.64.0	Muy contaminada, polisaprobio, calidad de agua clase IV, color indicador rojo.

Tabla 2. Clasificación del agua según el Índice Saprobio de Pantle y Buck; tomado de García (2010).

## El fitoplancton como bioindicador

Como fitoplancton se conoce a la fracción vegetal de la comunidad que vive suspendida en el agua y a merced de sus movimientos, parcial o totalmente. Está constituido por un conjunto de organismos microscópicos, fotosintéticos, unicelulares o formando filamentos,

cadena, colonias o cenobios (Lara *et. al.*, 1996). A pesar de las distintas necesidades fisiológicas y de las variaciones con respecto a los límites de tolerancia a determinados parámetros ambientales de tipo físico y químico, en el fitoplancton coexisten poblaciones de distintas especies (Wetzel, 1979).

El plancton constituye la unidad básica de producción de materia orgánica en los sistemas acuáticos. En presencia de nutrientes adecuados y suficientes, los componentes vegetales del plancton son capaces de acumular energía lumínica solar en forma de compuestos químicos energéticos merced a la fotosíntesis (González, 1988).

Las características adaptativas que presentan las microalgas planctónicas están relacionadas con la resistencia al hundimiento y con la habilidad para absorber rápidamente nutrimentos cuando éstos se encuentran disponibles o para acumularlos intracelularmente cuando escasean. Por ello, a fin de mantenerse en la capa iluminada de las aguas naturales, sólo las formas más pequeñas tienden a ser redondeadas; las medianas y las grandes muestran algún grado de alargamiento o poseen apéndices, prolongaciones, cuernos, espinas y otras estructuras que aumentan tanto la fricción con el agua como la relación superficie/volumen para la absorción de nutrimentos (Lara *et. al.*, 1996).

Los ciclos de vida son cortos e incluyen la formación de esporas de resistencia o de células de reposo, con lo cual sobreviven durante periodos desfavorables. Su nutrición es por absorción en forma iónica de C, H, O, N, P, S, K, Ca, Fe y Mg, así como de cantidades traza de Mn, B, Co, Cu y Zn. Sin embargo, para algunas especies son necesarias otras moléculas inorgánicas y orgánicas complejas, incluyendo la vitamina B12 (Ortega, 1995).

De los grupos que conforman el fitoplancton, las cianofitas, clorofitas, crisofitas, euglenofitas y diatomeas pennales son más comunes en las aguas dulces, mientras que las diatomeas centrales, los dinoflagelados y los coccolitofóridos abundan en el mar. Los esteros y lagunas costeras alternan, según el nivel de salinidad, entre cianofitas-clorofitas y diatomeas-dinoflageladas (Ortega, 1995).

Para que el fitoplancton se desarrolle necesita contar, en su cuadro ambiental, con una serie de factores fisicoquímicos, siendo los principales: la luz, temperatura, cantidad de elementos químicos, relación entre la acidez y la alcalinidad, y gases disueltos como el oxígeno y el bióxido de carbono (Cifuentes *et. al.*, 2003).

La luz es el factor físico fundamental para el desarrollo del fitoplancton, ya que, la fotosíntesis que lleva a cabo depende totalmente de la energía solar, la cual está regulada en el medio marino por la penetración de los rayos luminosos en el agua. La intensidad de la luz decrece con la profundidad, y después de los 100 metros resulta insuficiente para que se realice esta fotosíntesis (Cifuentes *et. al.*, 2003; Yáñez-Arancibia, 1977).

La distribución y condiciones de vida del fitoplancton están influidas por la temperatura del agua del mar, la cual no es uniforme, ya que presenta variaciones según la región o latitud, la profundidad y las estaciones del año. También la temperatura regula la reproducción de las especies aumentando sus poblaciones (Cifuentes *et. al.*, 2003).

El nitrógeno y el fósforo son indispensables para la producción de sustancias nutritivas ya que el fitoplancton tiene que encontrar en el agua la cantidad de estos nutrientes que necesitan para poder realizar la fotosíntesis (Cifuentes *et. al.*, 2003).

Por sus cortos ciclos vitales, los componentes del plancton responden rápidamente a los cambios ambientales, y de ahí que la composición de sus especies sea un indicador de la calidad de la masa de agua en que se encuentran (APHA y WPFC 1992). El fitoplancton, como todos los seres vivos, presenta comunidades que se distribuyen y desarrollan de acuerdo con las condiciones características del medio donde se encuentran, al que se llama cuadro ambiental, formado por factores físicos, químicos y biológicos particulares que influyen sobre los seres vivos que habitan ese lugar determinado (Cifuentes *et. al.*, 2003).

Variación temporal del fitoplancton.

En la primavera los organismos del fitoplancton se reproducen rápidamente incrementando su número, ya que los días son más largos y aumentan la cantidad de luz y la temperatura, lo que favorece a estos organismos que utilizan más sales nutritivas del medio ambiente para estimular su crecimiento. En el verano, durante el cual las diatomeas son más numerosas, van gastando la cantidad de sales de nitratos y fosfatos y disminuyendo la actividad fotosintética. Después, en el otoño, en el que los días se hacen más cortos, el fitoplancton muere y las bacterias empiezan a desintegrar la materia orgánica y a producir sales, las que alcanzan un valor máximo durante el invierno (Cifuentes *et. al.*, 2003).

De este modo, mediante procesos físicos y químicos complejos se desarrolla y reproduce el fitoplancton, elaborando su propia materia orgánica a partir de elementos inorgánicos: bióxido de carbono, agua, fosfatos y nitratos que tenga a su disposición. Sin embargo, se requiere de la existencia de otros elementos químicos, que si bien no son indispensables para la síntesis de materia viva, son necesarios para que las algas microscópicas del fitoplancton formen algunas de sus estructuras características; éste es el caso del hierro y el sílice. En la zona de la fotosíntesis, y sobre todo en el momento de la gran multiplicación primaveral de las algas del plancton y al ser utilizado el bióxido de carbono disuelto, se provoca una ligera elevación de la alcalinidad (Cifuentes *et. al.*, 2003).

Cuando el fitoplancton prolifera al utilizar plenamente las cantidades de nitrógeno y fósforo puede verse frenado por la acción del aumento de individuos animales en la zona, los cuales aparecen con un cierto retraso con respecto al fitoplancton debido a que las generaciones de animales tardan semanas en aumentar, mientras que los vegetales del plancton lo hacen en pocos días (Cifuentes *et. al.*, 2003; Yañez-Arancibia, 1977).

Distribución espacial: horizontal y vertical.

Los lagos están sometidos a cambios temporales anuales, estacionales o diarios. Sí, además se consideran factores bióticos, como la movilidad de los individuos, la velocidad de multiplicación de las distintas especies, la depredación, etc., no cabe esperar una distribución homogénea de las poblaciones acuáticas. Aún cuando cada sistema posee

características estructurales y funcionales particulares, se observan ciertos patrones de distribución más o menos generales (González, 1988).

#### *Distribución horizontal.*

La entrada de afluentes a los lagos y lagunas suele tener también un pronunciado efecto en la distribución del plancton, porque en la desembocadura se modifica la turbiedad del agua, su contenido en sustancias nutritivas y la turbulencia de la misma. En algunos casos, se advierte disolución pero en otros puede haber una importante concentración de ciertas especies que encuentran allí mejores condiciones para alimentarse. La acción de los vientos locales puede a veces ocasionar aglomeración de las formas que flotan, por lo que no es raro encontrar en las costas lacustres verdaderas alfombras de cianofíceas (*Mycrocystis*, *Aphanizomenon* y otras). Tanto las algas como el zooplancton tienden a desarrollarse y acumularse en las zonas de convergencia en las que la afluencia de nutrientes es también mayor. Por el contrario en las zonas de divergencia el agua se mantiene más transparente y con una abundancia menor de organismos (González, 1988).

#### *Distribución vertical.*

Refiriéndose al fitoplancton Margalef (1969) define la estrategia de adaptación a la vida planctónica en función de la turbulencia y los nutrientes. En agua turbulenta, la estrategia de rápida multiplicación (r) tiene sentido porque se requiere una elevada relación producción/ biomasa (P/B) para mantener a la fracción de la población que tiene a la zona iluminada, en tanto que el agua estratificada el mantenimiento de un cierto nivel en la columna de agua permite armonizar la supervivencia con una multiplicación más lenta o estrategia (K); a distinción selección r-selección K ha dado lugar a tantas confusiones infundadas que ha suscitado mucha crítica (González, 1988).

## **Análisis de fitoplancton**

### Métodos de muestreo

El fitoplancton puede ser muestreado de forma cualitativa (redes) y cuantitativa, a través de botellas oceanográficas, mangueras, cubos, etc. (Ortega, 2011). La elección de los fijadores y el almacenamiento adecuado son esenciales. Entre los fijadores más utilizados, se encuentra el formol neutro y el lugol ácido. Sin embargo, hay que tener en cuenta algunas consideraciones al momento de elegir, como por ejemplo que los flagelados desnudos se dañan con el formol, llegando a reventar las células. Por otra parte, con el uso de lugol, cuando las muestras se dejan por un tiempo prolongado, se pueden deteriorar las estructuras silíceas de las diatomeas (Lara *et al.*, 1996; Wetzel, 1979). Por lo que el fijador se debe elegir de acuerdo a la muestra. Algunos métodos de muestreo de fitoplancton son:

*Redes de plancton:* Es uno de los métodos más tradicionales de muestreo. El tamaño de la abertura de malla va desde los 10-20 micrómetros, dependiendo de la especie a estudiar.

Los expertos recomiendan que este muestreo se realice en forma vertical, a modo de abarcar distintas capas de la columna de agua, así como también conservar una parte de la muestra sin fijar para realizar observación *in vivo* en el microscopio. Ésta muestra no es adecuada para análisis cuantitativo, ya que se pierden numerosas células de pequeño tamaño (González, 1988; Lara *et al.*, 1996).

*Botellas oceanográficas*: Constituyen un método fiable para la obtención de muestras destinadas a análisis cuantitativo de fitoplancton de una determinada profundidad. Las muestras se van tomando a distintas profundidades a modo de hacer una buena caracterización de la columna de agua (mezclada o estratificada). En aguas someras, y bien mezcladas, puede ser suficiente con una muestra a 1-2 m. de la superficie y otra a 1-2 m del fondo (González, 1988; Lara *et al.*, 1996).

### **Análisis cualitativo**

Consiste en realizar un inventario de los taxones, la estrategia dependerá de los objetivos a alcanzar, y especialmente del nivel taxonómico deseado; se recomienda realizar una visualización previa de la muestra, con la finalidad de confeccionar una lista de los taxones presentes en la muestra, y tener una visión general de la diversidad de los organismos. (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005).

Para éste caso los *taxa* se determinan con las claves y descripciones existentes en las obras de Prescott (1962, 1978), Ortega (1984; 1995), Moreno *et al.* (1996), por citar algunos.

### **Análisis cuantitativo**

El método más confiable para realizar este tipo de censos fue ideado por Utermöhl (1948). Consiste en poner a sedimentar una alícuota de agua, tomada directamente del sitio de muestreo, en cubetas cilíndricas de 2, 10, 25, 50 o 100 mL, dependiendo de la concentración de organismos, y hacer un conteo mediante la observación directa de éstos en un microscopio invertido, es decir, con los objetivos debajo de la platina (Hasle, 1978). El conteo de células debe realizarse con un criterio flexible en función de: 1) la densidad de organismos; 2) el tamaño de las células; 3) las formas de crecimiento (Lara *et al.*, 1996).

Generalmente se cuentan sólo las células individuales. En cada campo se recomienda contar únicamente las células que queden completas o que más de la mitad de su cuerpo se encuentre dentro del campo visual. Se cuentan sólo las células que contengan protoplasto, el cual es claramente visible (Lara *et al.*, 1996; Varona 2006).

Para saber cuánto contar, puede aplicarse un criterio estadístico o un criterio empírico. El primero considera que la sedimentación de los organismos en una cubeta produce una distribución sobre el fondo que se ajusta a la descrita por *Poisson*, dada la escasa probabilidad del evento de encontrar un organismo  $x$  sobre un área que se considera grande. Como en este tipo de distribución la media y la varianza son iguales, el error

normal de la media teórica es  $E_x = s/\sqrt{n}$ ; en consecuencia, si en una muestra se cuentan 100 individuos, el error es del 10%, y para 400 es del 5% (Lara *et al.*, 1996).

Se recomienda hacer una evaluación preliminar de la muestra para decidir la estrategia más conveniente, una vez que se tenga una idea del tamaño de los organismos y de su abundancia. Si es muy abundante, contar 5-10 campos seleccionados más o menos al azar producirá conteos de más de 1000 células/mL en muestras de estuarios o lagunas costeras. Cuando es escaso, será suficiente realizar el conteo sobre uno o dos transectos lineales de un cm de largo y del diámetro de un campo. Las densidades son muy variables en éstos y otros ambientes, y la técnica deberá ajustarse a cada caso particular. Sin embargo para células tan pequeñas, sedimentar 2 a 10 ml de muestra tomada directamente de la botella muestreadora es suficiente en la mayoría de los casos. En cualquier caso, se recomienda no contar menos de 100 individuos (Lara *et al.*, 1996).

La interpretación de los datos obtenidos mediante este método dista mucho de ser sencilla, no por el método en sí, sino por la teoría implícita en el análisis. Es difícil dilucidar la organización espacial y temporal de las comunidades fitoplanctónicas, debido a que el ambiente de las aguas libres es extremadamente dinámico. En su estructura y funcionamiento intervienen factores físicos como la turbulencia, la temperatura, la irradiancia y la disponibilidad de nutrimentos, así como factores bióticos: reproducción, competencia, depredación, mortalidad y migración. Este entramado de factores afecta la oscilación de las poblaciones al actuar en diferentes escalas de espacio y tiempo, e influye en la coexistencia de especies (Lara *et al.*, 1996).

## II. Antecedentes

El estado de Guerrero queda comprendido dentro de la provincia geológica de la Sierra Madre del Sur la cual es producto de un levantamiento continental causado, según la teoría de la tectónica de placas, por una coalición de la placa Americana con la placa de Cocos, formando como resultado la Sierra Madre del Sur. En esta sierra predominan las rocas ígneas, metamórficas y en último término las sedimentarias, con diferencias geomorfológicas dependiendo de la porción de la sierra de que se trate (Ramírez, 1988).

Los antiguos valles costeros, que se formaron cuando el nivel del mar estaba más bajo, fueron inundados posteriormente por aguas salobres estuarinas y luego comenzaron a agotarse lentamente los suministros de agua continental, el sedimento arrastrado por los ríos que lo inundaban se fue acumulando hasta separar a las lagunas de Mitla y Coyuca. La placa Americana y la placa de Cocos chocan y se mueven hacia el noreste a una velocidad de 6 cm por año, y la línea de colisión se localiza en la base del “talud continental” (Martínez, 1982).

La región de la Costa Grande remonta sus orígenes a la época prehispánica, cuando los mexicas, a finales del siglo XV, instalaron la provincia tributaria de Cihuatlán, a la cual pertenecieron los pueblos del actual municipio de Coyuca de Benítez. A la llegada de los españoles, el territorio fue repartido en encomiendas a Juan Rodríguez de Villafuerte y a Isidro Moreno. En 1786 al transformarse la organización política de la Nueva España, dependió de la subdelegación de Zacatula (POET- Coyuca de Benítez, 2009).

Al erigirse el estado de Guerrero en 1850, el municipio quedó integrado al distrito de Galeana, hasta el 4 de mayo de 1876 fecha en que fue constituido municipio. El agregado de Benítez se le dio en reconocimiento a la señora María Faustina Benítez, esposa del general Juan N. Álvarez (Ramírez, 1988).

En 1950 el municipio de Coyuca de Benítez contaba con una población de 18, 812 habitantes y tuvo un crecimiento más o menos constante hasta 1990, año en que alcanzó una población de 60,761 (POET- Coyuca de Benítez, 2009), a partir de ese año ha seguido creciendo a un ritmo menor, hasta 2010 donde contó con 73, 460 habitantes (INEGI, 2013).

Con anterioridad se han realizado algunos trabajos en la zona de estudio, la mayoría de ellos no son recientes o en su caso no son relacionados con el área de interés.

En 1976 Guzmán *et al.*, evaluaron los parámetros fisicoquímicos, de vegetación, productividad primaria, zooplancton y necton, con el objetivo de contribuir al conocimiento de la ecología de la laguna de Coyuca de Benítez.

Klimek, 1978 (citado por Ramírez 1988) estudió tres lagunas del sistema; Chautengo, Nuxco y Coyuca de Benítez, donde determinó la productividad primaria neta y realizó una evaluación de los parámetros hidrológicos.

Carbajal y Escobar, 1983 (citado por Ramírez 1988) estudiaron productividad primaria en la Laguna de Coyuca de Benítez, así como evaluación de parámetros hidrobiológicos como temperatura del agua, pH, salinidad, oxígeno disuelto y nutrimentos.

Delgadillo en 1986 evaluó la Materia Orgánica Particulada en la Laguna de Coyuca durante otoño de 1983-verano 1984 y su relación con percepción remota. Por su parte Dávila en 1986 realizó un estudio sobre la distribución y abundancia del fitoplancton durante el ciclo estacional verano 83-verano 84 en el mismo sitio.

Monreal (1991) evaluó la concentración de clorofila a fitoplanctónica estacional en la Laguna de Coyuca, donde el registro máximo fue de 18.083 mg/m<sup>3</sup> y el mínimo fue de 0.017 mg/m<sup>3</sup>.

Ferrara *et al.* (2007) evaluaron la variación de la comunidad bacteriana heterotrófica con diferente metabolismo respiratorio en la Laguna de Coyuca, durante 2 días; donde los resultados arrojan que la comunidad no se ve afectada por los parámetros hidrológicos, sino por la materia orgánica y la porosidad del sedimento.

En 2009 se elaboró la propuesta para el Programa Municipal de Ordenamiento Ecológico y Territorial (POET) como instrumento que permitiera aprovechar integralmente los recursos del Municipio, ordenamiento de actividades económicas, distribución adecuada de la población con la finalidad de mejorar la calidad de vida de dicha población; el cual no ha sido aprobado y donde la última convocatoria a consulta ciudadana fue en enero-2013.



### III. Planteamiento del problema

Regionalmente, el municipio de Coyuca de Benítez está ubicado entre dos de los polos turísticos más importantes del estado de Guerrero: Ixtapa-Zihuatanejo y Acapulco, formando así, un corredor de localidades urbanas con un elevado potencial turístico. En la zona sur del municipio, es dónde se concentra la mayor cantidad de población, esto se debe en parte a la presencia de los recursos hídricos más importantes del área y que además son atractivos naturales: la Laguna de Mitla, el río Coyuca y finalmente la Laguna de Coyuca (POET Coyuca de Benítez, 2009).

Así, el cambio de uso de suelo en los alrededores de la laguna ha provocado la pérdida de masa forestal, lo que favorece el escurrimiento superficial del agua de lluvia y la formación de lodos que además azolvan los escurrimientos. La principal fuente de contaminación es por descargas aguas residuales de origen doméstico provenientes del río Coyuca, infiltración de materia orgánica mediante fosas sépticas y descargas generadas por comercios como restaurantes y otros servicios localizados a lo largo de la Barra de Coyuca, Pie de La Cuesta y La Estación, principalmente. El uso de lanchas para la pesca deportiva y comercial también contribuye a la contaminación del sistema por la aportación de detergentes, grasas y aceites (*Fig. 2 y 3*). Por otro lado, algunos proyectos de turismo localizados en sitios como Pie de la Cuesta, Isla Montosa y Barra de Coyuca (*Fig. 4 y 5*), infringen la normatividad ambiental para la prevención y control de la contaminación del agua establecida en la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) Título cuarto, capítulo III, Art. 117, 120, 121 y 122 y en el Reglamento de la Ley General de Aguas Nacionales señalado en el Título Séptimo, Art. 134 y 135 (POET Coyuca de Benítez, 2009); por lo tanto, de continuar con ese crecimiento sin una ordenación y una buena regulación (ya que sólo un centro turístico cuenta con Manifestación de Impacto Ambiental) conforme a lo establecido en la LGEEPA Sección V, Art. 28; éstos comercios seguirán provocando impactos ambientales al sistema, afectando los recursos naturales del mismo y por ende las actividades económicas de la zona (*Fig. 6 y 7*).

De tal modo, en la medida que aumenta de densidad poblacional tanto en la Laguna de Coyuca como en las poblaciones aledañas, se marca una potencial tendencia a un aumento de niveles tróficos del sistema convirtiéndose, a corto plazo en un problema que puede desencadenar en la disminución de la zona óxica en la columna de agua, aumentando así la fase reductora y trayendo como consecuencia final la disminución en la presencia de especies aeróbicas en la misma; así, una forma de conocer el potencial aumento de nivel trófico en un sistema acuático es mediante la presencia/ausencia de organismos sensibles o tolerantes.



*Figura 2. Actividad pesquera en la Laguna de Coyuca de Benítez.*



*Figura 3. Actividad turística en Pie de la Cuesta.*



*Figura 4. Presencia de locales comerciales (restaurantes) cerca del Sitio Paraíso de los Manglares.*

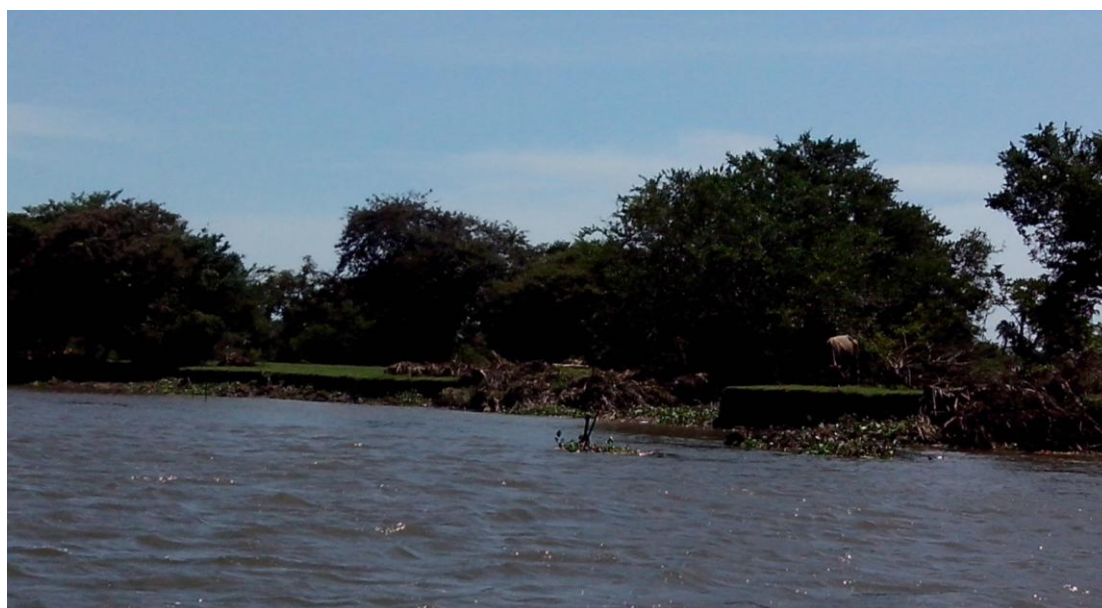


*Figura 5. Actividad turística en Isla Montosa.*





*Figura 6. Turbidez del agua a la orilla de la Laguna.*



*Figura 7. Presencia de lirio acuático (Eichhornia crassipes) cerca de zonas de pastoreo.*

## IV. Justificación

La Laguna de Coyuca es un cuerpo de agua somero de volumen variable dependiente de las épocas de lluvias y estiaje. Es un sitio de alta biodiversidad, y una zona importante de anidación de aves, y hábitat para diferentes especies de mamíferos, reptiles, peces e invertebrados. Por otro lado como ecosistema costero, los manglares soportan una parte de la producción primaria de la laguna, formando además, un albergue de muchas especies de invertebrados como los moluscos y crustáceos, destacando el camarón y el ostión cuyo valor alimenticio y económico es alto. Además es, una importante generadora de empleo para los pescadores y prestadores de servicios turísticos de sus habitantes. Por la importancia de esta zona y la sensibilidad emanada de las presiones a las que está sometida se requiere de un análisis y una normatividad de mayor detalle a fin de contemplar las condiciones de fragilidad ambiental a las que está sujeta (POET Coyuca de Benítez, 2009).

Para llegar a determinar el grado de contaminación de un ecosistema acuático se emplea el uso de parámetros físicos y químicos, sin embargo en las últimas décadas, ha incrementado la aplicación de los índices biológicos, mediante el empleo de un bioindicador en donde la presencia o ausencia de una especie o familia, así como su densidad o abundancia determinará el estado del ecosistema; por lo que su utilización es complementaria (Layana, 2013). Dentro de los diversos taxones aplicables como bioindicadores referente a la calidad de aguas, el empleo de microalgas ocupa un alto porcentaje de aceptación (Roldán, 1999).

En el continente europeo, se está convirtiendo en requisito indispensable que en las investigaciones hidrobiológicas se integre el estudio de las comunidades microalgales para determinar la calidad del agua, así como para pronosticar los posibles cambios que ocasionarán en los niveles superiores de las redes tróficas (Roldán, 1999). Por otro lado, numerosos ejemplos de fitoplancton muestran la utilidad de las algas microscópicas para inferir la calidad de los ambientes acuáticos y permiten conocer fluctuaciones de las masas de agua, lo que ha trascendido en la caracterización de especies tolerantes o afines a la materia orgánica y en su capacidad de descomponerla (De la Lanza, 2000).

Uno de los índices bióticos más conocidos y aplicados mundialmente es el Índice Saprobio de Pantle y Buck (1955). El cuál, está relacionado directamente con la oxidación de la materia orgánica y con la abundancia relativa de organismos saprobios.

De éste modo, el uso del Índice Saprobio (IS) de Pantle y Buck (1955) empleando el fitoplancton como bioindicador, permite realizar una evaluación complementaria sobre el impacto de los contaminantes a la comunidad fitoplanctónica en una relación espacio y tiempo, que permitirá proporcionar una visión integral del proceso de contaminación y conocer el estado de la calidad del agua en que se encuentra la Laguna de Coyuca, así como pronosticar posibles cambios ocasionados por la contaminación en niveles superiores de la cadena trófica. de tal forma que ayuden a definir la toma de decisiones en diversas problemáticas existentes en el área de estudio. Además, el IS permite clasificar cualquier tipo de agua dulce por lo que el presente estudio complementa otros trabajos realizados en dicho ecosistema.

## V. Hipótesis

Según la CONABIO (2009) la Laguna de Coyuca se considera mesotrófica en virtud de las concentraciones bajas y estables de nutrimentos, dando así una característica ligeramente básica al sistema; además, los registros de nutrimentos promedio anuales realizados por Delgadillo (1986) sugieren una correcta remineralización y producción primaria en la zona de estudio, lo que indica que la diversidad y abundancia del fitoplancton es proporcional a los nutrimentos y a la remineralización de los mismos; Dávila en 1986 encontró especies fitoplanctónicas pertenecientes a los grupos *Cyanophyceae*, *Bacillariophyceae*, *Dinophyceae* y *Chlorophyceae* por lo que se espera encontrar especies pertenecientes a éstos géneros, además de un aumento en su densidad durante la época primavera-verano debido a la luz y nutrimentos abundantes en el epilimnión; por lo tanto, en virtud del aumento de los niveles nutrimentales mediante descargas domésticas, fertilizantes y plaguicidas, es de esperarse que la contaminación basada en el Índice de Saprobiidad pase del estado limnosaprobio a eusaprobio.

## VI. Objetivos

### General:

Evaluar la calidad del agua de la Laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero; mediante el Índice de Saprobiidad, utilizando el fitoplancton como bioindicador.

### Particulares

- 1) Evaluar parámetros físicos y químicos a nivel superficie y fondo en siete puntos de muestreo en la Laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero.
- 2) Evaluar el Índice de Saprobiidad en cada punto de muestreo de la laguna de Coyuca de Benítez mediante el método de Pantle y Buck (1955) y las listas de Sládecek (1970) utilizando el fitoplancton como bioindicador.
- 3) Determinar el Índice de Shannon-Weiver en los sitios de muestreo, así como de la Laguna de Coyuca en general, de manera complementaria al índice de Saprobiidad a fin de conocer la diversidad de los taxones existentes.
- 4) Realizar un análisis estadístico univariado de cada parámetro a fin de conocer su comportamiento espacio-tiempo.
- 5) Realizar un análisis estadístico multivariado a fin de establecer la posible relación entre los parámetros en el sistema; además de establecer el posible comportamiento de la laguna mediante los sitios de muestreo.

## VII. Área de estudio

### Características Generales

Las Lagunas de Guerrero tales como: Salinas de Apozahualco, Chautengo, Tecomate, Tres Palos, Mitla, El Tular, Nuxco, Salinas de Cuajo y Coyuca constituyen un sistema Lagunar Costero de acuerdo a sus características generales de origen geológico, climático, aporte de agua dulce y salina, etc.; el cual se delimita desde la desembocadura del río Balsas, en el límite norte de Michoacán hasta Punta Maldonado, en el límite sur con Oaxaca. Dicho sistema se localiza en la planicie costera suroccidental, entre la Sierra Madre del Sur y el Océano Pacífico, comprendiendo una longitud de 490 Km (Monreal, 1991).

Esta planicie se caracteriza por la mayor área que está ocupada por el litoral lagunar, presentando algunas zonas rocosas (granito) y algunas llanuras de bajo relieve. Ésta se ha dividido convencionalmente en dos zonas : La Costa Grande, que es parte del delta aluvial del Balsa ( hacia el noroeste), hasta la bahía rocosa de Acapulco (hacia el sureste); y la Costa Chica, la cual continua desde la bahía rocosa de Acapulco hacia el límite con el estado de Oaxaca (POET-Coyuca de Benítez, 2009).

Lankford, clasifica las lagunas costeras geológicamente según el origen de la depresión y las características de la barrera, estableciendo que las lagunas de Coyuca y Tres Palos, se clasifican en la categoría de laguna de barrera de plataforma interna, las cuales tienen características entre las que sobresalen una salinidad variable y barrera de arena. Por otro lado, Stuardo y Villarroel, 1976 (citado por Ortega, 1995), estudiaron éstas lagunas en sus aspectos biológicos; determinaron la salinidad (octubre, 1973 y enero, 1974) y señalan que ésta muestra rasgos dulceacuícolas (0.11-2.04‰) con un aporte mínimo o casi nulo de agua de mar.

La Laguna de Coyuca de Benítez que forma parte de la costa grande, se sitúa en el municipio del mismo nombre a una latitud norte 16° 54' y 100° 03' longitud oeste (Monreal, 1994); se extiende paralelamente al litoral de la bahía de Acapulco (*Fig.8*). Tiene una longitud de 10 Km. y una anchura máxima de 5 Km., la profundidad máxima es de 18 m en la parte central y desemboca al oeste por un canal de aproximadamente 10 m. Se caracteriza por ser de boca efímera y estar separada del mar por una barrera de arena que separa a laguna del mar. La influencia marina en el canal adyacente a la boca de la laguna es escasa lo que determina condiciones oligohalinas en el área interna de la desembocadura (Yáñez-Arancibia 1986). El periodo de inundación debido a la época de lluvias se inicia regularmente en el mes de junio, alcanzando su máximo nivel en el mes de agosto y la apertura de la barra se realiza generalmente a principios del mes de septiembre del mismo año, sin embargo, cuando la columna de agua se mantiene en un nivel alto suele abrirse dos o tres ocasiones para evitar la inundación de los poblados adyacentes a la costa (CONABIO, 2009).

En su porción occidental la cuenca recibe los aportes del río Coyuca que proviene de las montañas y es la fuente de mayor aporte a la laguna, el cual se une con el arroyo de las



Cruces en el lugar dónde se abre la barra. La Laguna de Coyuca recibe también las aguas del río Conchero ubicado en la parte sur-oriental, cuya reducida aportación se limita a la época de lluvias. Otros arroyos temporales y escurrimientos de menor volumen descargan sus aguas a la cuenca lagunar, lo que contribuye a que la laguna se llene durante la época de mayor precipitación (Román, 1991).



Figura 8. Ubicación zona de estudio. (INEGI 2015).

A su interior presenta dos islas como sus más interesantes accidentes topográficos una de ellas es conocida con el nombre de Isla Montosa con aproximadamente 800 m en su longitud máxima y la otra con el nombre de Isla Pelona ó Isla de los pájaros (Fig. 9) con 200 m de longitud máxima, la cual presenta una gran diversidad de aves, que motivaron el nombre de esa pequeña isla de 2.4 has. (Aguirre, 2001).

Según algunos estudios, se tienen registradas 67 especies de aves, entre las que destacan las garzas negras (Fig. 10), grises y blancas, así como pelícanos (Fig. 11), patos, marabúes y gaviotas, entre otras. Por otra parte, también existen diversas especies de peces (bagre, barrilete, carpa, cazón, curvina, charal, huachinango, jurel, lenguado, lista, mojarra, pargo, robalo, ronco, sierra), moluscos (caracol, ostión, almeja, pulpo y callo de hacha) y crustáceos (calamar, camarón, jaiba, langosta y langostino), así como tortugas marinas que conforman la fauna marina local (POET-Coyuca de Benítez, 2009).



*Figura 9. Isla Pelona ó Isla de los pájaros*



*Figura 10. Aves en la Laguna de Coyuca (Garza negra)*



*Figura 11. Presencia de peícano en la laguna*

## Clima

La costa de Guerrero presenta un clima tropical subhúmedo del tipo AW, con lluvias en verano y secas en invierno. El rango anual de la temperatura no excede los 5 °C. En general los vientos son importantes agentes de la evaporación local así como también la fuerte insolación. La precipitación pluvial más importante ocurre entre mayo y octubre durante la persistencia de los vientos marinos del sureste. Por otra parte la evaporación media anual es superior a los valores medios de la precipitación anual. Los valores de evaporación medios anuales varían entre 1,900 y 2,000 mm, determinando un factor considerable en la variación de los valores de la salinidad de las aguas de las lagunas costeras (CONABIO, 2009).

La laguna de Coyuca cuenta con climas cálido subhúmedo, semicálido húmedo y subhúmedo y templado subhúmedo con lluvias en verano, presenta temperatura media anual de 14-28°C, una precipitación total anual de 1000-2500 mm y una evaporación del 80-90% (CONABIO, 2009).

Los vientos que predominan en la época de lluvias son los del sureste, mientras que los predominantes en la época de secas son los del noreste. Estos constituyen un factor importante de evaporación local. Presentan una velocidad media de 2.52 y 8.64 Km/h. El decremento de las lluvias comienza en octubre, siendo escasas en febrero, marzo y abril, existen incrementos desde junio hasta agosto durante la persistencia de los vientos marinos del sureste (Román, 1991).

## Tipo de suelo

Alrededor de la Laguna de Coyuca, los suelos en la montaña son del tipo regosol (R) asociados con litosol (L) y en la ladera sólo del tipo (R). Los suelos de la parte plana, originados del mismo material arrastrado del suelo de la montaña son clasificados, de acuerdo al sistema FAO-UNESCO, como cambisoles (B) de diversos tipos. Los suelos de la Barra de Coyuca se pueden clasificar, de acuerdo con su madurez textural, como la arcilla en mayor proporción. Los suelos ricos en vegetación se proponen como feozem (M) (POET-Coyuca de Benítez, 2009).

## Vegetación

La vegetación representada en esta planicie costera es característica de regiones cálido-húmedas; en el borde de la laguna se encuentra principalmente manglar (Monreal, 1991).

El manglar es una comunidad densa, dominada principalmente por un grupo de especies arbóreas cuya altura es de 3 a 5 m, pudiendo alcanzar hasta los 30 metros; dónde se encuentran especies como *Laguncularia racemosa* (Fig. 12), *Rhizophora mangle* (Fig. 13), *Conocarpus erectus*, mangle salado *Avicennia germinans*. Para Bosque de alnus hay especies de *Salix spp.*, especies de pastizal como *Convolvulaceae spp.*, especies de bejuco como *Crescentia alata*, *Astianthus*, *Pithecellobium spp.*, y para alófila herbácea existen especies como *Amaranthus espinoso*, *Cassia occidentalis*. También se registran especies de matorral como *Mimosa pigra*, *Solanum elaeagnifolium*, *Rauwolfia hirsuta* y de plantas flotantes se encuentran *Salvia spp.* y *Marsilea spp.* Finalmente se presenta vegetación de dunas costeras a lo largo de la zona costera. Las diversas especies que conforman esta comunidad que se desarrolla directamente sobre las dunas costeras de arena, especialmente en la Barra de Coyuca. Esta vegetación se caracteriza por estar conformada por plantas pequeñas y suculentas. Las especies que la forman juegan un papel importante como pioneras y fijadoras de arena, evitando con ello que sean arrastradas por el viento y el oleaje. Algunas de la especies que se pueden encontrar son nopal (*Opuntia dillenii*), riñonina (*Ipomoea pes-caprae*), alfombrilla (*Abronia maritima*), (*Croton sp.*), verdolaga (*Sesuvium portulacastrum*), etcétera. También se pueden encontrar algunas leñosas y gramíneas como el uvero (*Coccoloba uvifera*), pepe (*Chrysobalanos icacos*), cruceto (*Randia sp.*), espino blanco (*Acacia sp. haerocephala*), mezquite (*Prosopis juliflora*), zacate salado (*Distichlis spicata*), zacate (*Sporobolus sp.*) entre otros (POET-Coyuca de Benitez, 2009; CONABIO, 2009).





*Figura 12. Vegetación circundante a la Laguna (Thypha sp.- Laguncularia racemosa)*



*Figura 13. Mangle rojo (Rhizophora mangle)*

## VIII. Marco Metodológico

La metodología se dividió en tres fases; campo, laboratorio y gabinete (Fig. 14).

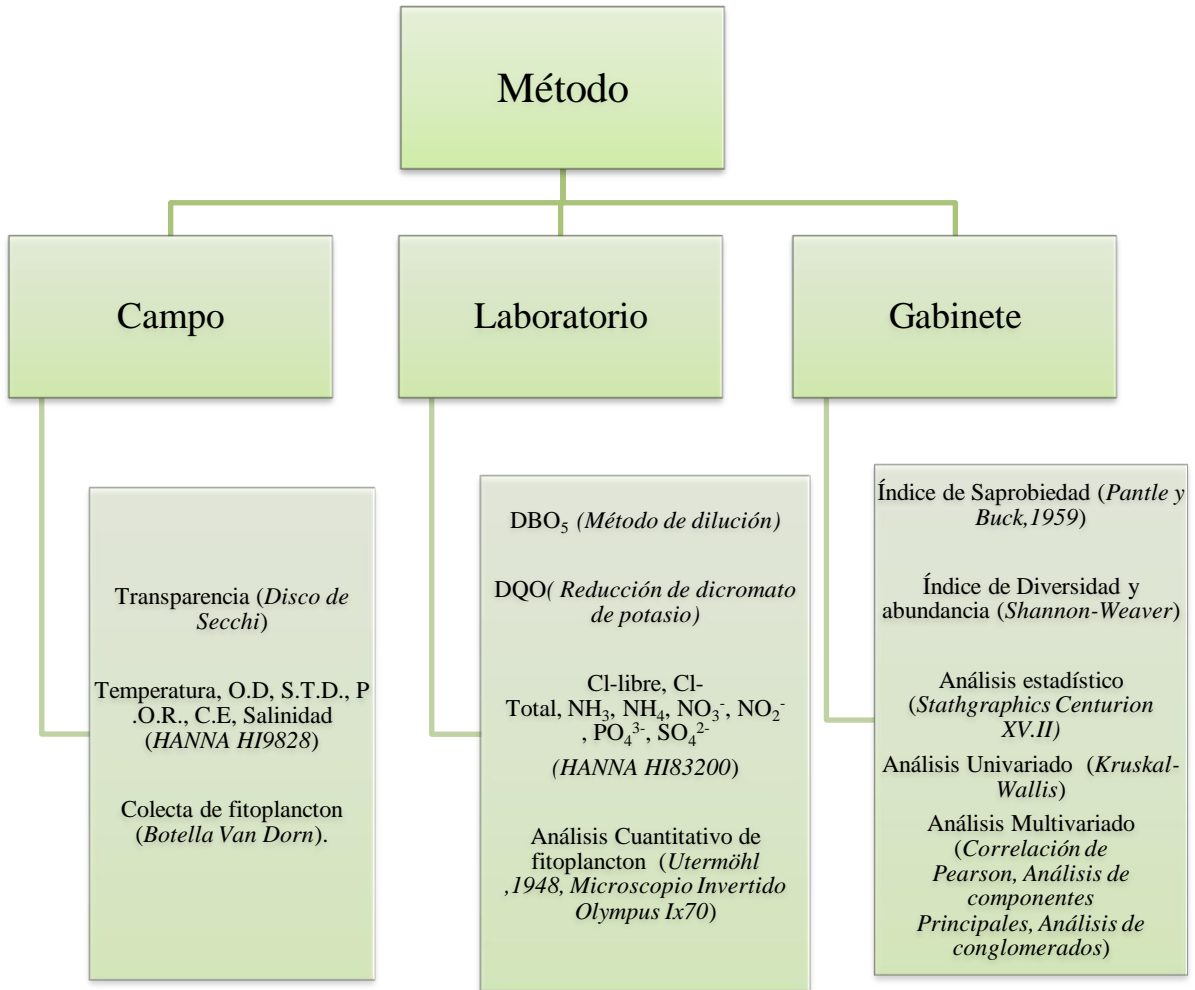


Figura 14. Métodos utilizados durante las fases del proyecto.

La fase de *campo* consistió en muestreos mensuales en un lapso de enero-junio 2012; dónde se seleccionaron siete Sitios de muestreo a lo largo de la Laguna de Coyuca (Fig. 15) tratando de que éstos representaran las principales fuentes de contaminación del sistema, principalmente relacionadas a actividades antropogénicas; cómo el turismo, pesca, actividades agropecuarias, descarga de aguas residuales domésticas; por otro lado, se procuró que los Sitios elegidos representaran la hidrodinámica del cuerpo de agua (Tabla 2).

Durante los seis meses y en cada sitio de muestreo a nivel de superficie y fondo se determinaron parámetros físicos y químicos *in situ* (Fig. 16 y 17), mediante el uso de Disco de Secchi (profundidad y transparencia); multiparamétrico HANNA HI9828 (temperatura, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos, potencial óxido-reducción, conductividad eléctrica, salinidad). Además, se tomaron muestras de agua mediante la botella Van Dorn para evaluar los parámetros químicos en laboratorio, así como para el análisis cuali y cuantitativo de fitoplancton. Las muestras destinadas a parámetros químicos se mantuvieron en refrigeración (4°C) y las destinadas a análisis de fitoplancton fueron fijadas en solución de lugol al 2%; ambas muestras se mantuvieron en botellas de polietileno.



Figura 15. Ubicación de los sitios de muestreo. Imagen tomada de INEGI (2014)

Durante la fase de *laboratorio* (Tabla 3) se determinó la Demanda Bioquímica de Oxígeno, Demanda Química de Oxígeno (Fig. 17), cloro libre, cloro total, amoníaco, amonio, nitratos, nitritos, fósforo total, fosfatos y sulfatos (Fig. 19 y 20).

Sitio	Nombre	Coordenadas
I	Pie de la Cuesta	99° 58' 23.55" W 16° 54' 18.97" N
II	Las Palmas	99° 58' 58.15" W 16° 55' 36.4" N
III	Embarcadero	100° 0' 21.56" W 16° 57' 33.47" N
IV	Paraíso de los Mangles	100° 1' 43.13" W 16° 57' 47.95" N
V	Conexión Canal	100° 3' 25.35" W 16° 56' 36.13" N

VI	La Estación	100° 0'4.28" W 16° 56'5.96" N
VII	La Barra	100° 6'51.51" W 16° 56'58.59" N

**Tabla 1. Nombre y coordenadas de los Sitios de muestreo.**

Para el análisis de fitoplancton, éste consistió primeramente en un análisis cualitativo, dónde se realizó una visualización previa de la muestras, con la finalidad de elaborar una lista de taxones presentes, y tener una visión general de la densidad de los mismos; éste procedimiento se llevó a cabo mediante las claves taxonómicas de Prescott (1982). El análisis cuantitativo se llevó a cabo mediante el conteo de células por el método de Utermöhl (1948); dónde se dejó sedimentar 1 mL de muestra en una cubeta de sedimentación con capacidad de 5 mL durante 24 horas (*Fig. 21*), posteriormente se contaron diez campos ópticos elegidos al azar a 40x (*Fig. 22*) procurando abarcar la mayor área posible de la muestra y evitando repetir campos ópticos; éste procedimiento se llevo a cabo con el uso de un microscopio invertido marca Olympus Ix70 (*Fig. 23*).

Parámetro	Método	Bibliografía
Profundidad y transparencia	Disco de Secchi	(Aznar, 2000)
Temperatura, OD, STD, POR, conductividad eléctrica, alinidad	Multiparamétrico HANNA HI9828	(APHA, 1995)
DBO <sub>5</sub>	Método de dilución	(APHA, 1995)
DQO	Reducción del dicromato de potasio a reflujo cerrado	(APHA, 1995)
Cl libre (Cl-L), cloro total (Cl-T), amoniaco (NH <sub>3</sub> ), amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), nitratos NO <sub>3</sub> , Nitritos (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ), fósforo total (P), fosfatos (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ), SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> .	Fotómetro Multiparamétrico HANNA HI83200	(HANNA Instruments, 2008)

**Tabla 2. Métodos utilizados en laboratorio para determinar cada parámetro.**

Finalmente en la fase de *gabinete* se realizó el Índice de Saprobiedad mediante el método de Pantle y Buck (1955)

$$S = \frac{\sum(h*s)}{sh}$$

Dónde:

s=Valor saprobico para cada especie (lista de especies de Sládecek 1973)

h=Abundancia relativa (1, 3 y 5)

1=casuales 1-19%

3=frecuentes 20-49%

5=abundantes 50-100%



Posteriormente el resultado obtenido del Índice Saprobio se clasificó en el sistema CLET de Sládecek 1973.

Adicionalmente se obtuvo el Índice de Diversidad y Abundancia de Shannon-Weaver aplicando la fórmula.

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

Dónde:

S= número de especies (riqueza de especies)

$P_i$ = proporción de individuos de la especie  $i$  respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especie  $i$ ),  $n_i/N$

$n_i$ = Número de individuos de la especie  $i$

N= Número de todos los individuos de todas las especies

De tal forma el índice contempla la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza de especies), y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (abundancia).

El análisis estadístico se llevó a cabo mediante el paquete estadístico Stathgraphics Centurion XV.II Primeramente, en el análisis exploratorio a los datos obtenidos se les realizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov a fin de conocer su normalidad (Cervantes *et. al.*, 2006). Los resultados mostraron que los datos tienen un comportamiento no normal, por lo que se les ejecutaron pruebas no paramétricas; para el análisis univariado se realizó la prueba estadística de Comparación de Varias Muestras la cuál compara los datos en columnas mediante pruebas estadísticas y gráficas, dónde se eligió la prueba de Kruskal-Wallis (KW) la cual compara las medianas en lugar de las medias y evalúa la hipótesis nula de que las medianas dentro de cada una de las columnas es la misma. En éste método, primero se combinan los datos de todas las columnas y se ordenan de menor a mayor. Después, se calcula el rango (rank) promedio para los datos de cada columna. Ésta prueba se realizó sobre los grupos de datos de cada parámetro por mes, por sitio y por nivel (Cervantes, 2006).

Finalmente en el análisis multivariado se realizó la prueba Análisis de Componentes Principales (ACP) la cual permite sintetizar la información, o reducción de número de variables perdiendo la menor cantidad de información posible. Y el Análisis de Conglomerados (AC) con el fin de observar y asociar similitud entre los sitios de muestreo. Para formar los conglomerados, el procedimiento comienza con cada observación en grupos separados. Después, combina las dos observaciones que fueron los más cercanos para formar un nuevo grupo. Después de recalculer la distancia entre grupos, se combinan los dos grupos ahora más cercanos. Este proceso se repite hasta que queda un solo grupo (Cervantes, 2006).



Figura 16. Determinación de parámetros in situ (O.D, S.T.D., P.O.R., C.E, Salinidad) mediante el multiparamétrico HANNA HI9828

Figura 17. Determinación de Transparencia mediante el uso del Disco de Secchi



Figura 18. Determinación de DQO por el método (reflujo cerrado.)



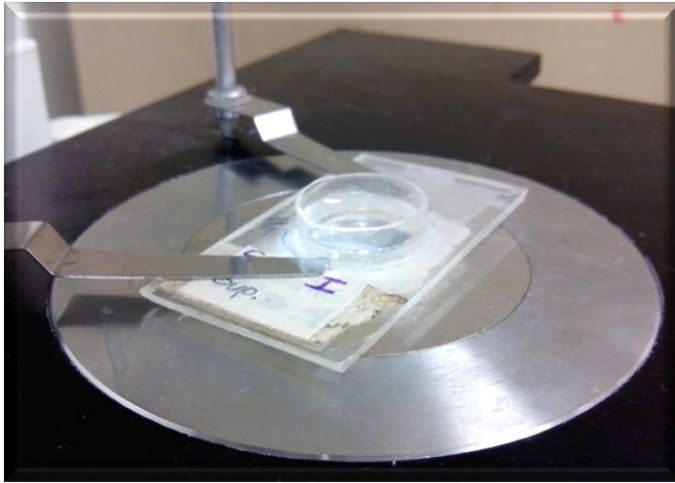
Figura 19. Adición de reactivo para el método de Cl libre en HANNA HI83200



Figura 20. Celda con muestra y reactivo listas para ser leída dentro de HANNA HI83200.



Figura 21. Cubetas de sedimentación para análisis cuantitativo de fitoplancton.



*Figura 22. Conteo de células mediante el método Utermöhl, 1948.*



*Figura 23. Análisis cuantitativo de fitoplancton por el método de Utermöhl, 1948 en Microscopio Invertido Olympus Ix70.*

## IX. Resultados y discusión

### Análisis Univariado

#### Profundidad.

La profundidad promedio fue de 3.12 m.; además, tuvo un comportamiento homogéneo durante los meses de muestreo ( $P=0.7648$ ;  $P \geq 0.05$  KW); sin embargo los meses de marzo, mayo y junio mostraron valores más elevados, comparados a los otros meses; esto debido a que las precipitaciones aumentan los últimos meses hasta alcanzar un nivel máximo, regularmente en septiembre (POET-Coyuca, 2009). Por otro lado la comparación de las medianas de la profundidad en los sitios de muestreo (Fig. 24) mostraron diferencia significativa ( $P= 0.0067$ ;  $P < 0.05$ ); esto en relación a que la profundidad es mayor conforme se aproxima a la zona noreste de la laguna, donde la profundidad máxima registrada es de 29.3 m (Cruz, 2013). Los sitios de muestreo más cercanos a ésta zona profunda son El Embarcadero y Paraíso de los Mangles, y las de menor profundidad son los sitios pertenecientes a la costa La Barra y la Estación, ya que la profundidad del canal

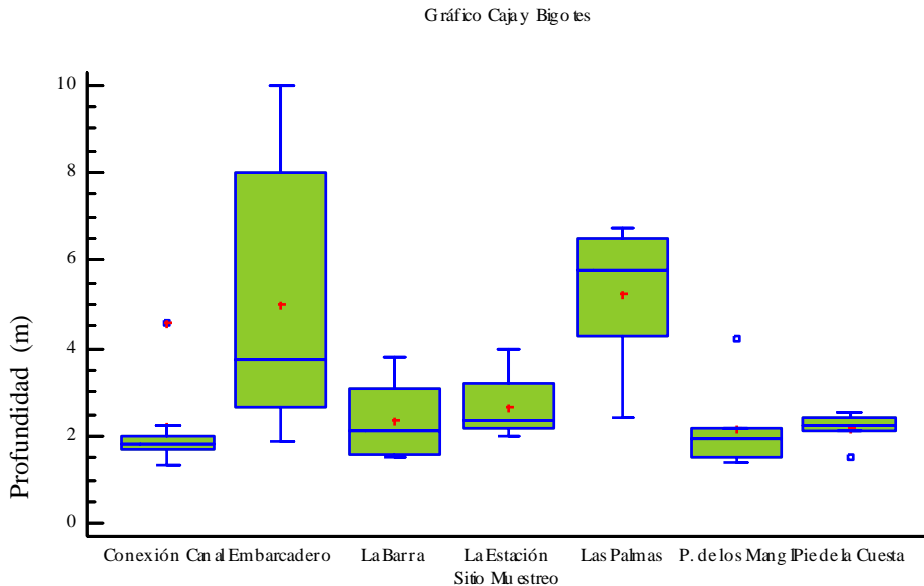


Figura 24. Diagrama de cajas múltiples para la profundidad de la Laguna de Coyuca

#### Transparencia

La transparencia tuvo un promedio de 49.47 el cual se encuentra fuera del rango establecido en CE-CCA-001/89 para Protección de la Vida Acuática ( $>2.0$  m.). Temporalmente la transparencia tuvo un comportamiento homogéneo ( $P=0.713524$ ;  $P \geq 0.05$  KW), y espacialmente se comportó de manera heterogénea ( $P=0.0023$ ;  $P < 0.05$  KW).



KW). Dónde se pueden apreciar dos comportamientos, por un lado, los valores en los sitios La Barra y La Estación mostraron rangos más amplios en comparación a el resto de los sitios; esto se debe en gran parte a que éstos, son dependientes de la apertura de la barra y de las corrientes que se reciban del mar o no; de tal modo, en La Estación se han registrado niveles elevados de contaminación (Cruz, 2012), además, la turbidez aumenta debido a los sedimentos provenientes principalmente de locales comerciales y que la mezcla del agua se ve favorecida por la poca profundidad del sitio y por las lluvias (Aguirre, 2001); así, debido a la poca transparencia y a las elevadas concentraciones de nutrimentos en el sitio La Estación, ésta obtuvo el valor más elevado en cuanto al Índice de Saprobiedad (2.38).

### Oxígeno Disuelto (OD)

El oxígeno disuelto tuvo un promedio de  $5.537 \text{ mg L}^{-1}$ , el cual rebasa ligeramente el límite mínimo para protección de la Vida Acuática Marina y para el uso recreativo establecido en los Criterios Ecológicos (CE-CCA-001/89) el cuál es de  $5 \text{ mg L}^{-1}$ . Las medianas entre los meses de muestreo (Fig. 25) y por nivel, mostraron diferencia significativa ( $P= 0.0013$ ,  $P=0.0001$  respectivamente), la concentración registrada de OD brinda condiciones favorables para la vida acuática, así como favorecer las reacciones oxidativas para la degradación de la materia orgánica; el gradiente de oxígeno muestra un aumento durante mayo-junio, el cual es favorecido por las precipitaciones. Finalmente, las medianas por sitio de muestreo no mostraron diferencia significativa ( $P=0.0568$ ;  $P \geq 0.05$  KW); sin embargo Paraíso de los Mangles obtuvo un valor más alto de OD ( $6.94 \text{ mg L}^{-1}$ )

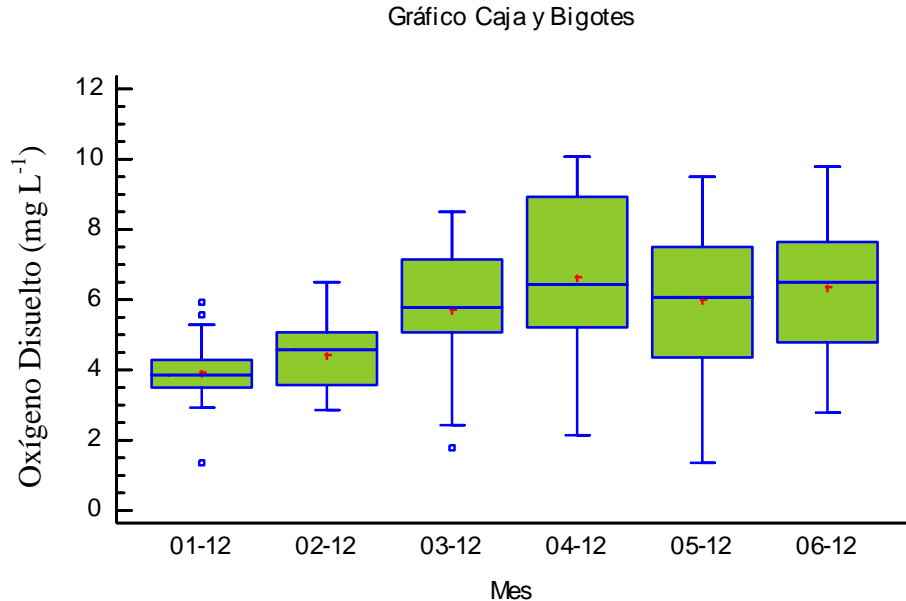


Figura 25. Diagrama de cajas múltiples para la variación temporal de OD.

### Temperatura

La temperatura tuvo un promedio de  $28.21 \text{ }^\circ\text{C}$ , la cual corresponde al tipo de clima (AW-cálido subhúmedo), dónde la temperatura promedio tiene un rango de  $24\text{-}27 \text{ }^\circ\text{C}$ .

(CONABIO, 2009); además, la media registrada se encuentra dentro del límite máximo para protección de la vida acuática, explotación pesquera, recreación y estuarios (40 °C) establecidos por la NOM-001 SEMARNAT-1996, sin embargo, rebasa el valor máximo establecido para éste parámetro en CE-CCA-001/89 el cuál es de 32 °C para protección de la vida acuática en agua dulce, marina y estuarios. Los valores registrados de temperatura son similares a los registrados por Cruz, 2013 (25.1-32.9 °C) para el mismo sistema y por De la Lanza, 2008 (29.4-30.3 °C) en la Laguna de Tres Palos, Gro.

La temperatura se comportó de manera heterogénea temporalmente (*Fig. 26*) y por nivel ( $P=6.90546^{-7}$ ;  $P = 0.0008$  respectivamente) dónde existe un ligero aumento (2 °C) de enero a abril y disminuye ligeramente (1 °C) durante mayo-junio, debido principalmente, a las precipitaciones ocurrientes en dichos meses, lo que favorece además la oxigenación del sistema. Espacialmente, la temperatura se mostró homogénea ( $P=0.238146$ ;  $P \geq 0.05$  KW).

Debido a que la Laguna de Coyuca es un sistema bien mezclado por la influencia de mareas y vientos, no se presentó estratificación térmica durante los seis meses de muestreo; sin embargo (Delgadillo, 1986) describió un comportamiento bi-estacional para el sistema, el cual cambia estacionalmente influenciado principalmente por la temperatura ambiental; ya

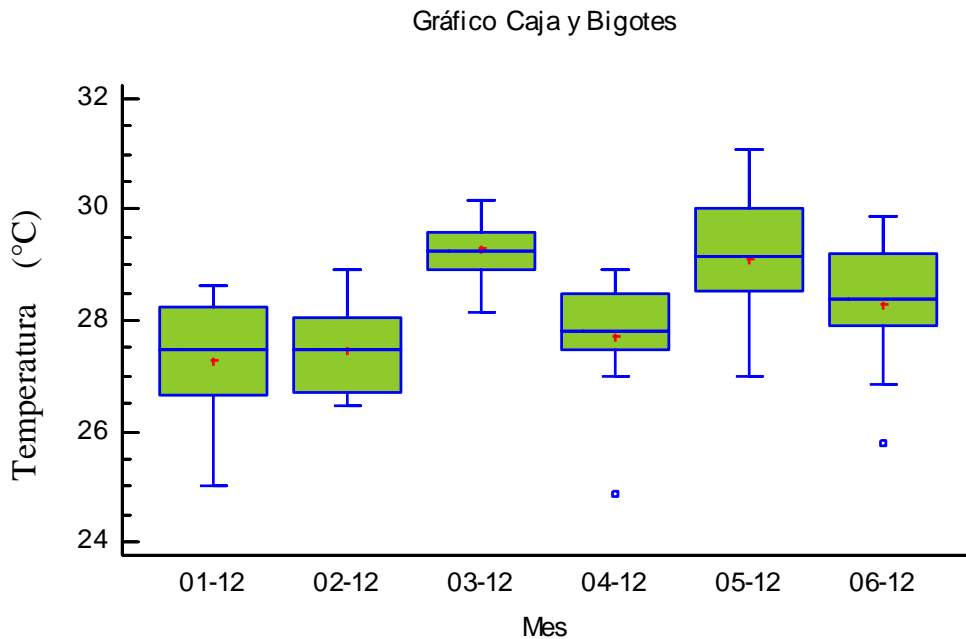


Figura 26. Diagrama de cajas múltiples para la variación temporal de temperatura.

#### Potencial de Hidrógeno (pH)

El potencial de Hidrógeno tuvo un promedio de 8.73 similar a lo registrado por Ferrara (2006) en el mismo sistema el cuál oscila alrededor de 8.15; los valores registrados no

exceden el rango permisible para la descarga de aguas residuales a aguas y bienes nacionales que es de 5-10 unidades (*NOM-001-SEMARNAT-1996*).

El pH en la Laguna de Coyuca tiende a la basicidad ( $>8.5$ ), el cual indica que el sistema de amortiguamiento es dominado principalmente por los bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^{2-}$ ) y ligeramente por los carbonatos ( $\text{CO}_3^-$ ) provenientes del proceso de hidratación del  $\text{CO}_2$  (Contreras, 2002).

El comportamiento por mes no mostró diferencia significativa ( $P=0.9122$ ;  $P \geq 0.05\text{KW}$ ), lo cual demuestra una clara homogenización de la masa de agua, ya que los meses de muestreo corresponden a las estaciones invierno-primavera, lo cual coincide con los resultados de Dávila (1986) en el mismo sistema en donde describe el comportamiento del pH en dichas estaciones como “homogéneo y con pocas variaciones”. Por otro lado, el mismo autor describe en verano-otoño tres zonas de acuerdo al comportamiento del pH, el cual se ve marcado por un notable dinamismo; la primer zona en la parte del canal, con un valor de pH alrededor de 8; la segunda, cerca de las islas que es influenciada por aportes de agua dulce y un pH homogéneo alrededor de 7, y finalmente la zona cercana a Pie de a Cuesta con un pH de 6.5-7. El comportamiento de las medianas por sitio de muestreo (*Fig. 27*) y por nivel mostraron diferencia estadísticamente significativa ( $P=0.00002$ ;  $P = 0.0336$  respectivamente), en éste gráfico se observa el comportamiento en dos formas, por un lado se encuentran los Sitios cercanos a la costa, La Barra y La Estación con un pH que tiende a la neutralidad debido principalmente a la entrada de materia orgánica proveniente del río Coyuca, misma que se ve favorecida por condiciones oxidativas; por otro lado los sitios dentro de la Laguna, principalmente Paraíso de los Mangles presenta pH básico debido al manglar circundante que provee condiciones favorables a la vida acuática como bivalvos y moluscos que a su muerte liberan carbonatos (Contreras, 2002).

#### Potencial óxido-reducción (POR)

El POR tuvo un promedio de 50.71, teniendo así un comportamiento ligeramente oxidativo, el cual se ve favorecido por el oxígeno disuelto y pH del sistema; el comportamiento durante los seis meses de muestreo (*Fig. 27*) y por sitio de muestreo fue heterogéneo ( $P=0.00002$ ;  $P=0.0326$  respectivamente); en ambos casos fue el sitio de Las Palmas en mayo, el que afectó el comportamiento del sistema, ya que obtuvo condiciones reductoras a una profundidad del 7 m. Por nivel tuvo un comportamiento homogéneo sin diferencia significativa entre las medianas ( $P=0.5837$ ;  $P \geq 0.05\text{KW}$ ).

Debido a que en la Laguna de Coyuca no se registró una estratificación térmica marcada, y a que la mezcla de la masa de agua es favorecida por la marea en el canal meándrico, además de la acción de los vientos; permitiendo así la difusión de oxígeno en la columna de agua; la descomposición de la materia orgánica es favorecida en un ambiente oxidativo, sin embargo, se registraron de manera simultánea condiciones anaeróbicas en los sitios localizados en el noreste de la laguna, como Las Palmas (-30.0 mV), debido a que es una zona alejada del canal, con bajas fluctuaciones y con un sedimento arcilloso (Aguirre, 2001).



Gráfico Caja y Bigotes

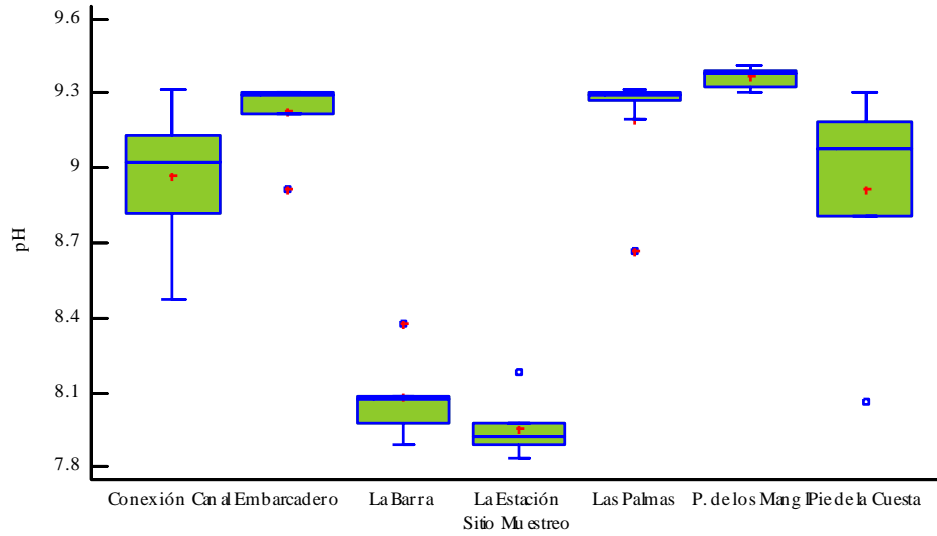


Figura 26. Diagrama de cajas múltiples para la variación espacial de pH.

Gráfico Caja y Bigotes

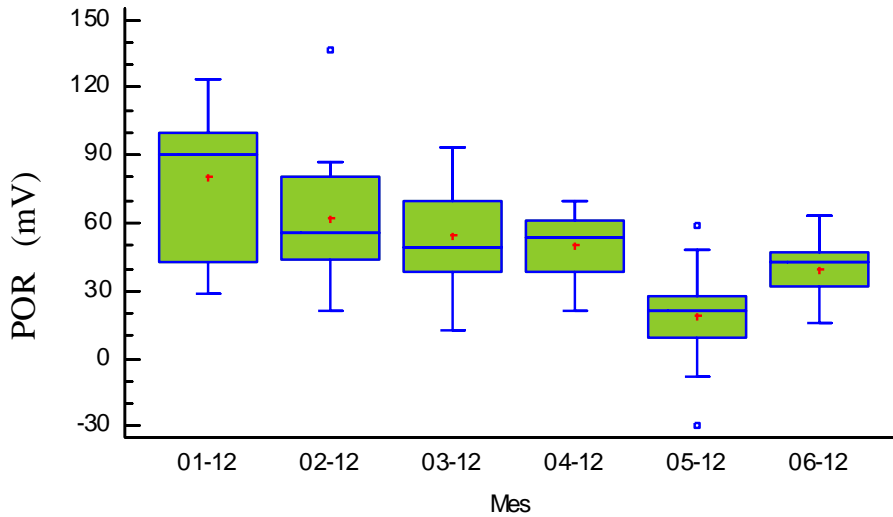
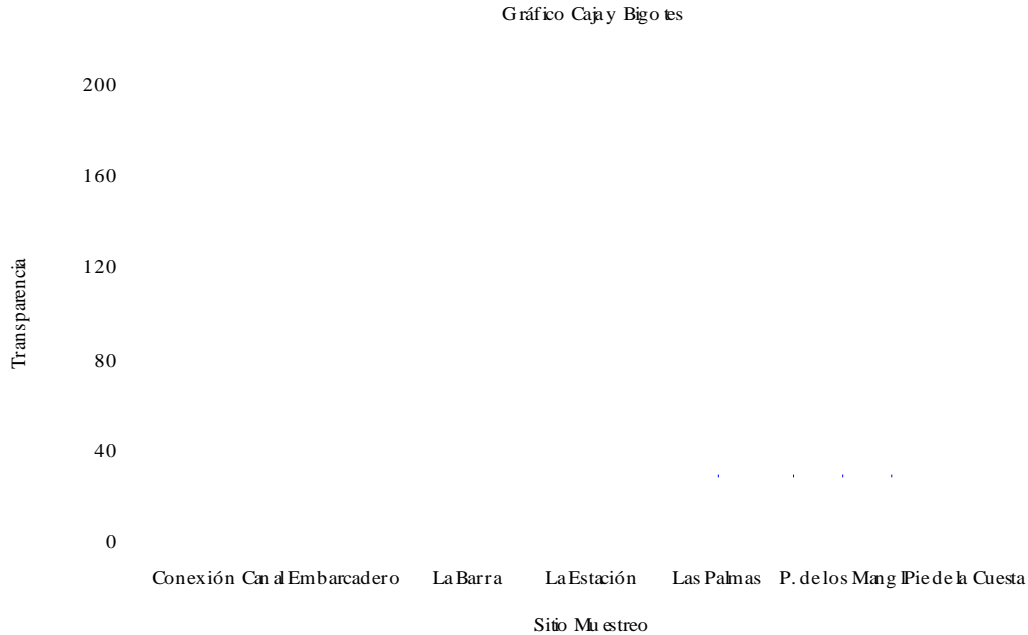


Figura 27. Diagrama de cajas múltiples para la variación temporal de POR.

### Salinidad

La salinidad es un factor importante que influye en la abundancia y distribución de especies. Dado que las categorías de salinidad se basan en el criterio de la proporcionalidad de la mezcla de agua de mar y epicontinental; correspondiendo a oligo-halinas las que contienen 0.1 a 15% de agua de mar, Ringuelet, 1964 (citado por Dávila, 1986) la Laguna de Coyuca se considera de características oligohalinas, ya que no tiene comunicación

constante, ni directa con el mar debido a su conexión mediante el canal meándrico y a la barra que se cierra en épocas de estío. Además, Dávila en 1986, encontró que el valor máximo anual de salinidad en la Laguna de Coyuca es de 4‰. En el presente trabajo la salinidad tuvo un promedio de 1.29 ‰, Temporalmente y por nivel las medianas se mostraron homogéneas (P=0.3805; P=0.0740 respectivamente). Por sitio de muestreo (Fig.



### Conductividad eléctrica (C.E.)

La conductividad eléctrica tuvo una media de 2.46 mS/cm. Durante los seis meses de muestreo mostró un comportamiento homogéneo sin diferencia significativa entre las medianas (P=0.2912; P=0.0649 respectivamente). Sin embargo, la comparación entre los sitios de muestreo mostró comportamiento heterogéneo (P=0.00005; P< 0.05). donde se observan dos grupos, el primer formado por cinco estaciones (Conexión Canal, Embarcadero, Palmas, P. de los Mangles y P. de la Cuesta) cuyos valores son más elevados que el otro grupo formado por dos estaciones (La Barra y La Estación) donde los valores son más bajos, lo cual se explica principalmente por la hidrodinámica que se presenta en la zona del canal y a la heterogeneidad del sedimento a lo largo de la Laguna, debido a la resuspensión de partículas sedimentarias por la circulación del agua y por acción de las actividades de excavación de los organismos bentónicos (Ferrara *et al.* 2006).

### Sólidos Totales Disueltos (STD)

El promedio mensual de STD fue de 1,233.93 mg L<sup>-1</sup> el cual rebasa los límites máximos establecidos en los CE-CCA-001/89 para riego agrícola y uso pecuario (500-1,000 mg L<sup>-1</sup>

respectivamente). Durante el presente ciclo de muestreo, el comportamiento de los STD por mes y por nivel fue homogéneo ( $P=0.3760$ ;  $P=0.1353$  respectivamente). Por otro lado, por sitio de muestreo (*Fig. 29*) existió diferencia estadísticamente significativa ( $P=0.00005$ ;  $P<0.05$ ), donde se observa el mismo comportamiento que la salinidad; los sitios al noreste de la laguna obtuvieron las concentraciones más elevadas de STD en comparación a los sitios localizados en el canal meándrico, los cuáles son influenciados de manera directa por los portes provenientes del río Coyuca. Según los resultados de Aguirre (2001) en la zona del canal; en donde se localiza la Estación y la Barra, son puntos someros y sus aguas muestran una mezcla con el fondo del canal, presentan un espectro reflectivo

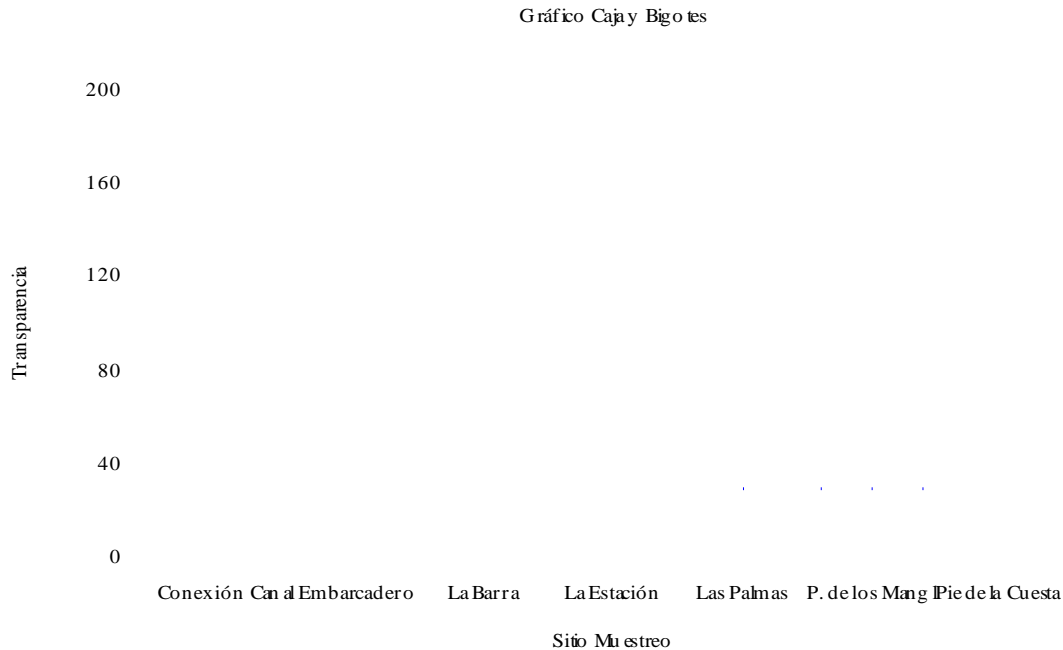


Figura 29. Diagrama de cajas múltiples para la variación espacial de sólidos totales disueltos.

### Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>)

La DBO<sub>5</sub> tuvo una media de 74.12 mg L<sup>-1</sup>; temporalmente y espacialmente (*Fig. 30*) mostró un comportamiento heterogéneo ( $P=3.84^{-8}$ ;  $P=0.0427$  respectivamente); en éste caso los valores más elevados se registraron para los sitios con descargas directas de agua residual, tales como Pie de la Cuesta, Embarcadero y la Estación; además, temporalmente la DBO<sub>5</sub> mostró un decremento en su gradiente durante mayo y junio debido a que la oxigenación del sistema se ve favorecida por las lluvias. Por nivel el parámetro se mostró homogéneamente en ambos niveles ( $P=0.6845$ ;  $P \geq 0.05$  KW).

Los valores registrados de DBO<sub>5</sub> se encuentran dentro de los límites establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996 para explotación pesquera, navegación y otros usos, y uso en riego agrícola (150 mg L<sup>-1</sup>). Sin embargo, la mayoría de los valores rebasan el límite

para protección de la vida acuática, estuarios y recreación que es de  $75 \text{ mg L}^{-1}$ ; además, se han registrado valores elevados ( $\text{DBO}_5 > 150 \text{ mg L}^{-1}$ ) para el mismo sistema, Cruz (2012) registró un valor máximo de  $162 \text{ mg L}^{-1}$  en octubre 2011.

La variación de los valores se debe en parte por la actividad excavadora de la macrofauna béntica, que permite que el oxígeno sobrenadante penetre en la columna de agua, así como del sedimento (Ferrara *et. al.* 2006); el cuál es rico en materia orgánica biodisponible y la porosidad del sedimento favorecen nichos de bacterias que aumentan el consumo de Oxígeno Disuelto para la degradación de la materia orgánica. Además que temporalmente

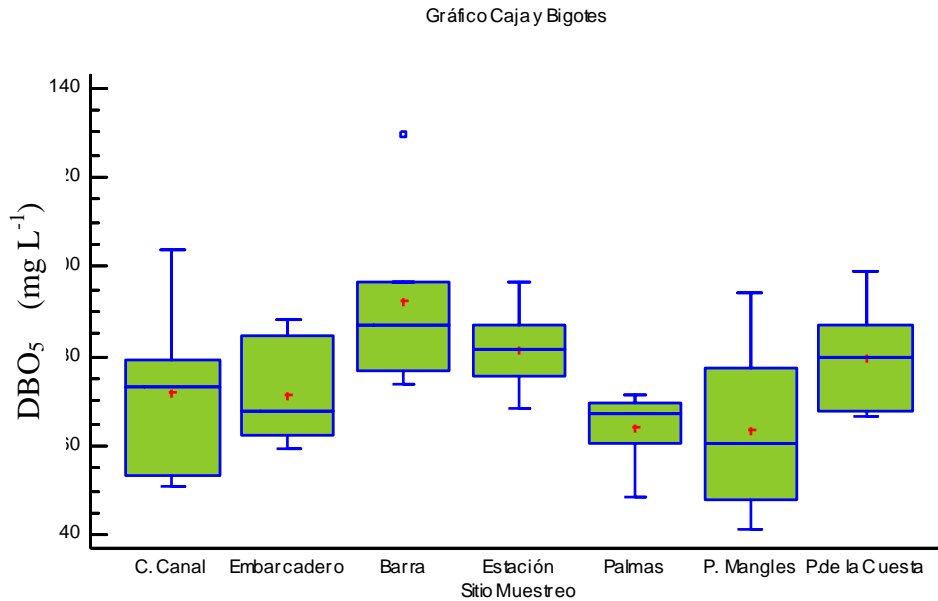


Figura 30. Diagrama de cajas múltiples para la variación espacial de  $\text{DBO}_5$ .

#### Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DQO tuvo un promedio de  $95.79 \text{ mg L}^{-1}$ , El comportamiento durante los seis meses de muestreo fue heterogéneo ( $P= 0.000002$ ;  $P<0.05$ ); por otro lado, espacialmente (Fig. 31) y por nivel no mostró diferencia significativa ( $P=0.5638$ ;  $P=0.3277$  respectivamente). Al igual que la  $\text{DBO}_5$ , los sitios con mayor concentración de DQO fueron Pie de la Cuesta y la Estación, además la concentración se ve disminuida durante los meses de mayo y junio debido a las precipitaciones y por ende al aumento del factor de dilución del sistema. Sin embargo, se han registrado valores más altos en la Laguna de Coyuca, cómo los registrados por Cruz, 2012, dónde los valores de DQO oscilan en un rango de  $31.8\text{-}333.4 \text{ mg L}^{-1}$ . De la Lanza (2008), obtuvo valores de  $43.6\text{-}116 \text{ mg L}^{-1}$  en la Laguna de Tres Palos, Guerrero; dichos valores son considerablemente elevados a los registrados en el presente estudio.

Actualmente no existe una normatividad mexicana en el marco de calidad del agua que regule el límite máximo de DQO, sin embargo, la Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal permite; según lo publicado en la Gaceta Oficial del Distrito Federal, septiembre 2001; establecer los valores obtenidos de  $\text{DBO}_5$  ( $150 \text{ mg L}^{-1}$ ) para DQO; por

otro lado existe una propuesta por modificar la NOM-001-SEMARNAT-1996 por parte de la Dirección General del Sector Primario y Recursos Naturales Renovables de la SEMARNAT (Agosto, 2011) que propone para DQO un valor de  $120 \text{ mg L}^{-1}$  y  $100 \text{ mg L}^{-1}$ ; valores para ríos, lagos y estuarios, humedales naturales y protección a la vida acuática. Las concentraciones registradas para DQO indican que tiene altos niveles de materiales no biodegradables (Fig. 32); la CNA (2005) considera que contenidos  $>40 \leq 200 \text{ mg L}^{-1}$  de DQO corresponden a aguas contaminadas. Lo que establece a la Laguna de Cuyas dentro de

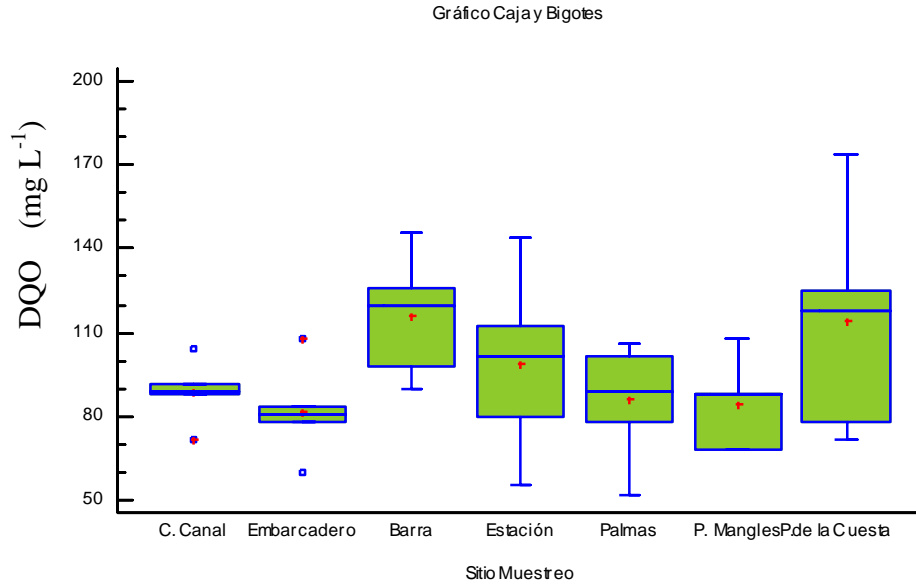


Figura 31. Diagrama de cajas múltiples para la variación espacial de DQO

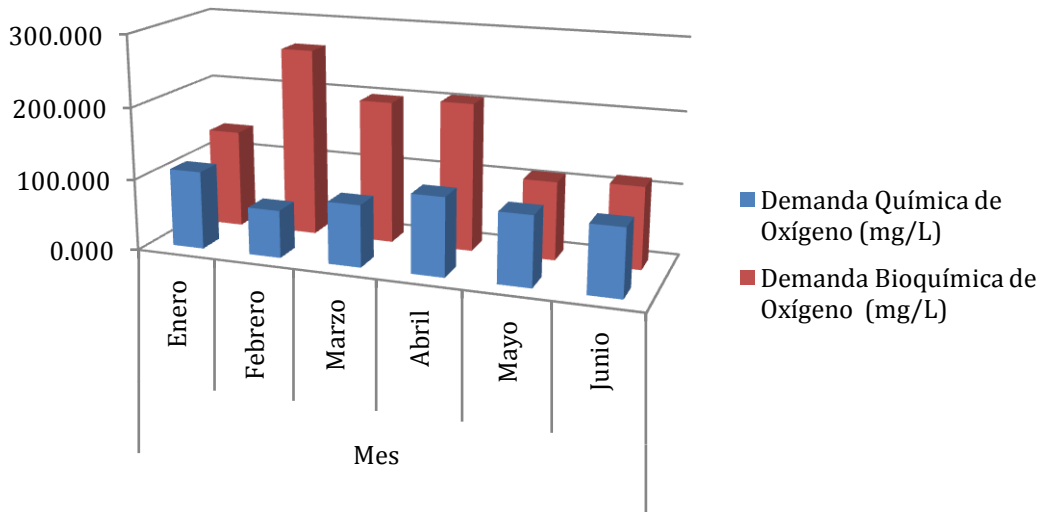


Figura 32. Gráfico variación temporal de DQO y DBO<sub>5</sub>.

Cloro total (Cl-T)

Durante el ciclo de muestreo, el cloro total y libre se mantuvieron en concentraciones mas o menos equivalentes, teniendo así un promedio de 0.0758 mg L<sup>-1</sup> para cloro total y de 0.0785 mg L<sup>-1</sup> para cloro libre.

A pesar que se encuentra relativamente en bajas concentraciones (*Fig. 33*), es importante su monitoreo en la Laguna de Coyuca debido a que no existe la infraestructura adecuada para drenaje ni tratamiento adecuado de aguas residuales, problemática que incide y afecta persistentemente en el ecosistema acuático (De Miguel, 2006).

El comportamiento por mes fue irregular con una diferencia estadísticamente significativa (P=0.0005; P<0.05). Por sitio de muestreo y por nivel no se registró diferencia entre las medianas (P=0.884367; P= 0.4414 respectivamente).

Cloro libre (Cl-L)

El Cl libre tuvo un promedio de 0.0785. Por mes tuvo un comportamiento homogéneo sin diferencia estadísticamente significativa (P=0.3341; P ≥0.05). Igualmente, la comparación de medianas por sitio de muestreo y por nivel tuvieron un comportamiento homogéneo (P=0.0808; P=0.93611) respectivamente. Los sitios La Barra, Estación y Embarcadero, fueron los sitios con menores concentraciones de cloro libre, esto puede atribuirse a su reacción con las altas concentraciones de materia orgánica formando así cloro combinado (De Miguel, 2006). Las concentraciones de cloro libre se ven favorecidas por el pH básico en la Laguna de Coyuca.

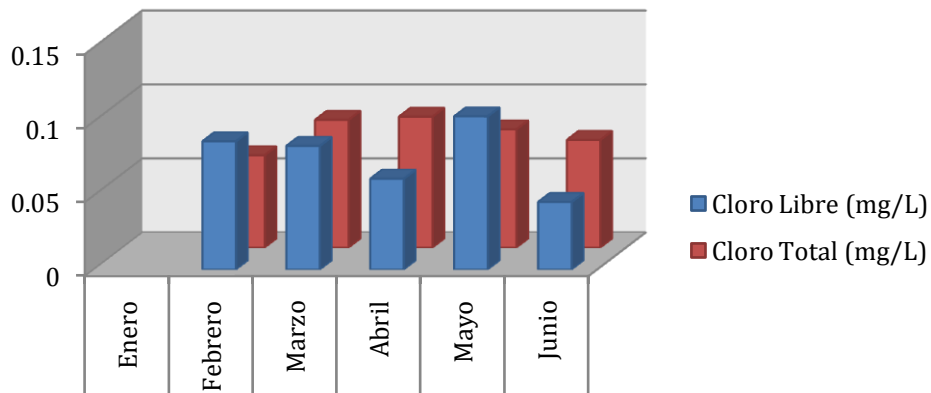


Figura 33. Gráfico variación temporal de Cl-L y Cl-T en la Laguna de Coyuca

Amoniaco (NH<sub>3</sub>)

El amoniaco tuvo un promedio mensual de 0.4482 mg L<sup>-1</sup>. Su comportamiento temporal (*Fig. 34*) fue heterogéneo (P= 0.000002; P<0.05); cuyas concentraciones aumentan en la

época de secas y disminuyen hacia los meses de lluvia; ya que el amoniaco es el producto final de la reducción de sustancias orgánicas e inorgánicas, su concentración esto refleja la degradación incompleta de las mismas (Aguirre, 2001). Por sitio de muestreo y por nivel tuvo un comportamiento homogéneo, sin diferencia significativa, ( $P=0.3314$ ;  $P=0.3382$  respectivamente); sin embargo destaca el sitio de la Barra cuyas concentraciones son menores, esto se debe principalmente a la poca profundidad del sitio que permite la oxigenación en la columna de agua y en consecuencia favorecer las condiciones reductoras.

Amonio ( $\text{NH}_4$ )

El  $\text{NH}_4$  tuvo un promedio mensual de  $0.6086 \text{ mg L}^{-1}$  y su comportamiento por mes (Fig. 35) fue heterogéneo ( $P=0.0062$ ;  $P<0.05$ ). Espacialmente y por nivel no hubo diferencia estadísticamente significativa entre las medianas ( $P=0.377118$ ;  $P=0.3800$  respectivamente). El amonio muestra un aumento en su gradiente conforme se acerca a los sitios localizados al norte, debido a que ésta sigue recibe descargas de agua residual e infiltraciones por parte del área de cultivo y el factor de dilución sólo se ve favorecido en época de lluvia.

No se han registrado valores que preceden éste valor en la Laguna de Coyuca, sin embargo De la Lanza, 2003 registró una media anual de  $0.1246 \text{ mg L}^{-1}$  de amonio en la Laguna de

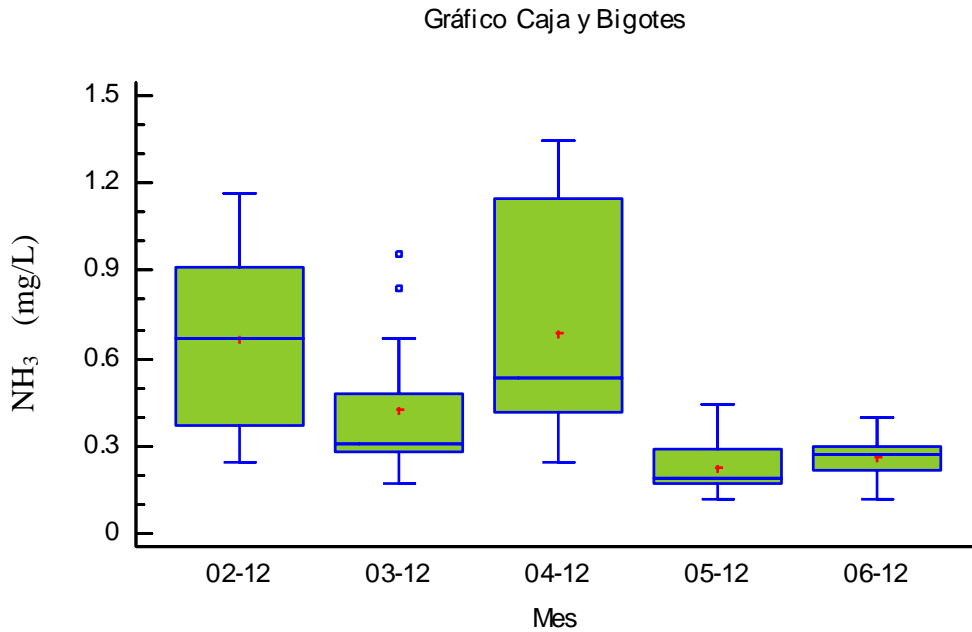


Figura 34. Diagrama de cajas múltiples de la variación temporal de amoniaco

Gráfico Caja y Bigotes

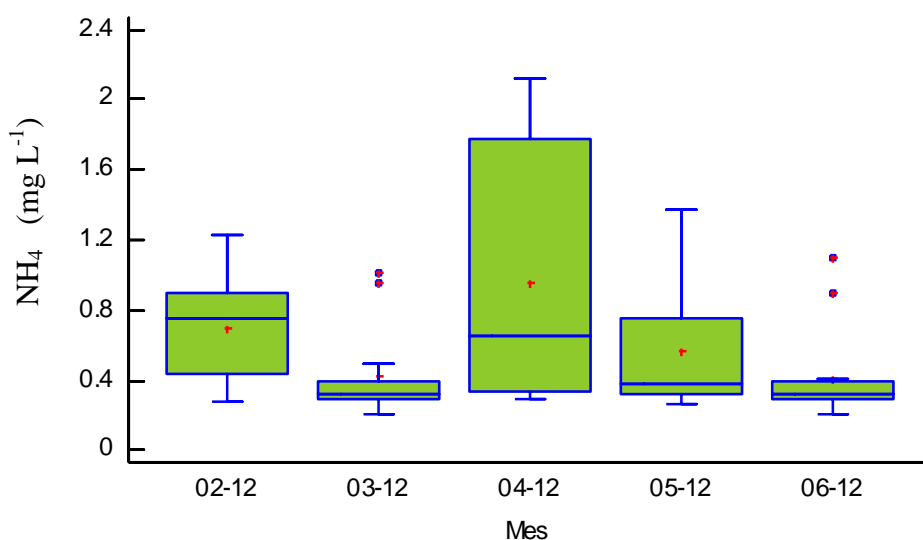


Figura 35. Diagrama de cajas múltiples de la variación temporal de  $NH_4$ .

De los compuestos amoniacales, el que tuvo mayor representación fue el amonio ( $NH_4^+$ ) con una media de 0.6086; el amoniaco ( $NH_3$ ) fue ligeramente menor, con una media de 0.4482. El amoniaco, junto con los nitritos y nitratos, es un típico indicador de contaminación del agua. La presencia de amoniaco indica una degradación incompleta de la materia orgánica; éste compuesto es el producto final de la reducción de sustancias orgánicas o inorgánicas nitrogenadas que naturalmente se incorporan al agua subterránea. En algunos casos, el amoniaco puede provenir de la reducción de nitritos por acción bacteriana. Países europeos califican al amoniaco como componente no deseable del agua y establece como valor orientador de calidad  $0.05 \text{ mg L}^{-1}$  y como valor límite tolerable  $0.5 \text{ mg L}^{-1}$  (De Miguel, 2006). Los resultados encontrados de amoniaco son ligeramente menores que éste límite.

#### Nitrato ( $NO_3$ )

El promedio mensual fue de 3.9067, el cual se encuentra fuera del límite máximo en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para protección de la vida acuática marina el cual es de  $0.04 \text{ mg L}^{-1}$ ; sin embargo se encuentra dentro del límite máximo para abastecimiento de agua potable y uso pecuario ( $5.0$  y  $90 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente). El comportamiento por mes y por sitio (Fig. 36) fue heterogéneo con diferencia significativa entre las medianas ( $P=0.00801$ ;  $P=0.0377$ ), en donde los sitios el Embarcadero y Las Palmas obtuvieron los valores más altos ( $4$  y  $3.53 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente) cuyo origen se explica mediante las infiltraciones provenientes de la zona de agricultura localizada en ésta área. Por nivel el comportamiento fue homogéneo ( $P=0.729726$ ;  $P \geq 0.05$ ).

Los valores registrados son similares a los encontrados por Cruz, 2012 donde la concentración de nitratos tuvo una media anual de  $3.3 \text{ mg L}^{-1}$ , con un valor máximo de  $11.5 \text{ mg/L}$  en Pie de la Cuesta, diciembre-2011; cuya similitud se basa en que los sitios con



mayor concentración tienen un alto porcentaje de STD, además de una baja profundidad y descargas directas sin tratamiento de hogares o locales comerciales.

Nitritos ( $\text{NO}_2$ )

El  $\text{NO}_2$  tuvo un promedio mensual de  $0.0555 \text{ mg L}^{-1}$ , cuyo valor se encuentra fuera del límite máximo establecido por los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para protección de la vida acuática ( $0.002 \text{ mg L}^{-1}$ ); sin embargo se encuentra dentro del límite máximo para abastecimiento de agua potable y uso pecuario ( $0.05$  y  $10 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente). Temporalmente y por sitio tuvo un comportamiento homogéneo y sin diferencia significativa entre las medianas ( $P=0.2524$ ;  $P=0.4229$ ), sin embargo destaca el comportamiento de los sitios Pie de la Cuesta y la Estación que se han descrito en otros trabajos (Cruz, 2013) como sitios con elevadas concentraciones compuestos orgánicos. En la prueba por nivel (Fig. 37) mostró diferencia estadísticamente significativa ( $P=0.0002$ ;  $P < 0.05$ ), en éste caso ambos grupo son similares, sin embargo las medianas tienen una diferencia notable, teniendo concentraciones más elevadas a nivel fondo.

Los valores registrados en el presente estudio son menores a los mencionados por Cruz, 2012 dónde obtuvo una media de  $0.1$  y registró un máximo de  $0.6 \text{ mg L}^{-1}$  durante agosto-2010 en Pie de la Cuesta, durante el periodo de lluvias.

El compuesto que se encontró en mayor proporción en la Laguna de Coyuca, fueron los nitratos ( $3.9067 \text{ mg L}^{-1}$ ), seguido de los nitritos ( $0.055 \text{ mg L}^{-1}$ ) lo que indica la alta mineralización de los compuestos nitrogenados (NMX-AA-079-SCFI-2001). Según Arce (1994), existen dos tipos de contaminación por  $\text{NO}_3$  claramente definidos: por una parte, la contaminación puntual ligada generalmente a actividades de origen industrial y urbano, y por otra, una contaminación difusa, originada fundamentalmente por las actividades agrícolas. Así, los nitratos derivan principalmente del empleo de fertilizantes nitrogenados, excretas de animales, descargas domésticas o industriales, actividades que se registran al norte de la Laguna de Coyuca, ya que los sitios con mayor concentración de nitratos fueron los que se localizan en ésta zona, además que se encuentran las dos fuentes contaminantes, por un lado la difusa a partir de escurrimientos provenientes de actividades agropecuarias, y la puntual originada por las descargas provenientes del Río Conchero y de la localidad de El Embarcadero (considerada urbana), incorporadas directamente sin un tratamiento previo. Los sistemas no contaminados no sobrepasan los  $5$  a  $10 \text{ mg L}^{-1}$  en contraste con los sistemas contaminados que se encuentran en un rango  $50$ - $100 \text{ mg L}^{-1}$  o más (Leinweber *et al.*, 2002; UN-WWAP, 2006).

Por otro lado, la cantidad de nitritos es ligeramente elevada, sin embargo, se encuentran en menor proporción que los nitratos; esto debido a que la laguna de Coyuca es oxidativa, por lo que predominan los nitratos sobre los nitritos. Según Arce (1994), el agua que contenga nitritos (dada su inestabilidad) puede considerarse indicativa de una contaminación reciente por materias fecales.

En base a las concentraciones de amoníaco ( $0.44 \text{ mg L}^{-1}$ ), nitratos ( $3.90 \text{ mg L}^{-1}$ ) y nitritos ( $0.05 \text{ mg L}^{-1}$ ) registrados en la Laguna de Coyuca, ésta puede clasificarse (Esteves, 1998) como mesotrófica, lo cual coincide con lo mencionado por Aguirre (2001), y en base a las

concentraciones de clorofila *a*, (0.017-18.083 mg/m<sup>3</sup>) la Laguna de Coyuca se considera un

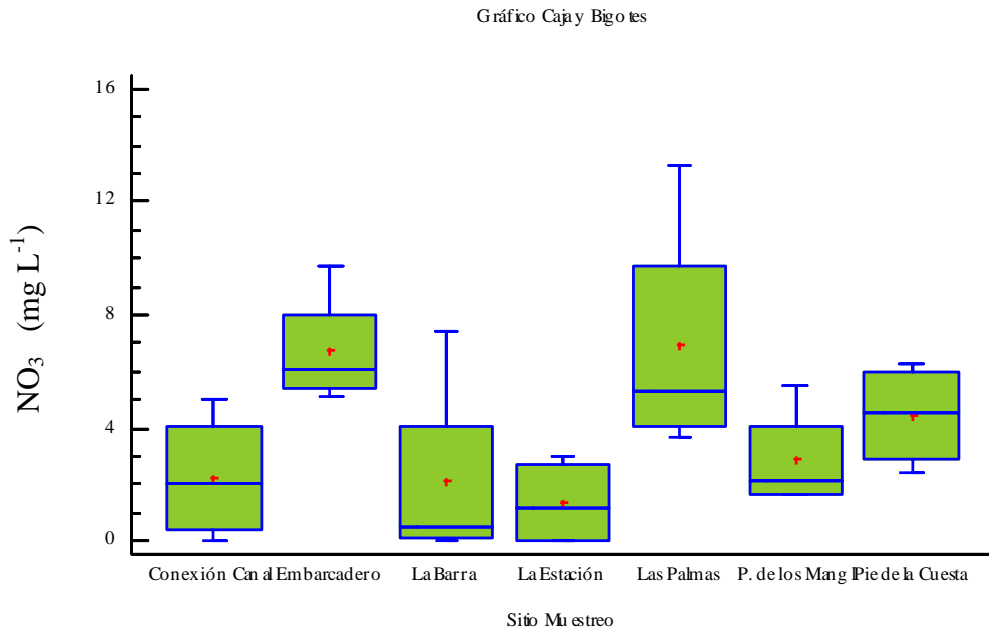


Figura 36. Diagrama de cajas múltiples de la variación espacial de NO<sub>3</sub>.

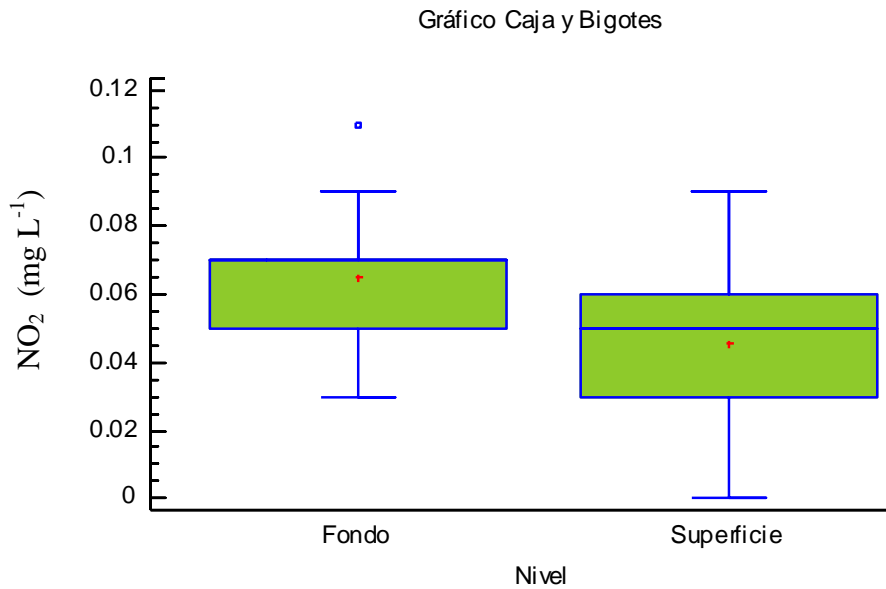


Figura 37. Diagrama de cajas múltiples de la variación por nivel de NO<sub>2</sub> en la Laguna de Coyuca

Fósforo

Diversas investigaciones han demostrado que el fósforo suele jugar un papel más importante en la eutrofización de los ecosistemas dulceacuícolas que el nitrógeno, mientras que en los ecosistemas costeros este último resulta más crítico (Flores, 2007).

De manera general, el contenido de fósforo (Total, PO<sub>4</sub>) en la Laguna de Coyuca fue alto. Los ortofosfatos fueron altos en comparación a registros anteriores, donde se han observado concentraciones de hasta 3.7 mg L<sup>-1</sup> cerca de la colonia La Estación (Cruz, 2012). De la Lanza, 2008 obtuvo una media de 0.08 mg L<sup>-1</sup> de fósforo total y 0.02 mg L<sup>-1</sup> de ortofosfatos en la Laguna de Tres Palos, Guerrero.

Fósforo total (P)

El fósforo tuvo un promedio general de 5.3052 mg L<sup>-1</sup>, el cual rebasa ligeramente el límite máximo establecido por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para estuarios (5 mg L<sup>-1</sup>). Por mes y por nivel (Fig. 38) tuvo un comportamiento heterogéneo, con diferencia significativa entre las medianas (P=0.000003; P=0.0448) cuyas concentraciones disminuyen conforme aumenta el sistema de dilución del cuerpo acuático en mayo-junio; así, debido a las bajas fluctuaciones y a los escurrimientos de fosas sépticas de comunidades aledañas, el sitio con mayor concentración de fósforo total fue el sitio el

F

C

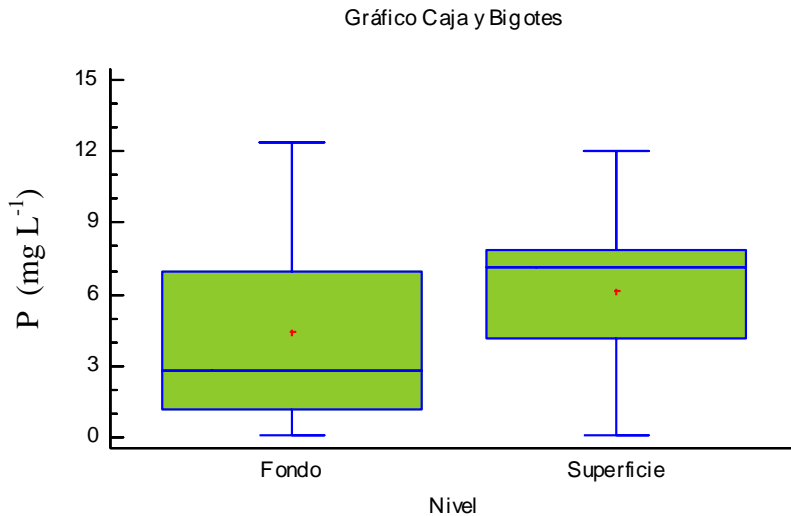


Figura 38. Diagrama de cajas múltiples de la variación por nivel de fósforo total.

Fosfato (PO<sub>4</sub>)

El promedio de PO<sub>4</sub> en la Laguna de Coyuca fue de 2.573, por mes y por sitio los fosfatos tuvieron comportamiento homogéneo sin diferencia significativa (P=0.225381;

$P=0.665354$ ); al igual que el fósforo total, los fosfatos se encontraron en mayor concentración en la zona del Embarcadero y en el sitio Conexión Canal, el cual recibe los aportes de compuestos orgánicos e inorgánicos provenientes del canal meándrico funcionando así, como sistema de amortiguamiento para la parte interna de la laguna. Por nivel ( $P=0.023111$ ;  $P < 0.05$ ) existe una diferencia estadísticamente significativa.

Cruz, 2012, encontró un promedio de  $0.7 \text{ mg L}^{-1}$ , y un máximo  $3.7 \text{ mg L}^{-1}$  en la Estación; corroborando así, la afectación que se tiene principalmente de las actividades humanas que se desarrollan en la parte alta del municipio de Coyuca de Benítez al enriquecimiento natural de las aguas, produciendo que más nutrientes puedan llegar a la laguna, cuyo origen de es principalmente los escurrimientos urbanos, métodos agrícola-ganaderos deficientes, entre otros.

Según los Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua; Los valores registrados en el presente trabajo (Fig. 39) rebasan el máximo permisible para Protección de vida acuática en aguas marinas o costeras y de agua dulce que es de  $0.002 \text{ mg L}^{-1}$  y  $5 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente; sin embargo se encuentra dentro del límite para uso recreativo con contacto primario y para riego agrícola, y pecuario ( $6 \text{ mg L}^{-1}$ ) de la NMX-001-SEMARNAT-1996.

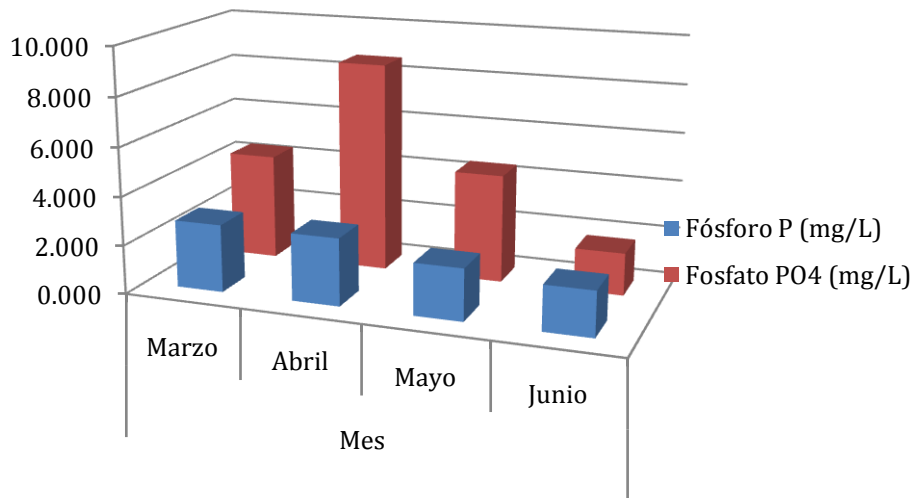


Figura 39. Gráfico variación de P y PO<sub>4</sub> en la Laguna de Coyuca

#### Sulfato (SO<sub>4</sub>)

Los SO<sub>4</sub> contaron con un promedio de  $63.881 \text{ mg L}^{-1}$ , dichas concentraciones son características de zonas oxidativas y con pH elevado (Flores, 2001), tal es el caso de la laguna de Coyuca. Temporalmente, por sitio y por nivel mostró comportamiento homogéneo, sin diferencia estadísticamente significativa entre las medianas ( $P=0.278459$ ,  $P=0.097528$ ,  $P=0.0551476$  respectivamente). Los resultados encontrados son menores a

los mencionados por Cruz, 2013 dónde registró una media de 96.5 mg L<sup>-1</sup> y un valor máximo de 460 mg L<sup>-1</sup> en La Estación.

El comportamiento de los sulfatos en la Laguna de Coyuca, al igual que las variaciones de la comunidad bacteriana heterotrófica, parecen determinarse por los flujos irregulares de materia orgánica biodisponible y por la porosidad del sedimento presentes en el sistema (Ferrara, 2006). Los sitios con valores altos fueron La estación, Paraíso de los Mangles y Pie de la Cuesta; los dos primeros relacionados a la actividad “asimiladora” del mangle y a microfauna del nicho que proporciona, y la tercera en relación al azolve como consecuencia directa de la erosión del suelo y cómo producto de técnicas agrícolas y ganaderas inadecuadas y deforestación (Flores, 2001).

### Listado taxonómico de fitoplancton

De la revisión de 84 muestras se encontraron 46 especies distribuidas en 5 Divisiones, 6 Clases, 15 Ordenes, 21 Familias y 33 Géneros (Fig. 40).

La división con mayor porcentaje fue Chrysophyta (43 %), seguida de Cyanophyta (27 %), Clorophyta (25 %), Cryptophyta (3 %) y finalmente Euglenophyta (2 %), basado en las claves taxonómicas de Prescott (1982).

En el trabajo de Dávila (1986) la representatividad del fitoplancton en la Laguna de Coyuca de Benítez se encuentra resaltada principalmente por la Clase *Bacillariophyceae* con un total de 12 especie, además de ser el grupo más abundante. En el presente trabajo fue igualmente *Bacillariophyceae* el grupo más diverso con 19 especies, sin embargo *Cyanophyceae* en el grupo con mayor abundancia. Que se debe en gran parte a las concentraciones de nutrientes y materia orgánica que se encuentran en el sistema.

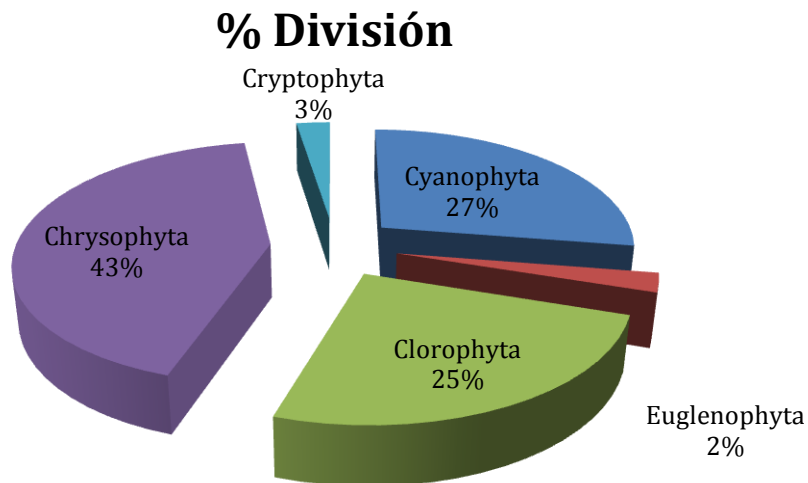


Figura 40. Porcentaje de cada División.

Índice de Shannon-Weiver

Sitio	Índice de Shannon-Weiver (H')	Especie dominante (cél/mL)	Clasificación del agua según Roldán (1992)
Pie de la Cuesta	1.85	<i>Pseudanabaena limnética</i> (144 351)	Aguas moderadamente contaminadas
Las Palmas	1.68	<i>Pseudoanabaena limnética</i> (170 311)	Aguas moderadamente contaminadas
Paraíso de los Mangles	1.78	<i>Pseudoanabaena limnética</i> (160 478)	Aguas moderadamente contaminadas
Embarcadero	1.76	<i>Pseudoanabaena limnética</i> (166 771)	Aguas moderadamente contaminadas
La Estación	2.07	<i>Pseudoanabaena limnética</i> (118 195)	Aguas moderadamente contaminadas
Conexión Canal	1.81	<i>Pseudoanabaena limnética</i> (132 748)	Aguas moderadamente contaminadas
La Barra	1.89	<i>Pseudoanabaena limnética</i> (97 349)	Aguas moderadamente contaminadas

Tabla 3. Valor Índice Shannon-Weiver por Sitio de muestreo. Dónde: H': 0 < 1,5: Aguas contaminadas. 1,5 a 3: Aguas moderadamente contaminadas. 3 a 5: Aguas muy limpias. Roldán (1992)

El sitio La Estación es un sitio que presenta un elevado grado de contaminación dentro de la laguna (Cruz, 2012); sin embargo, fue el más diverso (H' 2.07) (Tabla 4) con una mayor densidad de *Pseudoanabaena limnética* como especie dominante (118 195 cel/ mL), además que presentó menor concentración de nutrientes 2.30 mg/L de nitratos y 3.86 mg/L de fósforo total en comparación al sitio Las Palmas que presentó menor diversidad (H'1.68) cuya concentración de nutrientes fue la siguiente: nitratos (3.53 mg/L) y fósforo total (4.7 mg/L). Esto se debe principalmente a que la zona del canal, donde se ubica la Estación, es una zona de transición entre el agua salada proveniente del mar y el agua dulce provenientes de los ríos Coyuca y El Conchero que además, se caracteriza por ser un sitio somero que facilita la mezcla del agua y por lo tanto de los nutrientes y sedimentos (Aguirre, 2001).

Mes	Índice de Shannon-Weiver (H')	Especie dominante (cél/mL)	Clasificación del agua según Roldán (1992)
Enero	1.68	<i>Raphidiopsis</i>	Aguas

		<i>curvata</i> (6 128)	moderadamente contaminadas
<b>Febrero</b>	1.78	<i>Pseudoanabaena</i> <i>limnética</i> (11 706)	Aguas moderadamente contaminadas
<b>Marzo</b>	1.67	<i>Pseudoanabaena</i> <i>limnética</i> (12 726)	Aguas moderadamente contaminadas
<b>Abril</b>	1.96	<i>Pseudoanabaena</i> <i>limnética</i> (5 965)	Aguas moderadamente contaminadas
<b>Mayo</b>	1.67	<i>Pseudoanabaena</i> <i>limnética</i> (9 363)	Aguas moderadamente contaminadas
<b>Junio</b>	1.84	<i>Chroocooccus</i> <i>dispersus</i> (5 589)	Aguas moderadamente contaminadas

**Tabla 4.** Valor Índice Shannon-Weiver por Mes. Dónde:  $H'$ : 0 < 1,5: Aguas contaminadas. 1,5 a 3: Aguas moderadamente contaminadas. 3 a 5: Aguas muy limpias. Roldán (1992)

El Índice Shannon-Weiver  $H'$  de la laguna de Coyuca fue de 1.84 cuyo valor permite clasificarla cómo *aguas moderadamente contaminadas* (Roldán, 1992).

El valor de diversidad más bajo fue en marzo y mayo ( $H'$  1.67) (**Tabla 5**) lo cual se acerca a los valores de aguas contaminadas, dónde destaca además, las levadas concentraciones, en comparación a los otros meses; de la especie dominante *Pseudoanabaena limnética* (12 726 y 9 363 cél/mL); que según la descripción de Komárek, 1992, *P. limnética* se encuentra casi siempre en ambientes oligo y mesotróficos, muy raramente en sistemas eutróficos. Por otro lado, el valor más alto de  $H'$  se obtuvo en los meses de abril y junio con un  $H'$  de 1.96 y 1.84 respectivamente, dónde *Chroocooccus dispersus* fue la especie dominante (5 965 y 5 589 cél/mL respect.) que de igual forma permite ubicarlos cómo aguas moderadamente contaminadas, que si bien no se acercan al valor de aguas muy limpias, el valor indica que son los meses con mayor diversidad; por lo tanto es el que se encontró con menor grado de contaminación de acuerdo al índice Shannon-Weiver. Sin embargo especies de Cyanophyceae como las Chroococales, son indicadoras de la presencia de materia orgánica (Margalef 1983, John *et al.* 2003). En el caso de *Chroocooccus dispersus*, se ha encontrado en sitios eutróficos (Arredondo, 2008), poco profundos y con entrada de aguas negras (Ortega *et al.*, 2011) con fondos lodosos y estratos anaeróbicos (Arredondo, 2008) y que además se caracteriza por células pequeñas altamente competitivas, capaces de excluir a las especies con células más grandes (Ortega *et al.*, 2011; Muciño, 2013).

En los valores de  $H'$  no se marca un patrón bien marcado en cuánto a época de secas o lluvias cómo lo describe Dávila (1986) en el mismo sistema; sin embargo si se destaca la relación entre los meses de baja diversidad (marzo y mayo) a un aumento de temperatura (29.27 °C), en contraste a los meses de mayor diversidad (abril y junio) destacan por

registrar una concentración de 6.64 mg L<sup>-1</sup> de oxígeno disuelto, valor alto en comparación a la media (5.53 mg L<sup>-1</sup>).

Índice de Saprobiedad

Sitio de Muestreo	Índice de Saprobiedad	Clasificación del Agua según Sládecek (1972)
Pie de la Cuesta	1.59	<i>β</i> -mesosaprobiedad
Las Palmas	1.87	<i>β</i> -mesosaprobiedad
Paraíso de los Mangles	1.85	<i>β</i> -mesosaprobiedad
Embarcadero	1.85	<i>β</i> -mesosaprobiedad
La Estación	2.38	<i>β</i> -mesosaprobiedad
Conexión Canal	2.21	<i>β</i> -mesosaprobiedad
La Barra	2.12	<i>β</i> -mesosaprobiedad

Tabla 5. Valores Índice de Saprobiedad por sitio de muestreo.

Mes	Índice de Saprobiedad	Clasificación del Agua según Sládecek (1972)
Enero	1.87	<i>β</i> -mesosaprobiedad
Febrero	2.02	<i>β</i> -mesosaprobiedad
Marzo	2.01	<i>β</i> -mesosaprobiedad
Abril	1.86	<i>β</i> -mesosaprobiedad
Mayo	1.95	<i>β</i> -mesosaprobiedad
Junio	2.09	<i>β</i> -mesosaprobiedad

Tabla 6. Valores Índice de Saprobiedad por Mes.

Los valores del Índice de Saprobiedad de cada mes y en sitio de muestreo (**Tabla 7**) corresponden al intervalo 1.51-2.5 correspondiente a *β*-mesosaprobiedad, en donde se describe a ésta clase como aguas ligeramente sucias, que sirven para riego y pesca (Sládecek, 1973).

El sitio con el valor saprobio más alto fue La Estación (2.38) donde además de contar con elevadas concentraciones de nutrientes, fue el sitio con el POR más alto (78.7 mV) el cual contó con especies como *Pandorima morum*, *Clorella vulgaris* y *Cryptomonas ovata*, cuya valencia saprobica es alta (2, 3.6 y 3 respectivamente) por lo que se demuestra la tolerancia de los organismos fitoplanctónicos ante la continua efluencia de contaminantes; el mes con mayor valor fue junio (2.09) debido principalmente a la proliferación de especies tolerantes, debido al arrastre de compuestos orgánicos provenientes de los ríos Coyuca y el Conchero y por escurrimientos de las zonas de cultivo.

Debido a que las altas concentraciones de oxígeno disuelto en la laguna de Coyuca por difusión atmosférica y por la tasa de productividad primaria del sistema, el POR en la laguna es oxidativo, permitiendo así la degradación de la materia orgánica mediante



organismos aeróbicos (Ortega, 1996); por otro lado las concentraciones de nutrientes como nitratos ( $3.90 \text{ mg L}^{-1}$ ) y fosfatos ( $2.57 \text{ mg L}^{-1}$ ) son elevadas, favoreciendo la proliferación de fitoplancton; así, cuando no hay limitación de nutrientes los índices de consumo muestran una curva en forma de hipérbola en respuesta a la intensidad de luz, similar a la fotosíntesis (Contreras *et. al.*, 1997). Así, cuando existen condiciones de no-limitación de nutrientes ambientales, la velocidad de absorción del organismo fitoplanctónico aumenta de acuerdo con la concentración externa del nutriente.

### Análisis Multivariado.

En la prueba de correlaciones de Pearson, un total 45 pares de variables tuvieron valores  $P < 0.05$  que indican correlaciones significativamente diferentes de cero, con un nivel de confianza del 95.0%. Sin embargo, sólo 27 pares de variables se consideran con un nivel de

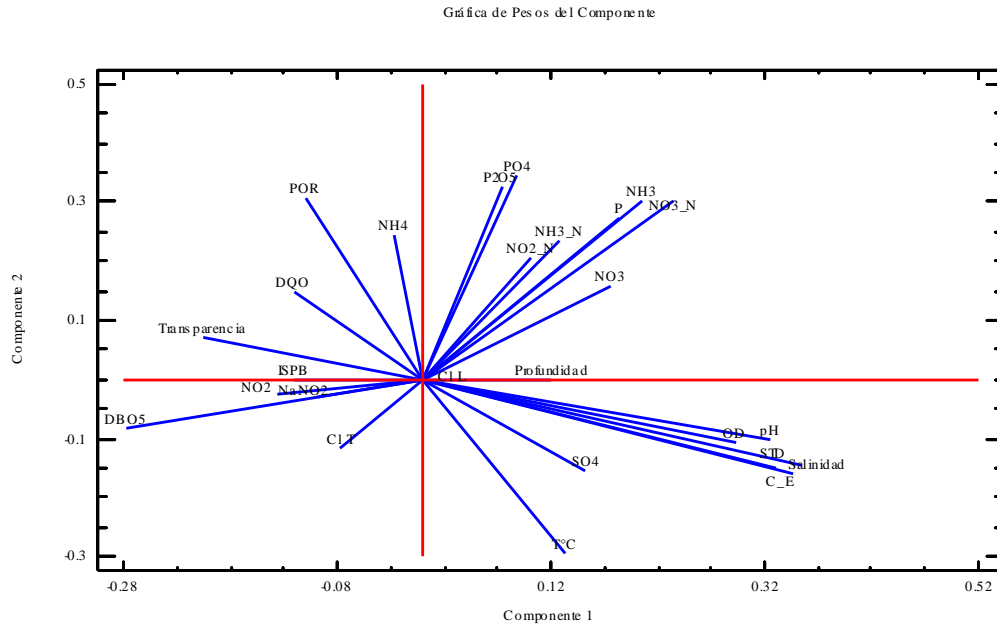


Figura 41. Análisis de Componentes Principales

El Análisis de Componentes Principales se efectuó sobre 20 variables, donde se obtuvo en el primer componente un porcentaje acumulado de 25.968, el segundo componente obtuvo el mayor valor con 44.057 (Fig. 41). El cual indica que se necesita un mayor número de variables para representar adecuadamente la información generada por éstas mismas; por lo tanto tienen una gran correlación. En el segundo componente el fósforo obtuvo el mayor peso de contribución, con 0.3468.

Las cargas de contribución fueron las siguientes; en el primer componente: salinidad (0.35439), Conductividad eléctrica (0.3458), sólidos totales disueltos(0.3318), oxígeno disuelto (0.2929), profundidad (0.1200), cloro total (-0.775), DBO<sub>5</sub> (-0.2760), transparencia (-0.2060), nitratos (0.1761), nitritos (-0.1354,) DQO (-0.1210), Índice de Saprobiidad (-0.1208) y cloro libre(0.0278). En el Segundo componente las variables con mayor peso fueron, fósforo total (0.3468), potencial óxido-reducción (0.3053), amoniaco (0.2994), fosfatos (0.2706), amonio (0.2418), temperatura (-0.2939), sulfatos (-0.1547) y salinidad (-0.1428).

De tal modo, en el primer componente tuvieron mayor peso la salinidad, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos, pH, oxígeno disuelto, y temperatura, parámetros que demostraron un comportamiento significativo de manera espacial; en cambio, el segundo componente fue representado principalmente por los nutrientes, transparencia, la DQO y DQO, y el Índice de Saprobiidad.

### Análisis de Conglomerados

En el análisis de conglomerados se puede observar diferencias espaciales respecto a las características físicas, químicas y biológicas del sistema (*Fig. 44*). En donde los siete puntos de muestreo se agrupan principalmente en cuatro conglomerados, en primer lugar se forma un subgrupo formado por Paraíso de los Mangles-Pie de la Cuesta como los sitios de mayor similitud, que se une a Las Palmas para formar el primer conglomerado, que a su vez se une a Conexión Canal formando un segundo conglomerado, que posteriormente forma un tercer grupo con el Embarcadero, posteriormente forma un cuarto conglomerado con la Estación y finalmente se unen a la Barra. En éste análisis se puede apreciar claramente que existe una diferencia espacial en La Laguna cuyas propiedades se van diferenciando desde la zona turística al Este de la laguna, hacia el Oeste donde se encuentra el Canal y la Barra de la Laguna de Coyuca; relacionados a la hidrodinámica del sistema lagunar y además a la contaminación puntual existente en los puntos de muestreo, tales como Pie de la Cuesta, Embarcadero, Estación y la Barra; en comparación a los sitios Las Palmas, Paraíso de los Mangles y Conexión Canal, que presentan contaminación difusa debido a las actividades agropecuarias presentes en ellas.

De manera general y en mayor relación a la morfología e hidrodinámica del sistema, pueden describirse tres zonas, la primera, la zona Noroeste de la Laguna (Pie de la Cuesta, Palmas y Paraíso de los Manglares) se caracterizó por presentar valores altos en profundidad, oxígeno disuelto, temperatura, pH, POR, salinidad, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos, nitratos, fósforo total, fosfatos, y sulfatos. La segunda, la zona oeste (Barra y La Estación) obtuvo valores altos en cuanto a transparencia, POR, DBO<sub>5</sub>, DQO. Y la tercera zona centro (Conexión Canal y Embarcadero) que presentan variaciones de ambas; ya que es considerada una zona de transición del agua proveniente del mar que se mezcla con el agua proveniente de los ríos Coyuca y El Conchero.

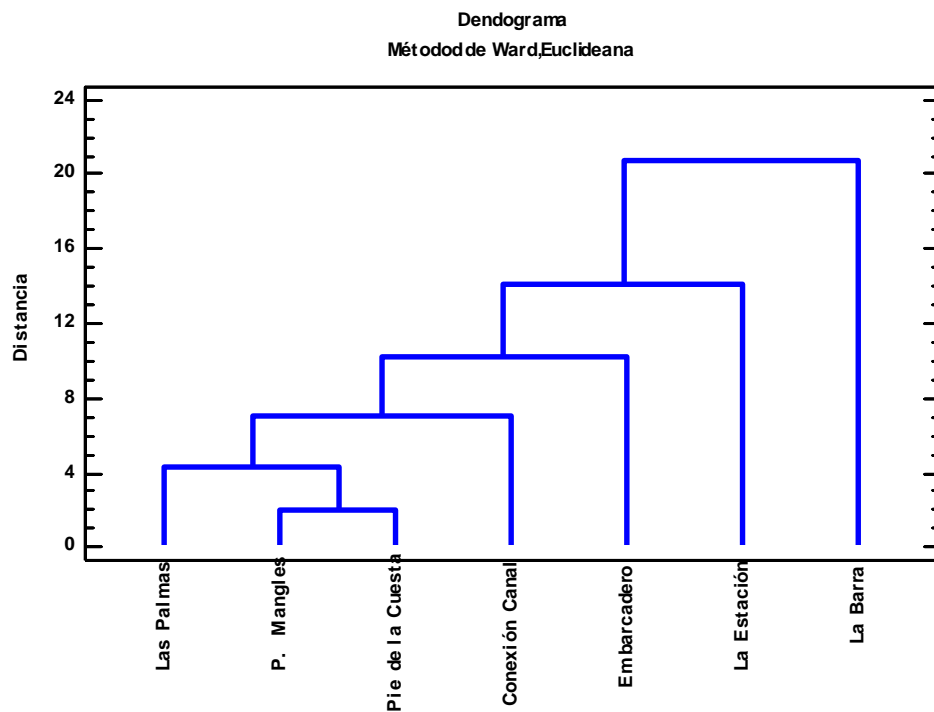


Figura 44. Análisis de Conglomerados.

## X. Conclusiones

- i. Ocho parámetros resultaron con elevadas concentraciones; de los cuales DBO<sub>5</sub> rebasa los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996; y DQO, OD, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, PO<sub>4</sub>, SO<sub>4</sub> rebasan los Criterios Ecológicos para Calidad del Agua (CE-CCA-001/89).
- ii. Los sitios que sobrepasaron los límites permisibles de manera mensual fueron Pie de la Cuesta y Embarcadero.
- iii. Según los resultados del índice de saprobiedad el agua se encuentra dentro del intervalo 1.51-2.5 correspondiente a *Beta-mesosaprobiedad*. El Índice de Shannon-Weiver obtuvo un valor de 1.84 correspondiente a *agua moderadamente contaminada*.
- iv. De acuerdo al análisis estadístico univariado todos los parámetros mostraron distribución no normal, siendo oxígeno disuelto, temperatura, POR, DBO<sub>5</sub> y nitratos los que mostraron comportamiento heterogéneo ( $P < 0.05$ ).
- v. El análisis de componentes principales indicó que los parámetros con mayor peso en el comportamiento del sistema son salinidad, fosfatos y nitritos.

## XI. Anexos

### Anexo 1. Características de las zonas de Saprobiedad, según Sládecek *et. al.* (1981)

ZONAS	SUBZONAS E INTERVALOS DEL INDICE DE SAPROBIEDAD	COMUNIDADES-CUERPOS DE AGUA
C=CATASAPROBIEDAD		Aguas subterráneas y limpias. el número de bacterias por infiltración puede ser alto, pero mueren rápidamente. Aguas de la capa freática.
L=LIMNOSAPROBIEDAD		Aguas aeróbicas, se subdividen en:
	x=xenosaprobiedad (0-0.5)	Aguas de manantiales. Ejemplos: Xantophyceae, Rodophyceae, Chrysophyceae, Desmidiaceae.
	o=oligosaprobiedad (0.51-1.5)	Lagos, arroyos, etc. Ejemplos: Rhodophyceae, Charophyceae
	B=betamesosaprobiedad ) (1.51-2.5	Aguas ligeramente sucias, que sirven para riego y pesca Ejemplo: Chlorophyceae.
	a=alfamesosaprobiedad (2.51-3.5)	Aguas de estanques. Ejemplos: Euglenophyceae, Chlorophyceae y Bacillariophyceae
	p=polisaprobiedad (3.51-4.5)	Aguas con fuerte contaminación, condiciones de microarofilia. Ejemplos: Euglenophyceae, <i>Chlorobacterium</i> , <i>Beggiatoa</i> , <i>Thiobacterium</i> .
E=EUSAPROBIEDAD		Aguas sucias, anaeróbicas, cuya DBO5 es alta, se subdividen en:

*Continúa*

Continuación Anexo 1.

ZONAS	SUBZONAS E INTERVALOS DEL INDICE DE SAPROBIEDAD	COMUNIDADES-CUERPOS DE AGUA
	l=Isosaprobiedad (4.51-5.5)	Aguas de desecho de origen doméstico. Ejemplo: Cyanophyceae Ciliados 10 a 50 000/ml Flagelados 1000 a 2000/ml Amebas 0 a 1000/ml
	m=metasaprobiedad (5.51-6.5)	Aguas de desechos industriales. Ejemplo: Bacterias de azufre
	h=hipersaprobiedad (6.51-7.5)	Digestión de lodos. Ejemplo: Bacterias del metano, bacterias y hongos en masa, flagelados de 0 a 5 ml
	u=ultrasaprobiedad (7.51-8.5)	Condiciones abióticas. Esporas, quistes y otras formas de resistencia.
T=TRANSAPROBIEDAD		Aguas tóxicas que se subdividen en:
	a=antisaprobiedad	No hay vida vegetativa, sólo esporas.
	r=radiosaprobiedad	No hay vida vegetativa
	c=criptosaprobiedad	No hay vida vegetativa

Anexo 2. Sistema de Saprobios según Sládecek (1961)

Cataropiedad ( C )	Limnosaprobiedad (L)	Eusaprobiedad ( E )	Transaprobiedad (T)
Agua pura sin contaminación, p. ej. Agua subterránea no contaminada, agua potable (Tratada artificialmente).	Aguas superficiales, y subterráneas más o menos contaminadas. Agua para uso Industrial.	Aguas residuales con contenido de materia orgánica de fácil o difícil descomposición microbiana	Aguas residuales tóxicas. Desechos con materia orgánica e inorgánica no degradable. Aguas residuales radiactivas.

Anexo 3. Datos aproximados de valores biológicos, bacteriológicos y químicos según Sládecek (1966)

Nivel de Saprobiedad	Abrev.	Total de bacterias psicrófilas (mL.)	Coliformes (L)	Oxígeno Disuelto (p.p.m)	Oxígeno Disuelto saturación	H <sub>2</sub> S (p.p.m.)	DBO <sub>5</sub> (p.p.m.)	Sustancias específicas
cataropiedad	c	500	20	variable	variable	0	0	Cloro residual
xenosaprobiedad	x	1000	10 000	8	60	0	1(2)	Eh=+200 mV o más
oligosaprobiedad	o	10000	50 000	6	50	0	2.5(4)	
b-mesosaprobiedad	β	50000	100 000	4	40	0	4(6)	
a-mesosaprobiedad	α	250 000	1 000 000	2	20	0	7(9)	
polisaprobiedad	p	2 000 000	20 000 000	0.5	10	trazas	40(80)	
isosaprobiedad	i	10 000 000	3 000 000 000	trazas	0	1	40-400(600)	Eh=+50-200 mV
metasaprobiedad	m	20 000 000	10 000 000 000	0	0	1-100	200-700	Eh=menos de +50 mV
hipersaprobiedad	h	50 000 000	1 000 000	0	0	10	500-1500(2000)	venenos y sustancias
ultrasaprobiedad	u	10	0	0	0	0	1000-60 000	alcaloides

#### Anexo 4. Descripción de métodos

La  $\text{DBO}_5$  se determinó mediante el método estandarizado en APHA (1995) el cual basa en medir el oxígeno consumido por una población microbiana heterogénea para efectuar la oxidación de la materia orgánica presente en aguas naturales y residuales en condiciones que favorecen el desarrollo de los microorganismos y en las que se ha inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno y se determina por la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el oxígeno disuelto al cabo de cinco días de incubación a  $20^\circ$ ; la Demanda Química de Oxígeno se llevó a cabo mediante el método de reflujos cerrado descrito en APHA (1995) que es más económico en cuanto al uso de reactivos, donde el método que involucra el uso de dicromato debido a su mayor homogenización de las muestras que contienen sólidos suspendidos para obtener resultados reproducibles. En este método una gran cantidad de compuestos orgánicos son oxidados con una mezcla de ácido crómico y sulfúrico en ebullición. La muestra se coloca a reflujos en una disolución de ácido fuerte con un exceso conocido de dicromato de potasio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ).

Mediante el uso del fotómetro multiparamétrico HANNA HI83200 se evaluaron los siguientes parámetros químicos:

El método para determinar el Cl libre que utiliza el multiparamétrico HANNAHI83200 es una adaptación de el método DPD (N, N-dietil-p-fenilendiamina) de la EPA, donde el cloro en la muestra, en forma de ácido hipocloroso o iones hipoclorito (cloro libre o cloro libre disponible) reacciona inmediatamente con DPD y por lo tanto. La reacción produce una coloración rosa; que es detectada a una longitud de onda de 525 nm. Con una escala de detección de 0 a  $2.50 \text{ mg L}^{-1}$  (HANNA Instruments, 2008).

El método para Cloro total permite escala de detección de 0 a  $2.50 \text{ mg L}^{-1}$  y es una adaptación de el método DPD (N, N-dietil-p-fenilendiamina) de la EPA, donde el cloro en la muestra, en forma de ácido hipocloroso o iones hipoclorito (cloro libre o cloro libre disponible). El cloro combinado existe como monocloramina, dicloramina, tricloruro de nitrógeno y otros derivados del cloro. El cloro combinado oxida el reactivo de yoduro a yodo. El yodo reacciona con DPD junto con el cloro libre presente en la muestra lo que una coloración rosa; que es detectada a una longitud de onda de 525 nm (HANNA Instruments, 2008).

Para compuestos amoniacales, el método utilizado es una adaptación del método *Nessler de Manual of Water Environmental Technology*. Donde el reactivo *Nessler* reacciona con el amoníaco, bajo fuertes condiciones alcalinas, y forma un complejo de color amarillo. La adición de una solución salina Rochelle inhibe la precipitación de los iones de calcio y magnesio debido a la presencia del reactivo alcalino *Nessler*, la intensidad de color de la solución determina la concentración de amoníaco. Permite un rango de detección de 0 a  $3.00 \text{ mg L}^{-1}$ . El multiparamétrico HANNA HI83200 permite convertir el resultado a  $\text{mg/}$  de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) (HANNA Instruments, 2008).

Para los compuestos nitrogenados; primeramente para el caso de los nitratos, el método utilizado es una adaptación del método de reducción por cadmio. Donde la reacción entre el nitrato y el reactivo causa una coloración ámbar en la muestra. Permite convertir el resultado a



mg/L de  $\text{NO}_3^-$ -N ó  $\text{NO}_3^-$  ; éste permite un rango de detección de 0 a 30 mg L<sup>-1</sup> (HANNA Instruments, 2008).

En el caso de los nitritos es una adaptación del método Diazotización 354.1 de EPA, dónde los nitritos reaccionan con el reactivo ácido cromotrópico y forman un tinte rosa en la muestra. La cantidad de color desarrollada es proporcional a la concentración de nitrito presente en la muestra de agua; el fotómetro multiparamétrico permite un rango de detección de 0 a 0.35 mg/L; así mismo permite hacer la conversión de  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{NO}_2^-$ -N y  $\text{NaNO}_2$  (HANNA Instruments, 2008).

Para determinar el Fósforo Total, el multiparamétrico HANNA HI83200 utiliza una adaptación del método Amino Acido de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* ; éste método se basa en la reacción en medio ácido del ión fosfato con iones Molibdeno formando un complejo de fosfomolibdato; generando así una coloración azul que se relaciona directamente con la concentración del fósforo; el multiparamétrico HANNA permite convertir el resultado de P mg/L de fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) y Anhídrido fosfórico ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) (HANNA Instruments, 2008).

Para el caso de los sulfato el multiparamétrico HANNA HI83200 tiene un rango de detección que va de 0 a 150 mg L<sup>-1</sup>. Se lee a los 466 nm y el método se basa en el precipitado de sulfato de bario insoluble que se forma a partir de la reacción entre los iones de sulfato en la muestra y el reactivo de cristales de cloruro de bario contenidas en el paquete de reactivo; el instrumento muestra los resultados en mg/L de  $\text{SO}_4^{2-}$  (HANNA Instruments, 2008).

Anexo 5. Tabla de promedio mensual en la Laguna de Coyuca

Parámetro	P.M.	NOM-001-SEMARNAT-1996					CE-CCA-001/89		
		Protección a la Vida Acuática	Uso en riego Agrícola	Uso público urbano	Explotación Pesquera	Recreación	Uso Agrícola	Protección V.A: Agua Dulce	Protección V.A: Agua Marina y Estuario
Profundidad (m)	3.12								
Transparencia (cm)	49.47						>200.0		
Oxígeno Disuelto (mg L <sup>-1</sup> )	5.53						>5	>5	
Temperatura (°C)	28.21	40	40	40	40	40	32	32	
pH	8.73	5.0-10.0	5.0-10.0	5.0-10.0	5.0-10.0	5.0-10.0			
POR (mV)	50.71								
Salinidad (‰) ó	1.29								
Conductividad eléctrica (mS/cm)	2.46								
Sólidos Totales Disueltos (mg L <sup>-1</sup> )	1233.93						3000		
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg L <sup>-1</sup> )	74.12	30	75	30	150	75			
Demanda Química de Oxígeno (mg L <sup>-1</sup> )	95.79								
Cloro libre (mg L <sup>-1</sup> )	0.0785						0.011	0.0075	
Cloro Total (mg L <sup>-1</sup> )	0.0758								
Amoniac NH3 (mg L <sup>-1</sup> )	0.4482								
Amonio NH4 (mg L <sup>-1</sup> )	0.6086								
Nitrato NO3 (mg L <sup>-1</sup> )	3.9067							0.04	
Nitritos NO2 (mg L <sup>-1</sup> )	0.0555							0.02	
Fósforo P (mg L <sup>-1</sup> )	5.3052	5	20	5					
Fosfato PO4 (mg L <sup>-1</sup> )	2.5731							0.002	
Sulfato SO4 (mg L <sup>-1</sup> )	63.881						0.005		

Anexo 6. Promedio por Sitio

Parámetro	Promedio anual Laguna de Coyuca	Promedio por Sitio						
		Pie de la Cuesta	Las Palmas	Embarcadero	Paraíso de los Mangles	Conexión Canal	La Estación	La Barra
Profundidad (m)	3.12	2.16	5.24	5.00	2.19	2.22	2.68	2.38
Transparencia (cm)	49.47	36.5	31.66	38.83	32.66	45.0	59.16	89.16
Oxígeno Disuelto (mg L <sup>-1</sup> )	5.53	5.79	5.76	4.48	6.94	6.05	4.42	4.32
Temperatura (°C)	28.21	28.39	28.79	28.38	28.46	27.99	27.57	23.29
Ph	8.73	8.85	9.03	9.00	9.24	8.90	7.95	6.71
POR (mV)	50.71	47.14	29.32	55.77	31.25	49.19	78.7	50.33
Salinidad (‰)	1.29	1.71	1.58	1.55	1.29	1.46	0.82	0.38
Conductividad eléctrica (mS/cm)	2.46	3.41	3.21	2.92	2.61	2.53	1.35	0.82
Sólidos Totales Disueltos (mg L <sup>-1</sup> )	1233.93	1695.5	1570.41	1454.75	1316.66	1367.41	616.07	411
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg L <sup>-1</sup> )	74.12	79.49	62.36	71.88	63.94	71.82	79.94	77.42
Demanda Química de Oxígeno (mg L <sup>-1</sup> )	95.79	108.5	89.5	86	85.83	91.83	102.33	95.41
Cloro libre (mg L <sup>-1</sup> )	0.0785	0.05	0.05	0.04	0.07	0.06	0.05	0.04
Cloro Total (mg L <sup>-1</sup> )	0.0758	0.07	0.06	0.07	0.07	0.06	0.07	0.04
Amoniac NH <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0.4482	0.35	0.43	0.42	0.38	0.37	0.38	0.18
Amonio NH <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0.6086	0.48	0.62	0.71	0.43	0.37	0.30	0.51
Nitrato NO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	3.9067	2.75	3.53	4	1.32	2.22	2.30	2.09
Nitritos NO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0.0555	0.056	0.04	0.04	0.04	0.03	0.05	0.03
Fósforo P (mg L <sup>-1</sup> )	5.3052	4.21	4.7	5.75	4.25	4.27	3.86	2.99
Fosfato PO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	2.5731	2.2	2.14	2.59	2.10	2.33	1.99	1.11
Sulfato SO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	63.881	37.5	29.5	32.08	36.66	34.5	39.16	14.16

Anexo 7. Promedio por Mes

Parámetro	Mes					
	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio
Profundidad (m)	2.720	2.771	4.321	2.597	3.233	3.129
Transparencia (cm)	72.286	62.143	41.429	42.286	36.000	36.429
Oxígeno Disuelto (mg L <sup>-1</sup> )	3.950	4.421	5.698	6.647	5.991	6.324
Temperatura (°C)	27.285	27.478	29.279	27.734	29.096	28.306
Ph	8.711	8.809	8.851	8.701	8.654	8.710
POR (mV)	80.071	61.800	54.143	49.793	16.599	39.327
Salinidad ‰	1.085	1.355	1.307	1.391	1.286	1.331
Conductividad eléctrica (mS/cm)	2.059	2.307	2.492	2.696	2.601	2.641
Sólidos Totales Disueltos (mg L <sup>-1</sup> )	1057.214	1278.167	1249.000	1350.286	1200.636	1274.571
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg L <sup>-1</sup> )	137.559	263.599	198.921	206.278	109.074	114.194
Demanda Química de Oxígeno (mg L <sup>-1</sup> )	109.143	66.333	86.286	109.143	97.429	94.143
Cloro libre (mg L <sup>-1</sup> )		0.063	0.086	0.089	0.080	0.073
Cloro Total (mg L <sup>-1</sup> )		0.087	0.084	0.061	0.104	0.046
Amoníaco NH <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )		0.669	0.425	0.691	0.226	0.261
Amonio NH <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )		0.701	0.419	0.961	0.570	0.406
Nitrato NO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )			6.629	2.375	4.574	2.050
Nitritos NO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )			0.059	0.049	0.061	0.049
Fósforo P (mg L <sup>-1</sup> )			2.786	2.771	2.129	1.850
Fosfato PO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )			4.386	8.650	4.457	1.746
Sulfato SO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )				59.000	66.786	65.857

Anexo 8. Matriz de correlaciones de Pearson

r	Prof.	Trans.	OD	T°C	pH	POR	Sal.	C_E	STD	DBO5	DQO	Cl L	Cl T	NH3	NH4	NO3	NO2	PO4	P	SO4	
Prof.																					
Transp.	-0.270																				
OD	0.160	-0.170																			
T°C	0.160	-0.010	0.400																		
pH	0.210	-0.460	0.790	0.270																	
POR	-0.200	0.140	-0.460	-0.640	-0.350																
Sal.	0.210	-0.540	0.700	0.540	0.810	-0.380															
C_E	0.240	-0.520	0.700	0.620	0.770	-0.390	0.990														
STD	0.150	-0.330	0.770	0.580	0.820	-0.390	0.940	0.930													
DBO5	-0.210	0.150	-0.500	-0.220	-0.530	0.310	-0.580	-0.550	-0.490												
DQO	-0.150	0.250	-0.310	0.020	-0.520	0.140	-0.360	-0.300	-0.310	0.260											
Cl L	-0.360	-0.110	-0.090	0.030	-0.110	-0.190	0.120	0.110	0.080	-0.300	0.110										
Cl T	-0.050	0.190	-0.270	0.320	-0.180	-0.360	-0.070	-0.050	-0.120	-0.270	0.080	0.300									
NH3	0.320	-0.300	0.220	-0.300	0.280	0.190	0.240	0.200	0.180	-0.480	0.070	0.050	-0.360								
NH4	0.220	0.560	0.030	-0.180	-0.060	0.140	-0.280	-0.310	-0.170	-0.200	0.130	-0.300	-0.070	0.260							
NO3	0.250	-0.130	0.150	0.170	0.350	-0.070	0.320	0.300	0.290	-0.430	0.210	-0.260	0.050	0.500	0.260						
NO2	-0.110	0.020	-0.500	0.040	-0.450	-0.050	-0.220	-0.230	-0.300	0.130	0.090	0.100	0.470	-0.220	-0.070	0.010					
PO4	0.170	-0.430	0.070	-0.120	0.150	0.310	0.300	0.300	0.140	-0.320	0.260	-0.020	-0.210	0.560	0.060	0.450	-0.120				
P	-0.070	0.160	-0.030	-0.230	-0.030	0.410	0.020	0.000	0.020	-0.520	0.080	0.260	0.140	0.460	0.400	0.270	0.120	0.480			
SO4	0.060	-0.610	0.110	0.160	0.200	-0.150	0.540	0.530	0.300	-0.290	-0.410	0.310	-0.030	0.030	-0.560	-0.190	0.210	0.190	-0.150		
ISPB	0.110	0.120	-0.190	-0.270	-0.230	-0.050	-0.370	-0.360	-0.410	0.240	0.090	-0.180	-0.020	-0.070	-0.090	0.010	-0.320	-0.040	-0.410	-0.180	

**Anexo 9. Listado taxonómico de fitoplancton registrado, basado en las claves taxonómicas de Prescott (1982).**

**División** Cyanophyta

**Clase** Cyanophyceae

**Orden** Pseudanabaenales

**Familia** Pseudanabaenaceae

**Género** *Pseudanabaena*

**Especie** *P. limnética* (Lemmermann) Kómarek

**Orden** Chroococcales

**Familia** Chroococcaceae

**Género** *Chroococcus* Näegeli

**Especie** *C. dispersus* (Keissler) Lemmermann

**Género** *Aphanocapsa* Näegeli

**Especie** *A. delicatissima* Näegeli

**Género** *Merismopedia* Meyen

**Especie** *M. tenuissima* Lemmermann

*M. punctata* Meyen

**Género** *Dactylococcopsis* Hansgirg

**Especie** *D. irregularis* G. M. Smith

**Familia** Microcystaceae

**Género** *Microcystis* Kützing

**Especie** *Microcintas sep.*

**Género** *Gleocapsa* Kützing

**Especie** *Gleocapsa sp.* Kützing

**Orden** Oscillatoriales

**Familia** Oscillatorineae

**Género** *Oscillatoria* (Vaucher) Gomont

**Especie** *Oscillatoria. sp.* Gomont

**Orden** Nostocales

**Familia** Nostoceae

**Género** *Raphidiopsis* Fritsch & Rich

**Especie** *Raphidiopsis curvata* Fritsch & Rich

**Género** *Cylindrospermopsis* Seenayya & Raju

**Especie** *C. raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Raju

**Género** *Anabaena* (Bory) Bornet et Flault

**Especie** *A. spiroides* Kleban

*A. flosaquae*

**División** Euglenophyta

**Clase** Euglenophyceae

**Anexo 9. Continuación. Listado taxonómico de fitoplancton registrado.**

**Orden** Euglenales

**Suborden** Eugleninea

**Familia** Euglenaceae

**Género** *Euglena* Ehr.

**Especie** *Euglena* sp. Ehr.

**División** Chlorophyta

**Clase** Chlorophyceae

**Orden** Volvocales

**Familia** Chlamydomonadaceae

**Género** *Chlamydomonas* Ehrenberg

**Especie** *Chlamydomona* sp. Ehrenberg

**Familia** Volvocaceae

**Género** *Pandorina* Bory

**Especie** *P. morum* Bory

**Orden** Chlorococcales

**Familia** Gomphosphaeriaceae

**Género** *Coelosphaerium*

**Especie** *C. kuetzingianum* Nägeli

**Familia** Oocystaceae

**Género** *Chlorella* Beyerinck

**Especie** *C. vulgaris* Beyerinck

**Género** *Oocystis* Nägeli

**Especie** *O. lacustris* Chodat

**Familia** Scenedesmaceae

**Género** *Scenedesmus* Meyen

**Especie** *S. acutus*

*S. dimorphus* (Turp.) Kützing

*S. bijugatus*

*S. quadricauda*

**Género** *Crucigenia* Morren

**Especie** *C. tetrapedia* (Kirch.) W. and G. S. West

**Género** *Actinastrum* Lagerheim

**Especie** *A. hantzschii* Lagerheim

**Orden** Desmidiiales

**Familia** Closteriaceae

**Género** *Closterium* Nitzsch ex Ralfs

**Especie** *Closterium* sp.

**División** Chrysophyta

**Clase** Bacillariophyceae

**Anexo 9. Continuación. Listado taxonómico de fitoplancton registrado.**

**Orden Bacillariales**

**Familia Bacillariaceae**

**Género** *Bacillaria* (Gmelin)

**Especie** *Bacillaria sp. 1* (Gmelin)

*Bacillaria sp. 2* (Gmelin)

**Género** *Nitzschia* Hassall

**Especie** *N. closterium* (Ehrenberg) W. Smith

*N. reversa* W. Smith

*Nitzschia sp. 1*

*Nitzschia sp. 2*

**Orden Thalassiophysales**

**Family Catenulaceae**

**Género** *Amphora* Ehrenberg ex Kützing

**Especie** *A. ovalis* Kützing

**Orden Cymbellales**

**Family Cymbellaceae**

**Género** *Cymbella* Agardh

**Especie** *Cymbella sp. 1* Agardh

**Orden Naviculales**

**Familia Naviculaceae** (O. Muller) Bory de Saint-Vicent

**Género** *Navícula*

**Especie** *Navícula sp. 1*

*Navícula sp. 2*

*Navícula sp. 3*

**Género** *Caloneis* Cleve

**Especie** *Caloneis sp.* Cleve

**Género** *Pinnularia* (Ehrenberg)

**Especie** *Pinnularia sp.* (Ehrenberg)

**Familia Diploneidaceae**

**Género** *Diploneis* Ehrenberg ex Cleve

**Especie** *Diploneis ovalis* (Hilse) Cleve

**Familia Pleurosigmataceae**

**Género** *Gyrosigma* (Ehrenberg) Hassall

**Especie** *Gyrosigma sp.*



**Anexo 9. Continuación. Listado taxonómico de fitoplancton registrado**

**Clase** Coscinodiscophyceae

**Orden** Thalassiosirales

**Familia** Stephanodiscaceae

**Género** *Cyclotella* (Kützing) Brébisson

**Especie** *Cyclotella sp.* (Kützing) Brébisson

**Clase** Fragilariaceae

**Orden** Fragilariales

**Familia** Fragilariaceae

**Género** *Diatoma* Bory de St-Vincent

**Especie** *Diatoma vulgare* (Grunow) Bukhtiyarova

**Reino** Chromista

**División** Cryptophyta

**Clase** Cryptophyceae

**Orden** Cryptomonadales

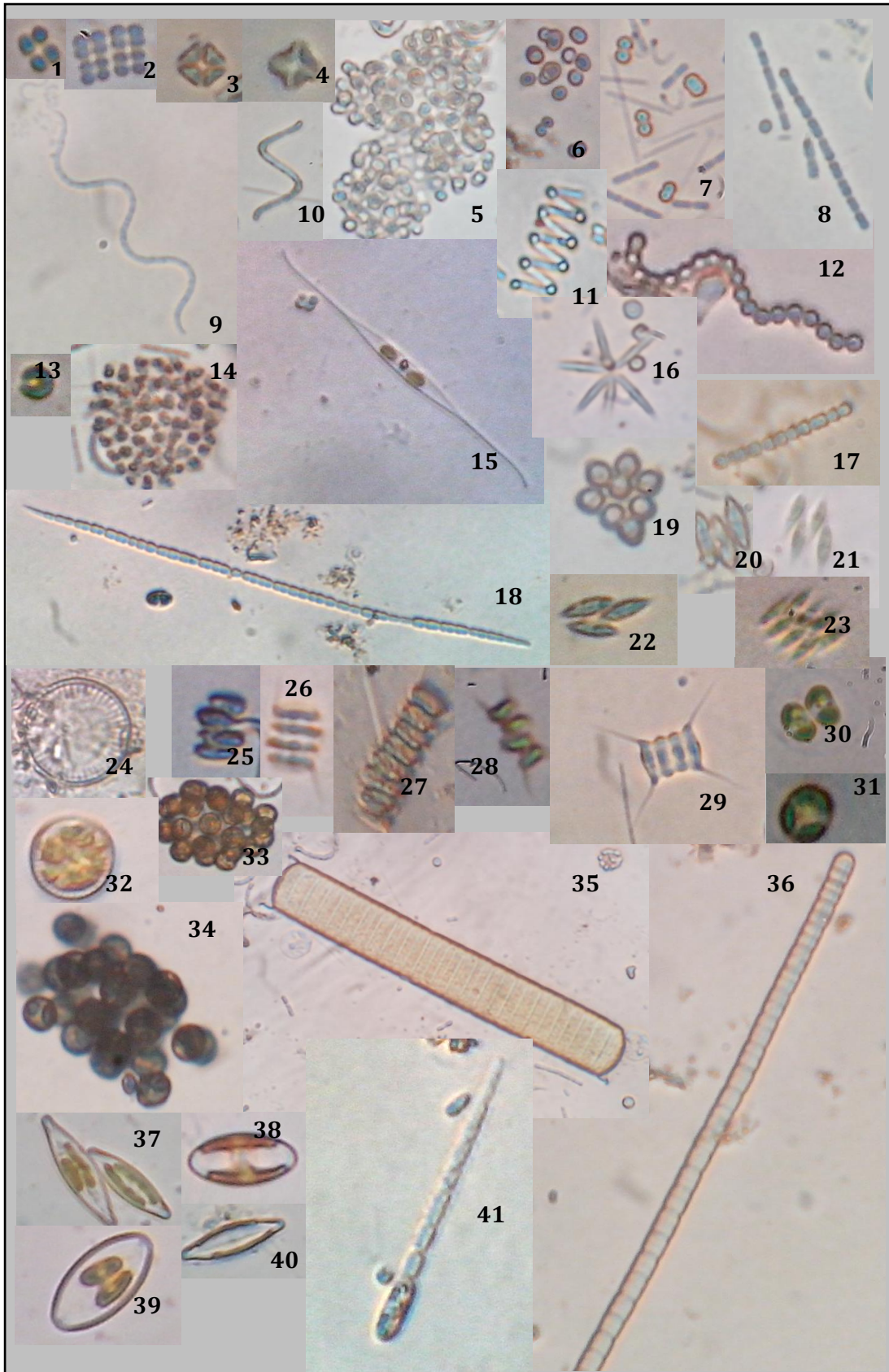
**Familia** Cryptomonadaceae

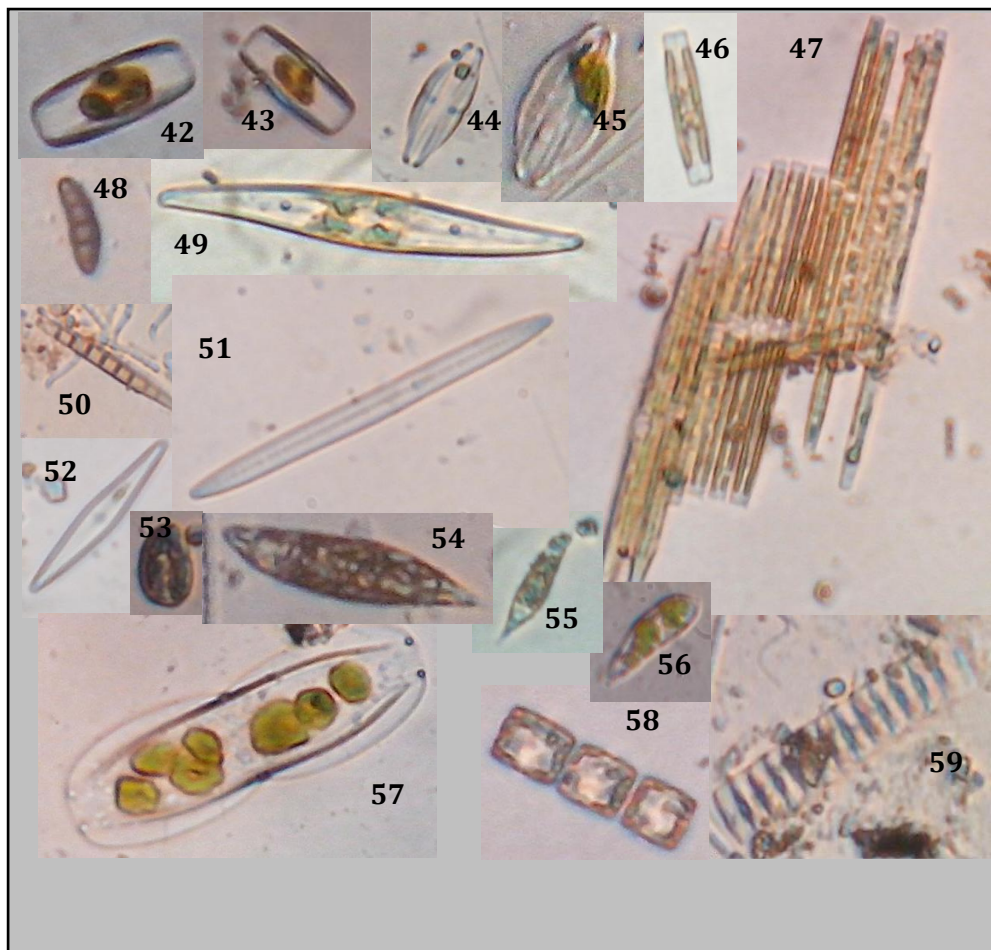
**Género** *Cryptomonas* (Ehrenberg)

**Especie** *C. ovata* (Ehrenberg)

Anexo 10. Número total de organismos encontrados, su abundancia relativa y valencia saprobia.

<i>Phylum</i>	<i>Clase</i>	<i>Especie</i>	<i>Abundancia relativa</i>	<i>Valencia saprobia (S)</i>		
<i>Cyanobacteria</i>	<i>Cyanophyceae</i>	<i>Anabaena spiroides</i>	-0.0048303	1.35		
		<i>Merismopedia tenuissima</i>	-0.1757446			
		<i>Merismopedia punctata</i>	-0.0173301			
		<i>Chroococcus dispersus</i>	-0.3247534			
		<i>Pseudanabaena limnetica</i>	-0.3678769			
		<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	-0.0186038			
		<i>Raphidiopsis curvata</i>	-0.3252452			
		<i>Aphanizomenon flosaquae</i>	-0.0981948	1.7		
		<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	-0.1394589			
		<i>Anabaena flosaquae</i>	-0.0077936			
		<i>Dactylococopsis irregularis</i>	-0.0995723			
		<i>Mycrocistis sp.</i>	-0.0053925			
		<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	-0.0636401	1.6		
		<i>Oscillatoria sp.</i>	-0.0006867			
		<i>Chlorophyta</i>	<i>Chlorophyceae</i>	<i>Pandorina morum</i>	-0.0008883	2
				<i>Clorella vulgaris</i>	-0.0200798	3.6
<i>Scenedesmus acutus</i>	-0.0043687			2.2		
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	-0.0006867					
<i>Scenedesmus bijugatus</i>	-0.0012736					
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	-0.0023476			2		
<i>Oocystis lacustris</i>	-0.0023476					
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	-0.0056772			1.75		
<i>Closterium sp.</i>	-0.0012736					
<i>Chlamydomona sp.</i>	-0.0136241					
<i>Chrysophyta</i>	<i>Bacillariophyceae</i>	<i>Diatoma vulgare</i>	-0.0086152			
		<i>Navícula sp. 1</i>	-0.0073666			
		<i>Navícula sp.2</i>	-0.0002016			
		<i>Navícula sp.3</i>	-0.0018228			
		<i>Navícula sp.4</i>	-0.0006867			
		<i>Navícula sp.5</i>	-0.0038512			
		<i>Gyrosigma sp.</i>	-0.0035792			
		<i>Caloneis sp.</i>	-0.0056548			
		<i>Diploneis ovalis</i>	-0.0085973	2		
		<i>Cyclotella sp.</i>	-0.0010502			
		<i>Nitzschia closterium</i>	-0.0044714			
		<i>Nitzschia reversa</i>	-0.0023476			
		<i>Nitzschia sp.1</i>	-0.002228			
		<i>Nitzschia sp.2.</i>	-0.0323003			
		<i>Amphora ovalis</i>	-0.004296			
		<i>Cymbella sp.</i>	-0.0025343			
		<i>Bacillaria sp.1</i>	-0.0006867			
		<i>Bacillaria sp. 2</i>	-0.0094207			
		<i>Pinularia sp.</i>	-0.0033463			
			<i>Cryptophyceae</i>	<i>Cryptomonas sp.</i>	-0.0305777	3
<i>Euglenozoa</i>	<i>Euglenophyceae</i>	<i>Euglena sp.</i>	-0.0083012	3.45		
		<i>Geocapsa sp.</i>	-0.0049715			
		<b><i>Diversidad Total Laguna de Coyuca de Benítez.</i></b>	<b>-1.8485978</b>			





Anexo 11. Imágenes tomadas mediante el uso de *Olympus Ix70* a 40x. **1- 2.** *Merismopedia tenuissima*; **3-4.** *Crucigenia tetrapedia*; **5.** *Aphanocapsa delicatissima*; **6-7.** *Chroococcus dispersus*; **8.** *Pseudoanabaena limnética*; **9.** *Dactylocopsis irregularis*; **10.** *Raphidiopsis curvata*; **11.** *Anabaena spiroides*; **12.** *Anabaena sp.1*; **13.** *Chlorella vulgaris*; **14.** *Coelosphaerium kuetzingianum*; **15.** *Nitzschia closterium*; **16.** *Actinastrum hantzschii*; **17.** *Anabaena sp. 2*; **18.** *Aphanizomenon flos aquae*; **19.** *Coelastrum sp.*; **20-22.** *Scenedesmus dimosrphus*; **23.** *Scenedesmus acuminatus*; **24.** *Ciclotella sp.1*; **25.** *Scenedesmus bijugatus*; **26-28.** *Scenedesmus armatus*; **29.** *Scenedesmus quadricauda*; **30-31.** *Oocystys lacustris*; **32.** *Ciclotella sp.2*; **33-34.** *Pandorina morum.*; **35.** *Lyngbia sp.*; **36.** *Oscillatoria sp. 1.*; **37-40.** *Diploneis ovalis*; **41.** *Cylindrospermopsis raciborskii*; **42-43.** *Bacillaria sp. 1*; **44-45.** *Amphora ovalis*; **46-47** *Bacillaria sp. 2*; **48.** *Diatoma sp. 1*; **49.** *Gyrosigma sp.*; **50.** *Diatoma sp.2*; **51.** *Navícula sp.3*; **52.** *Navícula sp.2*; **53.** *Cryptomona ovata.*; **54.** *Euglena sp.1*; **55.** *Euglena sp.2.*; **56.** *Euglena sp.3*; **57.** *Amphiprora sp.*; **58.** *Diatoma sp. 3*; **59.** *Fragilaria sp.1.*

## XII. Citas Bibliográficas

- Abarca F., 2007, Técnicas para evaluación y monitoreo del estado de los humedales y otros ecosistemas acuáticos. En: Sánchez A., Herzig M., Peters e., Márquez., Zambrano L. (Eds.). *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. United States Fish & Wildlife Service. Unidos para la conservación A.C. Escuela de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 147-164 pp.
- Aguirre, G. R. 2001. Caracterización óptica de la laguna costera de Coyuca de Benítez. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. Núm. 46, 2001. 78-97 pp.
- Álvarez C., Pérez R., 2007. Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca del Yeguaré, Honduras. Tesis de Licenciatura. Zamorano, Honduras. 69 pp.
- APHA, AWWA, WPCF, 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. U.S.A. (Métodos normalizados para el análisis del agua y aguas residuales. 19a. Edición. E.U.A.)
- Arce M., 1994, Contaminación de nitratos en aguas superficiales y subterráneas. Efectos sobre el medio natural y medidas correctoras. Universidad Politécnica de Madrid. 38-42 pp.
- Arce O., Herbas A., Rivero O., González R., 2006, Indicadores biológicos de la calidad el agua. Cochabamba, Colombia. 4-17 pp.
- Arredondo M., 2008. Estado trófico del Lago de Pátzcuaro, Michoacán, México con base en el perifiton a excepción de Bacillariophyceae” Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México
- Arreola L., Padilla A., Méndez R., Morquecho L., Mendoza S., Lechuga D., Valenzuela Q., López T., Acosta V., Castillo D., Reyes S., Elizalde S., Hernández I., Burrola S., Urías L. 2009. Propuesta de Manejo para Tres Lagunas Costeras Prioritarias del Noreste de México. Guaymas, Sonora.
- Aznar Jiménez A. 2000 Determinación de los parámetros físico-químicos de calidad de las aguas. *Revista Interdisciplinaria de Gestión Ambiental*, vol. 2(23). Pp 12-19.
- Bellinger E., Sigeo D. 2010. *Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators*. Ed. Wiley. University of Manchester U.K. 284 pp.
- Boltovskoy, E., 1967. Indicadores biológicos en la oceanografía. *Cienc. Inv. (Bs. As.)* 23 (2): 66 - 75.

- Botello A., Rendón von Osten, Gold-Bouchot y Agraz H., 2001, Golfo de México Contaminación e Impacto ambiental: diagnóstico y Tendencias 2ª Edición
- Carpenter S. 1988. Complex Interactions in Lake Communities. New York, U.S.A
- Carpenter, S., Caraco, D., Correll, R., Howarth, A., and Smith V., 1998. Non point pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.*, Vol. 8. pp. 559-568. New York U.S.A.
- CE-CCA-001/89. Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (*D.O.F. 2 Diciembre de 1989*).
- Cervantes S. A, Marques D. S. M. J, Rivera G. P. (2006). Análisis Estadístico un Enfoque Practico con Statgraphics. Editor UNAM- FES Z, México D. F, 1213 pp.
- Chapman, D. 1992. *Water quality assessments*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Health Organization, United Nations Environment Programme, E & FN Spon, Londres.
- Chapman, D. y V. Kimtsach. 1992. Selection of water quality variables. En: D. Chapman (ed.). *Water quality assessments*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Health Organization, United Nations Environment Programme, E & FN Spon, Londres. Pp. 59-126.
- Cifuentes Lemus J.L, Torres García P. y Frías Mondragón M. El Océano y sus recursos V. Plancton 3ª ed., México: FCE, SEP, CONACYT, Fondo de Cultura Económica 2003
- Cognetti G., Sarà M., Magazzù G., Biología marina, 2001. Ed. Ariel., España. 287 pp.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Tovilla C., Mora a., Rojas J. y Vázquez D. 2009. Caracterización del sitio de manglar Coyuca-Mitla en CONABIO. 2009. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México, D.F.
- Confederación Hidrográfica del Ebro. 2005. Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Zaragoza, España. 37 pp.
- Contreras, F. 1985. *Las Lagunas Costeras Mexicanas*. Centro de Ecodesarrollo. SEPESCA. D.F. 253 pp.
- Contreras E., Castañeda L., Torres a., 1997, Hidrología, nutrientes y productividad primaria en las algunas costeras del estado de Oaxaca, México. En: *Hidrobiología* 7:9-17.º
- Contreras E., Manual de Técnicas hidrológicas, 1994, Editorial Trillas, UAM pp. 141, México D.F.



- Contreras, E. 2000. Las lagunas costeras mexicanas y su importancia para la biodiversidad. México 2: (1):20-18
- Contreras, F., Castañeda, L. O., Barba-Macías, E. y Pérez, H. M. A. 2002. Caracterización e importancia de las lagunas costeras. En: INP/ U. Ver. (eds.). La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo. CRIP/INP/SAC, ARPA/ U. Veracruzana, México. 31-43 pp.
- Contreras, F. y Castañeda, O. 2004. La biodiversidad de las lagunas costeras. Universidad Nacional Autónoma de México. Revista Ciencias, 76. Pp. 46-56.
- Contreras, F. 1993. Ecosistemas costeros mexicanos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Universidad Autónoma Metropolitana. México, D.F. 415 pp.
- Cruz P. 2013. Calidad del agua en la Laguna de Coyuca, Guerrero y Geovisualización de los Paisajes Asociados. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 97 pp.
- Dávila, Zúñiga J.J.1986.Distribución y abundancia del fitoplancton durante el ciclo estacional verano 83-verano 84 en la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F, México. 135 pp.
- De la Lanza E., 1990. Algunos aspectos sobre hidrológica y calidad del agua. Pp.181-199. En: De la Lanza E y Arredondo F.(Eds.) La Acuicultura en México: de los conceptos a la producción. Ediciones Especiales del Instituto de Biología. UNAM.
- De la Lanza, E., Rodríguez M., Soto L., 1991. Análisis ecológico de los Productores primarios en la Laguna de Términos, Campeche, México. En: *Universidad y ciencia*. 8 (15): 15-25
- De la lanza Espino G., Hernández Pulido S., Carbajal Pérez J., 2000, Organismos Indicadores de la Calidad del agua y de la Contaminación (Bioindicadores), Plaza y Valdés, S.A. DE C.V., México D.F. 113 pp.
- De la Lanza E., 2004. Gran escenario de la zona costera y oceánica de México, En:*Ciencias* 76:4-13
- Delgadillo, E.A. 1986. Evaluación de la materia orgánica particulada en la laguna de Coyuca de Benítez, Gro. Durante el ciclo otoño 1983-verano 1984 y su relación con Percepción remota. Tesis de Licenciatura Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F, México. 82 pp.
- De Miguel, F.; 1999, Hidrogeología Aplicada, Ed. Félix Varela. Expedientes de Pozos, Departamento de Hidrología. Instituto de Recursos Hidráulicos. La Habana, Cuba. 453 pp.

- De Miguel F., Vázquez T., 2006, Origen de los Nitratos (NO<sub>3</sub>) y Nitritos (NO<sub>2</sub>) y su influencia en la potabilidad de las aguas subterráneas. En: Minería y Geología, Vol. 22:3 pp.1-9. Instituto Superior Minero Metalúrgico de Moa .La Habana, Cuba.
- Escobar J. 2002. La Contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar. Naciones Unidas. Santiago de Chile.
- Esteves, F. De A. 1988. *Fundamentos de limnología*. Interciencia/FINEP. Río de Janeiro. 575 pp
- FAO. 1994. *Mangrove forest management guidelines*. FAO Forestry Paper No. 117. Rome.
- Ferrara G., Castellanos P., Garza M., 2007. Variation of a benthic heterotrophic bacteria community with different respiratory metabolisms in Coyuca de Benítez coastal lagoon (Guerrero, México) En: Revista de Biología Tropical, vol. 55:1 pp. 157-169. Universidad de Costa Rica, Costa Rica.
- Fjerdingstad, E. 1964. Pollution of streams estimated by benthic phytomicroorganisms. 1. A saprobic system based on communities of organism and ecological factors. *Internat. En: Hydrobiol.* 49: 63-131.
- Flores V., 2001. Capítulo 6: Procesos Ecológicos en Humedales. En Abarca F., y Herzing M., eds. Manual para el manejo y conservación de los humedales en México. Game & Fish Department of Arizona, R.A-MSAR, NAWCC, DUMAC, Pronatura, F& W Service US, SWS, SEMARNAT y Env. Canadá, pp.1-26
- Flores V., Agraz H., Benítez B., 2007. Ecosistemas acuáticos costeros: importancia, retos y prioridades para su conservación. En: Sánchez a., Herzig M., Peters e., Márquez., Zambrano L. (Eds.). *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. United States Fish & Wildlife Service. Unidos para la conservación A.C. Escuela de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Pp. 147-164.
- Foisser, W.1992. Evaluating Water Quality Using Protozoa and Saprobity Indexes. Protocols in Protozoology: B.Ecology.B.-11.1. Publicado por Society of Protozoologist, ed. J.J. Lee y A. T. Soldo.
- García Díaz Y., 2010 Sistema de Saprobios para la Evaluación Biológica de la Calidad del agua. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesina de licenciatura, Los Reyes Iztacala, Edo. Mex.
- González A, 1988, El Plancton de las Aguas continentales, Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos Washington, D.C.
- Guevara V., 1996. Control de Calidad del Agua: Métodos de Análisis para la Evaluación de la Calidad del agua. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y ciencias del Ambiente. Lima, Perú. Pp. 3-5



- Guzmán M. y Rojas G. (1976), "Ecología de las lagunas costeras (Coyuca de Benítez)". Cursos de Biología de Campo. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- HANNA Instruments, 2008. Manual de Instrucciones MAN83200. Chicago, IL. USA. 131 pp.
- INEGI, 2015. "INEGI, Censo de Población y Vivienda". Página del Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Accedido el 05 de abril de 2015 en <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?src=487&e=12>.
- INE-SEMARNAP. 2000. La calidad del agua en los ecosistemas costeros de México, 1ª edición. México. pp. 16-43.
- Lankford, R., 1977. Coastal lagoons of México: Their origin and classification. En: M. Wiley (ed). *Estuarine Processes, Circulation, Sediments and Transfer of Materials in the Estuary*. Academic Press, Inc., Nueva York, 2, pp. 182-215.
- Lara V., Moreno R., Amaro M., 1996, Conceptos básicos y técnicas de laboratorio, Libros de texto, manuales de prácticas y antologías, Universidad Nacional autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, México D.F. pp. 224
- Lara L., Arreola L., Calderón a., Camacho I., de la Lanza E., Escofet G., Espejel C., Guzmán., Ladah, López H., Meling L., Moreno C., Reyes B., Ríos J., Zertuche G., 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales, En: *Capital natural de México*, vol.1: conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México, pp. 109-134
- Layana B., 2013, Estudio de la calidad del agua del río Babahoyo y sus afluentes: Índice Saprobio, Tesis de Maestría Guayaquil, Ecuador, pp. 108
- Leinweber, P., B. L. Turner and R. Meissner, 2002. Phosphorus. In: *Agriculture, Hydrology and Water Quality*, Haygarth, P.M. and S.C. Jarvis (Eds.). CABI Publ., Wallingford, UK. Pp 29-55
- Liebman, H., 1969; *Atlas of water quality: methods and practical conditions*, R. Oldenbourgh, Munich.
- LGEEPA. 2013. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Diario Oficial de la Federación, 28 de enero de 1988, última reforma publicada el 05 de noviembre de 2010. Art.117, 120, 121 y 122.
- Llanos Rivas J.R. 1987. Abundancia y Distribución del Zooplancton, en la Laguna de Coyuca de Benítez, en Guerrero, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F. 123 pp.

- Margalef, R. 1969. Comunidades planctónicas en lagunas litorales. En Ayala-Castañares, A. y Phleger, F. B. (eds.) *Lagunas costeras*. Un Simposio. Mem. Simposio Internacional de Lagunas Costeras, UNAMUNESCO, 28 y 30 de noviembre, México, D.F. pp. 545-562
- Margalef, R., 1983. *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona
- Molina, P.X y Vila, P.L. 2006. Manual de Evaluación de la Calidad del Agua (bioindicadores). Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA). Chile; Facultad de ciencias, Universidad de Chile; Fondo del Manejo del Patrimonio Sanitario, Servicio Agrícola Ganadero (SAG), ministerio de agricultura, Gobierno de Chile. 93 pp.
- Monreal, P. A. 1991. Evaluación de la concentración de la clorofila *a* fitoplanctónica estacional en la laguna de Coyuca de Benítez. Guerrero, utilizando técnicas hidrobiológicas y de percepción remota. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. 175 pp.
- Muciño E., Figueroa M., Aguirre A., 2013. Composición fitoplanctónica en los Sistemas Fluvio-Lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, adyacentes a la Laguna de Términos Campeche, México. *Acta Biol. Colomb.* 2014.19 (1):63-84.
- Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales.
- Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-028-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO5) y residuales tratadas.
- Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-030-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua - determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas
- Margalef, R. 1969. Comunidades planctónicas en lagunas litorales. En Ayala-Castañares, A. y Phleger, F. B. (eds.) *Lagunas costeras*. Un Simposio. Mem. Simposio Internacional de Lagunas Costeras, UNESCO, 28 y 30 de noviembre, México, D.F. pp. 545-562.
- Martínez, A. 1982. Sedimentos litorales en los estados de Nayarit, Jalisco, Michoacán y Guerrero: Tesis Profesional. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. 130 pp.
- Monreal, P.A. 1991. Evaluación de la concentración de la clorofila *a* fitoplanctónica estacional en la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero, utilizando técnicas hidrobiológicas y de percepción remota. Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F, 175 pp.

- Moreno, J.L., S. Licea, y H. Santoyo, 1996. Diatomeas del Golfo de California. Universidad Autónoma de Baja California Sur, SEP-FOMES/PROMARCO. 273 pp.
- Novotny, V. y Olem, H. 1994. Water quality: Prevention, identification, and management of diffuse pollution. New York. Van Nostrand Reinhold. 1054 pp.
- Odum, W.E. & Heald, E.J. 1975. The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. In L.E. Cronin, ed. *Estuarine Research*. p. 265-286. New York, Academic Press, Inc.
- Ortega M., Alvarado V., Sánchez J., Hernández r., Arredondo M., Martínez I. Abundancia y distribución del fitoplancton en un lago hiposalino, Michoacán, México. 2011. *Biológicas*. 13(2):15-20
- Ortega M., 1984. Catálogo de algas continentales recientes en México. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 566 pp.
- Ortega M. 1995. Ficología de México algas Continentales. AGT Editor. México, D.F 221 pp.
- Ortega E., 1996. El fitoplancton como indicador de la calidad de agua del lago Huayamilpas, Del.Coyoacán, D.F. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, México, D.F.
- Ortiz Pérez, M.A., y G. de la Lanza Espino. 2006. *Diferenciación del espacio costero de México: un inventario regional*. Geografía para el Siglo XXI, Serie Textos Universitarios, Instituto de Geografía, UNAM.
- Pantle. R. y Buck. H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die darstellung der Ergebnisse. *Gas und Wasserfach*. 96:604.
- Peña Salamanca E. J., Palacios Peñaranda M. L., Ospina Álvarez N., 2005, Algas como indicadores de contaminación, Universidad del valle. 164 pp.
- Pineda M., 2009. Determinación de cianobacterias toxigénicas productoras de microcistinas por métodos moleculares y bioensayos. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional. México. D. F. pp. 2-50
- Pinilla Agudelio G. A., 1998, Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia: compilación bibliográfica.
- Prescott, G. W. (1962). *Algae of the Western Great Lakes Area*. Revised Edition. Dubuque, Iowa. W.M.C. Brown Co. Pub. 977 pp.

- Pritchard, D. W., 1967. What is an estuarine?:Physical Viewpoint”, en:Lauff G. H. (ed.). “Estuaries”. Am. Ass. Sci. Spec. Publ.83:3-5. Washington, D. C.
- Programa de Ordenamiento Ecológico y Territorial del Municipio de Coyuca de Benítez, Julio 2009, EURA Espacio urbano y Arquitectura, S. C
- Ramírez E. 1988 Laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero un sistema de Estudio integrado. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México. D.F. 67 pp.
- Ramírez G. 1952. Estudio ecológico preliminar de las lagunas costeras cercanas a Acapulco. R. Soc. Méx. Hist. Nat. (13): 199-218.
- Ramírez, R. 1988. Laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero, un sistema de estudio integrado. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de México, México D.F. 64 pp.
- Rodier, J.1990. Análisis de las aguas: aguas naturales, aguas residuales, agua de mar: química, fisicoquímica, bacteriológica, biología; con la colaboración de Ch. Geoffray et al. Barcelona. Omega.1059 pp.
- Roldán P. 1992. Fundamentos de limnología neotropical. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín- Colombia. 529 pp.
- Roldán P., 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. En: Rev.Acad. colomb.cienc. 23(88): 375-387 pp. 377-384. Medellín, Colombia.
- Roman C. 1991. Ecología de *Macrobrachium tenellum* (Decapoda: Palemonidae) en la laguna de Coyuca, Guerrero, Pacífico de México. An. Inst. Cienc. Del Mar y Limnol. UNAM. 18: 109-121
- Rosemberg, D. y Resh, V. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Ediciones Chapman y Hall USA. 488 pp.
- Salazar S., González N.1993.Biodiversidad Marina y Costera de México. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Centro de Investigaciones de Quintana Roo (CIQRO). Chetumal, Q.R., México. 865 pp.
- Seoánez Calvo.M., 2003, Manual de tratamiento, reciclado, aprovechamiento y gestión de las aguas residuales de las industrias agroalimentarias, Mundi-prensa libros, España, 465 pp.
- Sládecek V., 1959. Contribution to the saprobiology of beet-sugar wastes and of the rivulet Opava. Príro. Cas. Slezsky. 20:288-300
- Sládecek V., 1973. System of Water Quality from Biological Point of View. Arch. Hydrobiol. Beith. 71. 218 pp.

- Sládeck, V., M. Zelinka, J. Rothschein y v. Morarcova, 1981. Biologicki rozbor povrchove rody. Stanoveni saprobnih indexu, Praga, A Kolekti. 186 pp.
- SEMARNAT (2006). Política Ambiental Nacional para el Desarrollo Sustentable de Océanos y Costas: Estrategias para su Conservación y Uso Sustentable. S. d. P. y. P. D. G. d. P. A. I. R. y. S. D. d. I. Regional. México, D.F., SEMARNAT.
- Suárez J. M. (2005) Flujos de material suspendido y disuelto entre el estero “El Conchalito” y la laguna “Ensenada de La Paz”, B. C. S., Tesis de Maestría. México.
- United Nations, World Water Assessment Programme 2006 (UN-WWAP). World Water Development Report 2: Water a shared responsibility. París, France.
- Utermöhl, H., 1948. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. Mitt. Internat. Verein. Limnol., 9: 1-38
- Valdez J., 1994. Variaciones diarias de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y clorofila a, en una laguna hipersalina del Golfo de California. En: Ciencias Marinas, 20(2):123-137
- Varona C., Gutiérrez M., 2006, Composición del fitoplancton de dos lagunas costeras del Pacífico tropical. En: Hidrobiología. 16 (2): 159-174
- Vázquez, G. et al. 2006. Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua, Depto. El Hombre y su Ambiente, UAM-X
- Wetzel, R. G. y Likens, G. E. 1979. Limnological analysis. 4a ed., W. B. Saunders Company, Philadelphia.
- 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. Contribución 85 del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.
- Yáñez-Arancibia, A. 1986. Ecología de la Zona Costera, análisis de siete tópicos. A. G. T. Editor, S.A. 171 pp.