



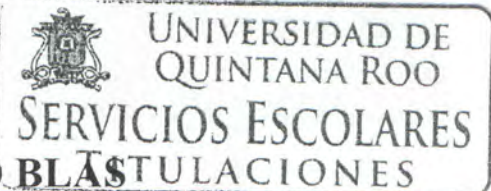
UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
DIVISIÓN DE CIENCIAS E INGENIERÍA

**CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA Y DEL
ZOOPLANCTON EN LA LAGUNA LA SABANA,
QUINTANA ROO**

TESIS
PARA OBTENER EL GRADO DE
INGENIERA AMBIENTAL

PRESENTA
STACEY LISELY ALPUCHE

DIRECTOR
DR. VÍCTOR HUGO DELGADO BLÁS



ASESORES
M.C. JOSÉ MARTÍN RIVERO RODRÍGUEZ
DR. ADRIÁN CERVANTES MARTÍNEZ
Q.F.B. JOSÉ LUIS GONZÁLEZ BUCIO
DRA. MARTHA GUTIÉRREZ AGUIRRE

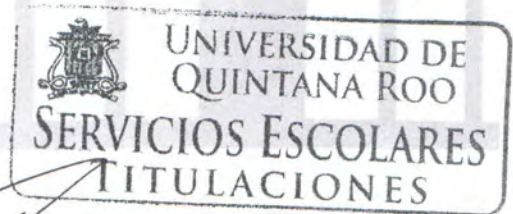


UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
DIVISIÓN DE CIENCIAS E INGENIERÍA

TRABAJO DE TESIS BAJO LA SUPERVISIÓN DEL COMITÉ DEL
PROGRAMA DE LICENCIATURA Y APROBADA COMO
REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE:

INGENIERA AMBIENTAL

COMITÉ DE TESIS



DIRECTOR:


DR. VÍCTOR HUGO DELGADO BLAS

ASESOR:


M.C. JOSÉ MARTÍN RIVERO RODRÍGUEZ

ASESOR:


DR. ADRIÁN CERVANTES MARTÍNEZ



CHETUMAL, QUINTANA ROO, MÉXICO, NOVIEMBRE DE 2014.

Dedicatoria y Agradecimientos

Este trabajo se lo dedico a mi familia por ser mi sistema de apoyo y amor durante toda la carrera y curso de mi vida. A mis papas, por siempre motivarme a seguir adelante y ayudarme a superar todos mis obstáculos y enseñarme lo importante que es siempre dar lo mejor de mí en todo lo que haga. A mis hermanitos, por impulsarme a ser un modelo ejemplar a seguir para poder verlos crecer en profesionistas y poder ayudarlos en lo que necesiten. También se lo dedico a mi abuelo por siempre inspirarme a siempre ayudar a los demás y lo importante que es la humildad y aunque te adelantaste unos meses y no pudiste verme cerrar este capítulo de mi vida sé que estuviese orgulloso de mí. A mi abuela por ser la más consentidora y siempre preocuparse de que este bien. Familia, los amo y por ustedes he podido terminar este capítulo importante en mi vida para poder empezar otro.

Primeramente quisiera agradecerle a Dios por darme tantas bendiciones y haberme dado la oportunidad de vivir y fortalecer mi corazón y mente para obtener este logro.

Quisiera agradecer a mi director de tesis, el Dr. Víctor Hugo Delgado Blas por transmitirme su sabiduría y conocimiento, por su paciencia al corregir mi redacción, por sus sugerencias y comentarios para mejorar mi investigación y por toda la confianza que deposito en mí durante este año. Siempre le seré agradecida porque este trabajo también es producto de su esfuerzo en un momento muy difícil de su vida.

A mis asesores, Dr. Adrián y Dra. Martha, por sus observaciones, recomendaciones y tiempo dedicado a revisar mi trabajo para que sea de una tesis de calidad. Al profesor, M.C. José Martín Rivero, por haber aceptado ser mi asesor ya que me ha motivado más de una vez en la carrera a ser una buena estudiante y representante de Ingeniería Ambiental. A mi tutor, Q.F.B. José Luis Gonzales Bucio, por haberme extendido su mano de apoyo desde mi llegada a la universidad hasta la culminación de la carrera formando parte de mi comité de tesis.

A todos mis profesores de la academia de Ingeniería Ambiental en especial al M.I.A. Juan Carlos Ávila Reveles y al Dr. José Manuel Carrión Jiménez por su apoyo dentro y fuera del salón. A mis profesores del área de matemáticas, área muy importante en la formación de un buen ingeniero. Muchas gracias al Ing. Daniel del Centro de Investigación Geográfica por su ayuda en la elaboración de los mapas incluidos en mi tesis.

Gracias a mis amigos de la mejor generación de ingeniería ambiental 2009, sin ustedes no tuviera tantas experiencias inolvidables para contar de estos 5 años como un grupo muy unido. A todos mis amigos de la división de ciencias e ingeniería, que son muchos para mencionar, por haber compartido experiencias conmigo al ser parte de la familia de la DCI.

Contenido

Resumen.....	1
Introducción	2
Antecedentes	5
Área de estudio	6
Planteamiento de problema.....	8
Justificación	9
Materiales y Métodos.....	10
Resultados y Discusión.....	24
Profundidad y transparencia	24
Temperatura	24
pH.....	27
Oxígeno Disuelto.....	30
Conductividad	33
Solidos Suspendidos	35
Nutrientes y Clorofila <i>a</i>	39
Nutrientes	39
Amonio	39
Nitrito y Nitrato	43
Fosforo.....	44
Clorofila <i>a</i>.....	47
Zooplankton	51
Conclusiones.....	60
Recomendaciones	61
Bibliografía	62

Índice de figuras

Figura 1 Mapa de la ubicación de la laguna La Sabana en Chetumal elaborado en Quantum GIS 1.80.....	7
Figura 2 Proceso de toma de muestra A - B. Inserción de botella de Van Dorn para toma de muestra de agua del fondo C. Medición de pH Conductividad y Temperatura de agua superficial D. Lancha utilizada para tomar muestras en todas las estaciones determinadas de la laguna E. Medición de oxígeno disuelto en la superficie de la laguna	11
Figura 3 Localización de los puntos de muestreo en la laguna la Sabana.	12
Figura 4 A. balanza térmica Ohaus MB 25 B. Inserción de filtro en disco de aluminio en la balanza C. Aparato de filtración conectado a bomba de vacío D. Filtro después de ser filtrado E. Colocación de filtro en embudo F. Filtro después de ser secado	15
Figura 5: A. Vial de vidrio para medir la concentración de nitrato B. Vial de vidrio para medir la concentración de nitrito C. Vial de vidrio para medir la concentración de amonio D. Equipo de Hanna utilizado para medir la concentración de fosforo	18
Figura 6: A. Filtro Millipore B. Aparato de filtración Millipore conectado a bomba de vacío C. Filtro millipore después de filtración D. Inserción de filtro millipore en embudo E. Filtros sumergidos en tubos de ensayo con acetona.....	19
Figura 7 Tubos de ensayo con muestras de clorofila <i>a</i> insertadas a centrifuga.....	20
Figura 8: A. GPS utilizado para localizar las estaciones de muestreo previamente determinadas B. Red de colecta de zooplancton C. Tubo de colecta de zooplancton D. Arrastre de red desde la lancha E. Inserción del zooplancton colectado a botellas con formal	23
Figura 9 Profundidades registradas en cada estación en el área de estudio.....	24
Figura 10 Mapa de profundidad de la laguna La Sabana.....	25
Figura 11 Transparencia registrada en cada estación en el área de estudio.....	27

Figura 12 Mapa de transparencia en La Sabana elaborado en Quantum GIS 24.0	27
Figura 13 Datos registrados de la temperatura superficial y en el fondo en cada estación de muestreo en la laguna.....	25
Figura 14 Mapa de temperatura en la superficie de La Sabana	25
Figura 15 Mapa de temperatura en el fondo de La Sabana.....	26
Figura 16 Datos registrados de pH en la superficie y el fondo en cada estación de muestreo	28
Figura 17 Mapa de distribución de pH en la superficie de La Sabana	28
Figura 18 Mapa de pH en el fondo	29
Figura 19 Datos registrados de Oxígeno disuelto en superficie y fondo en cada punto de muestreo	31
Figura 20 Mapa de la concentración de Oxígeno Disuelto en la superficie	31
Figura 21 Mapa de la concentración de Oxígeno Disuelto en el fondo.....	32
Figura 22 Datos registrados de conductividad en superficie y fondo en cada punto de muestreo de la laguna	33
Figura 23 Mapa de conductividad en la superficie	34
Figura 24 Mapa de conductividad en el fondo.....	34
Figura 25 Datos registrados de amonio en agua en muestras de agua de superficie y fondo de cada punto de muestreo	40
Figura 26 Mapa de amonio en la superficie.....	40
Figura 27 Mapa de amonio o en el fondo	41
Figura 28 Datos obtenidos de las muestras de agua de superficie y fondo de cada punto de muestreo	45

Figura 29 Mapa de fosforo en superficie	45
Figura 30 Mapa de fosforo en fondo.....	46
Figura 31 Datos obtenidos de concentración de Clorofila <i>a</i> las muestras de agua de superficie y fondo de cada punto de muestreo de la laguna	48
Figura 32 Mapa de clorofila <i>a</i> en la superficie	49
Figura 33 Mapa de clorofila <i>a</i> en el fondo.....	49
Figura 34 Comportamiento de la transparencia con respecto a las concentración de clorofila <i>a</i> en el área de muestreo.....	50
Figura 35 Comportamiento de la distribución del zooplancton con respecto a la concentración de clorofila <i>a</i> en la laguna la Sabana.	53
Figura 36 Distribución del zooplancton con respecto a la concentración de amonio en la laguna la Sabana.	53
Figura 37 A. Rotifero (Gluze 2002) B. díptera C.Ostracodo D. Cladocero E. Zoea (Fisheries and Oceans Canada 2007) F. Diptera Adulta G. Copepdodo H. Larva de pez I. Poecilidae	59

Indice de Tablas

Tabla 1 Coordenadas Geográficas de las estaciones de muestreo en la laguna La Sabana, Chetumal Quintana Roo.....	11
Tabla 2 Clasificación del estado trófico de un cuerpo de agua según (Carlson, 1977)	21
Tabla 3 Resultados obtenidos al calcular el TSI según (Carlson, 1977) utilizando valores medidos de transparencia	26
Tabla 4 Datos de parámetros físico-químicos registrados en situ en la Sabana	23
Tabla 5 Datos registrados de cantidad de sólidos suspendidos superficial y fondo en cada punto de muestreo.	38
Tabla 6 Concentración de nutrientes y clorofila (superficie y fondo) en la laguna Sabana, Chetumal, Quintana Roo.....	42
Tabla 7 Resultados obtenidos al calcular el TSI (Trophic State Index) y las concentraciones de clorofila a según (Carlson, 1977).....	47
Tabla 8 Densidad del zooplancton en 100 m ³ en la laguna La Sabana.....	54

Resumen

En el siguiente trabajo se realizó un estudio de la caracterización físico-química y de la distribución del zooplancton en la laguna denominada “La Sabana” en la ciudad de Chetumal, Quintana Roo, México. El estudio se realizó a partir de la determinación de los parámetros físico-químicos (profundidad, transparencia, temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto, conductividad y sólidos suspendidos), nutrientes (amonio, nitritos, nitratos y fosforo) y clorofila *a*. Los parámetros físico-químicos y nutrientes muestran que la laguna se caracteriza por ser un cuerpo de aguas cálidas con un promedio de temperatura de 29.9°C en la superficie y 29.6°C en el fondo; es un ambiente eutrófico, con una profundidad promedio de 1.36 m, con un pH neutro, con tendencia básica, aguas muy oxigenadas de 8.52 mg/l en la superficie y de 4.23 mg/l en el fondo, y con conductividad promedio de 2.98 mS/cm en la superficie y 2.96 mS/cm en el fondo. Se determinó que la cantidad de sólidos suspendidos totales (SST) promedio en la superficie es de 222 mg/l y en el fondo de 400 mg/l. La concentración promedio de amonio fue de 1.67 mg/l en la superficie y 1.71 mg/l en el fondo. El nitrito y el nitrato presentaron valores no detectables por el equipo utilizado en la metodología. Con estas variables ambientales se realizó la caracterización limnológica mientras que la producción primaria fue medida en base a la concentración de clorofila *a* con un promedio de 20.49 mg/m³ en la superficie y 18.31 mg/m³ en el fondo y también junto con la transparencia se utilizó para determinar el índice del estado trófico (TSI). Con el índice utilizando la transparencia se determinó que la Laguna es un ambiente hiper-eutrófica y utilizando la concentración de clorofila *a* en la superficie, se determinó como un ambiente eutrófico. Se identificaron 10 grupos de zooplancton durante la época de secas; el más abundante son los dípteros y el menos abundante los ácaros acuáticos. La distribución espacial del zooplancton determinó que la mayor abundancia estuvo presente en la estación más cercana a la descarga de planta de tratamiento del Centenario y la mayor diversidad de zooplancton en la estación donde se observa más actividades de pesca. De los nutrientes medidos la clorofila *a* y amonio fueron los que más influyeron en la abundancia y distribución del zooplancton.

Palabras clave: físico-químico, nutrientes, clorofila *a*, zooplancton, abundancia, laguna La sabana, Chetumal

Introducción

Los cuerpos de agua denominados lagos, lagunas, sabanas, cuencas y humedales son regularmente confundidos durante su clasificación por las pequeñas características que separan a una de la otra. Algunas de las características más importantes son las dimensiones, tipo de vegetación, salinidad, color y profundidad también conocidas como características fisicoquímicas. Un lago de laguna se diferencia por la profundidad; mientras que una cuenca hidrológica abarca la estructura hidrogeológica subterránea del acuífero como un todo.

Las lagunas son cuerpos de agua con aparente similitud con los lagos; su existencia puede corresponder a cualquier origen, drenaje y dimensiones. Permanecen relativamente estancados y son un tanto inestables, con variaciones en el nivel de agua; pueden ser temporales o permanentes, dependiendo del régimen pluvial. Son depósitos con una profundidad media menor a los 8 metros y de forma cóncava. Esta profundidad tiende a provocar una turbiedad que origina una menor transparencia del agua – en comparación con un lago – la cual frecuentemente resulta de color pardo o por la presencia de materia orgánica, por el crecimiento de algas y por la presencia de sólidos suspendidos (Cervantes, 2007).

La caracterización de un cuerpo de agua es importante para conocer la interacción entre los ecosistemas y su efecto en sus alrededores, en la interacción de los organismos con su ambiente; también ayuda a categorizarlas y realizar estudios de impacto ambiental. La dinámica en un ecosistema acuático depende de varios factores influenciados tanto por las fuentes naturales como antropogénicas. El medio acuático frecuentemente recibe las consecuencias de las actividades antrópicas por medio de los efluentes, vertiendo una serie de contaminantes orgánicos e inorgánicos. La laguna La Sabana es una laguna interior localizada al noreste de la ciudad de Chetumal, siendo valorable a nivel ecológico y económico. En la laguna habitan muchos animales importantes para actividades antropogénicas como la pesca. Durante los últimos años La Sabana se ha enfrentado a varios problemas que contribuyen a su degradación de calidad de agua. Uno de ellos es la planta de tratamiento “Primer Centenario” que se encuentra instalada en la inmediación de la laguna y se encuentra funcionando desde marzo de 1999, opera con el tipo de proceso de lodos activados en su modalidad de aireación extendida dando tratamiento diario a 6,912 m³ (80 lps) de agua residual y produciendo 3.0 m³/día aproximadamente de lodos residuales en base seca con un 77.5 % de humedad (CAPA, 2005). La planta cuenta con dos reactores de mezcla completa de 3,200 m³ cada uno para eliminar la contaminación por materia orgánica soluble y nitrógeno amoniacal. Sin embargo actualmente el crecimiento de la población en Chetumal se ha incrementado y en consecuencia se ha originado un incremento en la cantidad de aguas residuales de tipo municipal, contaminadas principalmente con materia orgánica y nitrógeno que son vertidas directamente a la Región Lagunar Norponiente (Poot, 2013).

La limnología se encarga del estudio de los cuerpos de agua continentales; esta disciplina se originó y desarrolló en regiones templadas y muchos de los planes de manejo y teorías generadas

en dichas latitudes, se han “extrapolado” y aplicado en los trópicos de manera indiscriminada sin bases bien fundadas. Esta práctica puede ser considerada como errónea e inapropiada debido principalmente a el escaso conocimiento de las características, físicas, químicas y biológicas de los cuerpos de agua de las regiones tropicales (Crisman & Streever, 1996; Lewis, 1996). Por lo tanto, los estudios limnológicos es parte fundamental en la toma de decisiones relacionadas con la gestión de los recursos hídricos para la preservación y manejo integral del ciclo hidrológico (Ruíz-Sevilla, 2002).

Debido a la escases de estudios limnológicos en La Sabana, el presente estudio debe considerarse como línea base de investigación. Se caracterizaron los parámetros fisicoquímicos, el zooplancton y el estado trófico de La Sabana y la influencia de las descargas de la planta de tratamiento en la laguna. El estado trófico de una laguna está determinado por la cantidad de biomasa que contiene en un determinado tiempo. Una excesiva introducción de nutrientes produce un estado de eutrofización, que se traduce como baja calidad de agua en un sistema natural. Una baja concentración de nutrientes en un sistema acuático produce un ambiente oligotrófico y una concentración intermedia, indica mesotrófica (Lampert, 2007)

Algunas variables permiten obtener información adicional acerca del estado trófico de los sistemas acuáticos como son la concentración de nutrientes, oxígeno disuelto y transparencia, éstos se relacionan también con la productividad en el agua (Cervantes, 2005). Mientras que factores como el pH, conductividad, salinidad y concentración de cloruros, son importantes para conocer y describir la naturaleza de los iones contenidos en un sistema (Lampert, 2007). Estos iones en forma de nutrientes son biológicamente importantes porque son muy raros, por lo tanto pueden limitar la producción biológica como son los fosfatos, sílice, nitratos, amonio y hierro.

La caracterización de la clorofila también es importante para definir el estado trófico de un cuerpo de agua. La clorofila *a* permite estimar la cantidad de producción primaria por medio de la biomasa del fitoplancton lo cual indica el estado trófico del cuerpo de agua en cuanto a sus niveles de productividad y proporciona una respuesta casi inmediata a la variabilidad de los nutrimentos, que propicia que su cuantificación y seguimiento sean indicadores confiables de las variaciones de la biomasa fitopláncica, que es la responsable directa de la salud del ecosistema (Espinosa, 2001).

Otra característica que determina el estado trófico de una laguna a través de la transparencia del agua es el análisis de sólidos suspendidos. La cantidad de sólidos suspendidos influye en la atenuación de la luz en la columna de agua, factor importante para los procesos biológicos en el ecosistema acuático como la fotosíntesis.

Al parecer el estado trófico del agua juega un rol importante en la composición de las comunidades que la habitan. Los sistemas oligotróficos tienden a presentar organismos de mayor talla, mientras que en los eutróficos predominan tallas menores (Bays & Crisman, 1983).

El plancton ha sido empleado como un indicador de calidad de agua desde hace mucho tiempo. Algunas de sus especies florecen en cuerpos de agua eutróficas, mientras otras son muy sensibles

a descargas orgánicas e inorgánicas. Por su corto ciclo de vida, el plancton responde rápido a cambios ambientales, por lo tanto la composición de especies son más susceptibles a indicar la calidad del cuerpo de agua. Dentro del plancton encontramos al zooplancton, éste es un grupo ecológicamente importante que forma parte de la red trófica y transfiere energía desde los productores primarios hacia los consumidores secundarios en un sistema acuático (Gutiérrez-Aguirre, 2007).

El registro de las variables fisicoquímicas y biológicas en los sistemas acuáticos naturales y artificiales muestran un marco ambiental de las condiciones que se desarrollan como parte de su metabolismo, lo cual es importante porque, por un lado, nos permite contribuir con la generación y divulgación del conocimiento y, por otro, conocer la capacidad productiva que presentan estos recursos acuáticos y que conllevan al desarrollo de actividades que benefician a las poblaciones humanas aledañas (De la Lanza-Espino, García-Cabrera, Soto-Cadena, Zamudio-Reséndiz, González-Mora & Hernández-Pulido, 2007 en Cervantes-Martínez 2012), pero también a dar estrategias que permitan la sustentabilidad de los recursos.

Antecedentes

La limnología en México se ha convertido en una disciplina creciente en los últimos años, se han incrementado los estudios sobre la caracterización fisicoquímica de los cuerpos de agua. Sin embargo, hay más información en los lagos más grandes del país sin notar que algunos de estos lagos forman parte de sistemas lagunares incluyendo lagunas costeras y lagunas interiores. En el estado de Quintana Roo se han realizado pocos estudios limnológicos, siendo uno de los estados con varios cuerpos de agua y muchos de ellos son cenotes. Algunos de los trabajos son los de Pérez *et al.* (2011) quienes realizaron un estudio limnológico y morfométrico en 63 ecosistemas acuáticos en la península de Yucatán, Guatemala y Belice, en donde se presentan las propiedades físico-químicas del agua y geoquímica del sedimento. Entre las 60 lagunas estudiadas se encuentran las lagunas de Chichancanab, Milagros y Bacalar en Quintana Roo quienes mostraron tener aguas enriquecidas con azufre.

La Península de Yucatán se caracteriza por sus cuerpos de agua de origen kársticos y abundantes cenotes. Flores-Nava *et al.* (1989) quienes describen el comportamiento mensual de algunos parámetros fisicoquímicos en un cenote durante un ciclo anual; otro estudio realizado son los de Cervantes-Martínez *et al.* (2002) quienes caracterizaron 8 sistemas kársticos durante la época de secas y concluyeron que existen diferencias claves entre los sistemas karsticos y los no karsticos.

El estado de Quintana Roo se considera uno de los polos turísticos más importantes de México dándose a conocer más por sus playas cristalinas, lagunas y cenotes. Cervantes-Martínez *et al.* (2009) realizaron un estudio en el Cenote Azul, donde lo clasificaron como monomítico cálido tropical, mediante el análisis temporal y espacial del oxígeno disuelto, clorofila a y visibilidad. Mientras, Lin (2012) analizó el comportamiento de la Laguna Milagros mediante parámetros fisicoquímicos y nutrimentos, considerando a la laguna como parte del sistema lagunar de Bacalar en donde el análisis del pH y nutrimentos presentes en la laguna Milagros demostraron la posibilidad de que la laguna está siendo afectada por descargas antropogénicas de origen industrial, agrícola, municipal y/o doméstica, influenciando también a los demás parámetros.

Área de estudio

La laguna La Sabana es un cuerpo de agua dulce que se encuentra al noroeste de la ciudad de Chetumal (Fig. 1). Chetumal es la ciudad capital del estado de Quintana Roo y se encuentra en el municipio de Othón P. Blanco. Según INEGI (2010) tiene una población total de 244,553. La Sabana se encuentra a 4 m sobre el nivel del mar, en la colonia Payo Obispo en las coordenadas geográficas de 18°32'15.60"N y 88°19'18.57"W.

Se utilizó la herramienta en línea de Mapa Digital de México (5.0) del Instituto Nacional de Estadística y Geografía para clasificar la laguna La Sabana como un cuerpo de agua intermitente, que significa que el agua de la laguna no permanece al mismo nivel todo el año sino que solo durante épocas de lluvia.

La actividad antropogénica que más se practica en la laguna es la pesca para autoconsumo y pasatiempo, se pesca la tilapia una especie introducida en México entre los 1960's y 1970's de origen mediterráneo. La laguna 'La Sabana' forma parte del sistema lagunar norponiente de la ciudad de Chetumal y de acuerdo al informe del diagnóstico preliminar para el proyecto de la Preservación del Ecosistema de la región lagunar de la zona Norponiente de la Ciudad de Chetumal, Municipio de Othón P. Blanco (Dirección General de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente, 2012); posee una gran diversidad de flora y fauna, muchas de las cuales son especies endémicas sujetas a protección especial enlistadas en la NOM-059-ECOL-2001, "Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo". Dentro de la fauna relevante del sitio podemos encontrar gran variedad de aves, peces, serpientes, lagartos y mamíferos como el puerco espín. En lo que a flora respecta, abunda la presencia de mangle, más en *Rhizophora mangle* (mangle rojo), seguido de *Avicennia germinans* (mangle negro).

Laguna La Sabana



Figura 1 Mapa de la ubicación de la laguna La Sabana en Chetumal elaborado en Quantum GIS 1.80

Planteamiento de problema

Objetivo General

Caracterizar la laguna La Sabana mediante sus parámetros fisicoquímicos, nutrientes y zooplancton durante la época de secas.

Objetivos específicos

- Identificar a grandes grupos el zooplancton de la laguna La Sabana
- Conocer la distribución espacial del zooplancton en la laguna
- Determinar las características fisicoquímicas superficiales y fondo: temperatura, pH, oxígeno disuelto, transparencia, conductividad, clorofila a, sólidos suspendidos y nutrientes (amonio, nitrito, nitrato, orto fosfatos) de la laguna
- Analizar el comportamiento del zooplancton con respecto a los parámetros fisicoquímicos

Preguntas de investigación

¿Qué grupos del zooplancton son más abundantes en la laguna La Sabana?

¿Cuál es la distribución del zooplancton en la laguna La Sabana?

¿Cuál es el comportamiento físico-químico de la laguna La Sabana?

Justificación

La laguna La Sabana es clasificada como una laguna interior, formando parte del sistema lagunar de Bacalar. A la Sabana no se le ha dado la importancia ecológica que merece, consecuentemente carece de investigaciones en el área. Por lo que es necesario generar una línea base de investigación para conocer las características fisico-químicas y biológicas de la laguna y posteriormente desarrollar futuros proyectos de conservación, protección, mitigación o restauración del ambiente. Además, la laguna es sumamente importante ya que la planta de tratamiento de aguas residuales del Centenario que es la más grande de la ciudad vierte sus aguas tratadas directamente a la laguna y se desconoce los efectos de la descarga en el ecosistema y en el humano. Por lo general, muchos pescadores extraen la tilapia para autoconsumo o venta en ciertas colonias desconociéndose los efectos de las aguas residuales en los peces y en la red trófica en general. Marcando la importancia de este estudio como línea base de investigación mediante el análisis de sus características fisicoquímicas y biológicas durante la época de lluvias para que se pueda obtener el interés en otras investigaciones específicas en el área.

Materiales y Métodos

Campo:

Se fijó un transecto paralelo a la línea de costa con 9 estaciones de muestreo el 6 de marzo de 2014 (Fig. 3); cada estación se encuentra ubicada aproximadamente a 500 m de distancia algunas a distancias menores por unos metros para facilitar la toma de muestras ya que estuvo muy somero para la lancha y en otras estaciones por no interrumpir con las redes de pesca. Las estaciones de muestreo fueron geo-posicionados mediante el GPS 76 Garmin marine navigator. Se regionalizó la laguna en tres zonas: norte, centro y sur. En la zona norte quedaron las estaciones de muestreo 7, 8 y 9; la zona centro las estaciones 4, 5 y 6, y en la zona sur las estaciones 1, 2, y 3. En cada estación de muestreo se colectó muestras de agua superficial y fondo, utilizando una botella Van Dorn de 1 litro. Estas muestras de agua se transportaron en una nevera con hielo al laboratorio para determinar los nutrimentos (nitritos, nitratos, amonio y ortofosfatos), cantidad de clorofila a y sólidos disueltos suspendidos en forma de sólidos totales, sólidos totales volátiles, sólidos suspendidos volátiles, y sólidos suspendidos volátiles. También, en cada estación se determinaron *in situ* los parámetros físico-químicos: pH, temperatura y conductividad con el quipo Hanna pH y EC (electric conductivity) waterproof combo HI 98130 (Fig 2-C) y el oxígeno disuelto con el Hanna instruments HI 9143 Dissolved Oxygen Meter oxímetro (Fig 2-E), y turbiedad con el disco de Secchi. Para la recolecta del zooplancton se realizaron arrastres circulares superficiales de 5 minutos a 2 nudos de velocidad, con una red cónica con abertura de malla de 315 μm , un aro de 100 cm de diámetro y 2 m de largo. Se determinó el volumen de agua filtrado a través de la red con un flujometro General Oceanics Inc 2030R. El material biológico se preservó en formaldehído al 4%, neutralizado con borato de sodio.

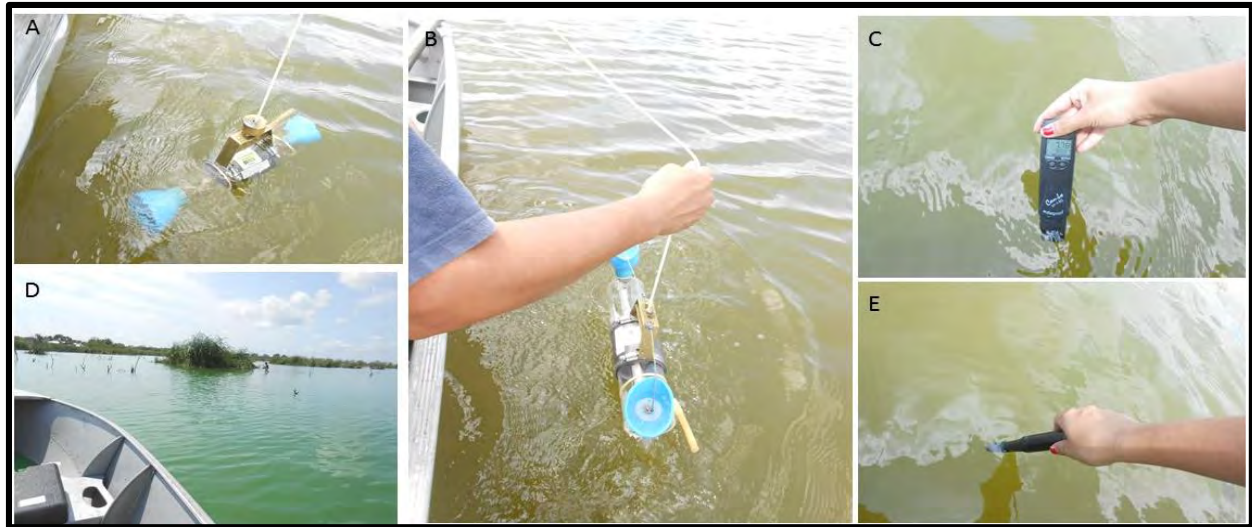


Figura 2 Proceso de toma de muestra A - B. Inserción de botella de Van Dorn para toma de muestra de agua del fondo C. Medición de pH Conductividad y Temperatura de agua superficial D. Lancha utilizada para tomar muestras en todas las estaciones determinadas de la laguna E. Medición de oxígeno disuelto en la superficie de la laguna

Tabla 1 Coordenadas Geográficas de las estaciones de muestreo en la laguna La Sabana, Chetumal Quintana Roo.

Estacion	Latitud Norte	Longitudo Oeste
P1	18°31'35.4"	88°20'07.7"
P2	18°31'42.2"	88°19'49.3"
P3	18°31'45.0"	88°19'39.8"
P4	18°32'05.1"	88°19'28.7"
P5	18°32'13.3"	88°19'21.3"
P6	18°32'24.6"	88°19'09.6"
P7	18°32'37.1"	88°18'58.4"
P8	18°32'49.9"	88°18'48.4"
P9	18°33'10.23"N	88°18'45.29"W

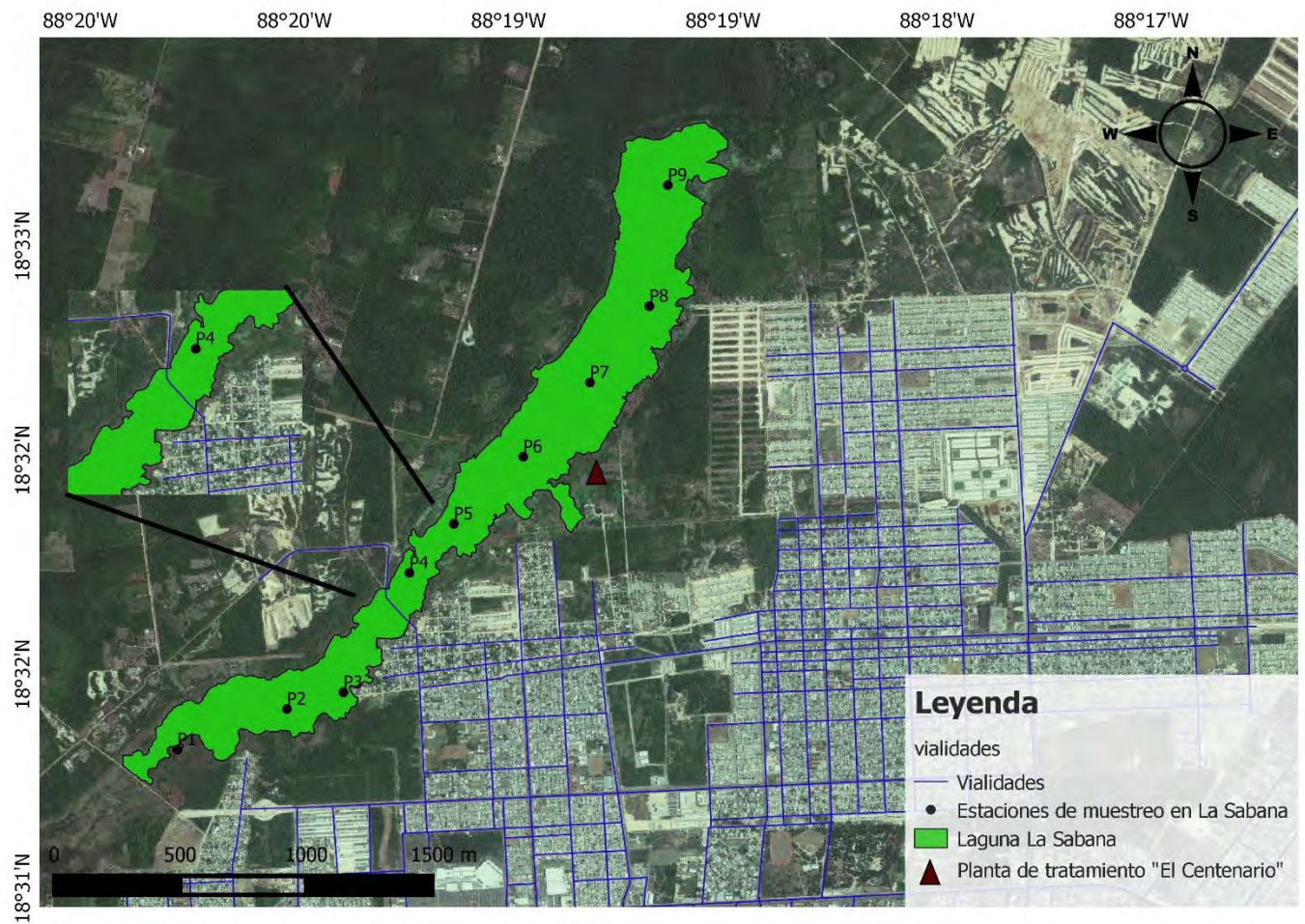


Figura 3 Localización de los puntos de muestreo en la laguna la Sabana.

Laboratorio:

La medición de sólidos suspendidos se realizó de acuerdo a la siguiente norma (**PROY-NMX-AA-034/1-SCFI-2008**).

Sólidos totales.

Peso constante de las cápsulas de porcelana.

Las cápsulas se introdujeron en la mufla a una temperatura de $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$, durante 20 min. Después de ese tiempo las capsulas se transfirieron a una estufa a una temperatura de $103\text{-}105^{\circ}\text{C}$ aproximadamente 20 min. Posteriormente las capsulas se sacaron de la estufa y se enfriaron a temperatura ambiente dentro de un desecador. Una vez frías las capsulas se pesaron y se registró su peso. Para alcanzar el peso constante de las capsulas se repite el proceso las veces necesarias. En éste estudio se registró el peso constante después de 3 mediciones.

Una vez alcanzado el peso constante se registró como peso **m**.

Se procedió a la medición de sólidos totales (ST):

Las muestras de agua de la laguna se sacaron del sistema de refrigeración para alcanzar la temperatura ambiente. Posteriormente las muestras se agitaron para asegurar la homogeneización de la muestra del cual se extrajo un volumen de 10 ml de agua de la muestra de la laguna y se transfirió a la cápsula de porcelana previamente puesta a peso constante. Posteriormente, la capsula con la muestra se puso en la estufa a $105 \pm 2^{\circ}\text{C}$ por 20 min. Después, se enfrió en un desecador hasta alcanzar la temperatura ambiente y se registró el peso de la capsula como **m1**.

Se calculó el contenido de sólidos totales de las muestras como sigue:

$$ST = \frac{(m_1 - m) * 10^6}{V}$$

Donde:

ST= Sólidos totales, en mg/L

m_1 = Peso de la cápsula con sólidos en g.

m = Peso constante de la cápsula en g

V = Volumen de muestra en ml.

Medición de sólidos totales volátiles (STV):

La capsula donde se obtuvo el peso **m1**, se introdujo a la mufla a $550 \pm 50^\circ\text{C}$, durante 15 min, después, se transfirió la cápsula a la estufa a $105 \pm 2^\circ\text{C}$ aproximadamente 20 min. Después se enfrió en un desecador hasta alcanzar la temperatura ambiente y se registró el peso de la capsula como **m2**.

Se calculó el contenido de sólidos totales volátiles de las muestras como sigue:

$$STV = \frac{(m_1 - m_2) * 10^6}{V}$$

Donde:

SVT= Materia orgánica total en mg/L

m_2 = Peso de la cápsula con sólidos en g

V = Volumen de muestra, en ml (10 ml).

La medición de los sólidos suspendidos totales (SST)

Un filtro Whatman de 90 mm se llevó a peso constante utilizando una balanza térmica Ohaus MB 25 (Fig. 4-A). Ésta balanza nos proporcionó el peso constante, que se registró como **m1**. Después el filtro se puso en un desecador para evitar la contaminación del polvo (el manejo del filtro fue con guantes y pinzas de relojero). Posteriormente, se colocó el filtro en el embudo del dispositivo filtrante y éste se conectó a una bomba de vacío (Fig. 4-C).

Posteriormente, las muestras se agitaron para asegurar la homogeneización de la muestra del cual se extrajo con una pipeta un volumen de 10 ml de agua y se transfirió al embudo con el filtro para absorberlo con la bomba de vacío, una vez que el filtro estuvo húmedo se retiró del embudo con las pinzas. Después, el filtro se colocó en la balanza térmica a $105^\circ\text{C} + 2^\circ\text{C}$ durante 30 min. Una vez seco el filtro se sacó de la balanza térmica y se anotó su peso constante como **m2**.

Se calculó el contenido de sólidos suspendidos totales, en miligramos por litro, a partir de la ecuación:

$$SST = \frac{(m_2 - m_1) * 1000}{V}$$

Donde:

SST= Sólidos suspendidos totales en mg/l

m_1 = Peso constante del filtro en mg

m_2 = Peso del filtro con sólidos en mg

V = Volumen de la muestra en ml (10 ml).

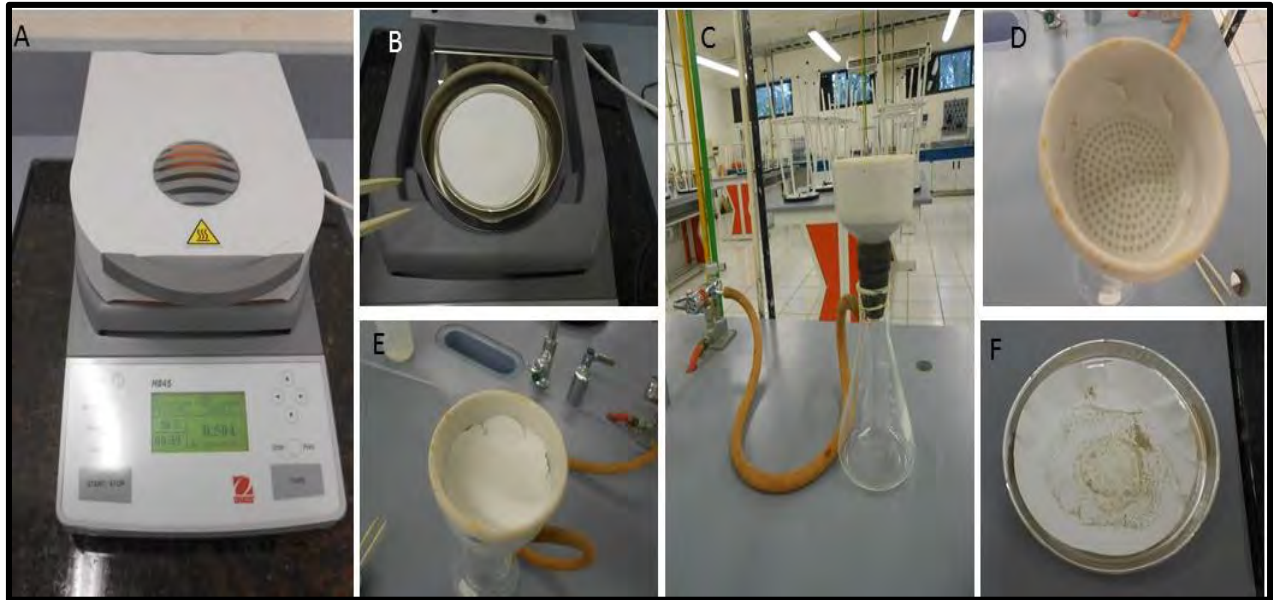


Figura 4 A. balanza térmica Ohaus MB 25 B. Inserción de filtro en disco de aluminio en la balanza C. Aparato de filtración conectado a bomba de vacío D. Filtro después de ser filtrado E. Colocación de filtro en embudo F. Filtro después de ser secado

Medición de SSV (sólidos suspendidos volátiles)

Se colocó el filtro con el residuo del SST (m_2) en un disco de aluminio y se pesaron, y se anotó como m_4 , después se pusieron en la mufla a una temperatura de $550 \pm 50^\circ\text{C}$ durante 15 min. Se sacó el disco con el filtro de la mufla y se introdujo a la estufa a una temperatura de $105 \pm 2^\circ\text{C}$, durante 20 min aproximadamente. Posteriormente, se sacó y se puso en el desecador hasta alcanzar la temperatura ambiente y se registró su peso m_5 .

Se calculó el contenido de sólidos suspendidos volátiles de las muestras como sigue:

$$SSV = \frac{(m_4 - m_5) * 10^6}{V}$$

Donde:

SSV = Sólidos suspendidos volátiles en mg/l

m_4 = Peso del filtro con el disco antes de la calcinación, en g

m_5 = Peso del filtro con el disco después de la calcinación, en g

V = Volumen de muestra en ml (10 ml).

Se calculó el contenido de sales disueltas totales (SDT) de las muestras como sigue:

$$\mathbf{SDT = ST - SST}$$

Donde:

SDT = Sólidos disueltos totales en mg/l

ST = Sólidos totales en mg/l

SST = Sólidos suspendidos totales en mg/l

Se calculó el contenido de sólidos disueltos volátiles

$$\mathbf{SDV = STV - SSV}$$

Donde:

SDV = Sólidos disueltos volátiles en mg/l

STV = Sólidos totales volátiles en mg/l

SSV = Sólidos suspendidos volátiles en mg/l

Se calculó el contenido de sólidos disueltos fijos de las muestras como sigue:

$$\mathbf{SDF = SDT - SDV}$$

Donde:

SDF = Sólidos disueltos fijos en mg/l

SDT = Sólidos disueltos totales en mg/l

SDV = Sólidos disueltos volátiles en mg/l

Se calculó el contenido de sólidos suspendidos fijos de las muestras como sigue:

$$\mathbf{SSF = SST - SSV}$$

Donde:

SSF = Sólidos suspendidos fijos en mg/l

SST = Sólidos suspendidos totales en mg/l

SSV = Sólidos suspendidos volátiles en mg/l

Se calculó el contenido de sólidos totales fijos de las muestras como sigue:

$$\mathbf{STF = ST - STV}$$

Donde:

STF = Sólidos totales fijos mg/l

SST Sólidos totales en mg/L

STV Sólidos totales volátiles en mg/L

Nutrimientos

Para la determinación del amonio (NH_4^+) se utilizó el equipo de prueba Hanna HI 3824, utilizando colorimetría a través del método Nessler. A la muestra de agua de 10 ml se le agregó un sobre del reactivo de Nessler en polvo para causar la reacción con el amonio bajo condiciones altamente alcalinas, para formar una solución amarilla con un rango de concentración entre 0.0-2.5 mg/L (Fig 5-C).

En la determinación del nitrito (NO_2^-) se realizó mediante el método de diazotación con el equipo Hanna HI 3893. Se tomó 10 ml de la muestra y se le agregó un sobre del reactivo de nitrito. Un color rosado indicó la presencia de nitrógeno con una concentración en el rango de 0.0–1.0 mg/L (Fig.5-B).

Para la determinación del nitrato (NO_3^-) se usó el método por reducción de cadmio con el equipo Hanna HI 389. Se tomó 10 ml de la muestra y se le agregó un sobre del reactivo nitrato para la reacción de reducción del nitrato presente mediante el metal de cadmio (Fig. 5-A).

El fosfato (PO_4^{3-}) se determinó con el método de ácido ascórbico con el equipo Hanna HI38061. Se tomó 10 ml de la muestra y se le agregó el sobre del reactivo de fosfato a la muestra, mezclándose bien, hasta obtener un color azul que indicó la presencia de fósforo en el rango de 0.0 – 50 mg/L (Fig. 5-D)

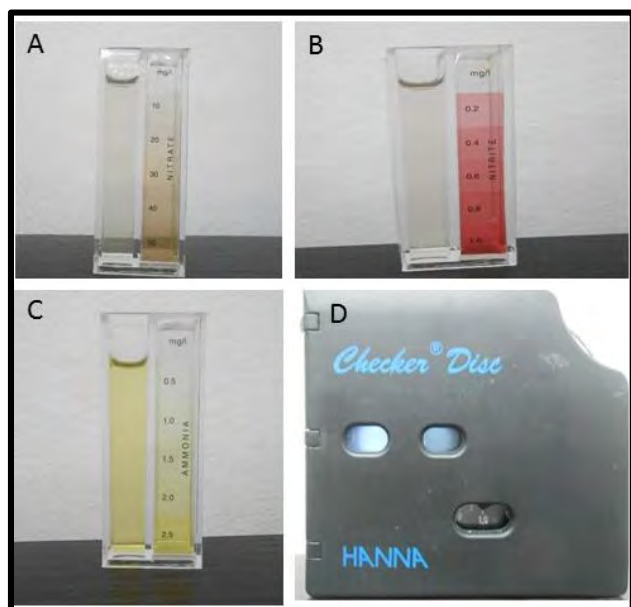


Figura 5: A. Vial de vidrio para medir la concentración de nitrato B. Vial de vidrio para medir la concentración de nitrito C. Vial de vidrio para medir la concentración de amonio D. Equipo de Hanna utilizado para medir la concentración de fosforo

Clorofila a

De la muestra de agua colectada en la laguna se filtró 10 ml a través de filtros Millipore con una abertura de poro de 0.45 μm (Fig. 6-A) sobre un porta filtro de 500 ml y con la ayuda de una bomba de vacío Weg. (Fig 6-B). Posteriormente, el filtro se analizó a partir del método de espectrofotometría propuesto por A.P.H.A. (1986) que se describe a continuación:

El filtro se colocó en un tubo de ensayo (PIREX de 15 ml) con 10 ml de acetona al 90% (Fig. 6-E), se dejó reposar por 24 horas. Posteriormente, los tubos se centrifugaron en una centrífuga C-300 a 500 revoluciones por 10 min (Fig. 7) para liberar al pigmento. Finalmente, se realizó las lecturas de absorbancia (665, 664, 647 y 630 nm) del sobrenadante, usando el espectrofotómetro Thermo Spectronic Genesys 20. Para la solución del blanco se utilizó acetona al 90% la cual también se reposo 24 hrs, junto con las muestras analizadas.

La concentración de clorofila *a* se determinó mediante la siguiente relación (Carlson y Simpson, 1996; Jeffrey & Humphrey 1975):

$\text{Chla mg/m}^3 = (\text{Ca} \cdot v) / (V \cdot 10)$, donde

$\text{Ca} = (11.85 \cdot E_{664}) - (1.54 \cdot E_{647}) - (0.08 \cdot E_{630})$

$v = \text{Volumen de la acetona}$

$V = \text{Volumen de la muestra filtrada}$

$\text{Chla} = \text{Clorofila } a$

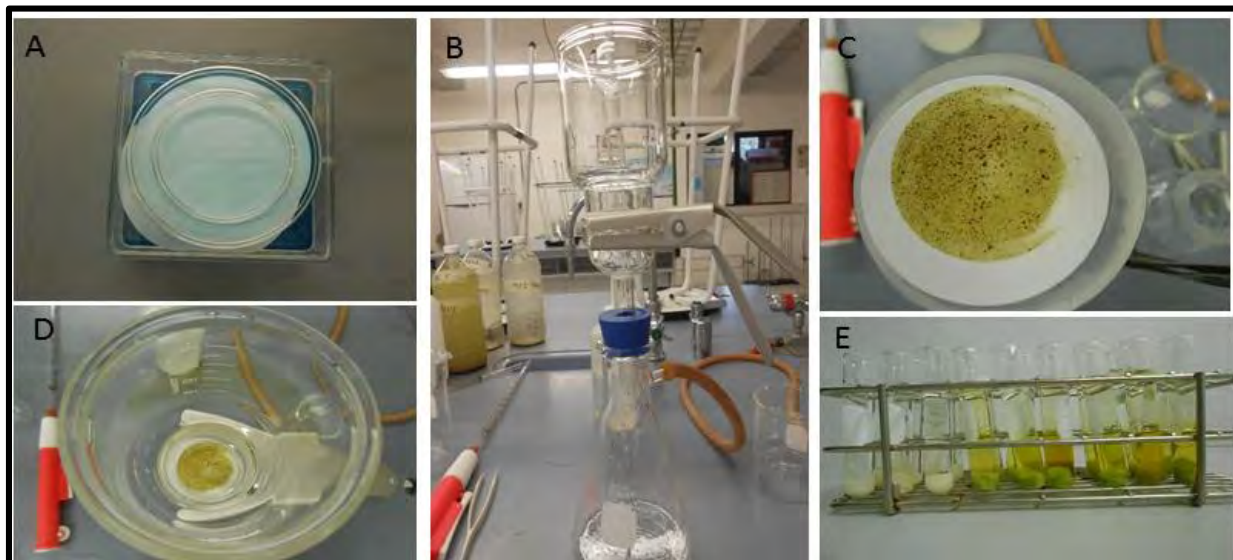


Figura 6: A. Filtro Millipore B. Aparato de filtración Millipore conectado a bomba de vacío C. Filtro millipore después de filtración D. Inserción de filtro millipore en embudo E. Filtros sumergidos en tubos de ensayo con acetona



Figura 7 Tubos de ensayo con muestras de clorofila *a* insertadas a centrifuga

Con los datos colectados se realizó la descripción de la variación espacial de la productividad primaria con apoyo de la generación de gráficos (Excell-2007) del sistema acuático.

En los estudios de la calidad del agua y limnológicos se utilizan distintos diagnósticos para determinar su estado trófico. Uno de ellos, es el índice del estado trófico (TSI), propuesto por Carlson (1977) quien determinó mediante fórmulas que contemplan las concentraciones de fósforo total, clorofila *a* y transparencia del agua (disco de Secchi). Esto para obtener una caracterización física, química y biológica del ambiente.

Se utilizó las mediciones de la transparencia y la siguiente ecuación para determinar el TSI con respecto a la transparencia:

$$\text{TSI}(\text{SD}) = 60 - 14.41 \ln(\text{SD})$$

Donde: SD = Profundidad de lectura del disco de Secchi en metros

Se utilizaron los resultados de la concentración de clorofila *a* superficial en la siguiente ecuación para determinar el TSI:

$$\text{TSI}(\text{CHL}) = 9.81 \ln(\text{CHL}) + 30.6$$

Donde: CHL = Concentración de clorofila *a*

Los resultados del TSI fueron contrastados con las categorías propuestas por Carlson (1977) en la tabla 2.

Tabla 2 Clasificación del estado trófico de un cuerpo de agua según (Carlson, 1977)

	Valor de TSI
Oligotrófico	< 40
Mesotrófico	40-50
Eutrófico	50-70
Hipereutrófico	> 70

Zooplankton

Para estimar la densidad del zooplankton las muestras fueron contabilizadas y los valores del volumen de agua filtrada se estandarizo para 100 m³ (Smith & Richards 1979). La identificación se realizó a grandes grupos con el manual de Suarez-Morales *et al.* (1996).

Se analizó una fracción de la muestra obtenida del arrastre y a partir de esto se realizaron los cálculos para obtener la densidad de cada grupo de organismo con respecto a 100 m³ de la muestra

Se determinó la distancia recorrida por la red (Fig. 8)

$$Distancia\ recorrido = \frac{(final - inicial)(51020)}{999999}$$

Donde:

Final = lectura final del flujometro en la red (m)

Inicial = lectura inicial del flujometro en la red (m)

51020 = constante k del rotor

999999 = constante de distancia máxima de rotor

Se determinó el volumen de muestra utilizando la siguiente

$$V_m = \pi r^2 * distancia\ recorrido$$

Donde

$\pi = 3.14$

r = radio de la red (m)

distancia recorrida (m)

Se determinó el número de organismo de cada especie

$$\frac{Norg}{100m^3} = \frac{\#de\ org.*\ 100}{V_m}$$

Donde:

de org, = a número de organismo contabilizado para esa estación

100 = volumen de agua de referencia

V_m = volumen de muestra calculada con respeto a flujometro

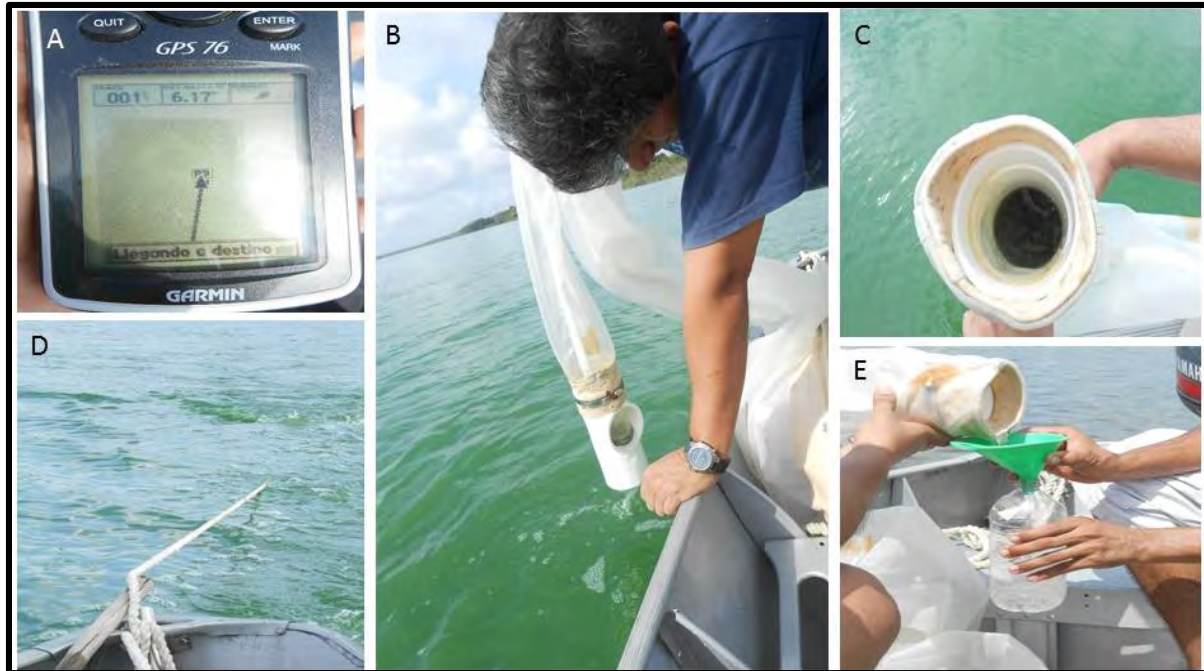


Figura 8: A. GPS utilizado para localizar las estaciones de muestreo previamente determinadas B. Red de colecta de zooplancton C. Tubo de colecta de zooplancton D. Arrastre de red desde la lancha E. Insercion del zooplancton colectado a botellas con formal

Resultados y Discusión

Profundidad y transparencia

La profundidad promedio de la laguna fue de 1.36 m, con las profundidades máximas en las estaciones 6 y 7 (1.7 m) y la mínima en la estación 5 (1 m) (Tabla 4, Fig. 9). La transparencia máxima medida con el disco de Secchi se encontró que la estación 1 con 1 m y la mínima en la estación 5 con 0.14 m.

Comparando las estaciones en la zona sur con la zona norte de la laguna, se encontró que la transparencia es menor en la zona norte y centro; posiblemente por la presencia de la carretera terciaria que se construyó en la laguna, dividiendo a la laguna en zona sur y centro. Esta carretera es resultado del relleno de tierra atravesando la laguna, debajo de la carretera cuenta con la instalación de tuberías para el flujo de agua. Este flujo podría estar obstruyendo el paso del agua, por lo tanto afectando las características físico-químicas entre el sur y norte de la laguna (Fig. 3). El punto de descarga de la planta de tratamiento está más cercano al centro de la laguna y dependiendo en el flujo de las corrientes de agua en La Sabana se podrá determinar la pluma de contaminación. De este estudio se ha observado que el efecto de la contaminación está más presente en el norte y en el centro sugiriendo que las corrientes hacia el sur son de menos intensidad y por eso se observa una transparencia mayor en el sur que en el norte y centro.



Figura 9 Profundidades registradas en cada estación en el área de estudio

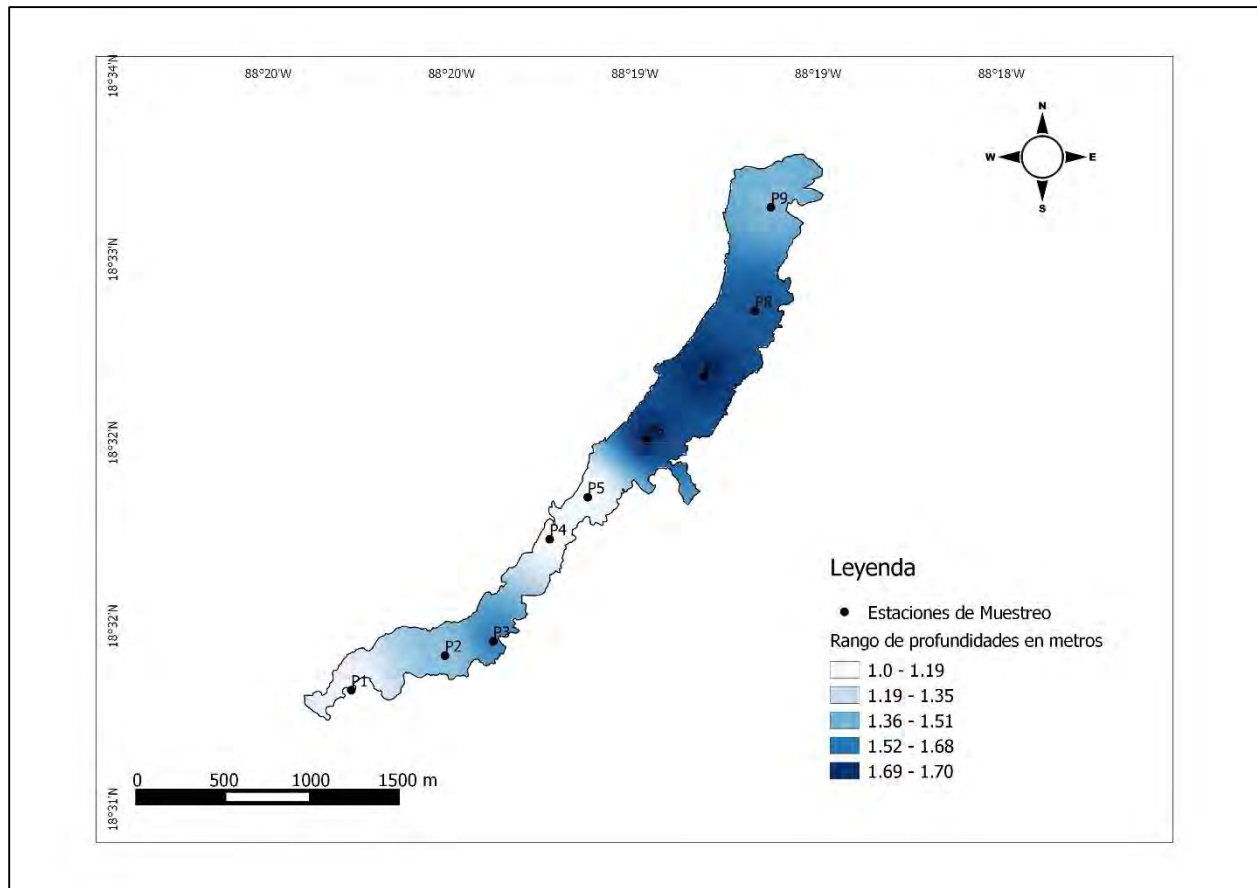


Figura 10 Mapa de profundidad de la laguna La Sabana

La transparencia se relaciona directamente con el crecimiento del fitoplancton, con los procesos de eutrofización (Carlson, 1977). También, la transparencia está estrechamente relacionado con la incidencia de luz y la cantidad de materia orgánica (fitoplancton) e inorgánica que se encuentra en la columna de agua (García-Rodríguez, 2013).

Carlson (1977) propuso un índice para determinar el estado trófico de un cuerpo de agua. Donde se utiliza las mediciones obtenidas de transparencia, obteniéndose los siguientes resultados (Tabla 3).

Tabla 3 Resultados obtenidos al calcular el TSI según (Carlson, 1977) utilizando valores medidos de transparencia

Transparencia		
	(m)	TSI (SD)
P1	1.00	60.00
P2	0.93	61.05
P3	0.50	69.99
P4	0.20	83.19
P5	0.14	88.33
P6	0.16	86.41
P7	0.15	87.34
P8	0.21	82.49
P9	0.15	87.34
Promedio	0.38	78.46

Los resultados fueron contrastados con las categorías propuestas por (Carlson, 1977) (Tabla 2). Esta comparación determinó que las estaciones de muestreo 1, 2 y 3, ubicadas en la zona sur de la laguna (Fig. 2), se encuentran en un estado eutrófico, mientras que las estaciones de muestreo de la zona centro y norte de la laguna se encuentran en estado hipereutrófico. Con el valor promedio de 78.46 la laguna se clasifica como hipereutrófico. Este índice de estado trófico nos permite observar la diferencia entre la zona sur y norte de la laguna. También cabe mencionar que la zona norte de la laguna es sometida a la descarga directa del agua tratada de la planta de tratamiento “El centenario”, y con la posible obstrucción de flujo de agua por la calle construida, esta descarga residual se considera como una fuente importante de nutrientes a la laguna causante principal de la eutrofización en el cuerpo de agua.



Figura 11 Transparencia registrada en cada estación en el área de estudio

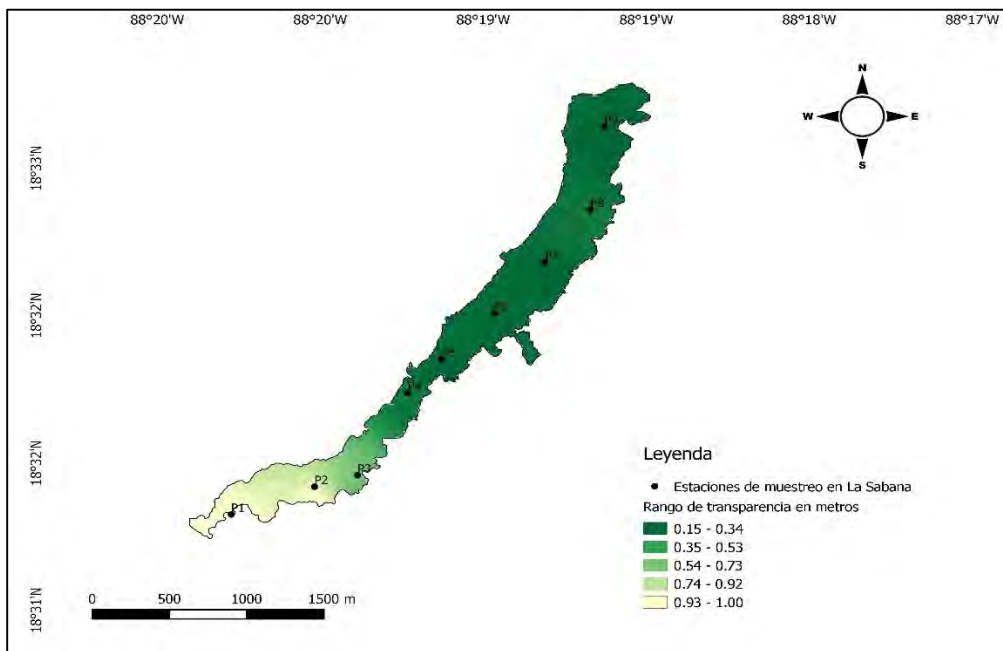


Figura 12 Mapa de transparencia en La Sabana elaborado en Quantum GIS 24.0

Tabla 4 Datos de parámetros físico-químicos registrados en situ en la Sabana

Parametros Fisico-Quimicos										
Estacion	Profundidad (m)	Transparencia (m)	Temperatura (°C)		pH		O.D. (mg/l)		Conductividad (mS/cm)	
			Sup.	Fon.	Sup.	Fon.	Sup.	Fon.	Sup.	Fon.
P1	1.05	1.00	31.00	30.50	7.50	7.49	6.04	7.16	3.21	3.00
P2	1.30	0.93	32.00	32.00	7.73	7.71	7.40	6.48	3.22	3.26
P3	1.50	0.50	30.40	30.60	7.77	7.67	7.37	6.43	3.16	3.23
P4	1.02	0.20	30.90	29.50	7.73	7.45	8.84	2.47	3.00	3.03
P5	1.00	0.14	29.70	29.10	8.06	7.66	5.85	1.12	2.85	2.85
P6	1.70	0.16	28.80	28.60	7.91	7.60	13.48	5.46	2.85	2.80
P7	1.70	0.15	28.90	28.40	7.60	7.67	1.56	1.40	2.86	2.79
P8	1.60	0.21	29.10	28.80	8.03	7.70	10.83	2.89	2.85	2.86
P9	1.33	0.15	28.60	29.40	7.96	7.81	15.32	4.66	2.86	2.85
Promedio	1.36	0.38	29.93	29.66	7.81	7.64	8.52	4.23	2.98	2.96

Sup. – Superficie

Fon.-Fondo

Temperatura

La temperatura promedio superficial de la laguna es de 29.9°C y en el fondo de 29.6°C. La temperatura máxima superficial se registró en la estación 2 (32°C) y en el fondo se registró en la estación 2 (32°C). La temperatura mínima superficial se registró en la estación 9 (28.6°C) y en el fondo en la estación 7 (28.4°C) (Tabla 4, Fig. 13).

En todas las estaciones, excepto la 2 mostraron la misma temperatura tanto en la superficie y como en el fondo; la temperatura de superficie fue mayor a la de fondo, debido al calentamiento directo por luz solar. Se observó que la temperatura en la laguna fue afectada por el horario del muestreo, incrementándose durante la mañana hasta el mediodía. Registrándose una temperatura elevada en las primeras estaciones y disminuyendo hacia la estación 9 por el calentamiento directo del sol, siendo menor las primeras estaciones de muestreo.

La temperatura del agua es mayormente controlada por la temperatura del ambiente, esto afecta la solubilidad de los compuestos químicos consecuentemente la vida acuática (García Nietob, 2014). Según (Fang & Heinz, 1999) la cantidad de dióxido de carbono en la atmosfera influye en la temperatura superficial de los lagos y pueden disminuir la temperatura por 5.2°C a una doble concentración de CO₂ presente ahora. Este efecto es un indicador de cambio climático. Viento y corrientes inducidos en un lago demostró que la temperatura se incrementa con la intensidad de estos (Hollan & Simons, 1978). La Sabana es una laguna somera y de poco volumen entonces los efectos en su cambio de temperatura causados por la radiación solar, viento, corrientes y concentración de CO₂, es mayor.

El monitoreo de la temperatura en la laguna es importante, ya que un aumento de temperatura también puede aumentar la actividad microbiana y aumentar el nivel de nutrientes en el agua. Aumento de temperatura en el agua favorece la eutrofización ocasionando problemas más difíciles de solucionar (Moss, 2011). La estratificación de un lago está en función de los cambios estacionales en la temperatura ambiente, los cuales subsecuentemente tienen efecto sobre la temperatura del agua (Lewis, 1987). Es típico sobre todo en lagos de latitudes tropicales que el exceso de calor ambiental produzca un incremento en la temperatura del agua superficial y eventualmente, una diferencia importante en la densidad del agua que impide la mezcla de toda la columna (Reid & Wood, 1976; Kalff, 2002).

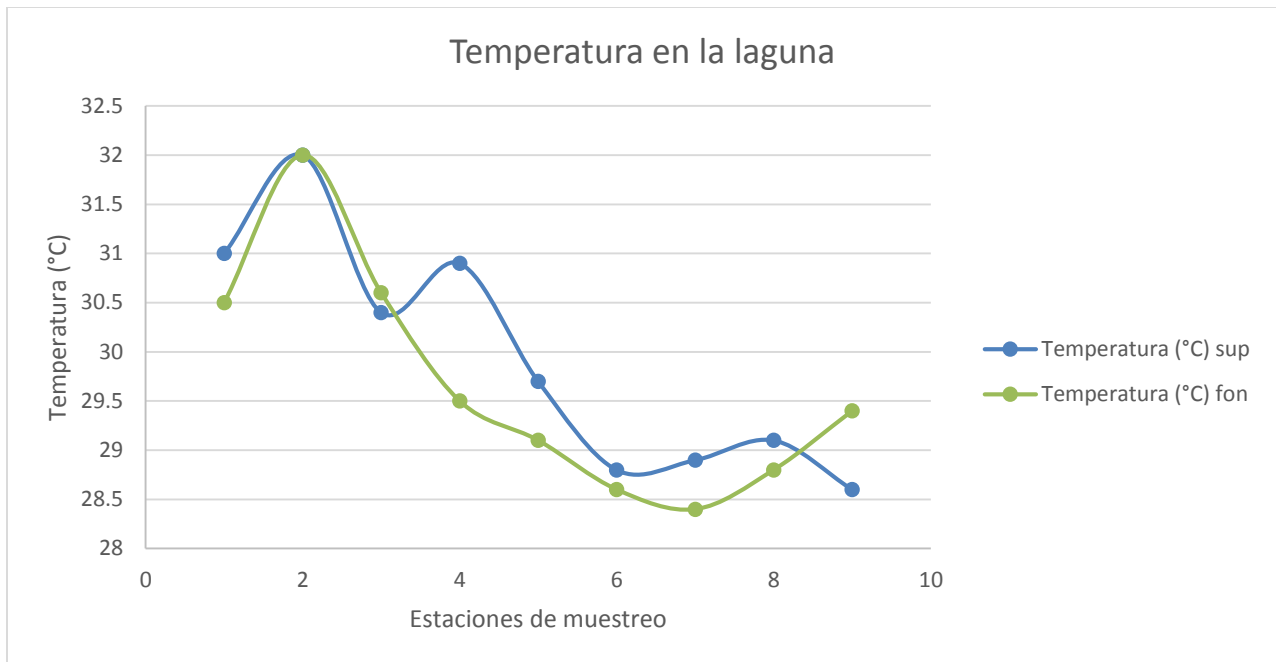


Figura 13 Datos registrados de la temperatura superficial y en el fondo en cada estación de muestreo en la laguna.

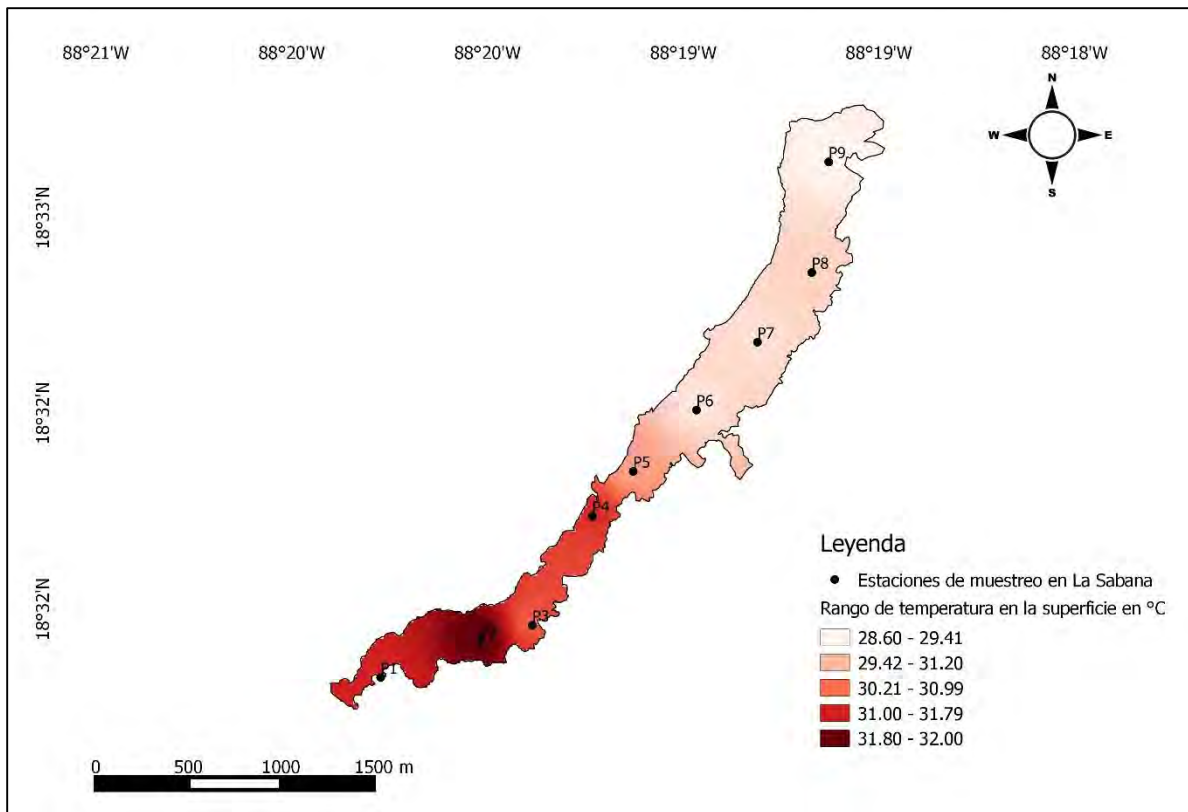


Figura 14 Mapa de temperatura en la superficie de La Sabana

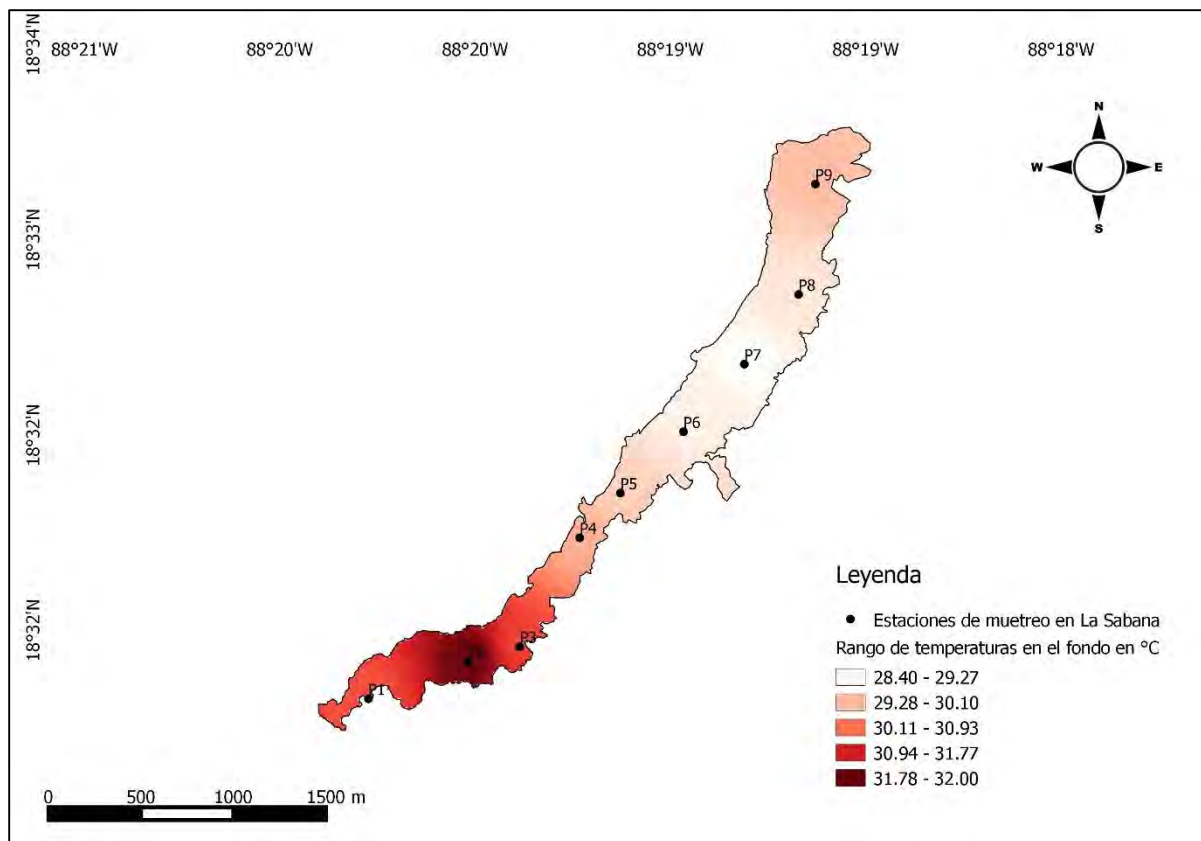


Figura 15 Mapa de temperatura en el fondo de La Sabana

pH

El pH promedio superficial de la laguna es de 7.81 y 7.64 en el fondo. El pH superficial máximo se registró en la estación 5 (8.06) y en el fondo en la estación 9 (7.81). El pH superficial mínimo se encontró en la estación 1 (7.5) y en el fondo en la estación 4 (7.45). (Fig. 16, Tabla 4)

Algunos de los factores naturales que influyen sobre el pH en el agua son: cantidad de carbonato de calcio proveniente del suelo por minerales, descomposición de las hojas de la vegetación circundante que cae al suelo y llega a la laguna y lagos aumentando su acidez, la precipitación que al disolverse con el dióxido de carbono en el ambiente forma un ácido débil, la estación del año ya que durante otoño la cantidad de hojarasca se descompone en el agua e incrementa la acidez, fotosíntesis y respiración remueven el dióxido de carbono del agua y consecuentemente aumentan el pH. (Lui, Li, Bu, Zhang, & Liu, 2011). Los tipos de suelos de la cuenca de captación también influye el pH en el agua. Entre los factores antropogénicos que afectan el pH en el agua está la contaminación directa y la minería.

El pH en todas las estaciones fue mayor a 7 y con tendencia alcalina y con mediciones más altas en la superficie que en el fondo de la misma columna de agua. Esto se debe al flujo de agua por corrientes en la columna que se afectan por el movimiento. El proceso de fotosíntesis en la laguna y sus subproductos químicos aumentan el pH en el agua, causando que los organismos que no pueden sobrevivir bajo estas condiciones químicas desaparezcan (Gunn, 2001). Los procesos completos de nitrificación de bacterias se encuentran en cuerpos de agua con valores de pH entre 7.0-8.5; la nitrificación se detiene en pH mayor a 9 (Katrin Tirok, 2014). La floración de algas en las lagunas ocasiona el aumento de pH por el consumo de carbón inorgánico dejando solo los iones de carbonato.

El pH se modifica por reacciones de origen biológico que se realizan en la columna de agua, permitiendo el desarrollo de gradientes verticales y cambios temporales de esta variable (Lampert & Sommer, 1997); la mayor intensidad de la fotosíntesis tiende a producir una disminución de CO₂ en el medio, junto con un aumento en el pH (Reid & Wood, 1976; Wetzel, 1983; Lampert & Sommer, 1997); siendo básico en superficie y ligeramente ácido hacia el fondo, esto se debe a los procesos de descomposición sobre los procesos de respiración en estratos más profundos (Schmitter-Soto *et al.*, 2002a).

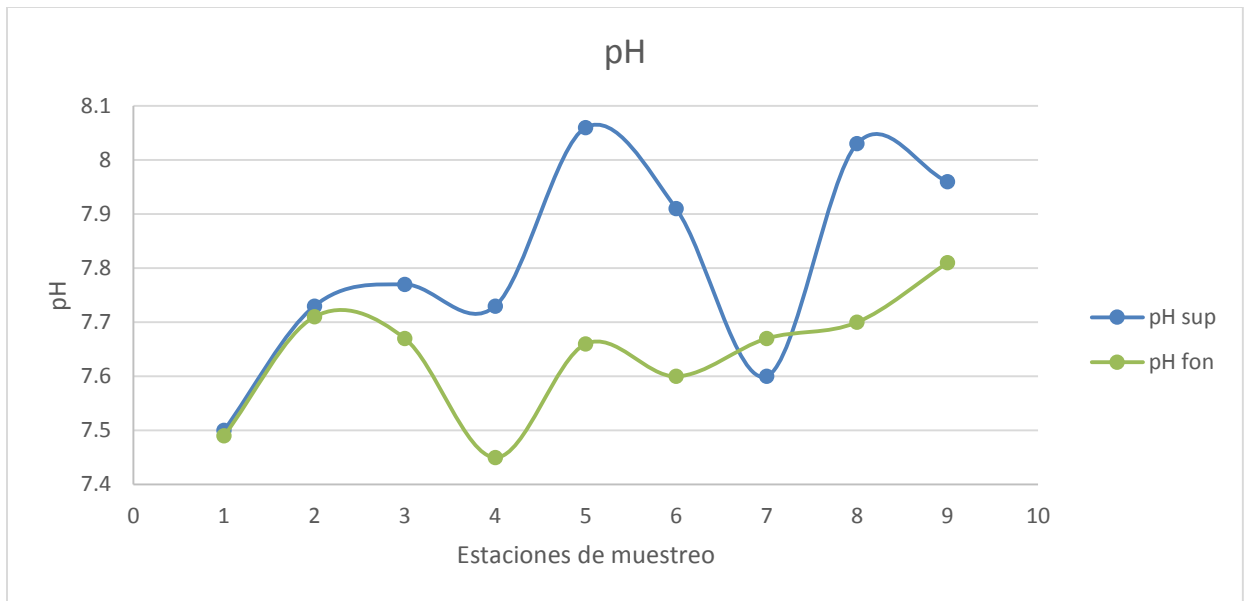


Figura 16 Datos registrados de pH en la superficie y el fondo en cada estación de muestreo

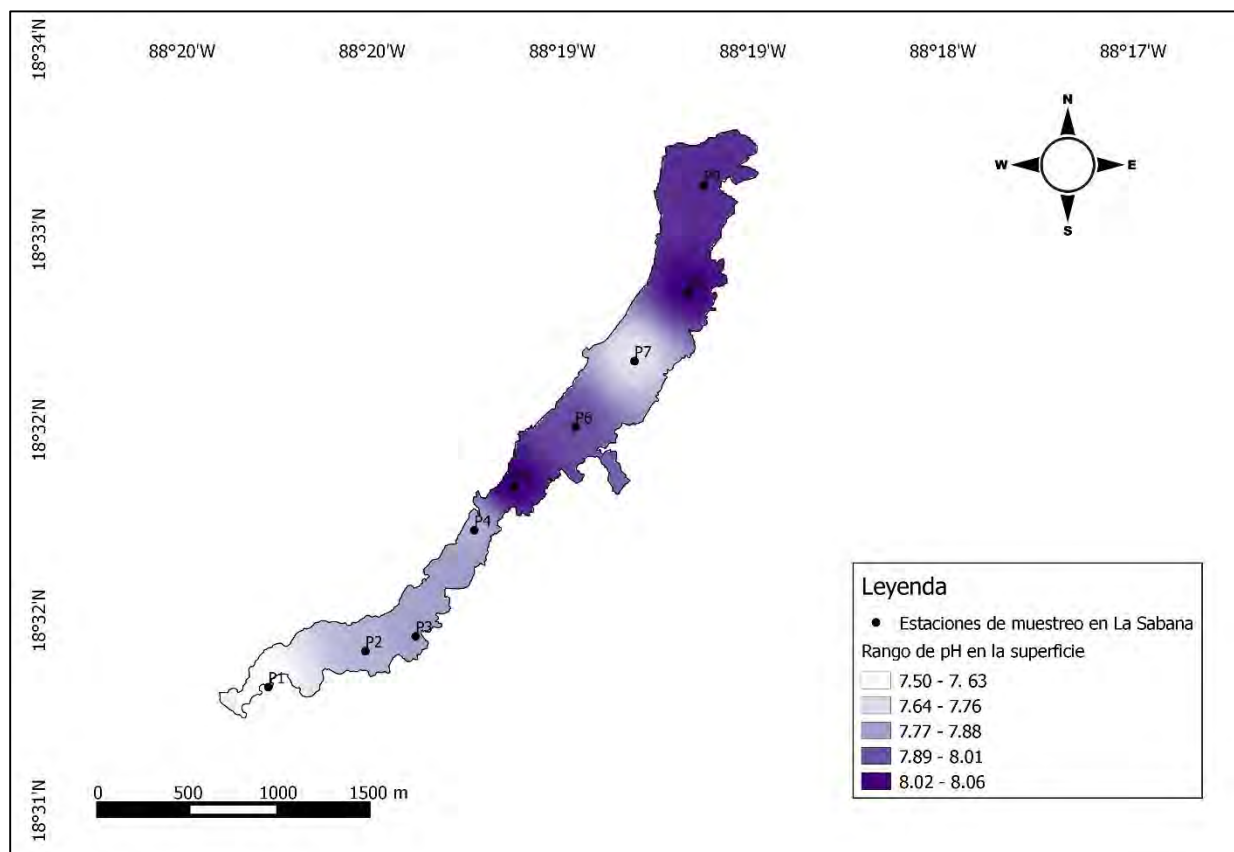


Figura 17 Mapa de distribución de pH en la superficie de La Sabana

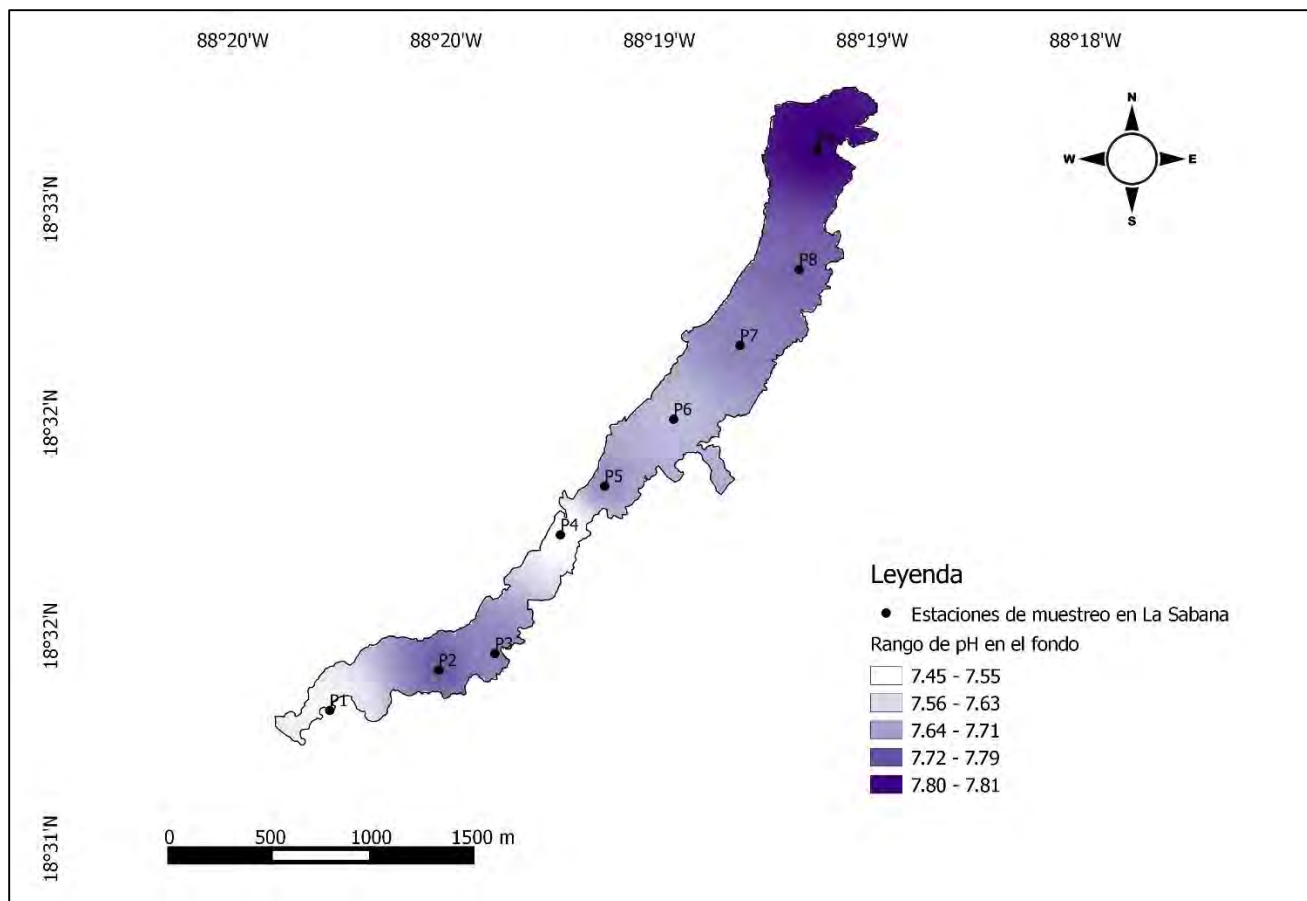


Figura 18 Mapa de pH en el fondo

Oxígeno Disuelto

El oxígeno disuelto promedio superficial de la laguna es de 8.52 mg/l y 4.23 mg/l en el fondo. El oxígeno disuelto superficial máximo se registró en la estación 9 (15.3 mg/l) y en el fondo en la estación 1 (7.2 mg/l). El pH superficial mínimo se registró en la estación 7 (1.6 mg/l) y en el fondo en la estación 5 (1.1 mg/l) (Fig. 19-21, Tabla 4).

Las estaciones 1-3 demostraron una concentración de oxígeno disuelto constante en el fondo y superficie, mientras que en las otras estaciones hubo un patrón inconsistente por la alta actividad microbiana que existe en esa parte de la laguna por la descarga de aguas residuales tratadas de la planta de tratamiento. Se obtuvo concentraciones más altas en la superficie que en el fondo de oxígeno disuelto, debido a la baja profundidad de la laguna ocasionando que las actividades bioquímicas ocurran más cercano a la superficie. La estación 7 mostró una tendencia distinta a las otras estaciones ya que su OD superficial y en el fondo son similares. En la estación 7 se midió una concentración de OD menor a 2 mg/l en el fondo y superficie este probablemente se debe a un exceso en materia orgánica en ese punto.

El oxígeno disuelto en el agua es una de las variables más importantes de los ecosistemas acuáticos. Es esencial para el metabolismo de todos los organismos que presentan respiración aeróbica y las variaciones en su concentración proporcionan información no sólo sobre la intensidad de las reacciones bioquímicas que tienen lugar en el medio sino, entre otros, de la magnitud de la carga orgánica externa que llega al sistema (Echaniz & Vignatti, 2009).

La temperatura y el oxígeno disuelto son dos variables que interaccionan entre sí, y son de gran importancia en los procesos biológicos que se llevan a cabo en los sistemas acuáticos. La temperatura influye directamente en la productividad primaria, así como en las reacciones metabólicas de la reproducción y el crecimiento de la biota (E.G. de la Lanza & Hernandez, 1998).

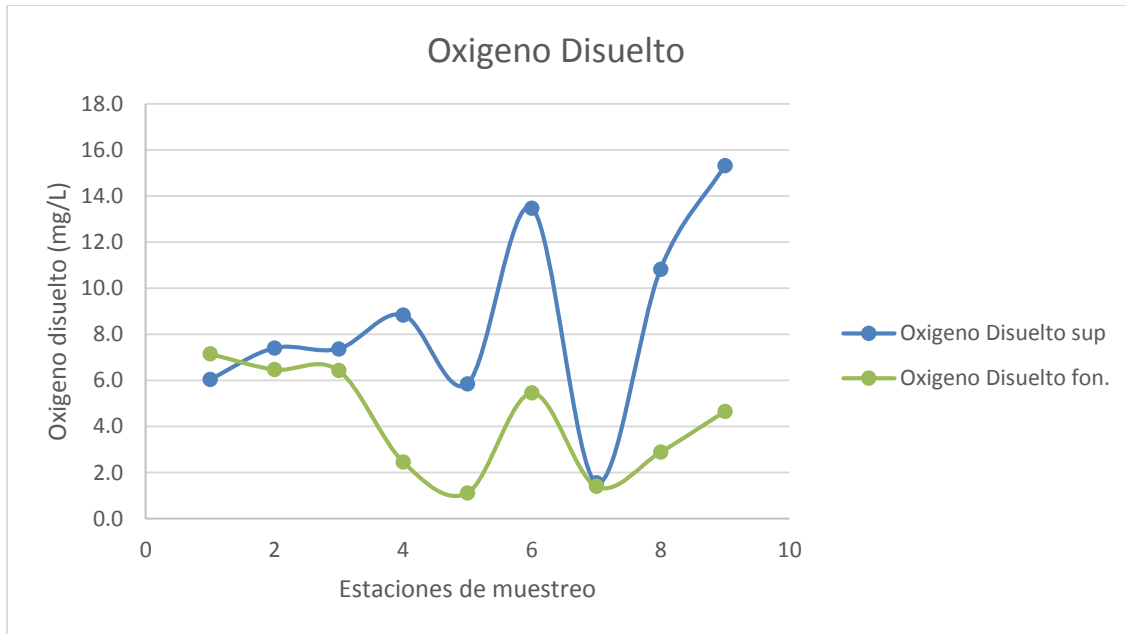


Figura 19 Datos registrados de Oxígeno disuelto en superficie y fondo en cada punto de muestreo

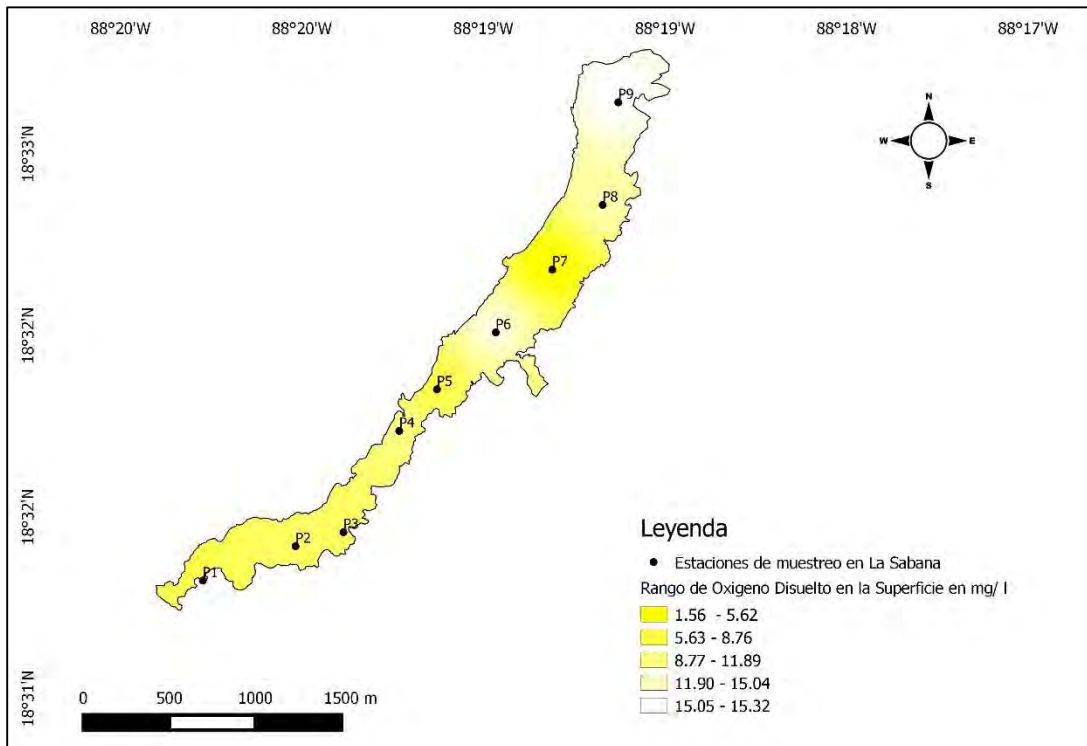


Figura 20 Mapa de la concentración de Oxígeno Disuelto en la superficie

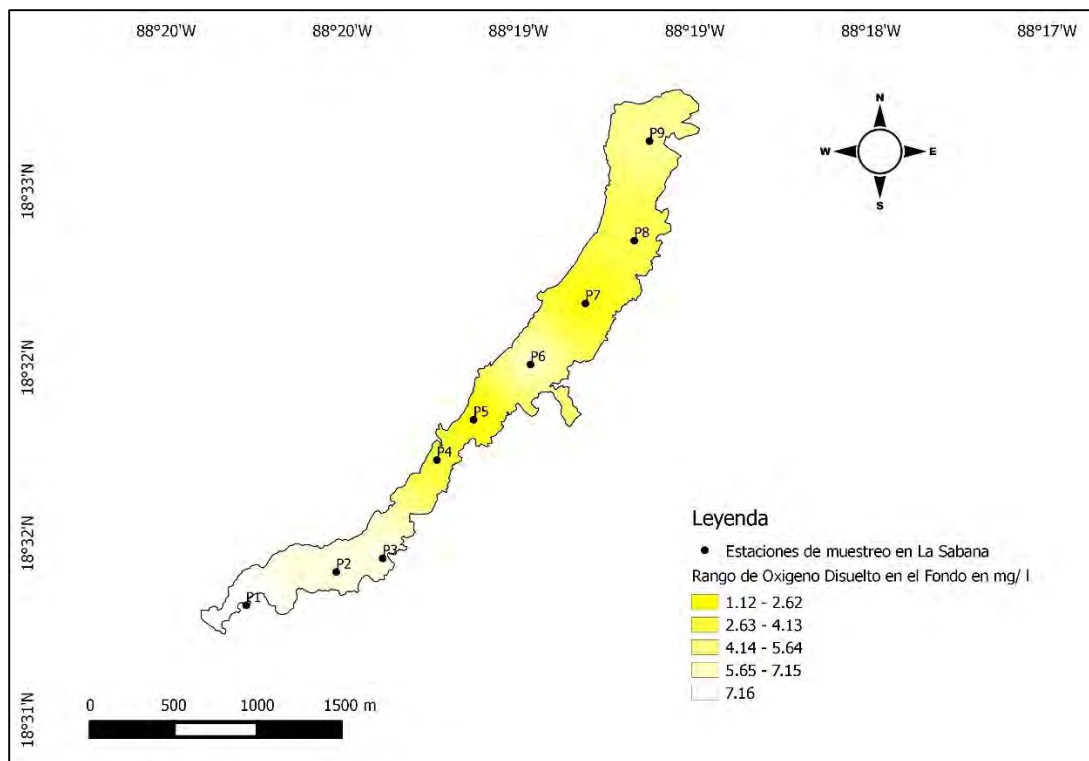


Figura 21 Mapa de la concentración de Oxígeno Disuelto en el fondo

Conductividad

La conductividad promedio superficial de la laguna es de 2.98 mS y 2.96 mS en el fondo. El oxígeno disuelto superficial máximo se registró en la estación 2 (3.22 mS) y en el fondo en la estación 2 (3.26 mS). El pH superficial mínimo se registró en la estaciones 5,6 y 8 (2.85 mS) y en el fondo en la estación 7 (2.79 mS) (Fig. 22-24, Tabla 4)

Se observó una tendencia similar en la superficie y fondo con una alta conductividad en las estaciones 1 a 3 y una disminución de las estaciones 4 a 9. Esta observación es similar en varias características por la separación de la laguna. La conductividad demuestra una medida indirecta de la cantidad total de minerales disueltos y sirve como un índice de calidad de agua y valoración de estado trófico de cuerpos de agua (R.J. Keenan, 1993). Se ha observado que en lagos meso-eutróficos, se libera SO_4 durante la degradación de la materia orgánica (Kalff, 2002), el cual puede incrementar la conductividad de los estratos profundos.

Cervantes (2005) registró conductividades de los cenotes kársticos en Quintana Roo entre 1.4- 2.5 mS/cm³, éstos valores son relativamente muy bajos comparado a este estudio, ya que en dicha investigación se determinó que los cenotes pertenecen a un sistema dulceacuícola. Los cenotes en Quintana Roo tienen como mayor aporte de agua de las corrientes subterráneas mientras que La Sabana recibe aporte de escurrimiento de agua superficial y de la planta de tratamiento. La conductividad en un cuerpo de agua es también afectada por los procesos fisicoquímicos que se llevan a cabo como la precipitación, evaporación y mezcla en la columna de agua y La Sabana siendo un cuerpo de agua somero es más propenso a estos fenómenos regularmente.

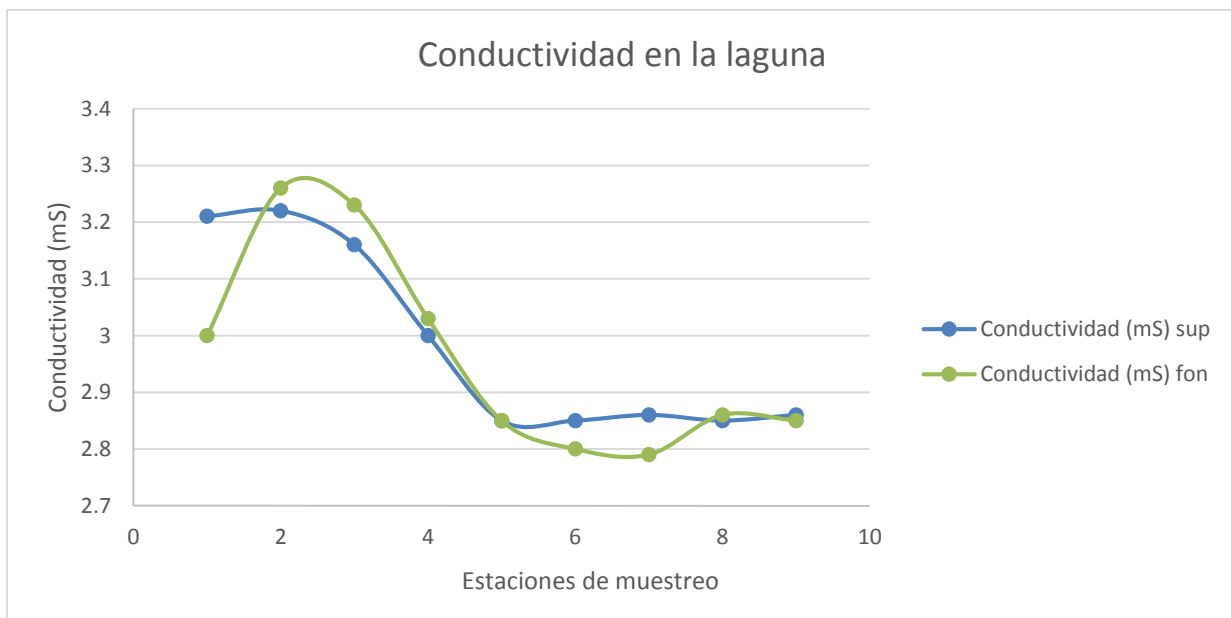


Figura 22 Datos registrados de conductividad en superficie y fondo en cada punto de muestreo de la laguna

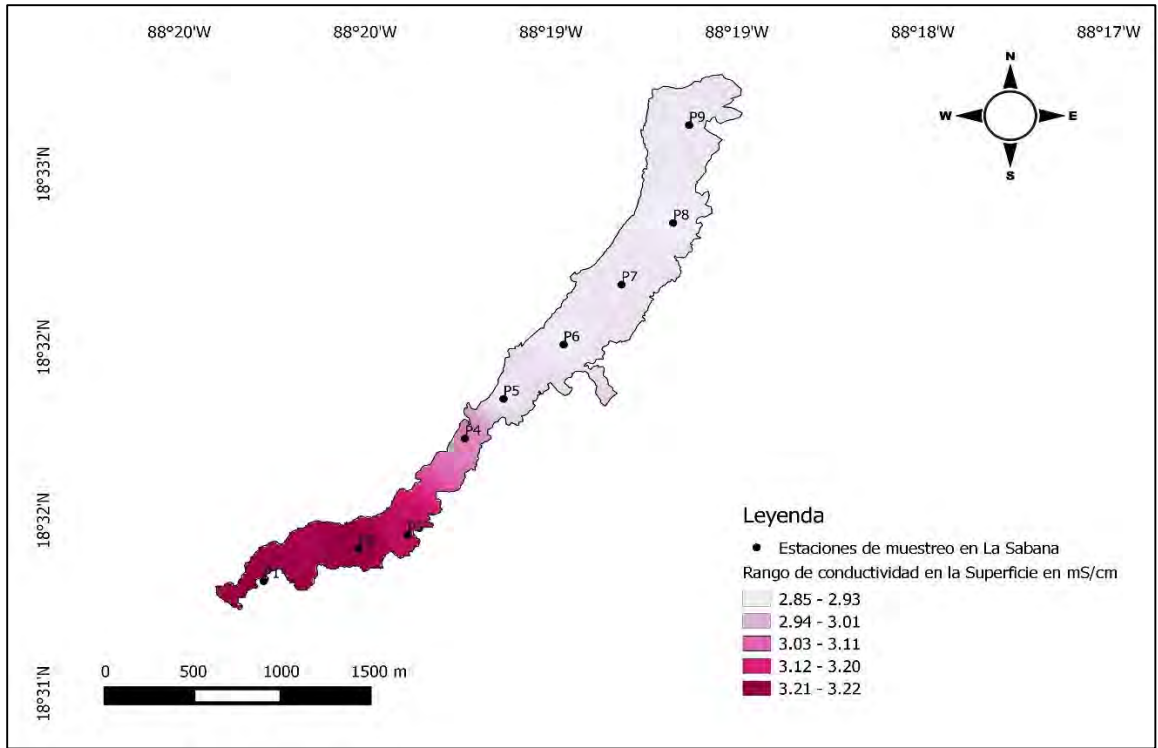


Figura 23 Mapa de conductividad en la superficie

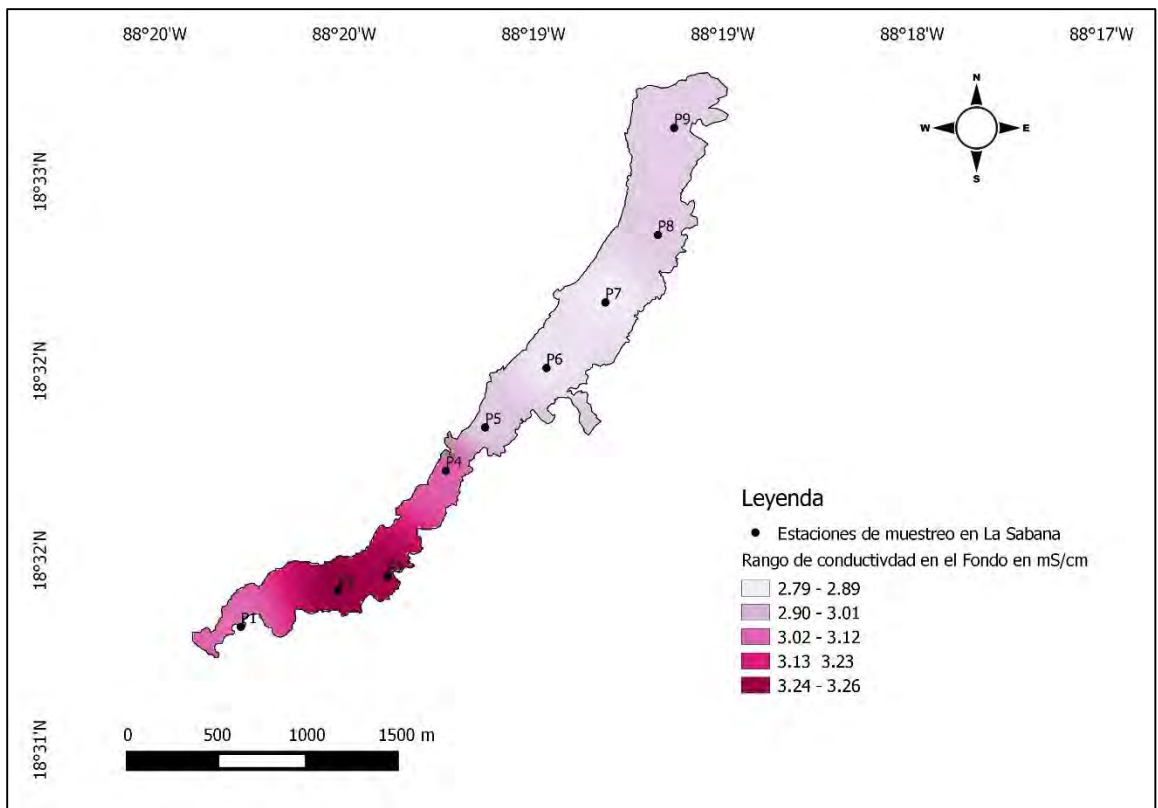


Figura 24 Mapa de conductividad en el fondo

Sólidos Suspendidos

Los sólidos totales (ST) promedio de la parte superficial de la laguna es de 2078 mg/l y en el fondo de 2867 mg/l. La cantidad de ST superficial máximo se registró en la estación 5 (5000 mg/l) y en el fondo en la estación 6 (5000 mg/l). La cantidad de ST superficial mínimo se registró en las estaciones 2, 6, 7, 8 y 9 (1000 mg/l) y en el fondo en la estación 8 (800 mg/l) (Tabla 5).

Los sólidos totales volátiles (STV) promedio superficial de la laguna es de 1520 mg/l y en el fondo de 2153 mg/l. La cantidad de STV superficial máximo se registró en la estación 3 (4310 mg/l) y en el fondo en la estación 6 (4150 mg/l). La cantidad de STV superficial mínimo se registró en las estaciones 7 y 9 (100 mg/l) y en el fondo en la estación 9 (80 mg/l) (Tabla 5).

Los sólidos suspendidos totales (SST) promedio superficial de la laguna es de 222 mg/l y en el fondo de 400 mg/l. La cantidad de SST superficial máximo se registró en la estación 3 (600 mg/l) y en el fondo en la estación 6 (800 mg/l). La cantidad de SST superficial mínimo se registró en las estaciones 1, 2, 4, 6, 7 y 9 (100 mg/l) y en el fondo en las estaciones 1, 3, 4, 5, 8 y 9 (100 mg/l) (Tabla 5).

Los sólidos suspendidos volátiles (SSV) promedio superficial de la laguna es de 203 mg/l y en el fondo de 365 mg/l. La cantidad de SSV superficial máximo se registró en la estación 3 (570 mg/l) y en el fondo en la estación 6 (776 mg/l). La cantidad de SSV superficial mínimo se registró en la estación 1 (50 mg/l) y en el fondo en las estaciones 1, 3, 4, 5 y 9 (80 mg/l) (Tabla 5).

Los sales disueltos totales (SDT) promedio superficial de la laguna es de 1856 mg/l y en el fondo de 2467 mg/l. La cantidad de SDT superficial máximo se registró en la estación 5 (4600 mg/l) y en el fondo en la estación 6 (4200 mg/l). La cantidad de SDT superficial mínimo se registró en las estaciones 2, 6, 7 y 9 (900 mg/l) y en el fondo en la estación 8 (500 mg/l) (Tabla 5).

Los sólidos disueltos volátiles (SDV) promedio superficial de la laguna es de 1317 mg/l y en el fondo de 1788 mg/l. La cantidad de SDV superficial máximo se registró en la estación 5 (3820 mg/l) y en el fondo en la estación 6 (3374 mg/l). La cantidad de SDV superficial mínimo se registró en la estación 7 (5 mg/l) y en el fondo en las estaciones 8 y 9 (0 mg/l) (Tabla 5).

Los sólidos disueltos fijos (SDF) promedio superficial de la laguna es de 539 mg/l y en el fondo de 678 mg/l. La cantidad de SDF superficial máximo se registró en la estación 8 (990 mg/l) y en el fondo en las estaciones 7 y 9 (900 mg/l). La cantidad de SDF superficial mínimo se registró en la estación 1 (50 mg/l) y en el fondo en las estaciones 1 y 3 (80 mg/l) (Tabla 5).

Los sólidos suspendidos fijos (SSF) promedio superficial de la laguna es de 19 mg/l y en el fondo de 35 mg/l. La cantidad de SSF superficial máximo se registró en la estación 1 (50 mg/l) y en el fondo en la estación 6 (24 mg/l). La cantidad de SSF superficial mínimo se registró en la estación 7 (5 mg/l) y en el fondo en la estación 8 (10 mg/l) (Tabla 5).

Los sólidos totales fijos (STF) promedio superficial de la laguna es de 558 mg/l y en el fondo de 713 mg/l. La cantidad de STF superficial máximo se registró en la estación 8 (1020 mg/l) y en el fondo en la estación 7 (920 mg/l). La cantidad de STF superficial mínimo se registró en la estación 3 (90 mg/l) y en el fondo en las estaciones 1 y 3 (100 mg/l) (Tabla 5).

En el análisis de la estación 2 en el fondo se registró una cantidad 12 700 mg/l en ST. Este dato está muy elevado en comparación de las estaciones 1 y 3 ya que estos se encuentran en un rango de 800–2000 mg/l; posiblemente se presentó un error metodológico, por lo que se decidió no considerar este valor para el análisis.

Los valores máximos en la superficie y fondo exceden el límite permisible de sólidos suspendidos totales decretado por la NOM-001-SEMARNAT-1997, donde se permite 75 mg/l (promedio diario) y 125 mg/l (promedio mensual) en ríos para el uso urbano. Los SST están constituidos por sólidos sedimentables, sólidos y materia orgánica en suspensión y/o coloidal, que son retenidas en el elemento filtrante. Son los que más afectan la absorción de la luz en el agua.

Los sólidos suspendidos en el agua son partículas flotantes o residuos no filtrables en una muestra de agua. Las muestras son sometidas a procesos de filtración y calcinación para determinar las características del residuo en el papel filtro. Los sólidos suspendidos comprenden el 60 a 80 por ciento de la masa total de agua y su composición orgánica es mayormente organismos de fitoplancton (National Academy of Science, 1969). El término sólidos suspendidos se refiere a la masa o concentración en (mg/l) de materia orgánica e inorgánica en las columnas de agua de ríos o lagos por turbulencia (Bilotta, 2008).

Toda corriente lleva sólidos suspendidos bajo condiciones naturales (Ryan, 1991). Sin embargo si estas concentraciones aumentan por perturbación antropogénicas puede llevar a alteraciones físicas, químicas y biológicas a las propiedades del cuerpo de agua (Bilotta, 2008). Los sólidos suspendidos tienen alto contenido de materia orgánica y en su descomposición *in situ* pueden agotar los niveles de oxígeno disuelto produciendo una falta de oxígeno causando la muerte de peces durante condiciones de corrientes muy bajas (Ryan, 1991).

Los sólidos suspendidos son estéticamente desagradables, ya que al sedimentarse en el fondo de una laguna forman lodo que puede convertirse en un daño acuático al cubrir la capa comestible para los peces. Los depósitos que contengan material orgánico, pueden disminuir las reservas de oxígeno y pueden producir gases anóxicos como el sulfuro de hidrógeno, dióxido de carbono y metano (Echaniz & Vignatti, 2009).

Para el zooplancton que se alimenta por filtración, las altas concentraciones de sólidos suspendidos pueden obstruir las estructuras alimenticias, reduciendo su eficiencia alimenticia y su tasa de crecimiento ocasionándoles estrés hasta el punto de eliminarlos (Hynes 1970).

Los sólidos suspendidos influyen en la calidad del agua de los ríos especialmente en el temporada de lluvias ocasionado por la erosión de los suelos. (Lai, tu & Yang, 2013)

El análisis de los SDF, STF y SSF están constituidos del material inorgánico en las muestras de agua porque son partículas o sólidos que no se pueden eliminar por el proceso de calcinación por lo tanto permanecen en el agua y se acumulan a través del tiempo aumentando su concentración. Hubo una concentración promedio más alta en los SDF y STF que en los SSF debido a que era mayor la concentración de SDT y ST.

Los SDT son las sustancias orgánicas e inorgánicas solubles en agua y que no son retenidas en el material filtrante. Comprenden las sales inorgánicas (principalmente de calcio, magnesio, potasio y sodio, bicarbonatos, cloruros y sulfatos) y pequeñas cantidades de materia orgánica que están disueltas en el agua. Los SDT presentes en el agua de consumo proceden de fuentes naturales, aguas residuales, escorrentía urbana y aguas residuales industriales. La cantidad de SDT se ha relacionado directamente con la conductividad del cuerpo de agua.

Tabla 5 Datos registrados de cantidad de sólidos suspendidos superficial y fondo en cada punto de muestreo.

Sólidos Suspendidos																		
Estacion	Sólidos Totales (ST)		Sólidos totales volatiles (STV)		Sólidos suspendidos totales (SST)		Sólidos suspendidos volatiles (SSV)		Sales Disueltos Totales (SDT)		Sales Disueltos volatiles (SDV)		Sólidos Disueltos Fijos (SDF)		Sólidos suspendidos fijo (SSF)		Sólidos totales fijos (STF)	
	(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)	
	Sup.	Fon.	Sup.	Fon.	Sup.	Fon.	Sup.	Fon.	Sup.	Fon.	Sup.	Fon.	Sup.	Fon.	Sup.	Fon.	Sup.	Fon.
P1	1700	2000	1600	1900	100	100	50	80	1600	1900	1550	1820	50	80	50	20	100	100
P2	1000	12700	800	11200	100	1800	91	1640	900	10900	709	9560	191	1340	9	160	200	1500
P3	4400	800	4310	700	600	100	570	80	3800	700	3740	620	60	80	30	20	90	100
P4	2000	1000	1790	90	100	100	85	80	1900	900	1705	10	195	890	15	20	210	910
P5	5000	700	4210	90	400	100	390	80	4600	600	3820	10	780	590	10	20	790	610
P6	1000	5000	190	4150	100	800	90	776	900	4200	100	3374	800	826	10	24	810	850
P7	1000	2000	100	1080	100	400	95	380	900	1600	5	700	895	900	5	20	900	920
P8	1600	600	580	90	400	100	370	90	1200	500	210	0	990	500	30	10	1020	510
P9	1000	1000	100	80	100	100	90	80	900	900	10	0	890	900	10	20	900	920
Promedio	2078	2867	1520	2153	222	400	203	365	1856	2467	1317	1788	539	678	19	35	558	713

Sup. – Superficie

Fon.-Fondo

Nutrientes y Clorofila *a*

Nutrientes

Amonio

La concentración de amonio promedio superficial de la laguna es de 1.67 mg/l y en el fondo de 1.71 mg/l. La concentración de amonio superficial máximo se registró en las estaciones 5-7 y 8 con 2.5 mg/l y en el fondo en las estaciones 5-9 con 2.5 mg/l. La concentración de amonio superficial mínimo se registró en las estaciones 1 y 2 con 0.50 mg/l y en el fondo en la estación 1 con 0.40 mg/l (Fig. 25, Tabla 6).

Amonio es el producto final de la reducción de las sustancias orgánicas e inorgánicas nitrogenadas y esto se debe al nitrógeno atmosférico, la fijación química, proteínas animales o vegetales, a la putrefacción mediante acción bacteriana y a la reducción de nitritos.

En la superficie y fondo se observó la misma tendencia con concentraciones bajas en las primeras estaciones y un incremento drástico a partir de la estación 5. Esto se puede deber a las descargas de la planta de tratamiento que afecta directamente al norte de la laguna que incluyen las estaciones 4-9 al depositar alta cantidad de materia orgánica en esta zona. Otro aporte de amonio a la laguna es de la escorrentía terrestre y aguas subterráneas con efluentes domésticos; ya que la ubicación de la laguna en la ciudad hace que reciba una gran cantidad de las descargas de desagües de toda la ciudad de Chetumal. Según Vargas (2004) cuando la concentración de amonio es mayor de 0,1 mg/L (como N), podría ser un indicador de contaminación por aguas residuales domésticas o industriales. En este análisis se obtuvo concentraciones entre 1 y 2.5 mg/l en las estaciones afectadas directamente por las descargas de la planta. En la norma oficial mexicana (NOM-001-SEMARNAT-1996) no especifica un límite permisible para la cantidad de amonio en agua y sólo indica como límite máximo permisible, una concentración promedio mensual de 15 mg/l de nitrógeno total, para descargas en ríos y embalses. Entonces según las normas nacionales no se encuentra por encima del rango permisible.

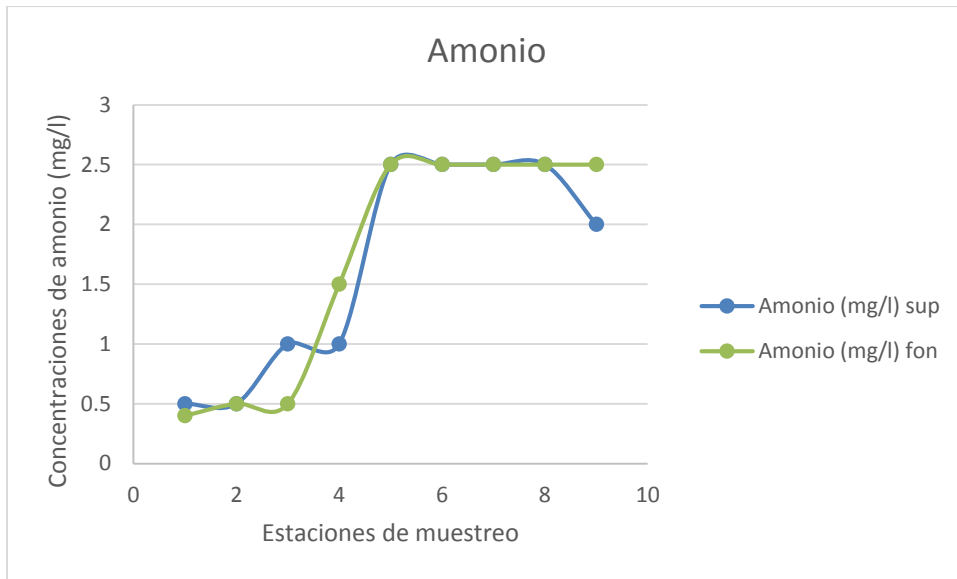


Figura 25 Datos registrados de amonio en agua en muestras de agua de superficie y fondo de cada punto de muestreo

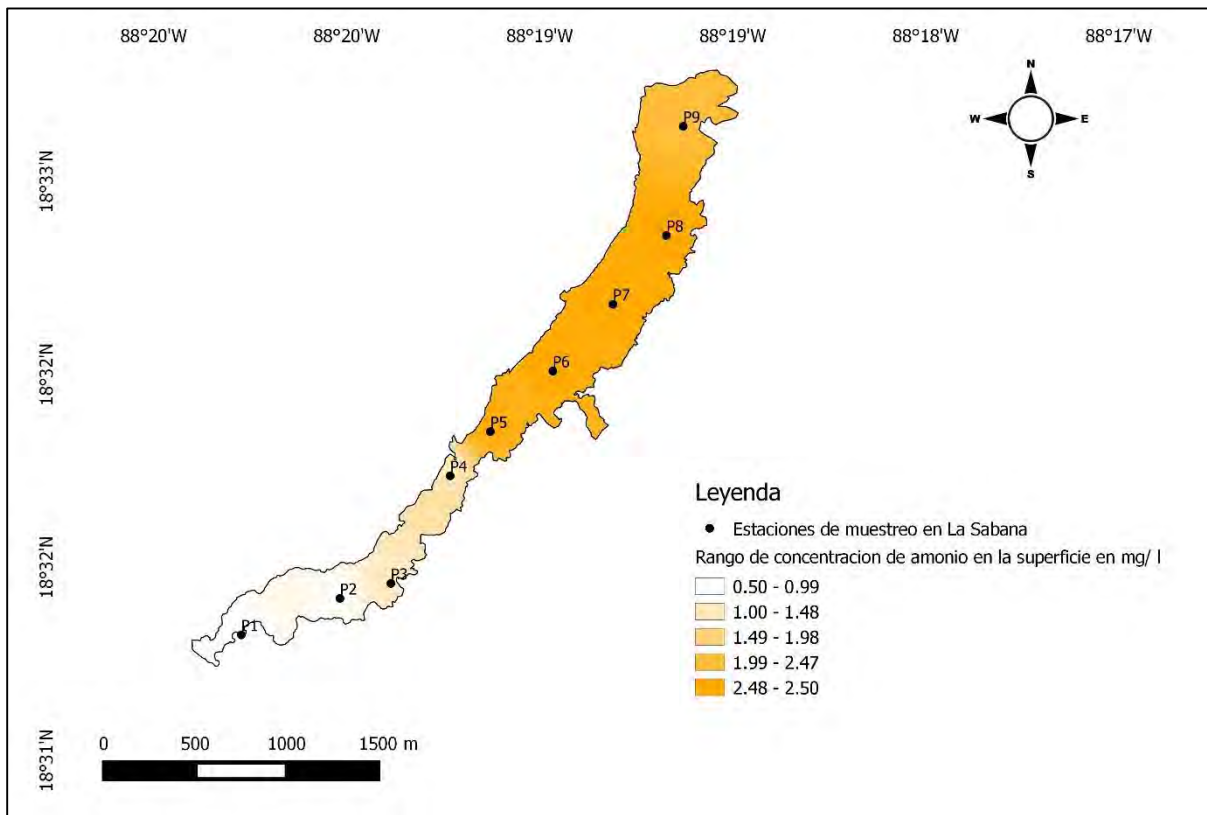


Figura 26 Mapa de amonio en la superficie

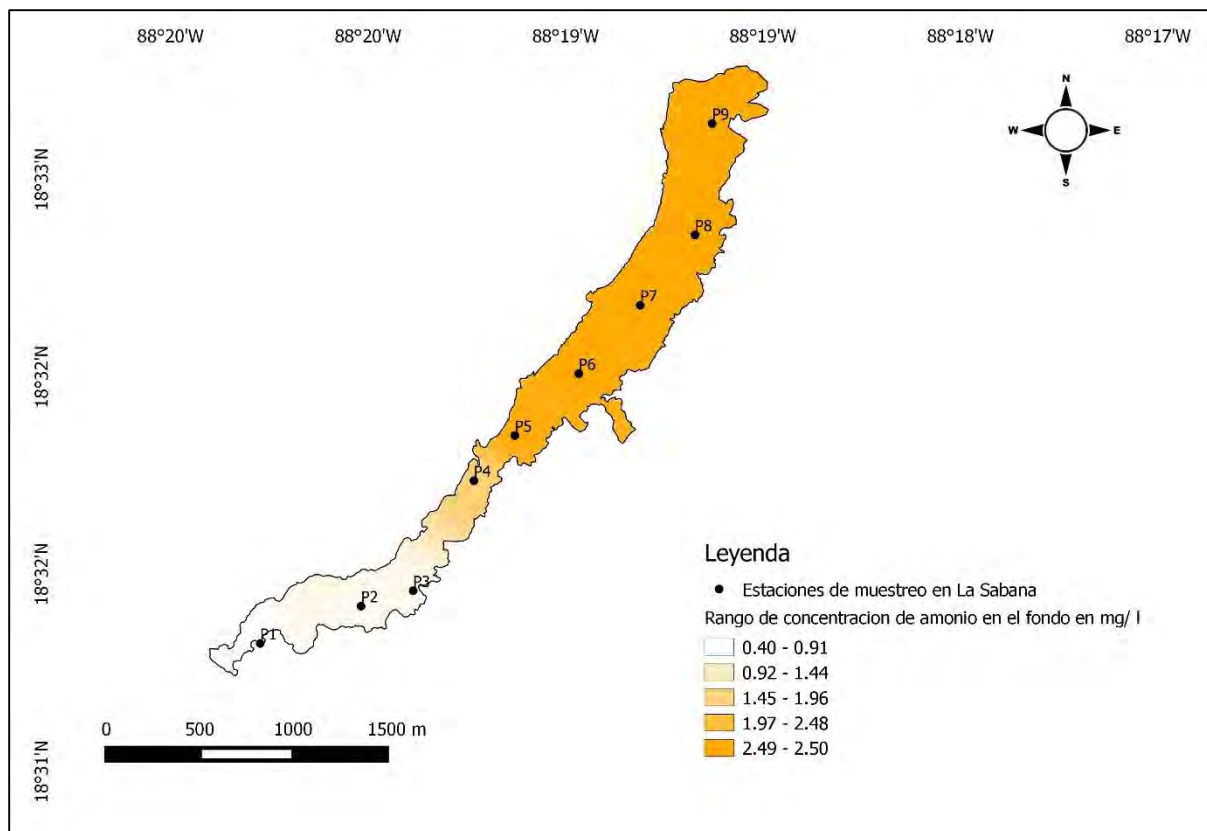


Figura 27 Mapa de amonio o en el fondo

Tabla 6 Concentración de nutrientes y clorofila (superficie y fondo) en la laguna Sabana, Chetumal, Quintana Roo.

Estacion	Nutrimentos						Clorofila <i>a</i>			
	Amonio		Nitritos		Nitratos		Fosforo		(mg/m ³)	
	(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)			
Sup.	Fon.	Sup.	Fon.	Sup.	Fon.	Sup.	Fon.	Sup.	Fon.	
P1	0.5	0.4	<0.2	<0.2	<10	<10	0.48	1	8.87	9.20
P2	0.5	0.5	<0.2	<0.2	<10	<10	0.42	35	1.14	2.03
P3	1	0.5	<0.2	<0.2	<10	<10	0.9	1	1.50	1.39
P4	1	1.5	<0.2	<0.2	<10	<10	1	1	23.54	19.00
P5	2.5	2.5	0.2	0.2	10	<10	0.48	20	25.64	26.80
P6	2.5	2.5	0.2	<0.2	<10	<10	0.9	1	39.40	29.58
P7	2.5	2.5	<0.2	<0.2	<10	<10	1	50	30.53	24.67
P8	2.5	2.5	<0.2	<0.2	<10	<10	50	45	22.93	24.94
P9	2	2.5	0.2	<0.2	<10	<10	17	50	30.84	27.14
Promedio	1.67	1.71	0.20	0.20	10.00	n/d	8.02	22.67	20.49	18.31

Valor no detectable (<)

Sup. - Superficie

Fon. - Fondo

Nitrito y Nitrato

La concentración de nitrito promedio superficial y fondo de la laguna es de 0.2 mg/l. La concentración de nitrito superficial máximo se registró en las estaciones 5, 6 y 9 con 0.2 mg/l y en el fondo en la estación 5 con 0.2 mg/l. La concentración de nitrito superficial mínimo se registró en las estaciones 1-4, 7 y 8 (n/d) y en el fondo en las estaciones 1-4 y 6-9 (n/d) (Tabla 6).

La concentración de nitrato promedio superficial de la laguna es de 10 mg/l y en el fondo es no detectable. La concentración de nitrato superficial máximo se registró en la estación 5 con 10 mg/l y en el fondo no fue detectable. La concentración de nitrato superficial mínimo no fue detectable tampoco en el fondo (Tabla 6). Por ser concentraciones pequeñas no se pudo detectar las diferentes concentraciones con el equipo Hanna ya que sus límites fueron menos a los que el equipo maneja. Sera recomendable utilizar otro método con un rango de detección mayor.

En la Norma Oficial Mexicana (NOM-001-SEMARNAT) para descargas en ríos y embalses destinados a la protección de la vida acuática no especifica límites permisibles para nitritos y nitratos. En los Criterios Ecologicos de Calidad del Agua (CE-CCA-001/89) para la protección de la vida acuática en agua dulce solo hay criterios para agua marina o áreas costeras en donde especifica un máximo permisible de 0.002 mg/l y 0.04 mg/l para nitritos y nitratos respectivamente (INE-SEMARNAP, 2000).

De acuerdo a los límites permisibles establecidos en CE-CCA-001/89 solo en las estaciones 5 y 6 sobrepasan los límites y se pueden considerar como puntos de contaminación y para las otras estaciones será necesario realizar un análisis con un equipo con un mayor rango de detección para poder determinar con más exactitud su concentración de nitritos y nitratos.

El bloom macroalgal es una fuente de problemas frecuentes en las lagunas costeras eutróficas de poca profundidad, ya que las macroalgas oportunistas toleran los efectos indirectos de eutrofización, como la anoxia y una elevada concentración de compuestos nitrogenados que ellos mismos generan por su alta densidad (Gordon *et al.*, 1981), mostrando una rápido crecimiento y una alta absorción de nitrógeno y fosforo que ellos mismos remueven, almacenan y liberando una gran cantidad de nutrientes disueltos, y por lo tanto juegan un rol importante en los ciclos de los macronutrientes en el ambiente.

El ciclo del nitrógeno en sistemas acuáticos es complejo, ya que puede presentarse en varios estados de oxidación y su concentración es alterada por la fijación de N_2 atmosférico, la asimilación, y la desnitrificación o reducción del NO_3 a N_2 . Para todos los efectos prácticos, el ciclo del nitrógeno en lagos, lagunas y embalses es de naturaleza microbiana: la oxidación y reducción bacteriana de compuestos de nitrógeno están acopladas con la asimilación fotosintética y la utilización por las algas, las bacterias fotosintéticas y las plantas acuáticas superiores (Echaniz & Vignatti, 2009).

Fosforo

La concentración de fosforo promedio superficial de la laguna es de 8.02 mg/l y en el fondo con 22.67 mg/l. La concentración de fosforo superficial máximo se registró en la estación 8 con 50 mg/l y en el fondo en las estaciones 7 y 9 con 50 mg/l. La concentración de fosforo superficial mínimo se registró en la estación 2 con 0.42 mg/l y en el fondo en la estación 1, 3, 4 y 6 con 1 mg/l) (Fig. 28, Tabla 6).

El fósforo constituye en muchos sistemas acuáticos el nutriente limitante de la producción primaria y es la principal causa de los procesos de eutrofización de los mismos. Interviene en numerosos procesos físico-químicos y biológicos, influenciados por el potencial redox (Science, 1969).

Químicamente es muy activo y reacciona con cationes como hierro, calcio y aluminio, formando compuestos insolubles que precipitan. Es captado del medio por organismos productores (algas, macrófitos) en forma de ortofosfato (fósforo biológicamente disponible) y puede ser almacenado intracelularmente como gránulos de polifosfato (“estrategia de consumo lujurioso”), en sistemas en los que la competencia por este nutriente dirige la sucesión estacional del fitoplancton. Las bacterias heterotróficas pueden requerir fósforo inorgánico y, en ocasiones, compiten con éxito con el fitoplancton por este nutriente. Los procesos de consumo herbívoro y de excreción de fósforo por los organismos heterótrofos son responsables de su reciclado pelágico.

La existencia de fuentes importantes de fosfatos en las aguas superficiales normalmente se debe a las descargas de aguas que contienen como residuo detergentes comerciales y se relaciona también con aguas subterráneas (Herrera-Silveira, Comin, & Capurro, 2012).

En la Norma Oficial Mexicana (NOM-001-SEMARNAT) para descargas en ríos y embalses destinados a la protección de la vida acuática establece el límite permisibles para fosforo total de 20 mg/l; entonces no cumple con el limite permisible de fosforo en la laguna.

La aportación de fosforo a un cuerpo de agua puede acelerar la eutrofización (Carpenter *et al.*, 1998). El nitrógeno (N) y carbono (C) son también esenciales para el crecimiento de la biota acuática, sin embargo mucha de la atención esta enfocada en fosforo por lo difícil que es controlar el intercambio entre N y C y la atmosfera y agua, y la fijación de nitrógeno atmosférico y algas verde-azules (Schindler *et al.*, 2008). Consecuentemente el control de fosforo es crítico reduciendo la eutrofización de lagunas.

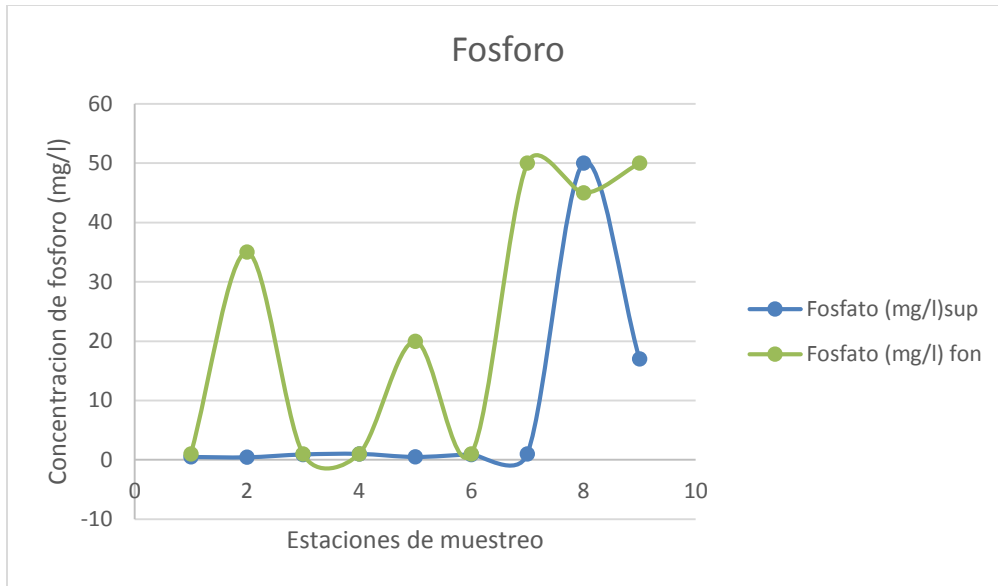


Figura 28 Datos obtenidos de las muestras de agua de superficie y fondo de cada punto de muestreo

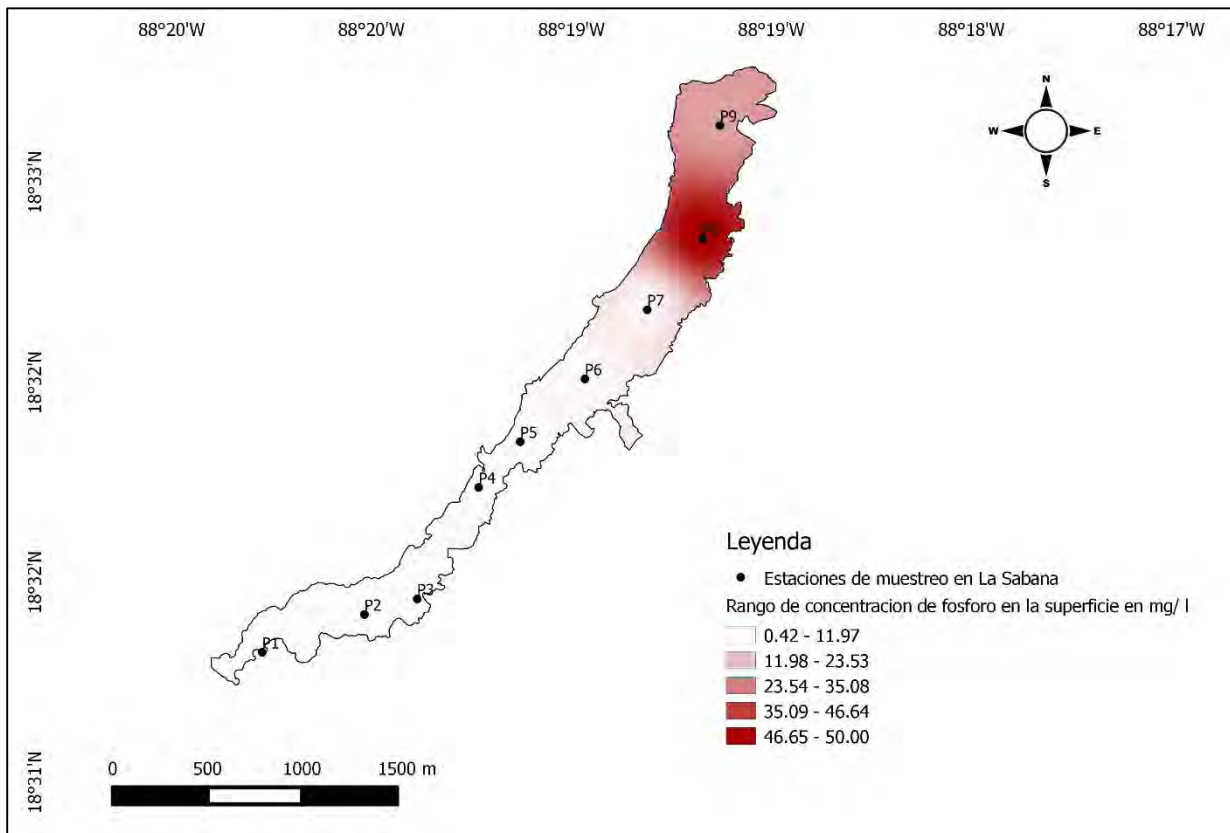


Figura 29 Mapa de fosforo en superficie

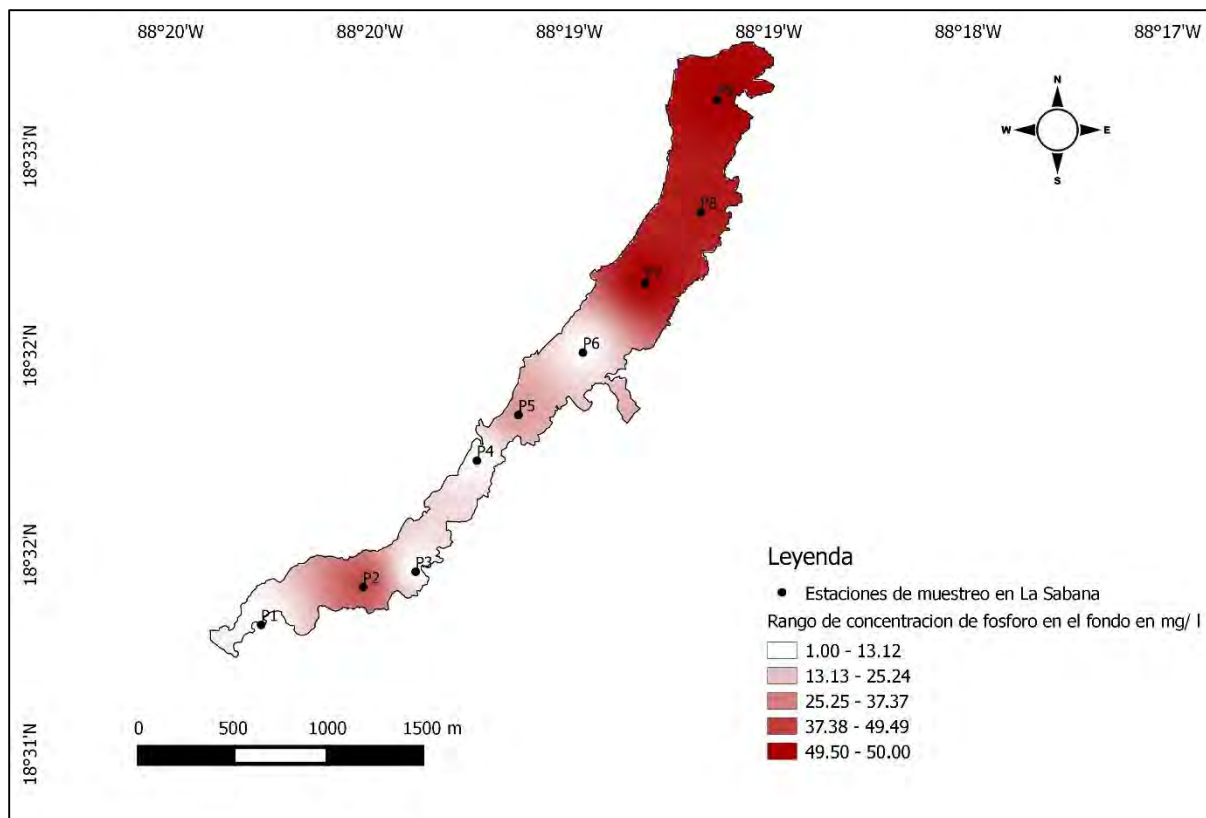


Figura 30 Mapa de fosforo en fondo

Clorofila *a*

La concentración de clorofila *a* promedio superficial de la laguna es de 20.49 mg/m³ y en el fondo de 18.31 mg/m³. La concentración de clorofila *a* superficial máximo se registró en la estación 6 con 39.40 mg/m³ y en el fondo en la estación 6 con 29.58 mg/m³. La concentración de clorofila *a* superficial mínimo se registró en las estación 2 con 1.14 mg/m³ y en el fondo en la estación 3 con 1.39 mg/m³ (Fig. 31, Tabla 6).

La clorofila *a* es considerada como un indicador grueso de la biomasa fitopláctica (Cowles *et al.*, 1993; Lambert *et al.*, 1999). Una alta abundancia fitoplantónica en un cuerpo de agua aumenta la concentración de nutrientes y florecimientos no deseados causando eutrofización. La eutrofización se refiere a la degradación de la calidad del agua debido, principalmente, a la acumulación de lodos en los fondos, al desarrollo de malezas acuáticas (macro y microscópicas) y a la introducción de aguas residuales, limitando el aprovechamiento múltiple del recurso (Mitchell & Thomas, 1972).

(Carlson, 1977) formó un índice para determinar el estado trófico de un cuerpo de agua; utilizando las concentraciones obtenidas de clorofila *a* y la ecuación propuesta obteniéndose los siguientes resultados (Tabla 7).

Tabla 7 Resultados obtenidos al calcular el TSI (Trophic State Index) y las concentraciones de clorofila *a* según (Carlson, 1977).

	Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)	TSI (CHL)
P1	8.87	52.01
P2	1.14	31.87
P3	1.50	34.57
P4	23.54	61.59
P5	25.64	62.43
P6	39.40	66.64
P7	30.53	64.14
P8	22.93	61.33
P9	30.84	64.24
promedio	20.49	55.42

Los resultados de los cálculos fueron contrastados con las categorías propuestas por Carlson (1977) en la Tabla 2. Esta comparación determinó que las estaciones de muestreo 1-3 que forman la zona sur de la laguna (Fig. 1) se encuentran en un estado mesotrófico, mientras que las estaciones de la zona centro y norte de la laguna se encuentran en estado eutrófico. La laguna se clasifica como un ambiente eutrófico, ya que presenta un valor promedio de 55.42.

Este índice muestra una diferencia trófica en las diferentes regiones de la laguna en comparación de los otros parámetros fisicoquímicos, ya que además muestra el efecto que influyen las descargas de agua residual de la planta de tratamiento a la zona norte de la laguna, fomentando el exceso de la actividad biológica por la inyección continua de nutrientes.

En un estado eutrófico la laguna presenta poca transparencia y abundan las algas verde-azules y en estado meso-trófico el agua es más transparente. El análisis del estado trófico de la laguna utilizando clorofila **a** y la que se utilizó anteriormente con el disco de Secchi indican rangos distintos ya que la anterior detecto un estado hipóereutrófico.

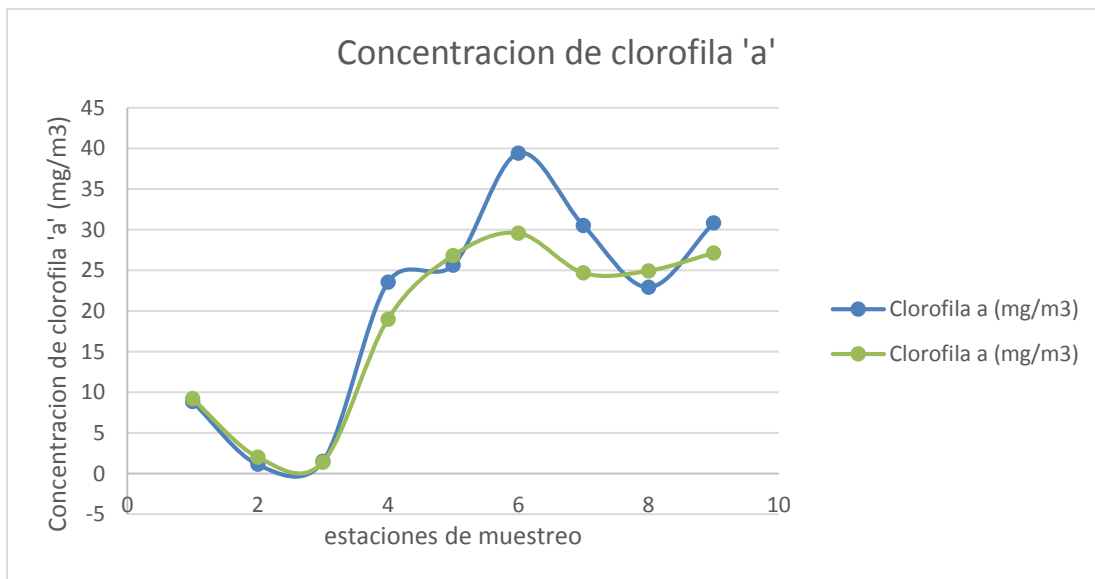


Figura 31 Datos obtenidos de concentración de Clorofila *a* las muestras de agua de superficie y fondo de cada punto de muestreo de la laguna

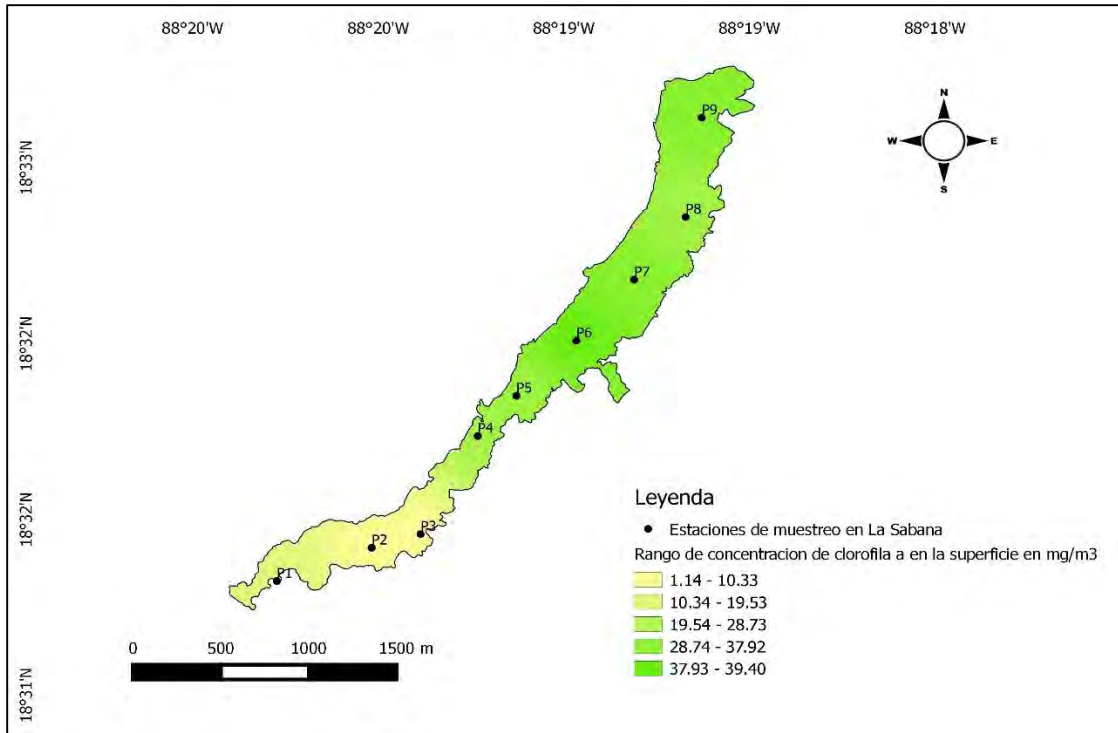


Figura 32 Mapa de clorofila *a* en la superficie

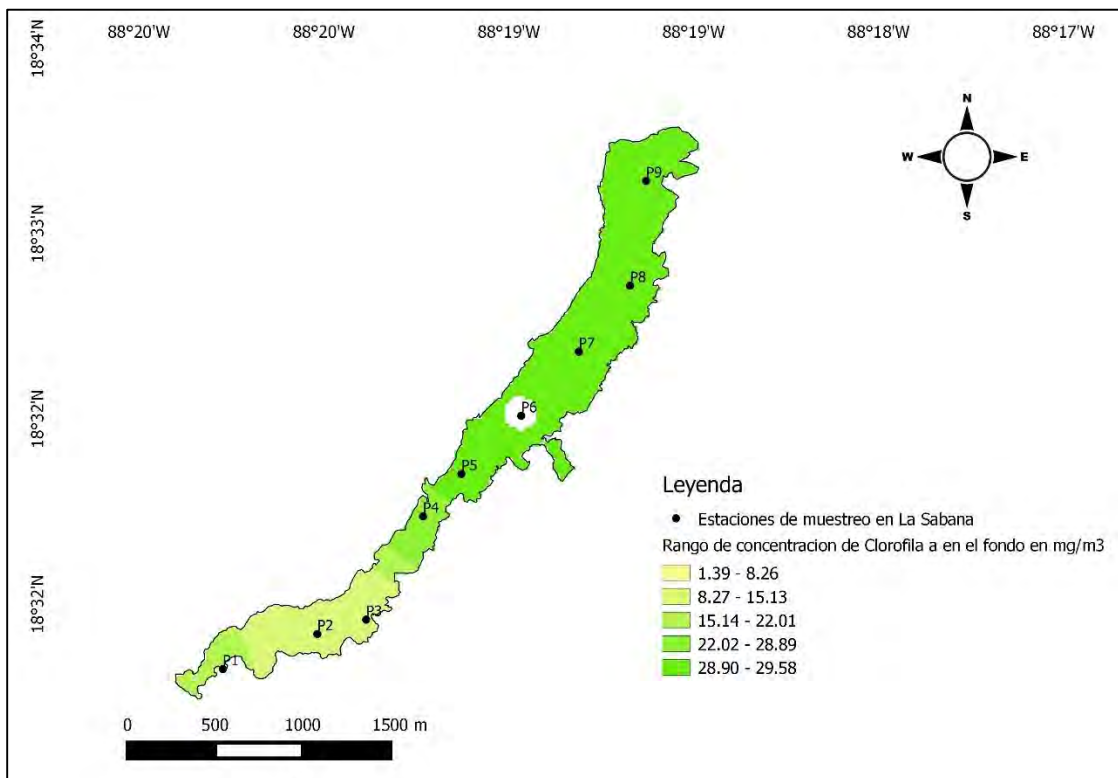


Figura 33 Mapa de clorofila *a* en el fondo

La relación entre la transparencia y clorofila *a* nos permite observar la relación entre ellas. Las transparencias registradas con el disco Secchi (Tabla 4, Fig. 11) y las concentraciones de clorofila *a* (Tabla 6, Fig. 7) en cada estación (Fig. 34). Se observa una relación indirecta entre la transparencia y la concentración de clorofila *a* en las estaciones, porque en donde hay menos concentración de clorofila (estación 2) hay mayor transparencia (estación 2) y viceversa en donde hay altas concentraciones de clorofila *a* se obtuvo una transparencia muy baja (Fig. 34).

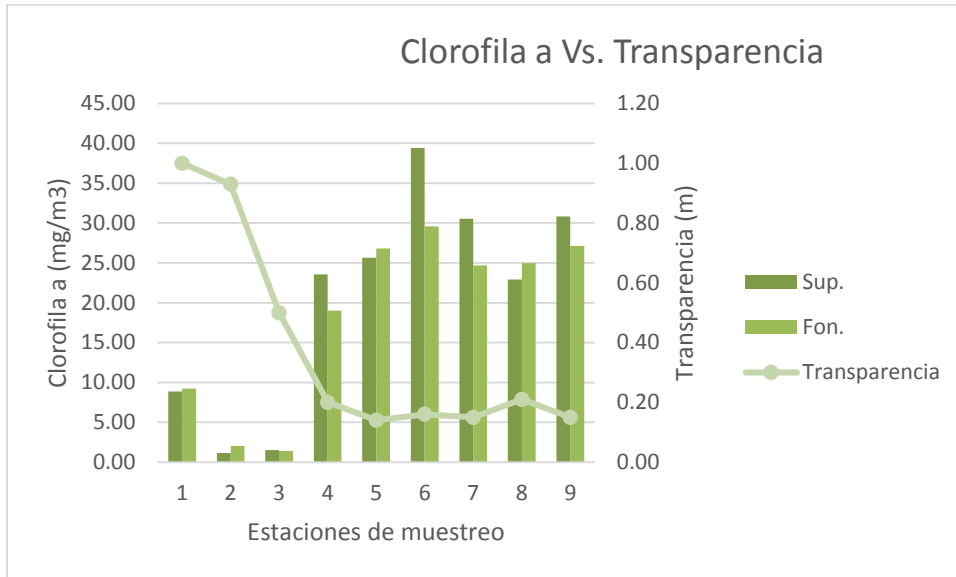


Figura 34 Comportamiento de la transparencia con respecto a las concentración de clorofila *a* en el área de muestreo

Zooplancton

Se cuantificaron e identificaron 9 grupos de zooplancteres, de los cuales son rotíferos, cladóceros, copépodos, dípteros, poecilidae (pez), zoeas, larva de pez, ostracodos y acaros. Se observó que los organismos más abundantes del zooplancton en la laguna son los dípteros con 505.37 org/100 m³ y el grupo menos abundante son los acaros acuáticos con 0.17 org/100 m³.

Con respecto a la distribución espacial del zooplancton se encontró que la estación 6 fue la de mayor densidad de organismos con 201.08 org/100 m³, de los cuales 185.32 org/100m³ fueron dípteros. La estación 3 obtuvo la menor densidad con 2.54 org/100 m³ demostrando poca actividad biológica en esa estación. Así mismo, se encontró que la estación con mayor diversidad de grupos fue la estación 5 con 8, ésto se debe probablemente a proximidad de la descarga de la planta de tratamiento. La menor diversidad se encontró en la estación 3 con sólo 3 grupos de zooplancteres

El estudio del zooplancton permite obtener una visión más integradora y representativa del estado real de las aguas y de las condiciones ambientales en que se desarrolla (Premazzi & Chiaudani 1992, Monteoliva & Muñoz 2000). El fitoplancton y zooplancton son excelentes indicadores de las condiciones ambientales porque son sensibles a los cambios de la calidad del agua. También, responden a bajos niveles de oxígeno disuelto, a altos niveles de nutrientes, contaminantes tóxicos, pobre calidad de alimentación, abundancia y depredación (Casea, 2008). Varias especies de zooplancton pueden acumular y metabolizar contaminantes y su abundancia y/o diversidad de especie se puede utilizar con un indicador de calidad del agua (Telesh, 2004; Thompson *et al.*, 2007; Stewart *et al.*, 2008).

También, el zooplancton es útil como indicador de condiciones particulares de sistemas acuáticos a través de la información que se genera por índices bióticos o el uso de algunas especies para monitorear la contaminación acuática por medio de estudios ecotoxicológicos. El estudio del zooplancton es tan extenso porque los organismo que lo conforman, cuentan con características biológicas muy particulares, tales como tamaño corporal pequeño, elevadas tasas de reproducción, ciclos de vida cortos y respuesta casi instantánea a los cambios ambientales, lo cual ofrece enormes ventajas para usar el grupo como modelo ecología en varios campos de interés para el hombre (Cervantes-Martinez *et al.*, 2012)

Cervantes (2005) mostró que en épocas de nortes se presentó la menor riqueza de especies de zooplancton en comparación a lluvias y secas. También observó que los rotíferos presentan una abundancia significativamente mayor durante la época de secas y los cladóceros tienen las mayores abundancias durante la temporada de nortes. Las larvas del díptero *Chaoborus* sp. considerada como principal depredador del zooplancton tropical, estuvo siempre presente en las muestras colectadas. Es posible observar que al considerar la densidad total de zooplancton por temporada, la mayor abundancia se presentó durante secas y lluvias; mientras que la menor, durante nortes. Sin embargo, en el presente estudio no se realizó un muestreo temporal lo que no se puede corroborar esa conclusión.

En lagos templados y tropicales, la temperatura, junto con la disponibilidad de nutrientes son factores detonantes en los cambios de la concentración de fitoplancton: en los templados la mayor concentración de fitoplancton ocurre durante la transición invierno-primavera (Lampert *et al.*, 1986; Winder *et al.*, 2003), mientras que en las regiones tropicales, donde sólo se considera la existencia de secas y lluvias como temporadas climáticas, la mayor productividad se presenta en el periodo de secas (González, 1998).

Lampert & Sommer (1997) reafirman, que la composición de la comunidad zooplánctonica es altamente dependiente de las condiciones de oxígeno y productividad en los sistemas acuáticos. Sin embargo en este estudio las características que más influyeron en la distribución del zooplancton fueron la clorofila *a* y el amonio (Fig. 35 y Fig. 36), ya que presentaron una correlación de la abundancia de zooplancton con respecto a la clorofila *a* y el amonio de 0.80 y 0.74 respectivamente.

Las concentraciones de clorofila *a* están directamente relacionados a la cantidad del fitoplancton. Webber *et al* (2005) determinó que altos niveles de clorofila *a* tienden a incrementar potencialmente la ocurrencia más frecuente de especies del fitoplancton. Este dato va en desacuerdo con McCauley & Kalff (1981) quienes observaron que la biomasa más alta de zooplancton en un lago coincide con la biomasa más alta de fitoplancton; así mismo, la composición y la distribución de especies del fitoplancton también afectan la composición del zooplancton (Gulati *et al.*, 1992; Vanni & Lampert, 1992). Mientras que el patrón de densidad del fitoplancton aparenta seguir el patrón de tendencia de clorofila *a* siendo ésta una fuente de alimentación importante para el zooplancton (Resende *et al.*, 2005; Pereira *et al.*, 2010).

Las concentraciones de amonio a lo largo de la superficie de la laguna demuestran ser un factor influyente en la distribución del zooplancton. Tapia *et al.* (2008) realizaron un estudio de calidad del agua en un sistema kárstico en la península de Yucatán y determinaron que los altos niveles de amonio y nitrato son la fuente primaria de nutrientes y éstos llegan al sistema por medio del agua subterránea, sugiriendo que el acuífero está contaminado con aguas residuales del municipio. El amonio es una variable clave para relacionar la remineralización y las descargas de aguas residuales (Liebezeit *et al.*, 1980). La relación positiva entre la concentración de clorofila *a* y el componente de amonio es un factor que estimula el crecimiento del fitoplancton en el sistema y también como consecuencia de la eutrofización (Cloern, 2001). Amonio es el mayor generador de nutrientes para microzooplancton en sistemas acuáticos (Caron and Goldman 1990) y su utilización es la fuerza direccional detrás del ciclo microbiano. La demanda total de nitrógeno del fitoplancton coincide con la utilización de amonio, nitrato y posibles fuentes como urea (Kokkinakis & Wheeler 1988).



Figura 35 Comportamiento de la distribución del zooplancton con respecto a la concentración de clorofila a en la laguna la Sabana.



Figura 36 Distribución del zooplancton con respecto a la concentración de amonio en la laguna la Sabana.

Tabla 8 Densidad del zooplancton en 100 m³ en la laguna La Sabana

Estacion	Densidad de organismos (org/100 m ³)										Densidad por estacion	% de diversidad de taxonómicos
	Rotifero	Cladoceros	Copepodos	Diptera	Poecilidae	Zoea	Larva Pez	Ostracoda	Acaro	diptera adulto		
2	2.27	2.27	4.09	12.28	0.00	0.00	5.46	0.91	0.00	0.45	27.74	70.00
3	0.00	0.28	1.41	0.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.54	30.00
5	0.67	1.67	4.01	52.45	0.33	1.00	0.00	6.68	0.17	0.00	66.98	80.00
6	6.93	0.00	2.52	185.32	5.04	1.26	0.00	0.00	0.00	0.00	201.08	50.00
7	8.21	0.27	1.09	71.15	0.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	81.00	50.00
8	0.89	0.30	2.07	67.20	0.89	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	71.34	50.00
9	0.23	2.03	3.39	116.13	0.68	1.36	0.00	0.00	0.00	0.00	123.81	60.00
Densidad por grupo	19.20	6.83	18.59	505.37	7.22	3.62	5.46	7.59	0.17	0.45	574.49	

Rotíferos

Durante el muestreo se cuantificaron 19.20 org/100m³ de rotíferos con la mayor abundancia en la estación 7. Los rotíferos (Fig. 37-A.) llegan a medir entre 50 a 2000 µm. La mayor riqueza de especies en este grupo de organismos se ha encontrado en ambientes de agua dulce, aunque también hay algunas especies que habitan ambientes marinos (Elias-Gutierrez y Sarma, 1998). Ecológicamente es un grupo muy importante en los ambientes de agua dulce, porque se encuentran en todos los hábitos disponibles, tienen tasas reproductivas elevadas y ocupan alrededor del 30% del total de la biomasa zoopláctica (Cervantes-Martinez *et al.* 2012). También, se han considerado como indicadores de calidad del agua y en estudios ecotoxicológicos Elias-Gutierrez y Sarma (1998).

Los rotíferos son importantes en el componente del zooplancton de agua dulce; su densidad no sólo se determina por la disponibilidad de alimento (Devetter 1998), sino que también por los peces planctívoros (Stenson, 1982), e invertebrados depredadores y competitivos (Fussman 1996). Las algas heterotróficas nano-flageladas y las bacterias son la principal fuente de alimento de los rotíferos y abundan en ambientes eutróficos (Auer *et al.* 2004). Los rotíferos y cladóceros compiten por la misma fuente de alimentación y algunos copépodos son depredadores eficientes de rotíferos (Brandl 2005). Otros factores ambientales como pH, turbiedad, oxígeno disuelto y temperatura también suelen afectar la abundancia y distribución de sus especies (Duggan *et al.* 2002).

Cladoceros

Se cuantificaron 6.83 org/100m³ de cladóceros. Estos organismos se conocen como pulgas de agua, son micro-crustáceos, usualmente menores de 1 mm de longitud, son habitantes de agua dulce y marina. Un rasgo característico de todos los cladóceros es el caparazón que en algunas especies se forma por una sola pieza plegada, no calcificada y que puede cubrir la región torácica completa (Cervantes-Martínez *et al.* 2012).

La dominancia de los cladóceros en ambientes eutróficos está relacionado directamente con su habilidad de evitar abundancias de cianobacterias y alimentarse de partículas de algas pequeñas (Paranagua *et al.* 2005). La comparación limnológica entre ambientes tropicales y templados han demostrado que en sistemas oligotróficos dominan los copépodos, mientras que en sistemas eutróficos son dominados por rotíferos y cladóceros (Pinto-Coelho *et al.* 2005)

Copepodos

Los copépodos fue el tercer grupo con mayor densidad en la laguna, después de los dípteros y rotíferos con una densidad total de 18.59 org/100m³. La estación 2 tuvo la máxima densidad de copépodos con 4.09 org/100m³. Los copépodos habitan aguas marinas, dulces e incluso en condiciones semi-terrestre, entre películas de agua del suelo, musgos o bromelias (Dole-Oliver *et al.*, 2000). En general los copépodos dulceacuícolas viven en ambientes con alto grado de inestabilidad, y sin embargo las poblaciones se consideran como exitosas, porque han sido capaces

de colonizar ambientes desde el nivel del mar hasta más allá de los 2000 metros de altitud (Suarez-Morales *et al.*, 1996). Los procesos de dispersión pasiva como los cambio en el flujo del aguas en una cuenca, el transporte por aves y mamíferos, el viento o incluso algunas actividades comerciales como el transporte y cultivo de peces y plantas ornamentales, pueden ser formas de dispersión (en el tiempo y en el espacio) comunes y efectivas en los tres grupos de copépodos dulceacuícolas (Reid y Pinto-Coelho, 1994).

En cuerpos de aguas costeros los copépodos son usualmente el grupo de mesozooplankton más abundante tomando un rol importante en la red trófica, ya que ellos son el enlace entre los productores primario y los consumidores secundarios (Kimmel and Roman, 2004; Marques *et al.*, 2007). La alta abundancia de copépodos en lagunas, en las áreas más contaminadas colabora a la asociación de esta especie con los ambientes contaminados (Soetaert and Van Rijswijk, 1993; Uriarte and Villate, 2004).

Diptera

En este análisis se cuantifico una densidad de 505.37 org/100 m³ en toda la laguna, constituyendo el 88% de todos los organismos identificados.

El uso de los dípteros acuáticos para determinar la calidad del agua es comúnmente utilizado como parte de programas de evaluación del agua, en donde, los estudios de contaminación identifican al taxa tolerante e intolerante a la contaminación (Nelson, 1994).

Cervantes (2005) observó la presencia de dípteros en los ambientes kársticos (cenotes) de la Península de Yucatán y evaluó su abundancia y tasa de depredación con el objetivo de observar si dicha larva influye sobre la estructura de la comunidad zooplancton; en su estudio encontró que el díptero *Chaoborus* sp., es al parecer, un componente más de la comunidad zooplánctica y no se observó como un factor determinante que influya en la estructura del zooplancton limnético en los sistemas estudiados.

Las larvas *Chaoborus* tienen un fuerte impacto sobre la estructura de la comunidad de zooplancton por la depredación (Luecke and Litt, 1987, Hanazato and Yasuno, 1989). Ellos depredan intensivamente a los cladoceros resultando en un aumento de la población en los rotíferos (Hanazato and Yasuno, 1990) *Chaoborus* sp., es un género representativo que puede ser utilizado en estudios de biomonitoreos de acuerdo con un análisis de presencia y/o ausencia (De la Lanza-Espino *et al.*, 2000)

Poeciliidae

Los organismos de peces recolectados se identificaron como la familia *Poeciliidae*, cuantificándose una densidad de 7.22 org/100m³. Estuvieron presentes en las estaciones 5 a 9 de la laguna mostrando una distribución a lo largo de la laguna. Esta familia de pez comparte la laguna con las conocidas tilapias que se pescan en La Sabana. Sin embargo en nuestra colecta no se capturaron, posiblemente por el tipo de red utilizada. La tilapia de familia *Cichlidae* es una especie introducida a la laguna por su valor económico y debido a su alta densidad poblacional existente en la laguna tiende a pescarse. En ciertos lugares de la laguna no fue posible pasar con lancha para muestrear debido a las redes de pesca que se encontraban instaladas en la laguna. Cervantes (2005) determinó que el poecílido *Gambusia yucatanana*, resultó ser la especie con mayor preferencia sobre el zooplancton limnético en su estudio de cenotes en la península de Yucatan.

Según Schmitt-Soto (1998) en la Península de Yucatán existen 12 especies de peces de la familia *Poeciliidae* de las cuales, solo dos especies se encuentran en los cuerpos de agua interiores, sin embargo en esta investigación no se identificaron a nivel especie los peces colectados.

Las dos especies registradas para el sur de Quintana Roo, son la especie *Gambusia sexradiata* (Hums, 1936), quién se encuentra en la cuenca del río Hondo, lejos del mar y también se ha encontrado en varias localidades del sur de Quintana Roo; la otra especie es *Phallichthys fairweatheri* (Rosen & Bailey, 1959), ésta es una especie relativamente escasa y presente en humedales del sur del estado como Huay-Pix (ECO-CH 1915) y en zonas de inundación dentro de la ciudad de Chetumal (ECO-CH 1211).

Otros organismos

En el proceso de identificación se registraron 4 grupos con menor abundancia como son larvas de peces, zoeas, ostracodos y acaros. La larvas de peces se cuantificaron con una densidad de 5.46 org/100m³. Todas las larvas se encontraron en la estación 2 siendo esta la estación en donde se encontraron la mayoría de los grupos del zooplancton. Diversos estudios han demostrado que la contaminación por el enriquecimiento de nutrientes aumenta la diversidad y abundancia de larvas de peces (McKinley & Johnston, 2010) mientras que Waring *et al.* (1996) encontraron que la abundancia de larvas de peces disminuyen en las descargas pluviales.

Con respecto a las zoeas se encontró una densidad de 3.62 org/100m³ y solamente se recolectaron en las estaciones 5, 6 y 9. Las zoeas forman parte de la comunidad de zooplancton y son la forma larval de especies de crustáceos y se caracterizan por ojos llamativos, antenas y piezas bucales.

También se colectaron ostracodos con una densidad de 7.6 org/100m³, y solamente se colectaron en las estación 2 y 5. Kuk-Dzul *et al.*, (2012) estudiaron la abundancia y composición de especies en relación con los factores ambientales y contaminación orgánica en lagunas costeras tropicales en el norte de la Península de Yucatan. En su estudio obtuvieron el 42% de crustáceos de total de sus muestras.

Finalmente también se colectaron ácaros con una densidad de $0.17 \text{ org}/100\text{m}^3$ y solamente se colectaron en la estación 5. Los ácaros se han utilizado como bioindicadores de contaminación a largo plazo en manantiales y ríos, sin embargo pocas veces se han utilizado en cuerpos lenticos (Wiecek, 2013).

Por la poca abundancia y la poca frecuencia de estaciones en las que se encontraron las larvas de peces, zoeas, ostrácodos y ácaros no se pueden relacionar con alguna variable físico-química.

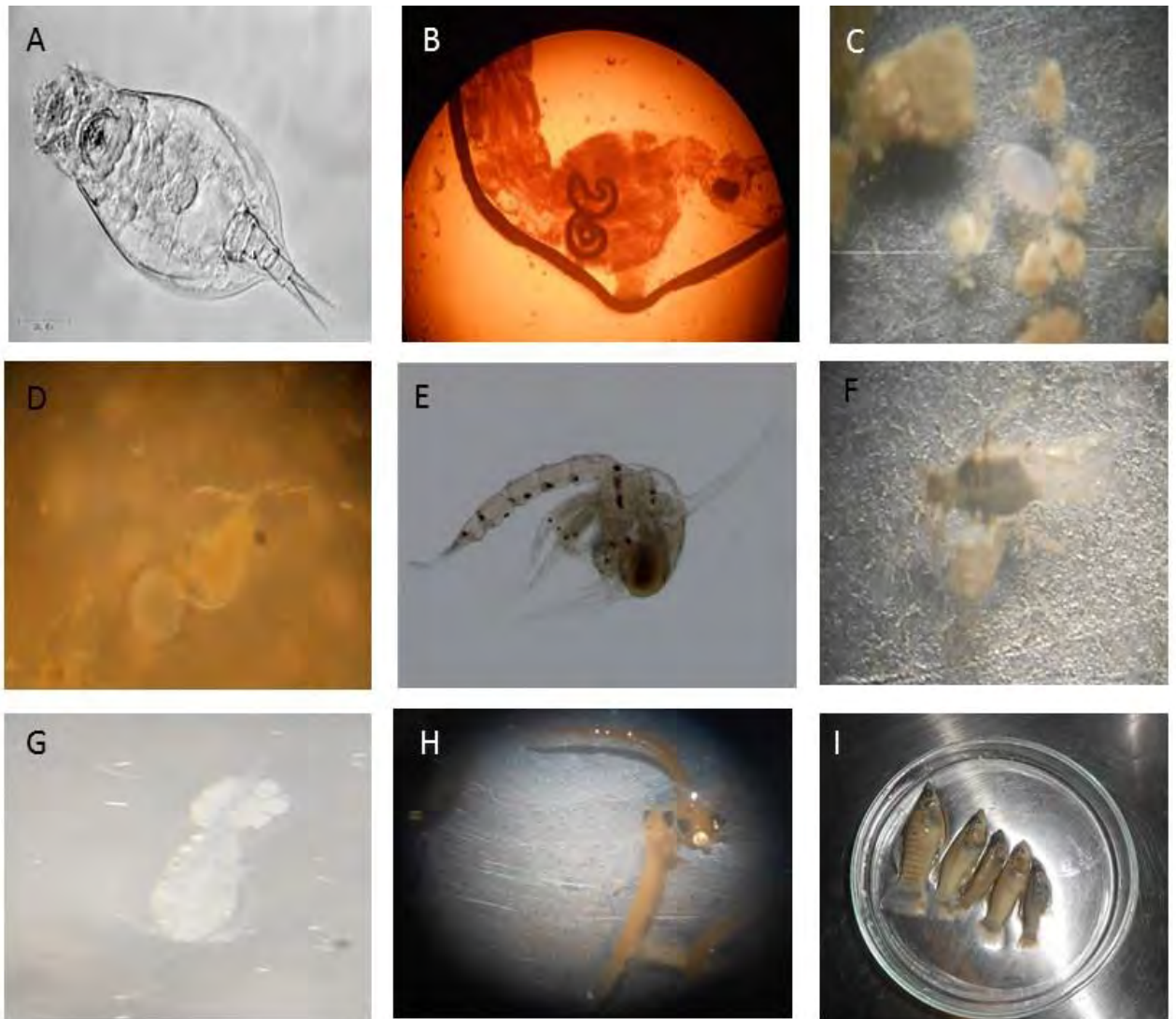


Figura 37 A. Rotífero (Gluze 2002) B. díptera C.Ostracodo D. Cladocero E. Zoea (Fisheries and Oceans Canada 2007) F. Díptera Adulta G. Copepdodo H. Larva de pez I. Poecilidae

Conclusiones

1. Se identificaron 10 grupos de zooplancton durante la época de secas; el más abundante resultó ser el grupo dípteros y el menos abundante son los ácaros acuáticos.
2. La distribución espacial del zooplancton determinó que la mayor abundancia estuvo presente en la estación 6 y la mayor diversidad de zooplancton en la estación 5.
3. Se observó que la clorofila *a* y amonio influyeron en la abundancia y distribución del zooplancton.
4. Se determinó que la laguna presenta variables fisicoquímicas muy diferentes de sur a norte, debido a la fragmentación de la laguna, por la construcción de una carretera que atraviesa la laguna.
5. En cuanto a la caracterización limnológica, los valores de la concentración de nutrientes, clorofila α , transparencia y concentración de oxígeno, permitieron clasificar a la Sabana como un sistema eutrófico.
6. De manera general, la Sabana se caracteriza con una profundidad somera de 1.36m, el agua es cálida y turbia con un pH básico y con aguas bien oxigenadas, con una elevada concentración de nutrientes.
7. El pH y los nutrimentos presentes en la laguna La Sabana muestran la posibilidad de que la laguna está siendo afectada por descargas antropogénicas de origen municipal y/o doméstica, influenciando también a los demás parámetros.
8. El índice del TSI (Índice de estado trófico) utilizando la transparencia clasifica a la laguna La Sabana como un sistema hipereutrófico y el índice del TSI utilizando a la clorofila *a* se clasifica como un ambiente eutrófico.
9. La cantidad excesiva de sólidos suspendidos en la Sabana puede tener efectos significativos en las propiedades físicas, químicas y biológicas de la laguna que puedan resultar irreversibles.
10. De acuerdo a los límites permisibles establecidos en CE-CCA-001/89, sólo las estaciones 5 y 6 sobrepasan los límites y pueden considerarse como puntos de contaminación. Para el resto de las estaciones será necesario realizar un análisis con un equipo con un mayor rango de detección, para poder determinar con más exactitud su concentración de nitritos y nitratos.
11. La información generada en el presente trabajo contribuye al conocimiento limnológico en la parte sur de Quintana Roo, por lo que puede considerarse como una línea base para futuros estudios en la laguna.

Recomendaciones

Monitorear mensual o estacionalmente los parámetros físicos, químicos y biológicos para comprender mejor el comportamiento de la laguna, y tomar medidas de conservación, preservación y aprovechamiento.

Realizar muestreos mensuales o estacionales del zooplancton con una red de abertura de malla menor para observar si existe una mayor diversidad de grupos e incrementar la densidad de los mismos. Identificar los grupos de zooplancton a nivel de especie.

Conocer el comportamiento temporal de la columna de agua para establecer las posibles estratificaciones o mezclas.

Realizar estudios sobre contaminación y calidad del agua.

Bibliografía

- Anónimo (1989). Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 (D.O.F. 13 Diciembre 1989).
- A.P.H.A. (1986.) Standard methods for the examination of water and wastewater. American Publishing Health Association. Washington, Estados Unidos. 1193 p.
- Auer, B., Elzer, U., Arndt, H., (2004). Comparison of pelagic food webs in lakes along a trophic gradient and with seasonal aspects: influence of resource and predation. *J. Plankton Res.* 26, 397–709.
- Bays J. S & T. L. Crisman, (1983). Zooplankton and trophic state relationships in Florida Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 40: 1813-1819.
- Bilotta, G. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 2849 – 2861.
- Brandl, Z., (2005). Freshwater copepods and rotifers: predators and their prey. *Hydrobiologia* 546, 475–489.
- CAPA. (2005). Estudio para la Evaluación de la Calidad Analítica de los Lodos Producidos en las Plantas de Aguas Residuales de la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado. Planta Primer Centenario. Chetumal: CAPA. 150 p.
- Caron, D. A., Goldman, J. C. (1990). Protozoan nutrient regeneration. In: Capriulo, G. M. (ed.) *Ecology of marine Protozoa*. Oxford University Press, New York, p. 283-306
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology*, 361-369.
- Carlson, R. E. y J. Simpson. (1996). <http://dipin.kent.edu/tsi.htm>. A coordinator's guide to volunteer lake, monitoring methods. North American Lake Management Society. Última actualización: 15 de junio de 2006. Fecha de consulta: 11 de junio de 2014.
- Carpenter R. S., J. F. Kitchell & J. R. Hodgson. (1985). Cascading Trophic Interactions and lake productivity. *BioScience* 35: 634-639.
- Casea, M. (2008). Plankton community as an indicator of water quality in tropical shrimp culture ponds. *Marine Pollution Bulletin*, 1343–1352.
- Cervantes-Martínez, A., Elías-Gutiérrez, M. y Suárez-Morales, E. (2002). Limnological and morphometrical data of eight karstic systems 'cenotes' of the Yucatan Peninsula, Mexico, during the dry season (February-May, 2001). *Hydrobiologia*, 482: 167-177.

- Cervantes, A. (2005). Analisis limnologico de dos sistemas carsticos (cenotes) de la Peninsula de Yucatan, Mexico con enfasis en la variacion espacial y temporal del zooplancton. Chetumal, Mexico: El Colegio de la Frontera Sur.
- Cervantes, M. (2007). Conceptos fundamentales sobre ecosistemas acuáticos y su estado en México. pp. 37-67. En: Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. INE-SEMARNAT, D.F.
- Cervantes-Martinez, A., Mezeta-Barrera, M., & Gutierrez-Aguirre, M. (2009). Limnología básica del lago cárstico turístico Cenote Azul en Quintana Roo, México Basic limnology of the karstic tourist lake Cenote Azul in Quintana Roo, Mexico. *Hidrobiológica* 19 (2): 177-180.
- Cervantes-Martinez, A. (2012). Análisis limnológico de dos sistemas cársticos (cenotes) de la Península de Yucatán, México con énfasis en la variación espacial y temporal del zooplancton (Tesis de Doctorado, El Colegio de la Frontera Sur)
- Cervantes-Martinez, A., Gutierrez-Aguirre, M., Delgado-Blas, V. H., & Ruiz-Ramirez, J. D. (2012). Especies de zooplancton dulceacuicola de Cozumel. Chetumal: Universidad de Quintana Roo
- Cloern, J.E., (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem *Marine Ecology Progress Series* 210, 223e253
- Crisman T. L. & W. J. Streever. (1996). The legacy and future of tropical limnology. In: F. Schiemer & K. T. Boland (eds.). *Perspectives in tropical Limnology*. Academic Publishing. The Netherlands: 27-42 p.
- De la Lanza-Espino G y J. L. García-Calderón (comps.). *Lagos y Presas de México*. AGT, México, D. F. 680 p
- De la Lanza-Espino, G., Hernandez-Pulido, S., Carbajal-Perez, J.L., (2000)., Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores), Instituto de Biología UNAM, Mexico, pp 413
- Devetter, M., (1998). Influence of environmental factors on the rotifer assemblage in an artificial lake. *Hydrobiologia* 387–388, 171–178.
- Dirección General de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente (2012). Diagnóstico preliminar para el proyecto Preservación ecosistémica de la Región Lagunar Norponiente de la ciudad de Chetumal, municipio de Othón P. Blanco. México: H. Ayuntamiento de Othón P. Blanco. Reporte técnico, 27 p.
- Duggan, I.C., Green, J.D., Shiel, R.J., (2002). Distribution of rotifer assemblages in North Island, New Zealand, lakes: relationships to environmental and historical factors. *Freshwater Biol.* 47, 195–206.

- Echaniz, S., & Vignatti, A. (2009). Determinación del estado trófico y de la capacidad de carga del embalse casa de piedra. *Bioscriba*, 41-51.
- E.G. de la Lanza, & Hernandez, P. S. (1998). Nutrientes y productividad primaria en sistemas acuícolas. *Ecología de los sistemas acuícolas*, 1-27.
- Espinosa, F. C. (2001). Caracterización de lagunas costeras mexicanas a través de variables ecológicas seleccionadas. Mexico City, Mexico: Universidad Autonoma Metropolitana.
- Flores-Nava, A., Valdez-Lozano, D. y Sanchez-Crespo, M. (1989). Comportamiento fisicoquímico de una manifestación cárstica de Yucatán. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 16: 223-229.
- Fussmann, G., (1996). The importance of crustacean zooplankton in structuring rotifer and phytoplankton communities: an enclosure study. *J. Plankton Res.* 18, 1897–1915.
- García Nietob, C. D. (2014). Modeling eutrophication and risk prevention in a reservoir in the Northwest of Spain by using multivariate adaptive regression splines analysis. *Ecological Engineering*, 80-89.
- González E. J. (1998). Natural diet of zooplankton in a tropical reservoir (Embalse El Andino Venezuela). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 26: 1930-1934.
- Gordon, D.M., Birch, P.B., McComb, A.J., (1981). Effects of inorganic phosphorus and nitrogen on the growth of an estuarine *Cladophora* in culture. *Bot. Mar.* 24, 93–106.
- Gulati, R. D., A. L. Ooms-Wilms, O. E R. Van Tongeren, G. Postema & K. Siewertsen, (1992). The dynamics and role of limnetic zooplankton in Loosdrecht lakes (The Netherlands). *Hydrobiologia* 233: 69-86.
- Gunn, J. (2001). Use of Water Clarity to Monitor the Effects of Climate Change and other Stressors on Oligotrophic Lakes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 69-88.
- Hanazato, T., Yasuno, M., (1989). Effect of temperature in laboratory studies on growth of *Chaoborus flavicans* (Diptera: Chaoboridae). *Archive for Hydrobiologie* 114, 497-504
- Hanazato, T., Yasuno, M., (1990). Influence of *Chaoborus* density on the effects of an insecticide on zooplankton communities in ponds. *Hydrobiologia* 194, 183-197.
- Herrera-Silveira, Comin, & Capurro, L. (2012). Los usos y abusos de la zona costera de la Peninsula de Yucatan. Analisis Fisico-quimico y calidad del agua de ambientes acuaticos carsticos de uso recreativo en al isal de Cozumel, 47.

- Hollan, E., & Simons, T. (1978). Wind-induced changes of temperature and currents in Lake Constance. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 333-373.
- Industrial, S. d. (2000). NMX-AA-004-SCFI-2000: análisis de agua - determinación de sólidos sedimentables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba. NMX-AA-004-SCFI-2000, 1-214.
- Jeffry, S.W., Humphrey, G.F., (1975). New spectrophotometric equation for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in high plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie. Physiologie Pflanz* 167, 191e194.
- Judith García-Rodríguez, F. I.-A.-S.-V.-S. (2013). Estado trófico de la presa El Abrevadero, Morelos, México. *Universidad de Guanajuato: Acta Universitaria*, 3-8.
- Kalff J. (2002). *Limnology*. Prentice Hall. USA. 592 p.
- Katrin Tirok, U. M. (2014). Influence of variable water depth and turbidity on microalgae production in a shallow estuarine lake system — A modelling study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1-17.
- Kimmel, D.G., Roman, M.R., (2004). Long-term trends in mesozooplankton abundance in Chesapeake Bay USA: influence of freshwater input. *Marine Ecology Progress Series* 267, 71–83.
- Kokkinakis, S. A., Wheeler, P. A. (1988). Uptake of ammonium and urea in the northeast Pacific: comparison between netplankton and nanoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 43:113-124
- Lai, Y., Tu, Y., & Yang, C. (2013). Development of a water quality modeling system for river pollution index and suspended solid loading evaluation. *Journal of Hydrology*, 89-101.
- Lampert W., W. Fleckner., H. Rai & B. E. Taylor. (1986). Phytoplankton control by grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase. *Limnology and Oceanography* 31: 478-490.
- Lampert W. & U. Sommer. (1997). *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press, Oxford. 382 p.
- Lampert, U. S. (2007). *Limnoecology*. New York: Oxford University Press.
- Lewis. M W. Jr. (1987). Tropical limnology. *Annals and Review of Ecology Systems*. 18:
- Lewis M. W. Jr.(1996). Tropical lakes: how latitude makes a difference. In: F. Schiemer & K. T. Boland (eds.). *Perspectives in tropical Limnology*. Academic Publishing. The Netherlands: 27-42 p.

- Lin, Y.-L. (2012). Caracterización limnológica y morfométrica de la laguna Milagros, Quintana Roo, México. Chetumal: Quintana Roo.
- Liebezeit, G., Bolter, M., Brown, I., Dawson, R., (1980). Dissolved free amino acids and carbohydrates at pycnocline boundaries in the Sargasso Sea and related microbial activity. *Oceanology* 3, 357e362.
- Luecke, C., Litt, A., (1987). Effects of predation by *Chaoborus flavicans* on crustacean zooplankton of Lake Lenore. Washington. *Freshwater Biology* 18, 185-192.
- Lui, W., Li, S., Bu, H., Zhang, Q., & Liu, G. (2011). Eutrophication in the Yunnan Plateau lakes: the influence of lake morphology, watershed land use, and socioeconomic factors. *Environmental Science and Pollution Research*, 858-870.
- Martha Angélica Gutiérrez-Aguirre, A. C.-M. (2007). Cladoceros y copepodos dulceacuicolas . Cozumel, Quintana Roo, México: Universidad de Quintana Roo.
- Marques, S.C., Pardal, M.A., Mendes, S., Azeiteiro, U.M., (2011). Using multitable techniques for assessing the temporal variability of species–environment relationship in a copepod community from a temperate estuarine ecosystem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 405, 59–67.
- McCauley, E. & J. Kalff, (1981). Empirical relationships between phytoplankton and zooplankton biomass in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 458-463.
- McKinley, A., Johnston, E.L., (2010). Impacts of contaminant sources on marine fish abundance and species richness: a review and meta-analysis of evidence from the field. *Marine Ecology Progress Series* 420, 175e191.
- Monteoliva AP & Muñoz C. (2000). La gestión limnológica y el mantenimiento de la integridad ecológica en los embalses. *La Gestión del Agua*, 51: 60-69.
- Moss, S. K. (2011). Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters*, 101-105.
- National Academy of Science. (1969). Eutrophication: causes, consequences, correctives. *International Symposium on eutrophication*, 18-19.
- Nelson, S.M., (1994). Observed field tolerance of caddisfly larvae (*Hesperophylax* sp.) to high metal concentration and low pH. *J. Freshwater Ecol.* 9 (2), 169–170
- Pereira, C., Azeiteiro, U.M., Pereira, M.J., (2010). Diatoms and dinoflagellates of the outer Aveiro Estuary, Portugal: annual variation and ecology. *Fresenius Environmental Bulletin* 19 (4a), 704–16

- Perez, L., Bugja, R., Lorenschat, J., Brenner, M., Curtis, J., Hoelzmann, P., Islebe, G., Scharf, B. & Schwalb, A., (2010), Aquatic ecosystems of the Yucatan Peninsula (Mexico), Belize, and Guatemala. *Hydrobiologia*, 661, 407–433
- Pinto-Coelho, R., Pinel-Alloul, B., Me´thot, G., Havens, K.E., (2005). Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62, 348–361.
- Poot (2013) Determinación de la toxicidad total del efluente de la Planta de Tratamiento Primer Centenario en la Región Lagunar Norponiente de Chetumal Q. Roo, mediante *Oreochromis niloticus* (Tesis de Licenciatura, Universidad de Quintana Roo)
- Premazzi G y G Chiaudani. (1992). Ecological quality of surface waters. European Communities-Commission. EUR 14563. Environment Quality of Life Series, Bruselas.
- Reid G. K. & R. D. Wood. (1976). Ecology of inland waters and estuaries. D. Van Nostrand. Nueva York, USA. 485 p. 159-184.
- Resende, P., Azeiteiro, U.M., Pereira, M.J., (2005). Diatom ecological preferences in a temperate shallow estuary (Ria de Aveiro, Western Portugal). *Hydrobiologia* 544, 77–88.
- R.J. Keenan, J. (1993). The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews*, 121-144.
- Ruiz-Sevilla, G. (2002). Variaciones morfométricas del lago de Zirahuén (Tesis de Maestría, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo). 100 p.
- Science, N. A. (1969). Eutrophication: causes, consequences, correctives. *International Symposium on eutrophication*, 18-19.
- Schmitter-Soto, J.J., Comín, F.A., Escobar-Briones, E., Herrera-Silveira, J., Alcocer, J., Suárez-Morales, E., Elías-Gutiérrez, M., Díaz-Arce, V., Marín, L.E., y Steinich, B. (2002). Hydrogeochemical and biological characteristics of cenotes in the Yucatan Peninsula (SE Mexico). *Hydrobiologia*, 467: 215–228.
- Soetaert, K., Van Rijswijk, P., (1993). Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westerschelde estuary. *Marine Ecology Progress Series* 97, 47–59.
- Stenson, J.A.E., (1982). Fish impact on rotifer community structure. *Hydrobiologia* 87, 57–64.
- Stewart, A.R., Saiki, M.K., Kuwabara, J.S., Alpers, C.N., Marvin-DiPasquale, M., Krabbenhoft, D.P., (2008). Influence of plankton mercury dynamics and trophic pathways on mercury concentrations of top predator fish of a mining-impacted reservoir. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences* 65, 2351–2366

- Suárez-Morales E., J. W. Reid, T. M. Iliffe & F. Fiers. (1996). Catálogo de los copépodos (Crustacea) continentales de la Península de Yucatán, México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). Chetumal, México. 296 p.
- Telesh, I.V., (2004). Plankton of the Baltic estuarine ecosystems with emphasis on Neva estuary: a review of present knowledge and research perspectives. *Marine Pollution Bulletin* 49, 206–219.
- Thompson, B., Adelsbach, T., Brown, C., Hunt, J., Kuwabara, J., Neale, J., Ohlendorf, H., Schwarzbach, S., Spies, R., Taberski, K., (2007). Biological effects of anthropogenic contaminants in the San Francisco Estuary. *Environmental Research* 105, 156– 174.
- Uriarte, I., Villate, F., (2004). Effects of pollution on zooplankton abundance and distribution in two estuaries of the Basque coast (Bay of Biscay). *Marine Pollution Bulletin* 49, 220–228.
- Vanni, M. J. & W. Lampert, (1992). Food quality effects on life history traits and fitness in the generalist herbivore *Daphnia*. *Oecologia* 92: 48-57.
- Vargas, L. (2004). Tratamiento de agua para consumo humano: Plantas de filtración rápida. 18-19.
- Waring, C.P., Stagg, R.M., Fretwell, K., McLay, H.A., Costello, M.J., (1996). The impact of sewage sludge exposure on the reproduction of the sand goby, *Pomatoschistus minutus*. *Environmental Pollution* 93, 17e25.
- Wetzel R. G. (1983). *Limnology*. W. B. Saunders Company, Philadelphia 743 p
- Williamson, C. E. (1983). Invertebrate predation on planktonic rotifers. *Hydrobiology*, 104, 385-396.
- Winder M., H. R. Burgi. & L. Spaak. (2003). Mechanisms regulating zooplankton populations in a high-mountain lake. *Freshwater Biology* 48: 795-809.