



SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA
TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE BOCA DEL RÍO
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

**ORIGEN DEL FACTOR LIMITANTE Y
ESTADO TRÓFICO DEL LAGO DE
CATEMACO, VER., Y ALTERNATIVAS DE
BIORREMEDIACION.**

TESIS

QUE COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERIA AMBIENTAL

PRESENTA:

ING. ANGÉLICA AURORA MORALES OSORIO

DIRECTOR DE TESIS:

DRA. ITZEL GALAVÍZ VILLA

ASESORES:

DRA. MARÍA DEL REFUGIO CASTAÑEDA CHÁVEZ

FABIOLA LANGO REYNOSO

MARZO 2019

BOCA DEL RÍO, VERACRUZ, MÉXICO



"Año del Centenario de la Promulgación de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos"

Boca del Río, Ver., **05/ABRIL/2019**

ASUNTO: AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

C. ANGÉLICA AURORA MORALES OSORIO
PASANTE DE LA MAESTRÍA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL
PRESENTE

De acuerdo con el fallo emitido por los integrantes del Comité Revisor de la TESIS PARA OBTENCIÓN DE GRADO, desarrollada por usted cuyo título es:

"ORIGEN DEL FACTOR LIMITANTE Y ESTADO TRÓFICO DEL LAGO DE CATEMACO, VER., Y ALTERNATIVAS DE BIORREMEDIACION."

Esta División de Estudios de Posgrado e Investigación le concede **AUTORIZACIÓN** para que proceda a su impresión.

ATENTAMENTE

*Excelencia en Educación Tecnológica
Por nuestros mares responderemos*

M. C. ANA LETICIA PLATAS PINOS
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

c.c.p. Coordinación de la Maestría
c.c.p. Expediente



SEP SES
TECNOLÓGICO NACIONAL
DE MÉXICO
INS TECNOLÓGICO DE
BOCA DEL RÍO
DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACION





"Año del Centenario de la Promulgación de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos"

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

Número Registro **A-0402-260416**

En la ciudad de Boca del Río, Ver., siendo las 15:00 horas del día 04 del mes de abril de 2019 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Consejo del Posgrado de la Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental del ITBOCA, para examinar la Tesis de Grado titulada:

"ORIGEN DEL FACTOR LIMITANTE Y ESTADO TRÓFICO DEL LAGO DE CATEMACO, VER., Y ALTERNATIVAS DE BIORREMEDIACIÓN."

Que presenta el (la) alumno(a):

C. ANGÉLICA AURORA MORALES OSORIO

Aspirante al Grado de:

Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental

Después de escuchar las opiniones sobre el documento escrito e intercambiar puntos de vista, los miembros de la Comisión manifestaron SU APROBACIÓN, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes para su defensa ante el jurado correspondiente.

LA COMISIÓN REVISORA:



Dra. Itzel Galaviz Villa
Director de Tesis



Dra. María del Refugio Castañeda Chávez
Asesor



Dra. Fabiola Lango Reynoso
Asesor



Dra. Cinthya Alejandra Sosa Villalobos
Suplente



ORIGEN DEL FACTOR LIMITANTE Y ESTADO TRÓFICO DEL LAGO DE CATEMACO, VER., Y ALTERNATIVAS DE BIORREMEDIACION.

RESUMEN

El Lago de Catemaco está ubicado en el municipio de Catemaco en el sureste del estado de Veracruz en el centro de la Sierra de Los Tuxtlas, en el este central de México. El incremento de las actividades ganaderas, agrícolas e industriales en esta zona, han provocado pérdida de la cubierta vegetal, acarreo de sedimentos hacia aguas superficiales y modificaciones en la tasa de azolvamiento natural (UAM, 2008). El objetivo de esta investigación fue determinar el origen del factor limitante y conocer el estado del Lago de Catemaco, Ver., basado en la metodología de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCCDE) y en el Índice de Estado Trófico (TSI) propuesto por Carlson (1977). Lo anterior, para proponer alternativas de biorremediación que sirvan para contrarrestar los efectos del proceso de eutrofización. Las muestras fueron recolectadas *in situ*, en las temporadas de nortes y estiaje, en superficie del agua para el análisis de fósforo y nitrógeno, y a profundidad media del agua para el análisis de clorofila a. Los resultados obtenidos muestran que el Lago se encuentra en estado trófico e hipereutrófico con respecto a la transparencia; en condiciones de hipoxia respecto al oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de este. Sin embargo, no se detectaron concentraciones de nitrógeno y fósforo, durante el periodo de estudio. El nivel de clorofila, fue menor a 1 mg/m^3 clasificando a la laguna como oligotrófica. Se propone el uso del Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) como alternativa de biorremediación debido a los porcentajes de remoción de contaminantes que caracterizan a esta especie.

Palabras clave: Eutrofización, factor limitante, Lago de Catemaco, alternativas de biorremediación, fitorremediación, índice de estado trófico.

ABSTRACT

Lago de Catemaco is located in the municipality of Catemaco in the southeast of the state of Veracruz in the center of the Sierra de Los Tuxtlas, in the central east of Mexico. The increase of livestock, agricultural and industrial activities in this area, have caused loss of vegetation cover, sediment transport to surface waters and changes in the rate of natural siltation (UAM, 2008). The objective of this research was to determine the origin of the limiting factor and to know the state of Lago de Catemaco, Ver., based on the methodology of the Organization for Economic Cooperation and Development (OCCDE) and the State Trophic Index (TSI) proposed by Carlson (1977). The above, to propose bioremediation alternatives that serve to counteract the effects of the eutrophication process. The samples were collected *in situ*, in the windy and dry season, on the water surface for the phosphorus and nitrogen analysis, and at medium depth of water for the chlorophyll *a* analysis. The results obtained show that the lake is in a trophic and hypereutrophic state with respect to transparency; in hypoxic conditions with respect to dissolved oxygen and the percentage of dissolved oxygen. However, no nitrogen and phosphorus concentrations were detected during the study period. The level of chlorophyll was less than 1 mg/m³, classifying the lagoon as oligotrophic. The use of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) as an alternative to biorremdiation is proposed due to the percentages of contaminant removal that characterize this species.

Keywords: Eutrofization, limiting factor, Lago de Catemaco, bioremediation alternatives, phytoremediation, trophic status index.

DEDICATORIAS

A Dios.

A ti primeramente mi Señor, te agradezco por regalarme la vida y por ayudarme a lograr esta meta al lado de la hermosa familia que me has dado. Reconozco que todo lo bueno que tengo proviene de ti. Eres Tú quien siempre va delante de mí, guiando mis pasos y abriendo camino, inclusive dónde no lo hay. Es impresionante todo lo que me permitiste lograr al mismo tiempo ¡Tuya es toda la Gloria por siempre! Gracias por el amor que me das como Padre y por todas tus bendiciones incontables. Te amo Señor.

A mis padres.

Héctor Morales Sánchez y Aurora Osorio Montesillo, gracias por su esfuerzo, por apoyarme a lograr cada meta que me propongo y confiar siempre en mí. Son mi mejor ejemplo a seguir y estoy orgullosa de que sean mis padres. Gracias papá por tus palabras de sabiduría y aliento, siempre recordándome que Dios estaba conmigo. Los amo mucho.

A mis esposo.

Jair E. Aguilar Fonseca, gracias por estar a mi lado en los momentos más estresantes y motivarme a seguir adelante con este proyecto. Te agradezco por tu amor, por tu paciencia, por tu bondad y por ayudarme a creer en mí una vez más. Valoro mucho tu esfuerzo y dedicación. Te amo mi amor.

AGRADECIMIENTOS

Principalmente a mi directora de tesis, la **Dra. Itzel Galaviz Villa** por ser mi guía y un pilar en mi formación. Gracias por compartir conmigo sus valiosos conocimientos, por todas sus recomendaciones, por cuidar hasta el más mínimo detalle en la realización de este trabajo y por su gran dedicación hacia mí. Es sin duda un ejemplo a seguir.

A la **Dra. María del Refugio Castañeda Chávez** y a la **Dra. Fabiola Lango Reynoso** gracias por brindarme su confianza, por la motivación para terminar este proyecto.

A la **M.C. Magnolia Salcedo Garduño** por en apoyarme en el la realización de los análisis de laboratorio, gracias por asesorarme cada que lo necesitaba, así como brindarme su tiempo y esfuerzo tan amablemente.

A mi casa de estudios el **Instituto Tecnológico de Boca del Río**, por permitirme llevar a cabo mis estudios de licenciatura y de posgrado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (**CONACYT**) por haberme otorgado la beca y haber contribuido a la realización de este trabajo.

INDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT	2
DEDICATORIAS.....	3
AGRADECIMIENTOS.....	4
INDICE DE CUADROS.....	8
INDICE DE FIGURAS.....	9
1. INTRODUCCIÓN	10
2. ANTECEDENTES.....	12
2.1 Región de los Tuxtlas.....	12
2.2 Laguna de Catemaco.....	13
2.2.1 Lago.....	13
2.2.2 Laguna.....	14
2.2.3 Lago o laguna.....	15
2.3 Catemaco y la región de los Tuxtlas.....	16
2.4 Evolución de los conceptos de eutrofización.....	17
2.5 Proceso de eutrofización.....	18
2.6 Estados de eutrofia.....	19
2.6.1 Nivel oligotrófico.....	19
2.6.2 Nivel mesotrófico.....	20
2.6.3 Nivel eutrófico.....	20
2.6.4 Nivel hipereutrófico.....	20
2.7 Causas del proceso de eutrofización.....	21
2.7.1 Proceso natural.....	22
2.7.2 Proceso antrópico.....	22

2.8	Variables que determinan el estado trófico.....	23
2.8.1	Variables abióticas.....	23
2.8.2	Variables bióticas.....	26
2.9	Factor limitante	29
2.10	Índices de estado trófico.....	30
2.10.1	Índice propuesto por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE)	30
2.10.2	Índice de Carlson o índice de estado trófico (IET)	31
2.11	Biorremediación.....	33
2.11.1	Objetivo.....	34
2.11.2	Beneficios	34
2.11.3	Fitorremediación	35
2.11.4	Biorremediación enzimática.....	39
2.11.5	Remediación microbiana.....	39
3.	JUSTIFICACIÓN.....	42
4.	HIPÓTESIS.....	43
5.	OBJETIVOS.....	43
5.1	General:.....	43
5.2	Específicos:	43
6.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	44
6.1	Área de estudio	44
6.2	Identificación de las fuentes puntuales de contaminación (FPC)	45
6.3	Periodicidad del muestreo	46
6.4	Toma de muestra	46
6.5	Parámetros físicoquímicos in situ	46

6.5.1	Transparencia	46
6.5.2	Oxígeno disuelto	47
6.5.3	Salinidad y Ph	47
6.6	Análisis de laboratorio	47
6.6.1	Nitrógeno total.....	47
6.6.2	Clorofila a.....	48
6.7	Fósforo total.....	49
7	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	51
7.1	Fuentes puntuales de contaminación (FPC).....	51
7.2	Calidad del agua.....	¡Error! Marcador no definido.
7.2.1	Parámetros fisicoquímicos	52
7.2.2	Transparencia	¡Error! Marcador no definido.
7.2.3	Oxígeno disuelto (OD).....	55
7.2.4	Porcentaje de Saturación de OD.....	57
7.2.5	Clorofila a.....	58
7.2.6	Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) y Fósforo total.....	61
7.2.7	Alternativas de biorremediación.....	63
8.	CONCLUSIONES	66
9.	ANEXOS.....	67
10.	LITERATURA CITADA	68

INDICE DE CUADROS

Cuadro 2. Criterios de aplicación del IET.	32
Cuadro 3. Escala de valores de estado trófico en los cuerpos de agua.	33
Cuadro 4. Fórmulas para estimar el estado trófico aplicando los índices de eutrofia.....	33
Cuadro 5. Valores de remoción porcentual y real de las macrófitas más utilizadas en la fitorremediación.	41
Cuadro 8. Parámetros fisicoquímicos del agua en el Lago de Catemaco durante temporadas de norte.....	52
Cuadro 9. Parámetros fisicoquímicos del agua en el Lago de Catemaco durante la temporada de estiaje.	53

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Cambios físicos, químicos y biológicos en la calidad del agua, causados por el proceso de eutrofización (Margalef et al., 1976).....	19
Figura 2. Área de estudio del Lago de Catemaco.....	44
Figura 3. Identificación de las fuentes puntuales de contaminación (FPC). Fuente: 2018 Google, INEGI	45
Figura 4. Variaciones de transparencia entre temporada de Norte y Estiaje.....	53
Figura 5. Variaciones de pH entre temporada de Norte y Estiaje.....	54
Figura 6. Oxígeno disuelto (mg/L DO) en la temporada de norte.....	55
Figura 8. Concentraciones de clorofila a en 15 cm.....	60

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación es uno de los principales problemas que presentan los cuerpos de agua en México y esta situación se ha agravado por el reconocimiento tardío de este deterioro por lo que los problemas de calidad del agua en el país son severos. Esto llevó a que en 2010 la problemática del agua se considerara como un asunto de seguridad nacional y que el gobierno federal asumiera el compromiso de formular la Agenda del Agua 2030, la cual permitirá consolidar una política de sustentabilidad hídrica, que se considera como prioritaria para el país (CONAGUA, 2011).

Se sabe que México posee alrededor de 12,555 km² de superficie de lagunas costeras (Cárdenas, 1969), real y/o potencialmente productivas, muchas de ellas en estados precarios de explotación, otras irracionalmente explotadas, pero todas en un estado potencial de contaminación futura por los impactos del hombre en el ambiente natural (Bechtel y Copeland, 1970; Foyn, 1969).

Como producto del desarrollo de la humanidad, los cuerpos de agua han ido sufriendo cambios ecológicos por la incorporación de sustancias de origen antrópico. Derivados de la actividad agrícola y debido al uso de fertilizantes, el exceso de nutrientes (nitratos y fosfatos principalmente) favorecen el crecimiento de algas planctónicas y filamentosas en los cuerpos de agua (Bellinger, 1979; Genter et al., 1987; Chien-Jung et al., 2009); este proceso natural o provocado se denomina eutrofización, mismo que promueve la disminución de la profundidad del cuerpo acuático, disminución del oxígeno disuelto y diversidad de especies, cambios en la comunidad biológica dominante y aumento de la biomasa y turbidez por presencia de materia orgánica, provocando además olor y sabor desagradable al agua, limitándola a ciertos usos.

Actualmente, el cambio climático y el estrés hídrico están limitando la disponibilidad de agua limpia en todo el mundo (Lermontov et al., 2011). Sin embargo, los aportes antrópicos de una variedad de fuentes suelen ser los principales factores que afectan a la mayoría de los cuerpos de agua, sobre todo para los cercanos a regiones muy urbanizadas (Wen-Cheng et al., 2011).

Algunas de las principales actividades que alteran la calidad de los cuerpos de agua son: uso excesivo de fertilizantes y/o plaguicidas en tierras aledañas, tala de la vegetación natural, cambios en el uso de suelo, aumento poblacional y migración hacia las costas, vertimiento de desechos industriales, y escaso tratamiento de aguas de desecho de las poblaciones ribereñas. Las lagunas están fuertemente impactadas por las actividades humanas, lo que ha provocado, entre otras cosas; el descenso de los volúmenes de la pesca en numerosos sistemas costeros del país (Barrera et al., 1994).

Según el Plan de Acción Estratégico sobre Aguas Residuales Municipales del Programa de Acción Mundial. Los efectos de las distintas descargas de aguas residuales domesticas suelen estar domesticados, pero construyen una de las principales fuentes de contaminación en todas las regiones, lo que consecuentemente es un problema mundial (CONAPESCA, 2009).

La situación descrita presenta parte de la problemática existente en la contaminación de los cuerpos de agua en México por lo tanto se considera importante conocer lo que está pasando en el Lago de Catemaco para avanzar hacia el cuidado de nuestros recursos naturales.

Por lo anterior, el objetivo del presente proyecto es identificar las fuentes puntuales de contaminación presentes en el área de recorrido turístico del Lago de Catemaco que incrementan las concentraciones de fósforo y clorofila, así mismo determinar el grado de eutrofia por nutrientes relacionado con el factor limitante y proponer alternativas de biorremediación que minimicen los impactos de las fuentes puntuales de contaminación sobre la calidad del agua.

2. ANTECEDENTES

2.1 Región de los Tuxtlas

La sierra de Los Tuxtlas es una cordillera de origen volcánico localizada al sur del estado de Veracruz sobre la costa del Golfo de México, entre los 18°05' y 18°43' de latitud norte y 94°35' y 95°25' de longitud oeste (UNESCO, 2000). La región limita al norte con el Golfo de México, al este y sureste con la región Olmeca y al oeste con la región del Papaloapan. Está integrada por 4 municipios: Catemaco, Hueyapan de Ocampo, San Andrés Tuxtla, Santiago Tuxtla. Esta región presenta una superficie de 2,947 km^2 (4.1% del territorio estatal). Por su extensión destacan los municipios de San Andrés y Hueyapan ya que en conjunto concentran el 56.6% del territorio regional. Las lagunas más importantes son: Laguna de Catemaco, de Sotecomapan, Esmeralda, Pizatal y Laguna Grande (Plan veracruzano de desarrollo, 2011).

El Lago de Catemaco recibe agua de los arroyos Agrio, La Margarita, Ahuacapan, Pozolapan y Cuetzalapan, en su litoral noreste tiene un efluente artificial llamado Río Grande de Catemaco, que desemboca en el río Papaloapan. Recibe también agua de mantos freáticos cercanos a la superficie y de la precipitación pluvial que es muy alta, el promedio anual de lluvias es cercano a los 5,000 mm. Dicho Lago drena a través del Río Grande de Catemaco hacia la costa del Golfo y su nivel de agua está controlado por una compuerta que sustituyó a una cascada histórica (Soto y Gama, 1997).

El clima de la zona corresponde al húmedo cálido (Soto, 1979); La temperatura promedio anual es de 24.1°C con un mínimo de 16.2 °C y un máximo de 34.3° C. De noviembre a enero dominan los vientos del norte y el resto del año los del noreste. La vegetación natural de la zona corresponde a selva alta perennifolia (Miranda y Hernández, 1963); sin embargo, gran parte de los terrenos adyacentes al lago han sido desforestados y se emplean como potreros para ganado vacuno o para el cultivo de frutales. Los bosques han sufrido explotación forestal intensa (Pérez-Rojas y Torres-Orozco. 1992).

2.2 Laguna de Catemaco

2.2.1 Lago

Los lagos son cuerpos de agua, en su mayoría dulces, que pueden tener una gran extensión y que están sin tener directa comunicación con el mar. Este término es también aplicado cuando se evidencia que aumenta el caudal de un río que se dirige y desemboca en el mar. El agua de los lagos puede provenir tanto de ríos y rieras, como de aguas subterráneas o la lluvia. Pero no solo tiene una entrada de agua, también tiene salidas en formas de ríos o salidas al mar, por lo que el agua nunca está estancada sino que hay corrientes, aunque muchas veces no sea perceptible. Los hay de cuatro clases: los lagos que no reciben agua corriente ni se les conoce salida alguna; los lagos que tienen salida o derrame sin recibir aguas corrientes (Mortero, 2016).

Los hay de distintas clases:

- 1) Tectónicos: Se originan por movimientos de fallas que determinan bloques elevados y hundidos. Son los que alcanzan mayor tamaño; algunos de ellos son muy profundos (Iriondo, 1993).
- 2) Glaciares: La mayoría de los lagos de alta montaña se originaron por la acción de los hielos glaciares durante el Pleistoceno, por ello podemos considerarlos como ecosistemas jóvenes (Catalan et al., 2006).
- 3) Cársticos: Son lagos que se alojan en una depresión cárstica (caliza, sal, yeso, gema), que se ha producido por la disolución de las calizas. Por lo regular estas regiones poseen cárcavadas a distintas profundidades, las cuales se van formando por disolución de sustrato. Dicha disolución se favorece por la presencia de aguas cargadas de ácido carbónico formado por la hidratación de CO_2 . De esta manera el terreno se va falseando por la circulación de agua subterránea y se crean depresiones con formas diferentes (Roldan, 1992).
- 4) De cráter: Los lagos de cráter son los que se alojan en el interior de un cono volcánico, o de una caldera volcánica. Tienen una forma llamativamente circular, y no son muy extensos. La alimentación es muy poca, hay que se

limita a las aguas que caen directamente en el interior del cráter, y posiblemente a el agua exudada por las rocas volcánicas. No tienen río emisario, y se evaporan poco antes de una erupción. Si el lago no tiene fisuras y está formado por materiales de escasa porosidad, puede convertirse en un lago permanente si recibe suficiente agua de lluvia (Chang, 2005).

- 5) De meandro: Al llegar a la llanura, el río relentiza su curso, deposita sus sedimentos, traza múltiples meandros, y luego los abandona, sus aspectos fluviales forman un lago y las comunidades se adaptan a este nuevo medio (Blume, 2003).
- 6) Endorréicos: Lago cuya barrera circunscribe sus aguas y no alcanza el mar; ocurre entre los desiertos subtropicales y los tropicales, y en regiones con temperaturas húmedas. Aquel que se forma por la desembocadura de uno o varios ríos en una superficie nivelada, formando una cuenca (Lanza et al, 1999).
- 7) Pelágicos: Se llaman lagos pelágicos a aquellos que son restos de antiguos mares que se han desecado y sólo queda cubierta de agua la zona más profunda. Son lagos muy salados (Lanza et al., 1999).
- 8) De barrera: Lago que se forman por la acumulación de materiales arrastrados por los glaciares, por una corriente de lava, por deslizamiento de tierra y por dunas y cordones litorales que, al formar un dique, obstruyen el valle. Estos lagos son de poca extensión y vida corta (Lanza et al., 1999).
- 9) Artificiales: Las presas de cualquier tamaño o los diques construidos en los ríos, son lagos artificiales creados por el ser humano para sus necesidades. Con el tiempo algunos de estos lagos llegan a ser verdaderos hábitats para diversas poblaciones (Llata, 2003).

2.2.2 Laguna

Definiéndose como una superficie hídrica normalmente cerrada y con agua quieta o estancada. Regularmente es un cuerpo de agua dulce y que es de menor tamaño que un lago (aprox. menor a 10 m). Las lagunas pueden variar en su tamaño y son parecidas en este sentido a los lagos, aunque comúnmente pueden ser más

pequeñas que ellos en dimensiones superficiales y profundidad. Según la clasificación otorgada por el zoólogo y ecólogo estadounidense George Evelyn Hutchinson (1993), las lagunas son lagos polimicticos, lagos de tercer orden o lagos playos. Es decir, ambientes pocos profundos con salinidad y agua altamente variable con gran cantidad de nutrientes y sedimentos. Dentro de Características de las Lagunas se pueden encontrar que: Poseen poca profundidad, son muy productivas debido al mayor contacto de los sedimentos con la superficie del agua, como consecuencia de su escasa profundidad, tienen alternancia de ciclos secos y húmedos, es una extensión de agua estancada, su poca profundidad, permite que el sol penetre hasta su fondo, impidiendo la formación de distintos estratos térmicos y está separada del océano por una barrera física (Mortero, 2016).

2.2.3 Lago o laguna

La forma correcta de referirse al cuerpo de agua de Catemaco es como “Lago de Catemaco” ya que es un depósito considerable de agua dulce, con una profundidad máxima de 22 m y la cual es abastecida por ríos, arroyos, manantiales y veneros con una salida hacia el Salto de Eyipantla o Cascada. Pasa por Tlacotalpan, se une al río del Papaloapan, sale al Puerto de Alvarado y de ahí desemboca al mar. Los lagos son generalmente de agua dulce desembocando en aguas pluviales, subterráneas y ríos o viceversa. En cambio, las lagunas son aguas estancadas que se alimentan de otros ríos o arroyos.

Por otra parte, los lagos no se agotan gracias al intercambio de agua con otras masas de aguas como los ríos. Por el contrario, las lagunas no pueden desaguar puesto que sus aguas quedan estancadas. A pesar de sus diferencias, ambos se asemejan en sus formaciones como resultado de diversos procesos geológicos, como los movimientos tectónicos, movimientos de masa, vulcanismo, por la acción de glaciares, impactos de meteoritos, entre otros (Mortero, 2016).

2.3 Catemaco y la región de los Tuxtlas

El Lago de Catemaco, está sometido a diversas presiones de origen antrópico, como por ejemplo la tala de vegetación circundante y la pesca (Pérez-Rojas y Torres-Orozco, 1992).

Por otro lado la intensa pesca del topote (*Dorosom a petenense*) y del caracol tegogolo (*Pomacea patula*); originan los vertimientos de hidrocarburos y materia orgánica. Además de los vertimientos de aguas sin tratar provenientes de la ciudad de Catemaco y pequeños poblados que se encuentran alrededor del lago (Pérez-Rojas y Torres-Orozco. 1992).

El Lago de Catemaco es considerada como un sistema eutrófico, con altos niveles de nutrientes, de productividad primaria y de contaminación, sobre todo de coliformes fecales, sulfuro de hidrogeno y materia orgánica. También se han detectado pesticidas que son acarreados por corrientes superficiales y que se han incrementado en los últimos años (Torres-Orozco y Pérez-Rojas, 2002).

Algunos lagos; Chalchoapan, Verde y El Mogo, estudiados de la región de los Tuxtlas tienen valores de transparencia bajos (0.19 a 0.53 m), concentraciones elevadas de nitratos, principalmente en nortes (1.1 a 1.6 mg/l), de fosfatos (0.93 a 1.8 mg/l) y amonio (0.49 a 2.09 mg/l) en lluvias, y altos niveles de productividad (141.3 a 153.6 mg/m³ de clorofila a). Estos son parámetros indicadores de eutrofización y se mantienen durante todo el año. Mientras que los lagos Majahual y Manantiales presentan altos valores de transparencia (1.16 a 2.31 m), considerados como mesotróficos, bajas concentraciones de nutrientes (0.62 a 0.77 mg/l de nitratos, 0.75 mg/l de fosfatos) y menores niveles de productividad (57.24 a 95.78 mg/m³ de clorofila a). También se sabe que durante los meses de marzo a mayo, correspondientes al periodo de estiaje, disminuyen las concentraciones de nutrientes como amonio, nitratos y fósforo total pero los fosfatos tienden a aumentar como efecto de la descomposición de la materia orgánica; en el último mes del estiaje, cuando el amonio llega a su máximo, los fosfatos disminuyen debido a la actividad microbiana; en julio, la época de lluvias, los nitratos tienden a aumentar

por actividad microbiana; finalmente, en la época de nortes, todos los nutrientes disminuyen junto con la temperatura ambiente, lo que provoca una menor productividad de los sistemas (Vázquez, 2004; 2011).

2.4 Evolución de los conceptos de eutrofización

El concepto de eutrofización se empezó a utilizar por (Thienemann, 1918) siendo el que formuló el concepto. Para 1919, Naumann referencia a que las aguas de los lagos se volvían ricas en nutrientes, producto de los compuestos inorgánicos de nitrógeno y fósforo. Más adelante se profundizó en el estudio de las aguas marinas, haciendo énfasis en que un aumento de la concentración de nutrientes daba como consecuencia la proliferación de algas (Steele, 1974). En la década de los 90's, la definición de la eutrofización estaba orientada a los efectos, como son la proliferación visible de microalgas, las natas producidas por estas y el aumento de la biomasa de los macrófitos bentónicos y flotantes (Vollenweider, 1992). Por el contrario, una definición de eutrofización costera más simple es la orientada a su origen, definiendo la misma como un incremento del flujo de entrada de materia orgánica a un ecosistema (Nixon, 1995).

Un término más amplio define el concepto de eutrofización como la proliferación acelerada del fitoplancton y de los macrófitos, causada por el enriquecimiento del agua con nutrientes (nitrógeno y fósforo fundamentalmente) que producen perturbaciones indeseables en el equilibrio de los ecosistemas acuáticos y en la calidad del agua (EEA, 1991).

Tomando en cuenta las actividades de hombre en el proceso, la eutrofización se define como un proceso natural y/o de origen antropogénico que consiste en el enriquecimiento de las algas con diversos nutrientes a una velocidad que no puede ser compensada por la mineralización total de los compuestos. También lo menciona como un proceso que puede ser irreversible, al presentarse en los ecosistemas acuáticos lenticos; esto por la descomposición del exceso de materia orgánica que produce una disminución de oxígeno disuelto y un incremento en la

densidad de las comunidades de fitoplancton. Estas microalgas poseen un periodo de vida relativamente corto, y al morir son descompuestas por bacterias aeróbicas y provocan una disminución de oxígeno disuelto en agua. Esto desarrolla condiciones hipóxicas o anóxicas, creando medios letales para el desarrollo óptimo de organismos vivos. Además se presentan cambios en la coloración y olor del agua, y un aumento de la (DBO₅) demanda bioquímica de oxígeno (Mergalef, 1991).

Hasta la actualidad, todas las definiciones de eutrofización formuladas asumen que los efectos de la eutrofización son reversibles (al emplear la palabra “perturbación”) esto es, que actuando sobre las causas es posible retornar el sistema a su estado anterior. Sin embargo, re-definiciones más recientes tratan de incorporar el hecho de que en algunos ecosistemas la disminución de los vertidos de nutrientes al nivel anterior al inicio del proceso de eutrofización no lo revierte a su estado inicial (Duarte et al., 2009).

2.5 Proceso de eutrofización

La eutrofización consiste en forzar un sistema acuático desde el exterior, con la incorporación de más nutrientes, y también de materia orgánica, que alteran temporalmente las condiciones de equilibrio, induciendo desviaciones en las características del sistema, en su composición biótica y en su sucesión (Margalef et al., 1976). Esto introduce cambios físicos, químicos y biológicos en la calidad del agua (Figura 1).

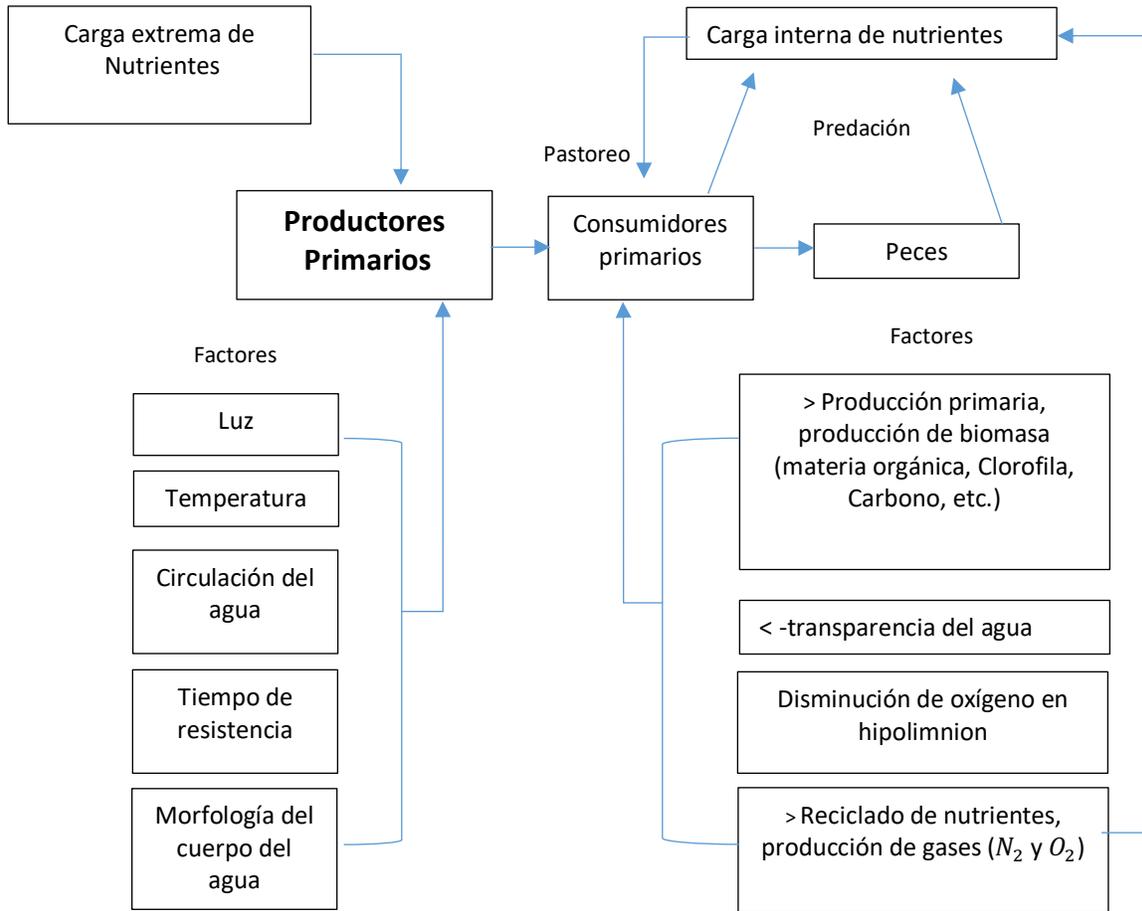


Figura 1. Cambios físicos, químicos y biológicos en la calidad del agua, causados por el proceso de eutrofización (Margalef et al., 1976).

2.6 Estados de eutrofia

2.6.1 Nivel oligotrófico

Un cuerpo de agua oligotrófica tiene bajo nivel de productividad biológica. Presenta aguas claras, pocos peces, no mucha flora y fauna y fondo arenoso. Las aguas de estos lagos son generalmente bastante claras debido al crecimiento limitado de algas en el lago. Dichos lagos son compatibles con especies acuáticas que requieren aguas frías bien oxigenadas. Los lagos oligotróficos se encuentran

generalmente en las regiones frías del mundo donde la mezcla de nutrientes es rara y lenta debido a las bajas temperaturas de las aguas del lago (Nebel y Wright, 1999).

2.6.2 Nivel mesotrófico

Un cuerpo de agua oligotrófico que se enriquece en nutrientes trae consigo el inicio de diversos cambios, dando lugar al siguiente nivel de eutrofia conocido como el nivel mesotrófico. Este medio acuático se observa con características intermedias entre las del medio oligotrófico y las de eutrófico, es decir, sus niveles de materia orgánica son intermedias. Es un cuerpo de agua con un nivel intermedio de productividad, mayor que el de un lago oligotrófico, pero menor que el de un lago eutrófico. En el proceso, primeramente, se genera un enriquecimiento favoreciendo el crecimiento y la multiplicación del plancton, aumentando la turbidez del agua.

Estos lagos tienen comúnmente aguas claras y mantienen lechos de plantas acuáticas sumergidas, y niveles medios de nutrientes. Tienen niveles moderados de nutrientes (Nebel y Wright, 1999).

2.6.3 Nivel eutrófico

Estos cuerpos de agua se caracterizan por un alto nivel de productividad, claridad de agua y buena cantidad de plantas acuáticas o poca claridad de plantas acuáticas. Con la desaparición de la vegetación acuática sumergida, es evidente que se pierden alimentos, hábitats y el oxígeno disuelto (OD) de la fotosíntesis. Aun así tiene potencial para soportar la gran cantidad de peces y vida silvestre (Nebel y Wright, 1999).

2.6.4 Nivel hipereutrófico

En este tipo de lagos se presentan altos niveles de productividad biológica, muy pobre cantidad de agua y abundancia de plantas acuáticas, el potencial para soportar la gran cantidad de peces y vida silvestre es reducido considerablemente (Ridyng y Rast, 1992).

Al haber pérdida de Oxígeno Disuelto la situación en estos cuerpos de agua se ve agravada cuando el fitoplancton está compuesto de organismos fotosintéticos que también producen oxígeno, como todas las plantas verdes. Como ocupan la superficie, esta se satura del gas y el exceso se escapa a la atmósfera. De esta manera, la fotosíntesis del fitoplancton no abastece de oxígeno a las aguas más profundas. Además, el fitoplancton tiene índices de crecimiento y reproducción muy elevados. En condiciones óptimas, su masa puede duplicarse en un día. Así, el fitoplancton alcanza su máxima densidad poblacional y este crecimiento alcanza su estado estable para finalmente entrar en decaimiento siguiendo el comportamiento logístico. El fitoplancton muerto se asienta y produce en el fondo depósitos espesos de detritos (Mergalef, 1991).

A su vez, la profusión de detritos genera una abundancia de descomponedores, la mayoría bacterias, cuyo crecimiento explosivo crea una demanda nueva de Oxígeno Disuelto, que se consume en la respiración. El resultado es el agotamiento del recurso con la consiguiente sofocación de peces, crustáceos, etc. Sin embargo, las bacterias aerobias estrictas prosperan y aprovechan el oxígeno cada vez que está disponible, por lo que mantienen el agua sin Oxígeno Disuelto, mientras haya detritos que las alimenten. Simultáneamente las bacterias anaerobias aparecen en el fondo produciendo gases como el amoníaco y sulfuro de hidrógeno. Además de la oxidación de materia orgánica y de otros compuestos que demanda más Oxígeno Disuelto (Moreno et al., 2010).

2.7 Causas del proceso de eutrofización

Se atribuye el fenómeno de eutrofización a dos causas: la primera de origen natural siendo este un proceso lento y, la segunda, por actividades humanas que incrementan dinámicamente la concentración de nutrientes (Nyenje, 2010; Peltzer, 2008; Klein et al., 2008; Bryhna et al., 2011; Cordero et al., 2005).

2.7.1 Proceso natural

Durante siglos, la acumulación gradual de nutrientes, sedimentos y materia orgánica comienzan a llenar cuencas lacustres. A medida que los lagos se vuelven más eutróficos, son capaces de soportar más organismos vivos, incluidas algas dañinas, como resultado de niveles más altos de nutrientes. Al mismo tiempo, su área litoral aumenta como resultado de la acumulación sedimentaria (Cloern, 2010).

Los factores que afectan el grado de eutrofización son:

- a) el clima, el cual favorece el proceso;
- b) los cuerpos de aguas poco profundas y/o de bajo caudal;
- c) el área de drenaje, la poca cubierta arbórea sujeta a precipitaciones abundantes favorece la erosión y el arrastre de nutrientes hacia el cuerpo de agua;
- d) la geología: en áreas de drenaje donde predominan rocas sedimentarias hay mayor aporte de fósforo por escorrentía y;
- e) suelos arcillosos drenan pobremente y también favorecen la escorrentía y consecuentemente el aporte de nutrientes (Ryding y Rast, 1992).

2.7.2 Proceso antrópico

Una de las más antiguas causas es la descarga de aguas residuales, las cuales son ricas en nutrientes, y contribuyen al cambio trófico del cuerpo de agua receptor. El uso excesivo de fertilizantes genera una contaminación del agua fundamentalmente mediante el aporte de nitrógeno (en forma de sales de nitrato y amonio) y fósforo (como fosfato). La deforestación y la erosión en suelos agrícolas influyen en la carga de nutrientes, ya que los escurrimientos al pasar por una tierra que no tiene protección, “lavan” la capa fértil, llevándose consigo los nutrientes de la misma. La presencia de gases ambientales tales como óxidos de nitrógeno (NOx) y óxidos de azufre (SOx), al entrar en contacto con el agua atmosférica forman ion nitrato (N_3^-) y sulfato (SO_4^{2-}), que forman sales solubles en el suelo con los cationes del mismo, generando su disminución. Dichas sales se mueven fácilmente en los cuerpos de agua, dando lugar al proceso de eutrofización (Moreno et al., 2010).

2.7.2.1 Fuentes puntuales de contaminación

Dentro de los procesos antrópicos, las fuentes puntuales de contaminación son áreas definidas y localizadas que aportan nutrientes y partículas sedimentarias. Por ejemplo, el escurrimiento de aguas residuales municipales e industriales. Fuentes puntuales adicionales incluyen el escurrimiento y la lixiviación de sistemas de eliminación de residuos, corrales de engorda de animales, de cerdos y de pollo y sitios industriales. Las obras en construcción de gran tamaño son también una fuente puntual frecuente para de escurrimiento sedimentario (Mack, 2012).

2.7.2.2 Fuentes no puntuales de contaminación

Las fuentes no puntuales o difusas de contaminación son aquellas que no es posible identificar y señalar; como por ejemplo, el escurrimiento agrícola y el pastoreo. Otras fuentes no puntuales incluyen los escurrimientos generados en zonas urbanas a causa de la ausencia de un sistema de alcantarillado, minas abandonadas, así como filtraciones de tanques sépticos y deposición atmosférica (Mack, 2012).

2.8 Variables que determinan el estado trófico

Para conocer el estado trófico de un ecosistema acuático es necesario establecer una red de vigilancia con el fin de diagnosticar dicho estado.

2.8.1 Variables abióticas

2.8.1.1 Temperatura

Es el factor que más influencia tiene en los lagos. Juega un papel importante en la distribución, periodicidad y reproducción de los organismos. Los cambios de temperatura afectan a la vida acuática según el caso; propicia la aparición o desaparición de poblaciones acuáticas, tiene un significado metabólico mediante el cual los organismos aceleran o retardan sus funciones. Los incrementos en la temperatura de 5°C sobre el máximo registrado en latitudes tropicales produce pérdidas de oxígeno (Lanza et al., 2013).

2.8.1.2 Oxígeno disuelto

Proviene de la fotosíntesis que realizan los vegetales con clorofila. Como esta actividad fotosintética es mayor en las capas superiores bien iluminadas, su concentración es mayor a este nivel. En los niveles próximos al fondo, su concentración es mínima por los procesos de oxidación de la materia orgánica. Se emplea el contenido de oxígeno como índice de fertilidad del lago y la eutrofia se deduce cuando hay un déficit de oxígeno en las aguas profundas (Nebel et al., 1999).

2.8.1.3 Fósforo total

La suma de todas las formas de fósforo, inorgánicas y orgánicas, se denomina fósforo total. El fósforo dispara la productividad ocasionando la eutrofización. En los ecosistemas acuáticos alterados por descargas los niveles de fósforo se incrementan de acuerdo a la producción de células y macrófitas, aumentándose la zona litoral y soltándose el sedimento reduciendo la profundidad del lago. Esto estimula rápidamente y progresivamente el proceso eutrófico del lago (Moreta, 2008).

2.8.1.4 Turbiedad

Consiste en la reducción de la claridad del agua por la presencia de materia suspendida y disuelta de gases, líquidos y sólidos en términos orgánicos como inorgánicos. La turbiedad es una expresión de la propiedad óptica que causa la luz

al ser dispersada y absorbida en vez de transmitida sin cambios en la dirección del nivel de flujo a través de la muestra. A mayor intensidad de dispersión de la luz, la turbiedad será mayor (Fernández, 1999).

2.8.1.5 Color del agua

Las algas provocan un color verdoso en el agua a causa del contenido de clorofila. Mientras que la presencia de formas solubles de hierro y manganeso le da un tono entre amarillo y pardo. El color del agua depende del rango específico de la luz reflejada en la superficie del agua y de las longitudes de onda dispersadas en la columna de agua (Moreta, 2008).

2.8.1.6 Transparencia

Es la cantidad de luz que se transmite (traspasa) en el cuerpo de agua. En un lago eutrófico la luz penetra con dificultad y el crecimiento de flora béntica productora de oxígeno se minimiza y queda en la oscuridad. La mayoría de las aguas naturales tienen una transparencia que oscila entre uno y varios metros. La transparencia depende de la cantidad de partículas en suspensión y la cantidad de algas y de otras formas de crecimiento en el sitio de estudio. La transparencia puede cambiar estacionalmente conforme a las variaciones de los sólidos en suspensión o por los cambios en las tasas de crecimiento, que son el resultado del drenaje del agua de precipitación y de otras razones. En los lagos oligotróficos, la transparencia es mayor (Jiménez, 2001).

2.8.1.7 Sólidos disueltos

Es el material orgánico e inorgánico desintegrado y contenido en el agua. Una cantidad excesiva hace que disminuya su calidad, provocando dificultad en el desarrollo normal de los organismos acuáticos (Moreta, 2008).

2.8.1.8 Alcalinidad

La alcalinidad del agua se refiere al conjunto de compuestos que en su totalidad modifican el pH desde el lado alcalino de la neutralidad. La alcalinidad es debida a la presencia de carbonatos, bicarbonatos, hidróxidos y en menor proporción por boratos, silicatos y fosfatos. Ciertas industrias químicas no controlan frecuentemente sus desechos y el pH sobrepasa los límites que ejercen influencia directa en los organismos a nivel celular, de órganos o tejidos, según los organismos (Lanza et al., 2013).

2.8.1.9 pH

El pH del agua mide su acidez o alcalinidad. Las aguas que tienen un pH inferior a 7 son ácidas y las superiores a 7 son básicas. El pH es importante porque permite determinar los efectos letales del CO_2 . Posee una estrecha interdependencia entre las comunidades vegetales, animales y el medio acuático. Este fenómeno ocurre a medida en que las comunidades acuáticas interfieren en el pH, así como el pH interfiere de diferentes maneras en el metabolismo de estas comunidades. Ejerce una fuerte influencia sobre la toxicidad de ciertos parámetros químicos tales como el amonio no ionizado, que se torna más abundante en pH alcalino y del ácido sulfhídrico (H_2S), el cual aumenta porcentualmente en pH ácido. Los lagos eutróficos que son ricos en materia orgánica presentan valores de pH entre 3.3 y 4.5 (Moreta, 2008).

2.8.1.10 Dióxido de carbono

Es un gas que se combina con el agua para formar ácido carbónico. Proviene de la atmósfera y de la actividad respiratoria de los organismos. Su concentración en el agua es variable; cuando es alta, puede ser un factor limitante para los animales, ya que suele estar asociado a niveles bajos de oxígeno (Moreta, 2008).

2.8.2 Variables bióticas

2.8.2.1 Productividad primaria y clorofila.

Es realizada por organismos autótrofos como el fitoplancton y las algas acuáticas. Consiste en la capacidad que tienen las plantas (productores de un ecosistema) para capturar y almacenar cierta cantidad de energía (productividad primaria). Parte de esta energía (la que forma los tejidos vegetales) es consumida por animales herbívoros o usada por otros organismos cuando la planta muere. Los factores que con mayor frecuencia limitan la productividad primaria son la disponibilidad de luz, nutrientes, temperatura e intensidad de la corriente. Entre los nutrientes, los que resultan limitantes más a menudo son el nitrógeno y el fósforo (Lanza et al., 2013).

2.8.2.2 Clorofila a

La clorofila es el pigmento verde de todas las células fotosintéticas, la cual absorbe todas las longitudes de onda de la luz visible excepto el verde, el cual es reflejado y percibido por nuestros ojos. En un ecosistema acuático muy transparente, de baja turbidez, la vida vegetal se limita a una capa superficial de muy poco espesor. Al presentarse el desarrollo de plancton en función de la incidencia de luz, disminuye notablemente la transparencia y por lo tanto la capa fótica se reduce; por debajo de ésta solo algunas plantas pueden sobrevivir (Caríssimo et al., 2013).

La concentración de clorofila *a* se considera un índice de la biomasa fitoplanctónica y, por tanto, sus resultados evalúan la productividad primaria en la columna de agua. En ocasiones los valores por arriba de lo “normal” en clorofila *a* están ligados a procesos de eutrofización, dado que existe una cantidad “excedente” de biomasa fitoplanctónica, lo que usualmente genera una sobresaturación de fitoplancton diurno y/o un agotamiento de oxígeno disuelto, principalmente durante la noche (Lara et al., 2010).

El manejo y uso de fertilizantes y la falta de tratamiento de aguas industriales favorecen la eutrofización. Cuando ocurre, se observa una coloración verdosa que indica altas densidades poblacionales de microalgas y cianobacterias (Vázquez, 2011).

2.8.2.3 Biomasa planctónica

La biomasa planctónica es el conjunto de materia orgánica renovable producida por los productores fotosintéticos (fitoplancton) en los ecosistemas acuáticos. El nivel biomasa planctónica determina la capacidad de producción de materia orgánica generada por la vegetación acuática que se desarrolla en la superficie de los lagos, que en muchos casos es producto de la sobrenutrición de los medios acuáticos. La biomasa se refiere a toda la materia orgánica que proviene de plantas y desechos vegetales que pueden ser convertidos en energía. La biomasa planctónica aprovecha la energía que se desprende de la descomposición de la materia viva de origen vegetal (Margalef, 1983).

2.8.2.4 Fauna béntica

Es el conjunto de organismos que viven en contacto con el fondo lacustre; hundidos en el sustrato o desplazándose por la superficie cumpliendo su ciclo de vida en el interior de estos. Estos organismos abundantes sirven de enlace importante, suministrando energía a los niveles tróficos superiores del ecosistema lacustre. Muchas veces tienen una capacidad restringida de movimiento y por lo tanto son sensibles a cambios ambientales. Son opuestos al necton (organismos Nadadores) y al plancton (organismos flotantes o en suspensión) (Cole, 1988).

2.8.2.5 Flora microbiana

La constituyen organismos flotantes o en suspensión (plancton). Es el conjunto de organismos vegetales que viven en las partes más superficiales de los lagos donde cumplen su ciclo de vida e influyen significativamente en la producción primaria de los lagos; tienen como factor limitante la fertilización de los lagos por nutrientes, en especial el nitrógeno y el fósforo (Moreta, 2008).

2.8.2.6 Diversidad

Esta variable determina el tipo de fauna existente en función a la calidad del medio donde se desarrolla. Así, el desarrollo y diversidad de animales acuáticos (peces)

dependerá de las características de subsistencia que preste el ambiente lacustre (Moreta, 2008).

2.9 Factor limitante

Un factor limitante es aquella variable abiótica (luz o temperatura) en el medio capaz de limitar la población en una zona o área determinada para las especies; actúa como un "freno" al crecimiento. Un exceso o muy poca cantidad de un factor físico y/o químico pueden llegar a limitar el crecimiento de una población o prevenirla, aún si todos los demás factores que determinan las características de un biotipo estén o se acerquen al nivel óptimo de tolerancia (Margalef, 1991).

En los ecosistemas acuáticos, la temperatura, luz solar, disponibilidad de nutrientes, baja solubilidad de oxígeno disuelto y salinidad, se presentan en distinta concentración en un volumen de agua; que dependiendo de la fracción disponible se convierten en factores limitantes. Estos factores limitantes son diferentes para cada organismo de una misma especie. Los nutrientes que más influyen en el proceso de eutrofización son los fosfatos y nitratos. En algunos ecosistemas el factor limitante es el fosfato, como sucede en la mayoría de los lagos de agua dulce. En la mayoría de plantas acuáticas el factor limitante es el nitrógeno. El fósforo, como el nitrógeno, son nutrientes esenciales para la vida, pero su exceso en el agua provoca eutrofización (Moreta, 2008).

El fósforo es a menudo citado como el nutriente limitante en el control del fitoplancton en los lagos y embalses. No obstante, esta conclusión deriva mayormente de estudios realizados en regiones templadas de América del Norte y Europa. A pesar de ello, se ha desarrollado la idea de que el crecimiento algal quedará limitado por el fósforo en la mayoría de los lagos. En realidad, algunos estudios sugieren que los sistemas lacustres en la región tropical están más frecuentemente limitados por el nitrógeno que por el fósforo (Vincent et al., 1984).

En los ambientes lenticos ecuatoriales, tropicales, y templados; aquéllos que se estratifican estacionalmente o que tienen una mezcla limitada a los primeros metros

de la columna de agua, presentarán la más severa limitación de nutrientes debido a la separación de una zona de alta demanda de nutrientes y otra de acumulación de los mismos. Esto, por una frontera transicional variable que impide el paso de material disuelto y gases; como consecuencia, en principio, los nutrientes se acumulan en las aguas más profundas. Estas aguas en las zonas ecuatoriales y tropicales presentan altas temperaturas que incrementan el metabolismo bacteriano y, consecuentemente, anoxia de fondo que favorece la desnitrificación y la pérdida de una mayor proporción de nitrógeno inorgánico total que en lagos templados. Esta condición ocasionaría una limitación por nitrógeno en lagos tropicales, que incrementa en aquellos más cercanos a la zona ecuatorial debido a las altas temperaturas durante casi todo el año (Lewis, 2000; 2002).

2.10 Índices de estado trófico

Hay gran cantidad de indicadores para establecer el estado trófico de un sistema lentic. El estado trófico de un cuerpo de agua permite evaluar su calidad a través de indicadores matemáticos, llamados índices de estado trófico (Calazans et al., 2014).

2.10.1 Índice propuesto por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE)

En 1982, luego de un estudio que durante cinco años abarcó 200 ambientes en 22 países de Europa occidental, Estados Unidos, Japón y Australia, el Comité de Eutrofización de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), propuso una clasificación del grado de eutrofia de lagos y embalses. La OCDE se propuso definir un lenguaje común para los parámetros a medir, buscando una simplificación de estos, pero a la vez seleccionando aquellos con significado biológico adecuado, para un análisis estadístico reproducible. Esta clasificación proporciona un esquema cuantitativo probabilístico para las diferentes categorías de estado trófico a partir del análisis de nutrientes (concentración de fósforo), de la capacidad de generar biomasa (clorofila "a") y de la disponibilidad de espectro (Martino, 1989).

La metodología descrita por la OCDE (1982) establece una secuencia de categorías tróficas cimentado en las concentraciones de Pt, Clorofila a, nitrógeno total (Nt) y transparencia medida con el disco de Secchi (Cuadro 1).

Cuadro 1. Valores límites de la OCDE para un sistema completo de clasificación trófica.

Grado de eutrofia	Clorofila (mg/m^3)	Prof. Secchi (m)	P (mg/m^3)
Ultraoligotróficos	< 1	> 12	< 4
Oligotrófico	1-2,5	12-6	4-10
Mesotrófico	2,5-7,9	6-3	10-35
Eutrófico	8-25	3-1,5	35-100
Hipertrófico	> 25	< 1,5	> 100

Modificado de OCDE (1982).

La clasificación del estado trófico normalmente se basa en el nutriente que representa una limitación. En la mayor parte de los casos, el factor limitante es el fósforo. No obstante, los factores señalados indican los tipos de variables que deben considerarse. Para conocer el nivel de eutrofización de un agua determinada se suele medir el contenido de clorofila a de algas en la columna de agua y este valor se combina con otros parámetros (López et al., 2015).

2.10.2 Índice de Carlson o índice de estado trófico (IET)

Propuesto por Carlson (1977), es uno de los índices de estado trófico más utilizados, y uno de los primeros índices propuestos para sistemas lacustres; con un rango que varía entre 0 (oligotrófico) y 100 (hipereutrófico). Con el disco de Secchi (Ds), se mide la transparencia del agua a través de la columna de agua. Esta transparencia determina el nivel de refracción de la luz a través de la turbidez y el color que presenta el volumen de agua, por efecto de descargas de sólidos (suspendidos, volátiles o sedimentables) o por la formación de sistemas coloidales o soluciones complejas. El mismo índice puede determinarse a partir de otros parámetros, como

la concentración de clorofila a (Clorf a) y fósforo total (Pt) como se muestra en el Cuadro 3 (Correa et al., 2010).

El índice de estado trófico propuesto por Carlson se mide con las siguientes formulas:

$$IETDS = 10 \left(6 - \frac{\ln(DS)}{\ln(2)} \right) \quad (1)$$

$$IETCl. "a" = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln(Cl. "a")}{\ln(2)} \right) \quad (2)$$

$$IET Promedio = 10 \left(\frac{IETDS + IET Cl. "a"}{2} \right) \quad (3)$$

Dónde:

IETDS: Índice de estado trófico de Carlson disco Secchi.

IETCl. "a": Índice de estado trófico de Carlson clorofila "a".

IET Promedio: Índice de estado trófico de Carlson promedio.

Los valores adimensionales obtenidos al aplicar las formulas (1), (2) y (3) varían en una escala de cero a cien y con sus criterios de aplicación (Cuadro 2):

Cuadro 2. Criterios de aplicación del IET.

Valor índice	Categoría trófica
< 30	Ultraoligotrófico
30 – 44	Oligotrófico
44 – 54	Mesotrófico
54 -74	Eutrófico
>74	Hipereutrófico

Después de publicado el trabajo de Carlson, en el año de 1981, Alzaki propuso una modificación al Índice de Carlson a través de la inclusión de coeficientes específicos para cada elemento que integra la composición del estado trófico (Cuadro 4); se cuantifica la biomasa a partir de la medición de la clorofila tipo "a" (Correa et al., 2010).

Cuadro 3. Escala de valores de estado trófico en los cuerpos de agua.

Estado de eutrofia	TSI	$D_s(m)$	$P_t(mg/m^3)$	Clorf a (mg/m^3)
Oligotrófico (TSI <30)	0	64	0.75	0.04
	10	32	1.5	0.12
	20	16	3	0.34
	30	8	6	0.94
Mesotrófico (30 < TSI < 60)	40	4	12	2.6
	50	2	24	6.4
	60	1	48	20
Eutrófico (60 TSI < 90)	70	0.5	96	56
	80	0.25	192	154
	90	0.12	384	427
Hipereutrófico (90 < TSI <100)	100	0.06	768	1183
Relación de los parámetros de eutrofización		$\frac{TSI_{DS}}{2}$	$2 \times TSI_{PT}$	$\sqrt{7.8TSI_{Clorfa}}$

Fuente: Modificado de Carlson (1977; 1980).

Cuadro 4. Fórmulas para estimar el estado trófico aplicando los índices de eutrofia.

Parámetro de eutrofización	Carlson (1977; 1980)	Aizaki et al. (1981)
Claridad del agua	$TSID_s = 60 - 14.41\ln(D_s)$	$TSID_s = 10 \times (2.46 + \frac{3.76 - 1.57\ln(D_s)}{\ln 2.5})$
Fósforo total	$TSIP_t = 14.42\ln(P_t) + 4.15$	$TSIP_t = 10 \times (2.46 + \frac{6.68 - 1.15\ln(P_t)}{\ln 2.5})$
Clorofila a	$TSIClorfa = 9.81\ln(Clorfa) + 30.6$	$TSIClorfa = 10 \times (2.46 + \frac{\ln(Clorfa)}{\ln 2.5})$

Fuente: Modificado de Carlson (1977; 1980) y Aizaki et al. (1981).

2.11 Biorremediación

Existe una necesidad crítica de tecnologías costo-efectivas para coadyuvar en la eliminación de contaminantes ambientales. Por esto surge la biorremediación como una estrategia rentable para desintoxicar entornos contaminados; usando el compuesto biológico se logra limpiar y restaurar un ecosistema. El agua y los sedimentos, presentan bacterias y hongos que se encargan de la depuración del agua. La aplicación de microorganismos, hongos, plantas o las enzimas derivadas

de ellos, para la restauración del ambiente, se le denomina biorremediación. Básicamente, los procesos de biorremediación pueden ser de tres tipos: la fitorremediación, degradación enzimática y remediación microbiana (Gómez, 2017).

2.11.1 Objetivo

El objetivo de la biorremediación es degradar los contaminantes orgánicos a concentraciones que son indetectables o por debajo de los límites establecidos como seguros o aceptables por las agencias reguladoras. La biorremediación es ampliamente utilizada para la destrucción de sustancias químicas en suelo, aguas subterráneas, residuales, lodos, sistemas de desechos industriales y gases (Metwaly, 1999). Estos sistemas emergen como un intento de emular o aprovechar las capacidades de autodepuración de los hidrosistemas naturales que cuentan con plantas acuáticas (Brix et al., 1989) y han sido comúnmente implementados bajo esquemas de sistemas de humedales para el tratamiento de aguas residuales (Martelo, 2012).

2.11.2 Beneficios

La biorremediación es un método especialmente atractivo de restauración por varias razones:

- Filtran para mejorar los procesos físicos de separación de partículas (floculación y sedimentación) (Valdés et al., 2005; González et al., 2004; Martelo, 2012).
- Propician la asimilación directa de nutrientes, sobre todo nitrógeno y fósforo y metales que son extraídos del agua e incorporados al tejido vegetal (Lahora, 2004; Martelo, 2012).
- Actúan a modo de sustrato para el desarrollo de biofilms, que por la cantidad de microorganismos actúan purificando el agua mediante procesos aerobios de degradación (Valdés et al., 2005; Martelo, 2012).
- Incorporan grandes cantidades de oxígeno desde los tallos hasta sus raíces y rizomas, donde es usado por los microorganismos (Lahora, 2004).

- En humedales artificiales, tienen una alta eficiencia de remoción de DBO y DQO, así como en la fijación de metales pesados, además de una moderada a alta eficiencia en la eliminación de coliformes fecales (Delgadillo et al., 2010).
- Sirve como protector del espejo de agua, evitando el crecimiento de las algas, disminuye la influencia del viento, aislando térmicamente el agua (González et al., 2004).
- Usualmente es mucho menos costosa que las tecnologías alternativas. También tiene un gran potencial para restauración en el trópico mexicano, debido a su aspecto biológico, que se favorece fuertemente en condiciones calurosas y húmedas (Brock et al., 1994).

2.11.3 Fitorremediación

La fitorremediación es el uso de sistemas basados en plantas verdes para remediar suelos contaminados, sedimentos y agua, tratando una amplia variedad de contaminantes superficiales (Metwaly, 1999). Las plantas cuentan con la habilidad de asimilación de nutrientes y propiciar condiciones favorables para la descomposición de materia orgánica (Goldman et al., 1986; Brix et al., 1989; Ellis et al., 1994; Peterson et al., 1996). Además de su poder de proliferación, sus raíces cuentan con una gran superficie de contacto con el agua residual; adicionalmente, entre sus ventajas se puede mencionar la formación de ecosistemas para microorganismos depuradores y bioacumulación de contaminantes. La suma de estas ventajas da lugar a concluir que las macrófitas son una buena herramienta de depuración para sistemas de tratamientos de aguas residuales o aguas dulces contaminadas (Martelo, 2012; Rodríguez et al., 1996).

2.11.3.1 Macrófitas flotantes

Estos sistemas de tratamiento (acuáticos) se basan en el mantenimiento de una cobertura vegetal de macrófitas flotantes sobre la lámina de agua, y se disponen a modo de estanques o canales en serie, debidamente aislados, en los que discurre el influente. Su diseño contempla la remoción periódica de las plantas. Las raíces

de las macrófitas flotantes no se encuentran en un sustrato y mantienen sus órganos asimiladores flotando sobre la superficie del agua (Brix et al., 1989; Fernández, 2001).

En los estudios realizados, han demostrado ser eficientes en la remediación de aguas con contenidos de nutrientes, materia orgánica, bacterias patógenas y sustancias tóxicas (Sandoval et al., 2005; Frers, 2008; Rahanman et al., 2011).

Las macrófitas flotantes, al realizar la fotosíntesis, emplean dióxido de carbono disponible en la atmósfera y disuelto en el agua y el oxígeno que producen lo integran al agua a través de su sistema radicular (DeBusk et al., 1989; Larco et al., S/P). Los nutrientes son tomados de la columna de agua a través de las raíces, a través de la filtración/absorción de sólidos suspendidos (EPA, 1998).

Las macrófitas flotantes más utilizadas en la fitorremediación son: el Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), la lechuga de agua (*Pistia stratiotes*), la salvinia (*Salvinia sp.*), la redondita de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*) y algunas especies de lentejas de agua (*Lemna Sp.*, *Spirodella Sp.*) (Brix et al., 1989; Fernández, 2001).

De acuerdo con los procesos que tienen lugar para la depuración de contaminantes con macrófitas flotantes se dan a través de tres mecanismos primarios:

- a) Filtración y sedimentación de sólidos.
- b) Incorporación de nutrientes en plantas y su posterior cosechado.
- c) Degradación de la materia orgánica por un conjunto de microorganismos facultativos asociados a las raíces de las plantas; y en los detritos del fondo de la laguna, dependiendo del diseño.

La principal ventaja que ofrecen estos sistemas es la gran superficie de contacto que tienen sus raíces con el agua residual, ya que esta les baña por completo, lo que permite una mayor actividad depuradora de la materia orgánica por medio de los microorganismos adheridos a dicha superficie o por las propias raíces directamente (Bolaños, 2008).

La principal desventaja de los sistemas con macrófitas flotantes es la capacidad limitada de acumular biomasa, por lo que se deben hacer retiros periódicos de la misma para permitir el crecimiento de las plantas. Esto encarece el proceso en lo que a mano de obra se refiere. Otra desventaja es la proliferación de mosquitos como vectores transmisores de enfermedades, lo que condiciona la ubicación de los sistemas lejos de centros poblados (Nahlik y Mitsh, 2006).

2.11.3.2 Macrófitas emergentes

En este tipo de sistemas se emplean macrófitas emergentes, que a través de mecanismos diversos se hacen flotar. De estos sistemas el más destacado es el recientemente desarrollado “Filtros de Macrófitas en Flotación” -FMF-. También son destacados los “Floating Treatment Wetlands Planted with Emergent Macrophytes” FTWs- o humedales de tratamiento flotante con macrófitas emergentes (Headley, 2008; Tanner, 2011).

Las macrófitas emergentes son plantas que se encuentran adaptadas a condiciones de saturación de humedad e inundación siempre que el agua no las cubra completamente. Soportan una fuerte limitación en la disponibilidad de oxígeno en el suelo. Se caracterizan por sumergir una parte debajo del nivel del agua y presentar otra parte aérea. Las macrófitas emergentes que más se utilizan en la depuración son *Typha*, *Scirpus*, *Phragmites* y *Carex* (Lahora, 2004) aunque por muchos años, desde la década de los 60's, se ha trabajado con *Scirpus lacustres* (Brix, 1989). Si bien existen pequeñas diferencias en la remoción de contaminantes entre dichas especies, la recomendación sugerida es la de utilizar la que se encuentre en la zona o la que presente mayor adaptación (Delgadillo et al., 2010). Pueden asimilar materia inorgánica como nitrógeno y fósforo; en promedio se han obtenido valores entre 12-120gN/m² /año (nitrógeno) y 8-18gP/m² /año (fósforo). Es decir, entre 32-328,7 mgN/m² /año y 4,93-49,3 mgP/m² /día, respectivamente (Paracuellos, 2003).

2.11.3.3 Macrófitas sumergidas

Las macrófitas sumergidas tienen su tejido fotosintético enteramente sumergido, pero normalmente las flores están expuestas a la atmósfera. Estas plantas dependen, para su existencia, de la penetración de la luz en el agua, por lo tanto, pueden usarse principalmente para el tratamiento de aguas residuales (eliminación de nutrientes). Los nutrientes se eliminan mediante la retención y posterior cosecha de la planta (Brix, 1989). La presencia de macrófitas sumergidas agota el dióxido de carbono inorgánico disuelto en el agua y aumenta el contenido de oxígeno disuelto durante los períodos de alta actividad fotosintética (González et al., 2004). Lo que incrementa el pH y crea condiciones óptimas para la volatilización del amonio y la precipitación química del fósforo. Además, aumentando la oxigenación, se favorece la mineralización de la materia orgánica (Brix, 1989). Por otra parte, proporcionan soporte para la flora microbiana (González et al., 2004). Las especies más comunes de los humedales naturales son *Ranunculus aquatilis* (ranúnculo de agua) y *Potamogeton sp.*, en cambio, las macrófitas que se utilizan frecuentemente en estanques artificiales por su capacidad oxigenadora son *Ceratophyllum demersum* o *Myriophyllum verticillatum* (González et al., 2004).

2.11.3.4 Especies utilizadas en la fitorremediación de aguas residuales

En base a la información recopilada, en el Cuadro 5 se recoge la capacidad de remoción de nitrógeno, fósforo y coliformes (totales y fecales) que tienen las macrófitas. En dicha tabla se menciona la especie, el porcentaje y la remoción real en $\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$, descrita como capacidad, en referencia a la cantidad de contaminante que absorbe en base al área de plantación y el tiempo de retención hidráulica. Además, en bibliografía no citada pero revisada durante la investigación, se encontró que, además de los químicos antes señalados, dichas plantas acuáticas también tienen la capacidad de remover metales pesados (Novotny, 1994).

2.11.4 Biorremediación enzimática

La degradación enzimática consiste en agregar enzimas al sitio contaminado con el fin de degradar las sustancias nocivas. Estas enzimas se obtienen de microorganismos especialmente diseñados para así obtener grandes cantidades y de alta especificidad. Las enzimas son sustancias de naturaleza proteica que se destacan por catalizar reacciones bioquímicas. Estas sustancias actúan sobre distintos sustratos (proteínas, grasas, hidratos de carbono, etc.) convirtiéndolos en diferentes moléculas inocuas. Una de las ventajas de las enzimas es que las reacciones mediadas por éstas poseen tasas de velocidad significativamente mayores que las reacciones en las cuales no se encuentran estos catalizadores. Las enzimas no son consumidas por las reacciones que ellas catalizan, por lo que a medida que ellas consumen los sustratos contaminantes pueden seguir actuando (ArgenBio, 2017).

2.11.5 Remediación microbiana

Se refiere al uso de microorganismos directamente en el foco de la contaminación. Estos microorganismos pueden existir en el sitio o provenir de otros ecosistemas, en cuyo caso deben ser inoculados en el sitio contaminado (proceso de inoculación). Cuando no es necesaria la inoculación de microorganismos, suelen administrarse más nutrientes, como fósforo y nitrógeno con el fin de acelerar el proceso. Hay bacterias y hongos que pueden degradar con relativa facilidad petróleo y sus derivados: benceno, tolueno, acetona, pesticidas, herbicidas, éteres, alcoholes simples, entre otros. También pueden degradar, aunque parcialmente, otros compuestos químicos como: PCB's, arsénico, selenio y cromo. Los metales pesados como uranio, cadmio y mercurio no son biodegradables, pero las bacterias pueden concentrarlos y aislarlos para que sean eliminados más fácilmente. Sin embargo, existen contaminantes difíciles de degradar y para los cuales no se han encontrado microorganismos capaces de transformarlos. La biotecnología moderna puede solucionar en parte este problema, generando organismos genéticamente modificados con nuevas capacidades para eliminar tales contaminantes. La base de esta estrategia se basa en la búsqueda de las enzimas adecuadas y la posterior

transferencia de los genes correspondientes a los microorganismos que se inoculan en el lugar contaminado (ArgenBio, 2017).

Algunos avances relacionados con la remediación microbiana:

- Bacterias *Pseudomonas* transgénicas capaces de degradar compuestos tóxicos que contienen cloro (como el cloruro de vinilo).
- Bacterias capaces de degradar algunos de los componentes del petróleo.
- Bacterias capaces de reducir las formas altamente tóxicas de mercurio en otras menos tóxicas y volátiles.
- Bacterias que transforman metales del suelo (como el cromo) en formas menos tóxicas o insolubles.
- Microorganismos capaces de degradar TNT, un explosivo de gran potencia y muy agresivo para el entorno.
- Bacterias que pueden eliminar azufre de los combustibles fósiles, como el carbón o petróleo, para permitir combustiones más limpias.
- La utilización de la bacteria *Deinococcus radiodurans* para eliminar elementos radiactivos presentes en el suelo y aguas subterráneas. Este microorganismo es un extremófilo que resiste la radiación, sequedad, agentes oxidantes y diversos compuestos mutagénicos.
- Cianobacterias a las que se le han introducido genes de bacterias *Pseudomonas* con capacidad de degradar diferentes hidrocarburos o pesticidas.
- Bacterias transgénicas para extraer metales valiosos a partir de residuos o minas, para eliminar los vertidos de petróleo, o el sulfuro causante de la lluvia ácida que producen las centrales de carbón.

Cuadro 5. Valores de remoción porcentual y real de las macrófitas más utilizadas en la fitorremediación.

Especies de Macrófitas	Tipo	Porcentaje %	Nitrogeno Capacidad (mg/m ² /d)	Porcentaje %	Fósforo Capacidad (mg/m ² /d)	Porcentaje %	Coliformes Capacidad (UFC/m ² /d)
<i>Spirodela intermedia</i> W. Koch	S	77		20-97	4,61	96-98	
<i>Azolla</i>	C						1,90x10 ³
	S	73		86	1,65		
	C	92		92			
<i>Eichhornia crassipes</i>	S	86-95,6	111,45	52-93	118,3	80	7,90 x10 ²
	C	92		92			
<i>Lemna</i>	S	30	22,9	21,6-50	18,3	99,99	2,00 x10 ⁶
	C	67-92		92			2,00 x10 ⁴
<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx	S	74		81			
	C	69	72,32	42,7	6,51		2,00 x10 ⁴
<i>Phragmites australis</i> (Cav) Trin. Ex Steud	S	26-39,1	12	64,4		74,2	4,00 x10 ¹⁰
	C	69-92,8	37,1-72	42,7-82	3,5-6,5	100	3,90 x10 ⁶
<i>Scirpus californicus</i> (CA. Mey.) Steud.	S	22-33	70-156	85-95	174	99,9	3,70 x10 ¹¹
	C	69	72,32		6,51		2,00 x10 ⁴
<i>Elodea canadensis</i> Rich.	S	31,3	25	42,7			
	C	47	410	48	27,3	78	8,85 x10 ³
<i>Myriophyllum quitense</i> Kunth	S				12		2,00 x 10 ⁴
	C						
<i>Potamogeton striatus</i> Ruizy Pav.	S	47	410	48	12-27,3	78	8,85 x10 ³
	C						
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	S	47	410	48	12-27,3	78	8,85 x10 ³
	C						
<i>Potamogeton pectinatus</i>	S	69	72,32	42,7	6,51		2,00 x10 ⁴
	C						
<i>Thypha</i>	S	26,9	32-328,7	62,8	4,93-49,3		
	C	92,8	37,1	82	3,5	100	3,95x10 ⁶

Tipo de Siembra Sola (S), Comunidad (C). Fuente: Gómez, 2017. UFC: Unidades Formadoras de Colonias

3. JUSTIFICACIÓN

La importancia de cuidar y conservar los cuerpos de agua radica en el papel que desempeñan dentro del ecosistema, ya que proveen servicios ambientales; además de ser hábitats de especies endémicas, regular el clima, y servir en el control de inundaciones. La contaminación por actividades antrópicas hace que el ritmo de envejecimiento de las aguas sea cada vez más rápido, a su vez acorta considerablemente la vida presente limitando los factores que influyen en la salud del medio acuático (Contreras y Castañeda, 1995; CONABIO, 1998; DOF, 2000).

Según el Informe Mundial sobre Desarrollo de los Recursos Hídricos (UNESCO, 2017), se estima que más del 80% de las aguas residuales (95% aprox. en algunos países en desarrollo) se vierten sin tratamiento alguno generando cada vez más zonas desoxigenadas en mares y océanos. Lo que afecta a una superficie de 245.000 km con repercusiones en la industria pesquera, medios de subsistencia y cadenas alimenticias (FAO, 2016).

La eutrofización es un proceso mayormente de origen antrópico (Smith y Smith, 2001), que en los últimos años ha avanzado considerablemente por el crecimiento de los centros urbanos y el aumento en la producción de residuos sólidos y líquidos (Dolbeth et al., 2003; Western, 2001). Los cuales, producen aportes excesivos de nutrientes en los cuerpos de agua que provocan un crecimiento acelerado de microalgas, provocar la muerte de peces al limitarlos de oxígeno disuelto; y ocasionar una degradación en el ambiente algunas veces irreversible (Carpenter y Cottingham, 1997; Myrbo y Ito, 2003).

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo es determinar el origen del factor limitante de la laguna de Catemaco, Ver., así el estado trófico en el que se encuentra el área de recorrido turístico de dicha laguna, y con base al estudio, proponer alternativas de biorremediación que sean utilizadas para minimizar el impacto ambiental.

4. HIPÓTESIS

Las fuentes puntuales de contaminación incrementan las concentraciones de nitrógeno, fósforo y clorofila, y determinan el factor limitante e incrementan el grado de eutrofización presente en el Lago de Catemaco, Ver.

5. OBJETIVOS

5.1 General:

Determinar el origen del factor limitante y grado de eutrofia del Lago de Catemaco, Ver., por efecto de las fuentes puntuales de contaminación; y alternativas de biorremediación.

5.2 Específicos:

- 1) Identificar las fuentes puntuales de contaminación que incrementan las concentraciones de nitrógeno total (NTK), fósforo total (Pt) y clorofila, en el Lago de Catemaco, Ver.
- 2) Determinar *in situ* parámetros fisicoquímicos del agua y la concentración de nitrógeno total (NTK), fósforo (Pt) y clorofila a del Lago de Catemaco, Ver.
- 3) Determinar el factor limitante y grado de eutrofia del Lago de Catemaco, Ver., y su relación con las fuentes puntuales de contaminación.
- 4) Proponer alternativas de biorremediación que minimicen el impacto de las fuentes puntuales de contaminación en la calidad del agua del Lago de Catemaco, Ver.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el Lago de Catemaco (Figura 2) está ubicado en el municipio de Catemaco, se localiza en el Macizo Volcánico de Los Tuxtlas, en el sureste del estado de Veracruz, México. Forma parte de la cuenca del Río Papaloapan, la laguna se encuentra a 340 metros sobre el nivel del mar. Tiene una Latitud de 18.4167° y una Longitud de 95.0833° . Su Profundidad varía entre los 22 metros máximo, promedio de 7,6 m y 11 m en el centro; cuenta con un ancho máximo 10.250 m, longitud de 12.320 m, aprox. 120 km^2 ; su volumen es de 553 millones de metros cúbicos, con una Cuenca de aproximadamente 323 km^2 . En cuanto a la calidad del agua es considerada como eutróficos y turbio (Soto, 1979).

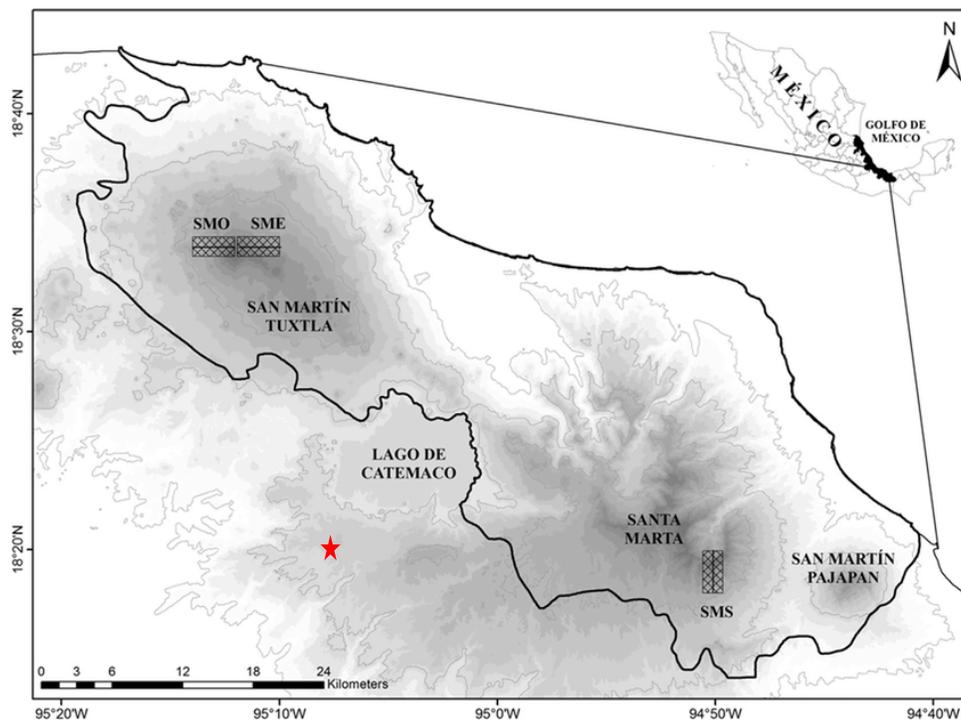


Figura 2. Ubicación del Lago de Catemaco, Veracruz.

6.2 Identificación de las fuentes puntuales de contaminación (FPC)

Para la identificación de fuentes puntuales de contaminación se realizó un recorrido por el perímetro del área de recorrido turístico del lago de Catemaco, con el objetivo de localizar cualquier tipo de vertimiento al cuerpo de agua. Se ubicó un punto de referencia como blanco al centro del lago. Cada uno de los puntos fue ubicado geográficamente y fotografiado. Las coordenadas de cada fuente puntual de contaminación se describen con exactitud en el Cuadro 6. Lo anterior, con sistema de posicionamiento global (GPS por sus siglas en inglés) marca GARMIN (Figura 3).

Cuadro 6. Coordenadas geográficas de los sitios de muestreo.

Fuente puntual de contaminación	Latitud	Longitud	Referencia
1	18°25.007'	095°05.917'	Playa Vicente
2	18°25.154'	095°05.798'	Espagoya
3	18°25.694'	095°05.433'	Playa azul
4	18°26.711'	095°04.038'	Nanciyaga
5	18°26.363'	095°04.272'	Isla de los changos
Punto de referencia	18°24.994'	095°04.763'	Profundidad mayor de la laguna.



Figura 3. Identificación de las fuentes puntuales de contaminación (FPC). Fuente: Google Maps (2018).

6.3 Periodicidad del muestreo

Con la finalidad de evaluar los niveles de eutrofización en los periodos de norte y estiaje, se realizaron muestreos en el mes de diciembre del 2016 y en el mes de mayo del 2017; en los puntos descritos anteriormente del Lago de Catemaco, donde se identificaron las fuentes puntuales de contaminación.

6.4 Toma de muestra

Se siguieron los lineamientos generales y recomendaciones de la Norma Mexicana (NMX-AA-014-1980) para el muestreo en cuerpos receptores de aguas superficiales.

Se utilizaron frascos de 500 ml de plástico inerte para evitar interferencias en los análisis químicos. En cada sitio se colectaron 500 ml, por duplicado, de agua superficial a una profundidad de 0-20 cm.

In situ se registraron las variables fisicoquímicas del agua (temperatura, salinidad, pH, oxígeno disuelto) con una sonda multiparametrica YSI 660. Todas las muestras de agua se colocaron en hieleras a temperatura de refrigeración, aproximadamente 5-7°C para su conservación. Los recipientes fueron etiquetados previamente. Las muestras fueron transportadas en condiciones de refrigeración al Laboratorio de Investigación de Recursos Acuáticos (LIRA) del Instituto Tecnológico de Boca del Rio (ITBOCA), donde se procesaron siguiendo las técnicas establecidas para cada uno de los análisis.

6.5 Parámetros fisicoquímicos *in situ*

6.5.1 Transparencia

La transparencia se midió con el disco de Secchi, le cual es un círculo de 20 cm de diámetro, dividido en cuadrantes pintados alternadamente de negro y blanco, atado una cuerda graduada. El disco se sumergió del lado sombreado de la embarcación

hasta que dejó de verse, se registró la profundidad y se volvió a subir hasta que nuevamente se hizo visible. Se promediaron las dos medidas para obtener una medida dependiente de la transparencia del agua.

6.5.2 Oxígeno disuelto

Se midió con una sonda multiparamétrica YSI 660. Previamente calibrado el equipo, se colocó el sensor directamente en la corriente del agua para medir el nivel de oxígeno en el Lago y posteriormente se anotaron los valores obtenidos.

6.5.3 Salinidad y Ph

La salinidad y el pH se midieron con una sonda multiparamétrica YSI 660. Previamente calibrado el equipo, se colocó el sensor directamente en la corriente del agua para realizar las mediciones en el Lago y posteriormente se anotaron los valores obtenidos. El pH también se midió con el papel indicador, se estimó la concentración de Iones Hidrógenos contenidos en el cuerpo de agua. Mediante la escala de pH, la cual fue clasificada en distintos colores y tipos.

6.6 Análisis de laboratorio

Los análisis se realizaron en el laboratorio de Investigación de Recursos Acuáticos (LIRA) del Instituto Tecnológico de Boca del Río con coordenadas 19°5'48" N y 96°6'30" W.

6.6.1 Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)

Para la toma de muestra se recolectó 500 mL de agua para el método micro Kjeldahl; en un envase de polietileno conservando las muestras a 4°C hasta su análisis. Se limpió el equipo de destilación antes de utilizarlo, destilando una mezcla (1:1) agua más disolución hidróxido-tiosulfato de sodio hasta que el destilado quedó libre de amonio. Durante todos los pasos del método, se llevó un blanco empleando para ello agua destilada en lugar de la muestra. Se colocaron 2 ml de la muestra en un matraz Kjeldahl de 800 mL, previamente medido en una balanza analítica, agregando 2 mL de agua destilada más 5 mL de H_2SO_4 . Posteriormente se situó el

matraz Kjeldahl al condensador, destilando la muestra. Al terminar la etapa anterior, se recolectó el condensado en un recipiente con 25 mL de la disolución indicadora de ácido bórico, sumergiendo la punta del condensador o una extensión del mismo por debajo de la superficie del líquido. La destilación se completó cuando se recolectó 100 mL de destilado aproximadamente, incluyendo los 25 mL de la disolución indicadora de ácido bórico. Para finalizar se retiró el matraz colector y se tituló con disolución de ácido clorhídrico 0.1N hasta el vire del indicador de verde esmeralda a morado.

6.6.2 Clorofila a

Se llevó a cabo la determinación de Clorofila a, por el protocolo para la extracción de clorofila-a, b, c y carotenoides según Contreras-Espinosa (1994); y Aminot y Rey (2000). Se tomó una muestra de 500ml, en frascos de polietileno y se conservaron con hielo hasta el filtrado de la muestra. Una vez en el laboratorio, Se filtraron las muestras con membranas Millipore de 0.45 µm de abertura de poro. Posteriormente se retiró la membrana con ayuda de pinzas de punta delgada cuidando de no tocar la zona de concentración de pigmentos.

La membrana se incluyó en un tubo de ensayo con 10 ml de acetona al 90% para la extracción de clorofilas. Se homogenizó la muestra con un Vortex-T Genie 2 para desintegrar la membrana y se sonicó durante 5 minutos.

La muestra se almacenó en refrigeración a 4°C durante 24 horas, después se sonicó durante 5 minutos. La muestra extraída se colocó en tubos especiales y se centrifugó durante 15 min a 4000 rpm en un equipo marca Hermle Z Modelo 323 K. El sobrenadante se retiró con ayuda de una pipeta Pasteur y se colocó en una celda de cuarzo para su lectura en un espectrofotómetro marca Thermo Modelo Flash 2000. Se realizaron las lecturas a 750 nm de longitud de onda para realizar correcciones por turbidez y a 664, 647 y 630 nm longitudes a las que se detectan las máximas absorbancias de las clorofilas-a, b y c, respectivamente. Se realizó la lectura a 430 nm para cuantificar los carotenoides y poder obtener el Índice de pigmentos de Margalef (430 nm/664 nm).

6.6.3 Fósforo total (Pt)

La determinación de fósforo total se realizó de acuerdo a la NMX-AA-029-SCFI-2001 por el Método vanadomolibdofosfórico. Se preparó una curva de calibración en un intervalo de trabajo entre 1,0 mg/L y 20,0 mg/L. Se prepararon 5 puntos en los intervalos de 4,0 mg/L, 8 mg/L, 12 mg/L, 16 mg/L y 20,0mg/L en matraces volumétricos de 100 mL. Se tomaron alícuotas que contenían de 0,05 mg a 1,0 mg de fósforo, en un matraz volumétrico de 50 mL. Se añadieron 10 mL de la disolución reactivo vanado-molibdato y se diluyó hasta la marca con agua. Se midió la absorbancia, colocando la muestra en una celda de cuarzo y se realizaron las lecturas contra un blanco a una longitud de onda de 400 nm a 490 nm en un espectrofotómetro marca Thermo modelo Flash 2000.

6.7 Grado de Eutrofia

6.7.1 Índices de estado trófico (OCDE, 1982)

Se aplicó la metodología descrita por la OCDE (1982) que establece una secuencia de categorías tróficas cimentado en las concentraciones de Pt, Clorofila a, nitrógeno total (Nt) y transparencia medida con el disco de Secchi (Cuadro 7).

Cuadro 7. Valores límites de la OCDE para un sistema completo de clasificación trófica.

Grado de eutrofia	Clorofila (mg/m^3)	Prof. Secchi (m)	P (mg/m^3)
Ultraoligotróficos	< 1	> 12	< 4
Oligotrófico	1-2,5	12-6	4-10
Mesotrófico	2,5-7,9	6-3	10-35
Eutrófico	8-25	3-1,5	35-100
Hipertrófico	> 25	< 1,5	> 100

Modificado de OCDE (1982).

La clasificación del estado trófico normalmente se basa en el nutriente que representa una limitación. En la mayor parte de los casos, el factor limitante es el fósforo. No obstante, los factores señalados indican los tipos de variables que deben considerarse. Para conocer el nivel de eutrofización de un agua determinada se

suele medir el contenido de clorofila a de algas en la columna de agua y este valor se combina con otros parámetros (López et al., 2015).

6.7.1.1 Índice de Carlson o índice de estado trófico (IET)

Este índice se obtuvo con los valores de transparencia, la cual se obtuvo con el disco de Secchi (Ds). Esta transparencia determina el nivel de refracción de la luz a través de la turbidez. Además, se emplearon los valores de clorofila a (Clorf a) y fósforo total (Pt) (Correa et al., 2010). El índice de estado trófico propuesto por Carlson se obtuvo con las siguientes formulas:

$$IETDS = 10 \left(6 - \frac{\ln(DS)}{\ln(2)} \right) \quad (1)$$

$$IETCl. "a" = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln(Cl. "a")}{\ln(2)} \right) \quad (2)$$

$$IET Promedio = 10 \left(\frac{IETDS + IET Cl. "a"}{2} \right) \quad (3)$$

Dónde:

IETDS: Índice de estado trófico de Carlson disco Secchi.

IETCl. "a": Índice de estado trófico de Carlson clorofila "a".

IET Promedio: Índice de estado trófico de Carlson promedio.

Los valores adimensionales obtenidos al aplicar las formulas (1), (2) y (3) se compararon con los criterios de aplicación para obtener la categoría trófica IET (Cuadro 8):

Cuadro 8. Criterios de aplicación del IET.

Valor índice	Categoría trófica
< 30	Ultraoligotrófico
30 – 44	Oligotrófico
44 – 54	Mesotrófico
54 -74	Eutrófico
>74	Hipereutrófico

7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 Fuentes puntuales de contaminación (FPC)

Uno de los principales problemas de contaminación de los cuerpos de agua son las descargas de aguas residuales vertidas sin previo tratamiento, y/o tratadas de forma incompleta o inadecuada de acuerdo al tipo de compuestos descargados, con una baja eficiencia de remoción (Frías et al., 2009).

La identificación de FPC en el Lago de Catemaco, permitió ubicar cinco fuentes puntuales dentro del área de recorrido turístico con un punto de referencia al centro del Lago, las cuales impactan negativamente el ecosistema (Cuadro 9).

Cuadro 9. Criterio y origen de las fuentes puntuales de contaminación.

Fuente puntual de contaminación (FPC)	Criterio de clasificación como FPC	Origen de la FPC
1	Ubicada a 100m aprox. De la comunidad, en Playa la Virgen.	Descargas de aguas residuales domésticas.
2	Recolectada en "Espagoya", a 100m aprox. De un criadero de mojarra.	Granjas acuícolas.
3	Recolectada en "Playa azul", a 100m aprox. De las descargas de aguas residuales de un hotel.	Descargas de aguas residuales industriales.
4	Recolectada a 100m aprox. entre la "Jungla" y "Nanciyaga" la zona es fangosa.	Descargas de aguas residuales urbanas.
5	Recolectada en la "Isla de los changos" una zona de pesca de Tilapia, Tegogolo y Topote.	Granjas acuícolas.
Punto de referencia	Recolectada en la parte de en medio de la laguna, donde se encuentra la mayor profundidad de la laguna.	Vertimientos pluviales.

Se pudo observar que las FPC tienen origen de diferentes índoles como son descargas de aguas residuales domésticas, granjas acuícolas, descargas de aguas

residuales industriales, descargas de aguas residuales urbanas y vertimientos pluviales.

La contaminación con desechos domésticos y agrícolas es la fuente principal de nutrientes en muchas áreas y la causa más importante de eutrofización en ríos, lagos y embalses, con el consecuente manejo de estos cuerpos de agua. Causando graves problemas de desoxigenación en el fondo y acelerando el proceso de extinción de los lagos (Roldan, 2008).

7.2 Parámetros fisicoquímicos

La medición de los parámetros fisicoquímicos (Cuadro 8 y 9) en el punto de vertimiento de las FPC identificadas en el Lago de Catemaco, permiten determinar el estado actual del ecosistema e identificar las condiciones fisicoquímicas de la calidad del agua *in situ*.

Cuadro 7. Parámetros fisicoquímicos del agua en el Lago de Catemaco durante temporadas de norte.

FPC	Prof. m	pH	Trans cm	DO		UPS	Temp. °C
				%	mg ⁻¹ L		
1	3.5	10.89	60	12.7	0.97	0.04	26.70
2	2.5	10.78	80	62.6	4.82	0.06	27.07
3	4.0	11.10	50	50.4	3.84	0.04	26.49
4	5.5	9.48	50	29.7	2.31	0.05	25.98
5	4.0	9.96	60	25.3	1.93	0.05	26.29
Referencia	25.0	11.63	60	18.3	1.40	0.05	26.07

Cuadro 8. Parámetros fisicoquímicos del agua en el Lago de Catemaco durante la temporada de estiaje.

FPC	Prof. m	pH	Trans cm	DO %	UPS	Temp. °C
1	3.0	13.23	40	72.8	0.03	26.9
2	2.5	13.21	30	62.3	0.04	30.35
3	2.5	12.52	20	48.2	0.04	31.45
4	4.0	12.10	30	46.2	0.06	29.91
5	4.0	11.85	20	48.4	0.03	30.10
Referencia	22.0	13.11	50	52.2	0.03	30.60

7.2.1 Transparencia

El Lago de Catemaco en temporada de nortes, registro transparencias desde 0.5 m hasta 0.8 m. Sin embargo, en temporada de estiaje el lago de Catemaco presenta valores de 0.2 m hasta 0.5 m (Figura 4). De acuerdo con Torres- Orozco (1994), en lagos ubicados en la región de los Tuxtlas los valores más altos de visibilidad del disco de Secchi se registran en el mes de diciembre y los más bajos durante el verano, al igual que los valores obtenidos en este estudio, lo que sugiere que esta turbidez podría tener un origen biogénico.

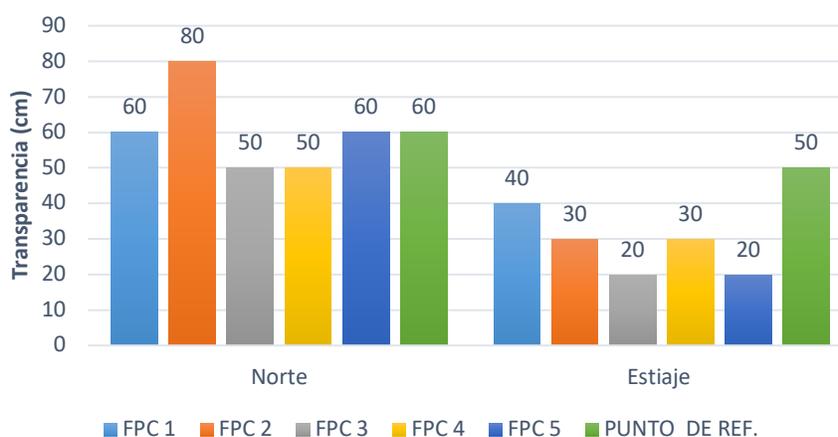


Figura 4. Variaciones de transparencia entre temporada de nortes y estiaje.

7.2.2 Salinidad y pH

El pH en las FPC del Lago fue alcalino (Figura 5), incluyendo el punto de referencia, con valores entre 9.48 y 13.23, presentándose los más altos en temporada de estiaje. La alcalinidad es debida a la presencia de nitratos, fosfatos, amonio, sulfuros, carbonatos, bicarbonatos, hidróxidos y en menor proporción por boratos, Silicatos y fosfatos (Ibarra, 2008) provenientes de los orígenes de las fuentes puntuales de contaminación. Hay una gran diversidad de compuestos orgánicos de efluentes domésticos e industriales, de efluentes acuícolas y agrícolas, presentes en el ambiente acuático causando la polución de éste y cambiando el pH de los cuerpos de agua (Espigares, 1985).

La concentración de sales minerales en las aguas dulces, tiene relación con los procesos de osmoregulación de los seres vivos. Estos presentan mecanismos de regulación de la presión osmótica. Lo cual les permite subsistir en medios de diferente concentración a la del medio interno (Chang, 2009).

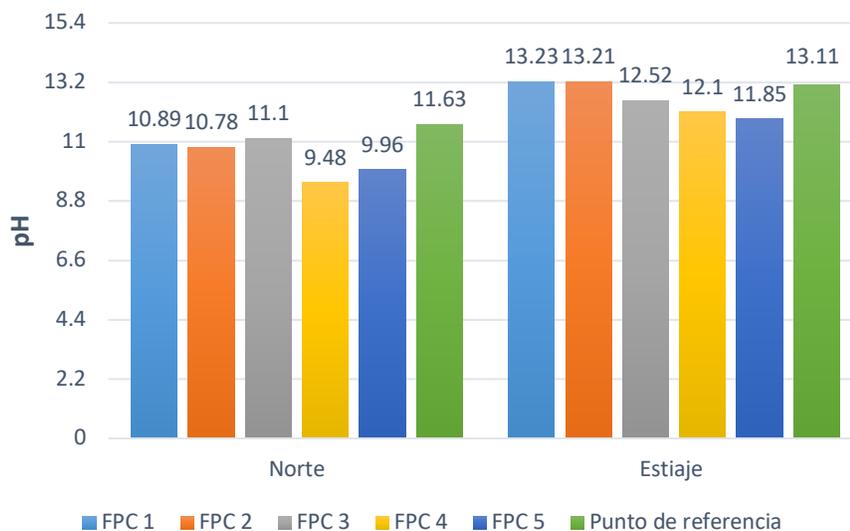


Figura 4. Variaciones de pH entre temporada de nortes y estiaje.

El pH presenta una variación diaria entre 7.5 a 9.5 en condiciones normales de cuerpos de agua semicerrados de alta producción primaria (Lanza et al., 2013). El

pH posee una estrecha interdependencia entre las comunidades vegetales, animales y el medio acuático. Con respecto a las comunidades animales, actúa directamente en los procesos de permeabilidad de la membrana celular de los organismos integrantes, interfiriendo en el transporte iónico intra y extracelular, así como también entre organismos en el medio.

7.2.3 Oxígeno disuelto (OD)

En este estudio se observó que los niveles de OD se encuentran por debajo de los niveles óptimos con valores entre 0.97 y 4.82 mg L⁻¹ como máximo, debido a la carga de materiales orgánicos de origen antropogénico; aguas negras de origen industrial y agropecuario (granjas acuícolas) que recibe el Lago de Catemaco, de las fuentes puntuales de contaminación (Figura 7). Los constituyentes convencionales, no convencionales y emergentes de las aguas residuales, al ser vertidos a los cuerpos de agua disminuyen la concentración de oxígeno disuelto, siendo los residuos orgánicos el principal factor que contribuye a estos cambios (Metcalf y Eddy, 2003).

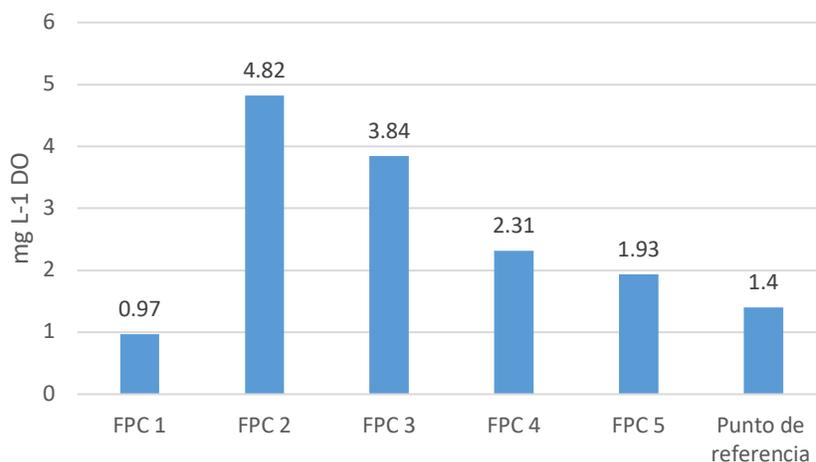


Figura 7. Oxígeno disuelto (mg/L DO) en la temporada de nortes.

Con relación a los valores obtenidos de oxígeno disuelto en el punto de referencia (zona de mayor profundidad de 25 m), Gavilán (1990) explica que pueden presentarse variaciones tanto verticales como horizontales y zonificaciones, relacionadas con los cambios ocasionados por la distribución de la luz, así en los ciclos diurnos. Las reorganizaciones verticales periódicas ocurren con características complejas, particularmente en ecosistemas acuáticos someros, los cuales no son pobremente entendidos. Arocena (1999), menciona que en los lagos el nivel de OD varía fundamentalmente con la profundidad. Por lo anterior, se observa que las cargas de contaminantes desequilibran las condiciones del Lago y lo conduce a una condición de aireación deficiente y deletérea para los organismos planctónicos y bentónicos del ecosistema (Botello, 2014).

El OD es el parámetro más importante de los factores abióticos, el cual es relacionado directamente con los procesos de producción-respiración del ámbito biótico y su ciclo diurno en cuerpos cerrados y semicerrados puede oscilar en condiciones normales entre la anaerobiosis y la aerobios (sobresaturación) (Botello, 2014). La cantidad de oxígeno que necesitan los distintos organismos que se encuentran en los cuerpos de agua varía, sin embargo; la diversidad de organismos es mayor a concentraciones de OD más altas. Las concentraciones de OD pueden variar de 0 a 15 mg L⁻¹. La concentración máxima de OD en el intervalo normal de temperatura de aproximadamente 9 mg/L, cuando la concentración baja de 4 mg⁻¹L el agua no es apta para desarrollar vida. Sin embargo, en México, la legislación establece en los criterios ecológicos de calidad de agua (CE-CCA-001-89) como límite mínimo 5 mg L⁻¹ para la protección de la vida acuática tanto en agua dulce como en agua marina (Sedue, 1989).

Moreta (2008), menciona que en los ecosistemas acuáticos, la baja solubilidad de oxígeno disuelto se presentan en distinta concentración en un volumen de agua; dependiendo de la fracción disponible se convierte en factor limitante. Por tanto, se puede asumir que el factor limitante del Lago de Catemaco es la baja disponibilidad de OD.

Cuadro 9. Rangos de concentración de oxígeno disuelto y consecuencias ecosistémicas frecuentes.

[OD] mg/L	Condición	Consecuencias
0	Anoxia	Muerte masiva de organismos aerobios
0-5	Hipoxia	Desaparición de organismos y especies sensibles
5-8	Buena	[OD] adecuadas para la vida de la gran mayoría de especies de peces y otros organismos acuáticos.
8-12	Aceptable	
>12	Sobresaturada	Sistemas en plena producción fotosintética.

7.2.4 Porcentaje de Saturación de OD

Cuando el porcentaje de saturación de oxígeno es del 100%, el agua tiene una saturación igual a la atmosférica y es usado como valor de referencia. El porcentaje de saturación del oxígeno disuelto de entre los 80% a 120% es excelente para algunas especies acuáticas y mientras mayor sea dicho porcentaje será mejor la vida del lago, (Boyd, 1990). Bajo condiciones naturales, los lagos deben estar entre 80-89% saturados de OD para considerarse como adecuado, con variaciones cíclicas diurnas (Riđanović et al., 2010).

De acuerdo con el porcentaje de saturación de OD en el Lago de Catemaco, este se encuentra en condiciones pobres (Boyd, 1990) a excepción de la FPC 2 con origen procedente a granjas acuícolas, el cual se encuentra con valores aceptables (Riđanović, Riđanović, Jurica, y Spasojević, 2010); los valores variaron entre 12.7 y 62.6 % OD durante la temporada de nortes. Para la temporada de estiaje los valores se encontraron entre 13.11 y 72.8 %OD como máximo (Figura 7), solo las FPC 1 y 2 cuyos orígenes corresponden a las descargas de aguas residuales domésticas y granjas acuícolas, respectivamente, se encontraron en condiciones aceptables de %DO mas no en condiciones adecuadas, las demás FPC y el punto de referencia se encontraron en condiciones pobres.

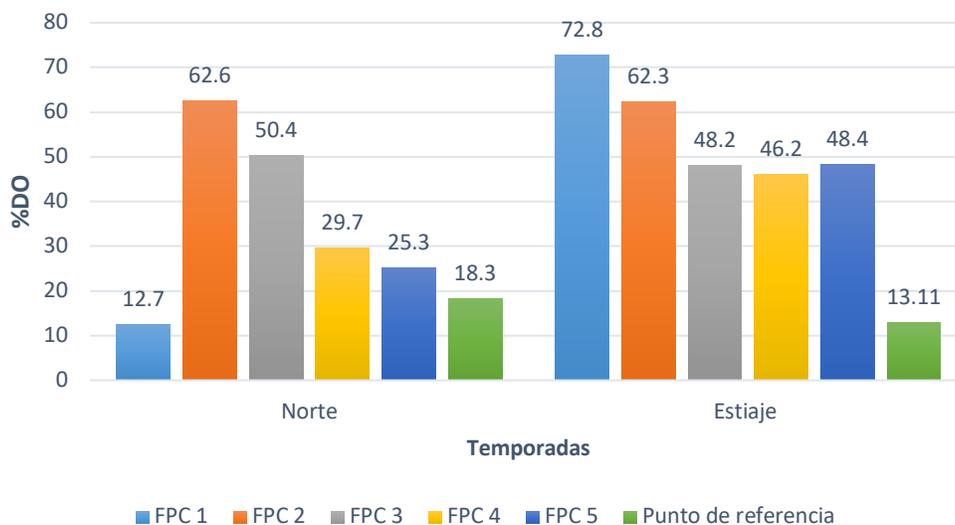


Figura 5. Variación de % DO entre temporada de nortes y estiaje.

Los resultados indican que durante la temporada de estiaje se presenta mayor porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, contrario a que, incrementos en la temperatura del agua llevan a la reducción del mismo (Bates et al., 2008), hasta alcanzar niveles críticos (Morrill et al., 2005) y alterar los patrones de mezcla y la capacidad de autodepuración del lago (Bates et al., 2008). Sin embargo, Torres-Orozco (1994) menciona que los lagos de la región de los Tuxtlas presentan amplias fluctuaciones espacio-temporales de OD que van desde la sobresaturación hasta la anoxia, durante casi todo el año.

7.2.5 Clorofila a

Para monitorear la biomasa de cianobacterias y algas, se analizaron los niveles de clorofila a (Figura 8 y 9). Los lagos oligotróficos presentan valores de clorofila a entre 1 y 10 $\mu\text{g}^{-1}\text{L}$, y los eutróficos una concentración igual o mayor a 300 $\mu\text{g}^{-1}\text{L}$. Los resultados obtenidos muestran que el Lago de Catemaco puede clasificarse como oligotrófico, tanto en agua superficial como a profundidad media. Esto, debido a que los valores obtenidos a ambas profundidades fueron menores a 1 $\mu\text{g}^{-1}\text{L}$. Se sabe que existe una estrecha relación entre la cantidad de los nutrientes y la concentración de clorofila a, que ha sido discutida en varias ocasiones (Verduin,

1956; Russell, 1970; Goldman, 1974; Berman y Pollinger, 1974; Vollenweider, 1969; Martens, 1982). En este sentido, se han planteado incógnitas en las cuales esta relación ha propiciado discusión sobre la supuesta limitación del fósforo o del nitrógeno; pero, como ha sido expuesto reiteradamente, no es tanto la concentración de cada uno de ellos sino su relación Nitrógeno–Fosforo la que controla las poblaciones fitoplanctónicas (Redfield, 1953; Redfield et al., 1963; Doremus et al., 1988; Rinaldi et al; 1992).

De acuerdo con Vazquez (2011), la transparencia del agua se relaciona con la productividad primaria generada por microalgas y cianobacterias, sin embargo; reportó que estos pueden incrementar su dominancia con el aumento del color pero no con el incremento de la concentración de nutrientes.

Con relación al factor limitante Moreta (2008) señala, que los nutrientes que influyen en el proceso de eutrofización son los fosfatos y los nitratos, siendo el fosfato el factor limitante en la mayoría de los lagos de agua dulce; y para la mayoría de las especies de plantas lo es el nitrógeno. Aunque en el estudio no se observó aumento en las concentraciones de fósforo o nitrógeno como factor limitante, algunos autores han sugerido no usar los términos lagos “limitados en fósforo” o “limitados en nitrógeno”. Sino que se debería entender que las “algas y no solamente los lagos están limitadas por un nutriente en particular” (Tilman et al., 1982; Reynolds 1997). Es decir, lo importante es la cantidad disponible de nutrientes, no la relación entre uno y otro (como relacionan al nitrógeno y al fósforo), pues las relaciones son consecuencia de la incorporación, no la causa (Reynolds, 2006).

Una de las técnicas más comunes para cuantificar, aunque indirectamente, la biomasa fitoplanctónica es la determinación de la clorofila a en el agua; la cual, además, está estrechamente asociada al proceso de la productividad primaria (Nixon, 1988). La presencia de clorofila en el agua es una respuesta casi inmediata a la variabilidad de los nutrimentos, lo cual propicia que su cuantificación y seguimiento sean indicadores confiables de las variaciones de la biomasa fitoplanctónica, que es la responsable directa de la salud del ecosistema (Kerekes, 1982; 1983). Sin embargo, tiempo después se estableció que la cantidad de clorofila

a no guardaba una relación tan estrecha o directa con el proceso de la producción primaria, como se suponía (Nixon, 1988). Las razones de lo anterior son múltiples, entre éstas destacan: la madurez o juventud de la comunidad fitoplanctónica, el estado fisiológico y la cantidad de feopigmentos o pigmentos accesorios (Margalef, 1974). Para entonces se estableció que formas fitoplanctónicas de escaso tamaño (menor a 20μ), conocidas como nanofitoplancton, desempeñan un papel importante en la presencia de biomasa fitoplanctónica en la columna de agua (Malone, 1971; McCarthy et al., 1974; Gilmartin y Revelante, 1978).

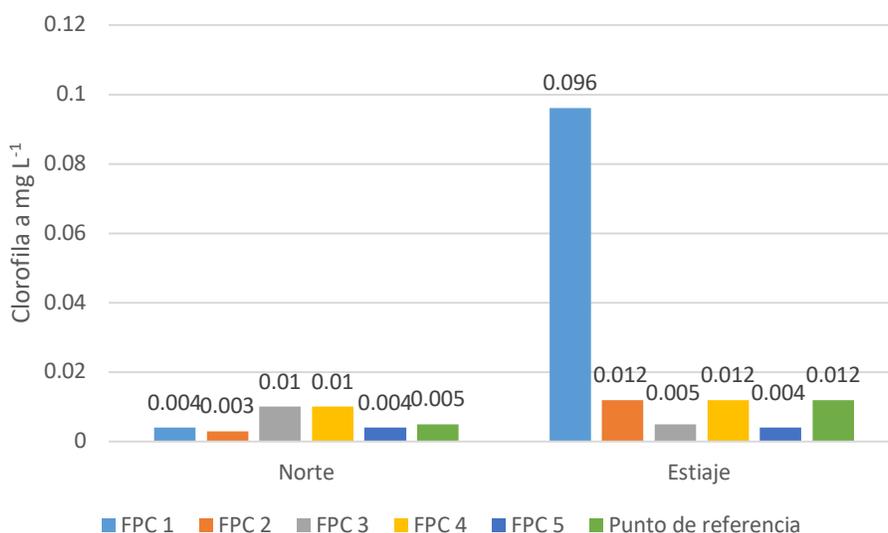


Figura 6. Concentraciones de clorofila a, a 15 cm de la superficie.

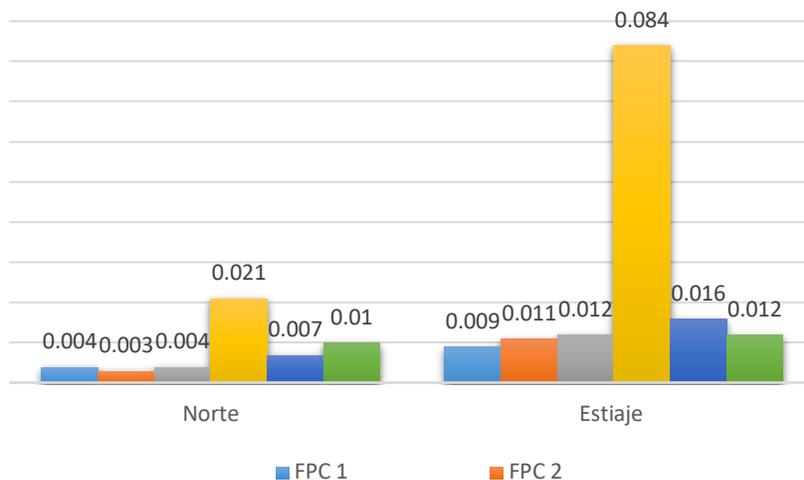


Figura 7. Concentraciones de clorofila a, a profundidad media.

7.2.6 Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) y Fósforo total (Pt)

El nitrógeno Kjeldahl (NTK) integra el nitrógeno amoniacal y orgánico, e indica el contenido proteínico del agua (Sardiñas y Perez, 2004), sin embargo; no se detectaron concentraciones de nitrógeno total en ninguna de las FPC. Arse (2005), señala que cuando hay luz adecuada para la realización de la fotosíntesis la concentración de nutrientes como fosfatos y nitratos es baja.

El fósforo elemental no se encuentra habitualmente en el medio natural, pero los ortofosfatos, pirofosfatos, metafosfatos, polifosfatos y fosfatos orgánicamente unidos sí se detectan en aguas naturales y residuales. El fósforo es considerado como un macronutriente esencial, siendo acumulado por una gran variedad de organismos vivos. Sin embargo, no se detectaron concentraciones disponibles en las fuentes puntuales de contaminación monitoreadas. De acuerdo con Vázquez (2004 y 2011), en algunos lagos de la región de los Tuxtlas durante los meses de marzo a mayo, correspondientes al estiaje, las concentraciones de nutrientes como el fosforo total disminuyen, por efecto de la descomposición de la materia orgánica por actividad microbiana. Por el contrario, en temporada de lluvias, los nitratos tienden a aumentar por la misma razón. El autor explica que en la temporada de nortes todos los nutrientes disminuyen junto con la temperatura ambiente, lo que provoca menor productividad en los sistemas acuáticos, lo cual se pudo comprobar en este estudio.

El Lago de Catemaco se encontró en estado eutrófico e hipereutrófico respecto al parámetro de transparencia (DS), con valores pobres de % DO en su mayoría y en condiciones de hipoxia respecto al OD, aun cuando no se encontraron valores disponibles de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo), y niveles de clorofila menores a $1 \mu\text{g}^{-1}\text{L}$. Por lo anterior, establecer una predictibilidad en el contenido de los nutrimentos en las lagunas ha resultado infructuoso debido a varias causas, entre las que sobresalen la dinámica en la circulación lagunar causada por el efecto de vientos y la poca profundidad que provoca una resuspensión casi constante. Además, de los procesos de regeneración originados por la actividad microbiana de los sedimentos, los flujos de agua provenientes de los ríos, e insumos anormales

provocados por las actividades humanas, entre otros (Colombo, 1977; Snedaker y Brown, 1982).

Respecto al grado de eutrofia y con base en los resultados expuestos, se detectan varios fenómenos relacionados con la capacidad trófica de algunas lagunas, que en general son consideradas como levemente eutróficas debido a la baja transparencia del agua, que no estaría dada por una alta concentración de algas, y nutrientes sino por altas cantidades de sólidos en suspensión que descargan en los cuerpos de aguas (Mee, 1977).

7.3 Grado de Eutrofia

7.3.1 Índices de estado trófico (OCDE y IET)

Para establecer el estado trófico de un embalse o lago se utilizan índices calculados con base en diferentes variables y parámetros. Una herramienta es el Índice de Estado Trófico (TSI) de Carlson (1977), que utiliza tres variables, entre ellas la profundidad de Secchi. Este índice permite calcular valores que varían entre 0 y 100, el primero es el extremo de baja productividad (estado oligotrófico) y, el segundo el de mayor productividad (estado trófico); con un valor ajustado de 50 (mesotrofia).

De acuerdo con Carlson (1977), el Índice de Estado Trófico (IET) determina que los valores entre 0.12m a 0.5m son característicos de un estado eutrófico. Se puede decir, de acuerdo a esta clasificación, que el Lago de Catemaco se encuentra en estado eutrófico durante la temporada de nortes (0.5 m -0.8 m) y estiaje (0.2 m – 0.5 m). La OCDE (1982), establece la categoría de eutrofia a valores mínimos de transparencia entre 0.7 y 1.5 m, mientras que el estado de hipereutrofia corresponde a menos de 0.7 m. Por lo tanto, para la clasificación de la OCDE (1982), el Lago de Catemaco se encuentra en un estado de eutrofia e hipereutrofia en la temporada de nortes, con transparencias desde 0.5 m hasta 0.8 m. Sin

embargo, en temporada de estiaje el lago de Catemaco presenta valores que corresponden al estado de hipereutrofia, con transparencia de 0.2 m hasta 0.5 m (Figura 5). De acuerdo con Torres- Orozco (1994), en lagos ubicados en la región de los Tuxtlas los valores más altos de visibilidad del disco de Secchi se registran en el mes de diciembre y los más bajos durante el verano, al igual que los valores obtenidos en este estudio, lo que sugiere que esta turbidez podría tener un origen biogénico.

Sierra (2011), menciona que un lago puede, en cierta época del año, presentar un estado oligotrófico y en otra, tender a la eutrofia. Lo mismo ocurre en las diferentes zonas que conforman los lagos. Un lago puede presentar condiciones oligotróficas en la parte central, mientras en el afluente principal puede presentar eutrofia.

7.4 Alternativas de biorremediación

Hacer uso de la biorremediación para mejorar la calidad del agua, suele tener ventajas y costos más bajos en cuanto a la tecnología a utilizar, provocando una menor intrusión en el sitio contaminado y en consecuencia, un daño ecológico menos significativo en el proceso de destrucción de los productos contaminantes (Martelo y Lara 2012). Si la biorremediación se aplica sin conocer los procesos microbianos involucrados, las vías metabólicas y químicas participantes podrían empeorar la condición ya existente, como es el caso de algunos productos químicos. De esta manera, la biorremediación es un procedimiento científicamente intensivo que debe adaptarse a las condiciones específicas del lugar para reducir al mínimo los efectos de las restricciones ambientales (Martelo, 2012; Rodríguez et al., 1996).

Todas las variables deben analizarse de manera individual, según la OCDE (1982), Carlson (1977; 1980) y Aizaki et al. (1981). De acuerdo con los valores obtenidos, los resultados de clorofila "a", clasifican al Lago de Catemaco como oligotrófico, con un valor máximo de $0.096\mu\text{g}^{-1}\text{L}$. Según el parámetro de transparencia, el Lago de Catemaco se ubica en un nivel trófico que va de eutrófico a hipereutrófico, de

acuerdo con los resultados obtenidos en temporada de nortes (0,50m) y estiaje (0,20m).

Se recomienda como alternativa de biorremediación para el Lago de Catemaco, la fitorremediación (uso de sistemas basados en plantas verdes). Específicamente, con macrófitas flotantes. Empleadas como herramienta de depuración para sistemas de tratamientos de aguas residuales o aguas dulces contaminadas (Martelo, 2012; Rodríguez et al., 1996). Estas plantas son adecuadas para tratar una amplia variedad de contaminantes superficiales siendo eficientes en la remediación de aguas con altos contenidos de nutrientes, materia orgánica, bacterias patógenas y sustancias tóxicas (Metwaly, 1999). Las macrófitas flotantes propuestas son el Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), la lechuga de agua (*Pistia stratiotes*), la salvinia (*Salvinia sp.*), la redondita de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*) y algunas especies de lentejas de agua (*Lemna Sp.*, *Spirodella Sp.*) Expuestas por Brix et al., (1989) y Fernández (2001).

De acuerdo a Gómez (2017), el uso del Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), ha sido empleada en sistemas de tratamiento, y en ejercicios investigativos a escala real y laboratorio, siendo la macrófita de mayor interés por sus características. Esta especie, alcanza reducciones de DBO_5 en el orden de 95 %, y hasta 90,2 % para la DQO (Gómez, 2017). En el caso de los sólidos suspendidos se registran disminuciones con valores que se encuentran en el rango de 21 % y 91 %. En cuanto al fósforo total y nitrógeno total, se alcanzan máximas remociones de 91,7% y 98,5% respectivamente; siendo este último, el contaminante de mayor remoción. Los metales también han sido objeto de remoción, encontrándose porcentajes que van de 85 % hasta 95 %, para metales como: hierro, cobre, zinc, cadmio y cromo.

Por lo anterior, se propone para el Lago de Catemaco un diseño en función del sistema de humedales. Donde la macrófita Jacinto de agua (*Eicchornia crassipes*) se desarrollen naturalmente (Saavedra y Castillo, 2017). De acuerdo a Quispe et al, (2017), se recomienda realizar una previa adaptación del Jacinto de agua en tinajas con el agua del lago para que estas puedan crecer de un tamaño favorable en un periodo de dos semanas con dos recambios de agua por semana. Esto, con la

finalidad de incorporarse como sistema flotante en el lago. El diseño de los sistemas de tratamientos flotantes, se debe realizar con tubos PVC de 2 pulgadas, mallas metálicas y mallas de tela, entre otros; cortando los tubos para que al armar y unir estos tubos con pegamento, estos sistemas llegan a medir 3 m de longitud y 0.60 m de ancho. Teniendo un área de cada sistema flotante de 1.8 m^2 con la especie *Eichhornia Crassipes*. Posteriormente, cortar tubos para formar un tubo de 3 m de longitud y a los extremos dos colas de tuberías de 0.25 cm, con la finalidad de que los tubos colocados en cada extremo sean cortados en sus orificios de salida, uniéndolos así con mayor facilidad al sistema. Esta estructura servirá como el soporte de la malla metálica, a su vez las mallas servirán para evitar que las aves del lago puedan maltratar las plantas. Finalmente se colocan las mallas de tela por debajo del sistema, las cuales son sujetados al sistema para que los peces no puedan comerse las raíces (Quispe, 2017).

8 CONCLUSIONES

El Lago de Catemaco, está sujeto a presiones naturales debido a las condiciones climáticas prevalecientes de la zona, las cuales incluyen huracanes, frentes fríos y abundantes lluvias que modifican la calidad del agua, y en algunos casos aumentan el factor de dilución (Torres- Orozco, 1994). Aunado al efecto de las FPC y actividades antrópicas de la región de los Tuxtlas como: agricultura, ganadería, acuacultura, la industria y el urbanismo.

Los resultados de calidad del agua del Lago de Catemaco muestran que los nutrientes inorgánicos nitrógeno y fósforo, no se encontraron disponibles en la temporada de nortes y estiaje. Sin embargo, se considera un cuerpo de agua eutrófico, con altos niveles de nutrientes, de productividad primaria y de contaminación.

A pesar de que no se encontró disponibilidad de nitrógeno y fósforo, fue posible identificar al oxígeno disuelto como factor limitante.

Las consecuencias de la eutrofización van desde la desaparición de especies de peces para consumo humano y la presencia de cantidades excesivas de bacterias y virus, hasta la dominancia de especies productoras de toxinas que afectan negativamente la salud humana.

El Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), es la macrófita recomendada en la fitorremediación del Lago de Catemaco, Ver., debido a sus características biológicas y altos porcentajes de remoción de contaminantes.

9 ANEXOS

Lecturas en el espectrofotómetro para determinar clorofila en las diferentes fuentes puntuales de contaminación (FPC).

FPC	Longitud de onda							
	750nm		664nm		647nm		630nm	
	Superficie	Fondo	Superficie	Fondo	Superficie	Fondo	Superficie	Fondo
FPC 1	-0.003	0.002	0.051	0.053	0.014	0.015	0.004	0.007
FPC 2	0.003	0.000	0.040	0.040	0.015	0.011	0.009	0.004
FPC 3	0.002	-0.003	0.109	0.049	0.030	0.011	0.021	0.004
FPC 4	-0.002	0.005	0.108	0.237	0.028	0.093	0.017	0.062
FPC 5	0.001	0.002	0.051	0.077	0.015	0.023	0.008	0.013
FPC 6	0.003	0.002	0.063	0.110	0.018	0.029	0.011	0.016

Lecturas en el espectrofotómetro para determinar clorofila en las diferentes fuentes puntuales de contaminación (FPC).

FPC	Longitud de onda							
	750nm		664nm		647nm		630nm	
	Superficie	Fondo	Superficie	Fondo	Superficie	Fondo	Superficie	Fondo
FPC 1	0.001	0.001	0.98	0.100	0.029	0.030	0.021	0.235
FPC 2	-0.002	0.001	0.135	0.120	0.034	0.034	0.024	0.322
FPC 3	0.00	0.001	0.062	0.128	0.017	0.036	0.013	0.125
FPC 4	0.001	0.031	0.131	0.927	0.043	0.339	0.029	0.265
FPC 5	0.001	0.002	0.048	0.181	0.016	0.053	0.012	0.095
FPC 6	0.001	0.001	0.135	0.157	0.040	0.046	0.027	0.305

10 LITERATURA CITADA

- Abreu, S., Carrasquero, E., Gutiérrez, E., López, F. (2002). Distribución de la Concentración de Clorofila en la Laguna Facultativa de una Planta de Tratamiento de aguas residuales. Universidad del Zulia, Facultad de Ingeniería Química.
- Adams, R. y A. Rodríguez. (1997). Evaluación comparativa de productos para la biorremediación de sitios impactados por hidrocarburos de petróleo en el trópico húmedo. IV Congreso Interamericano sobre el Medio Ambiente. RICA/Univ. Simón Bolívar. Caracas, Venezuela. 11-13 Dic.
- Adams, R.H., O. Castillo, J. Zavala y D. Palma. (1999). Recuperación con mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) de áreas impactadas por hidrocarburos y su manejo como agrosilvo-ecosistema en la zona costera de Huimanguillo y Cárdenas, Tabasco. Reporte final de proyecto relativo al uso sustentable y conocimiento de recursos biológicos de la zona Maya de México. CONABIO/Fundación MacArthur.
- Adams Schroeder, Randy H., Domínguez Rodríguez, Verónica I., García Hernández, Leonardo., (1999). Potencial de la biorremediación de suelo y agua impactados por petróleo en el trópico mexicano. Terra Latinoamericana. Aguas residuales. (s/f). Recuperado el 11 de febrero de 2016, de Universidad de Salamanca, Centro de investigación y desarrollo tecnológico del agua (CIDTA): <http://cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/residuales.pdf>
- Aizaki, M. Otsuki, O. Fukushima, M. Hosomi, M. and Muraoka. (1981). Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 21:675-681.
- CARLSON, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361- 369.
- Arboleda O. D. (2005). Calidad del agua y mantenimiento de acuarios. *Revista Electrónica de Veterinaria Redvet.* Vol 6 No. 8. 11 pag. Disponible en: www.veterinaria.org/revistas/redvet/n080505.html

- Arboleda O. D. (2006). Limnología aplicada a la acuicultura. REDVET. Revista Electrónica de Veterinaria [en línea], VII (Noviembre-Sin mes). Disponible en: <http://www1.redalyc.org/articulo.oa?id=63612653022> ISSN
- Arocena, R. y D. Conde. (1999). Métodos en Ecología de Aguas Continentales, con Ejemplos de Limnología en Uruguay. DIRAC/FC/UDELAR, Montevideo. 233 pp.
- Barrera E., G., Arrera, G.E., S.F. Sobrino, X.G. Guzmán. F. G. Hernández, F.V. Saavedra E I.CH. Wong. (1994). Evaluación de la calidad sanitaria de la zona costera de Veracruz: lagunas de Pueblo Viejo, Tamiahua y Tampamachoco.
- Bechtel, T. J. y B. J. Copeland. (1970). Contribution in Marine Science, Fish species diversity indices as indicators of pollution in Galveston Bay. Inst. Mar. Sci., Univ. Texas. 103-132. 15:
- Bellinger, E. G. (1979) "The Response of algal populations to changes in lake water quality", en James, A. y M. Evinson (comps.), Biological Indicators of water Quality, Chiap. 9, EUA.
- Bolaños, S. J. Casas, and N. Aguirre. Análisis comparativo de la remoción de un sustrato orgánico por las macrófitas pistia stratiotes y egeria densa en un sistema batch. Gestión y Ambiente, 11(2):39–48, 2008.
- Botello, A.V., J. Rendón von Osten, J. A. Benítez y G. Gold-Boucht. (2014). Eds., Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV- Unidad Mérida. Bourget, France. *Ecol. Model.* 2011. 221: 1440-1450.
- Boyd, C. E. (1990). Water Quality in Ponds for Aquaculture. Agricultura Experimentstation, Auburn University, Alabama 36849, USA. 482 p
- Brix, H., (1997), "Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?" Water Science and technology, vol. 35, pp11-18.
- Brock, T.D., M.T. Madigan, J.M. Martinko y J. Parker. (1994). Biology of microorganisms, 7th ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, Nueva Jersey.

- Bryhna, A. C.; Girel, C.; Paolinib, P.; Jacquet, S. Predicting future effects from nutrient abatement and climate change on phosphorus concentrations in Lake.
- Calazans, M., Ovruski, B., De Souza, H., Konig, A. (1997). Utilização dos índices do estado trófico (IET) e de qualidade da água (IQA) na caracterização limnológica e sanitária das Lagoas de Bonfim, Extremóz e Jiqui (RN) - Análise preliminar. En <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/ abes97/trofico.pdf> (febrero 25 de 2014).
- Cárdenas, C., Sánchez O. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública.
- Cárdenas, F. M. (1967). In: Lagunas Costeras, un Simposio. Pesquerías en las lagunas litorales de México. Mem. Simp. Inter. Lagunas Costeras UNAM-UNESCO. 1969. 645-652. Nov. 28-30.
- Caríssimo, María Sol Ecosistemas acuáticos / María Sol Caríssimo; Patricia V. Del Cero; Paula Mariela Silva. (2013). 1a ed. - Buenos Aires: Ministerio de Educación de la Nación.
- Castellanos R., J. Z. (1981). La contaminación del agua por nitratos provenientes de la agricultura CIAN-INIA-SARH Seminarios Técnicos. Comarca Lagunera. 6(9): 139-158.
- Chien-Jung, T. et al. (2009). "Development of river biofilms on artificial substrates and their potential for biomonitoring water quality", en *Chemosphere* 76:1288-1295.
- Ciencias con lo mejor de Vernier. Oxígeno disuelto.pdf. Disponible en: http://www2.vernier.com/sample_labs/CMV-41-oxigeno_disuelto.pdf
- Cloern J. E. (2010). The Encyclopedia of Earth; Eutrophication (Eutrofización).
- Cole, G. (1988). Manual de Limnología. Editorial Hemisferio Sur. 12: 259 – 285.
- Colombo, R. L. P. (1977). The constline In: R. S. K. Bames (Ed.) Lagoons. Wiley Interscience. New York. 63-81
- Colt, J.E. and Armstrong, D.A. (1981). Nitrogen toxicity to crustaceans, fish and molluscs. Proceedings of the Bio-Engineering Symposium for Fish Culture. Fish Culture Section of the American Fisheries Society (FCS Publ. 1): 34-47.

- CONABIO. (1998). Regiones prioritarias marinas de México. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/marinas.html>
- CONAPESCA, (2009). Servicio de información y estadística agroalimentaria y pesquera con datos de la comisión nacional de acuacultura y pesca. México.
- Contreras Espinosa, F. y O. Castañeda L. (1995). Los ecosistemas costeros del estado de Veracruz, Gobierno del Estado de Veracruz/SEDAP, 176 pp.
- Cordero, R. D.; Ruiz, J. E.; Vargas, E. F. (2005). Determinación espacio-temporal de la concentración de fósforo en el lago de Tota. Rev. Col. de Química. 34(2): 211-218.
- Correa, G., Cunha, H. (2010). Avaliacao do grau de eutrofizacao de dos igarapés urbanos de Manaus- AM. In Anais da XIX jornada de iniciacao cientifica do INPA_ PIBIC/CNPq - PAIC/FAPEAM (p. 4). En: <http://pibic.inpa.gov.br/clima.html> (julio 5 de 2014).
- Gómez Jakobsen F. J. (2015). Tesis doctoral, evaluación del estado de eutrofización del mar Alborán mediante el empleo combinado de imágenes de satélite y de muestreos in situ. Universidad de Málaga.
- Gómez Rosero T. G., (2017) Biorremediación de lagos tropicales eutrofizados: estudio del lago San Pablo, Ecuador.
- González J., Beascochea E., Muñoz J., Curt M., (2004), "Manual de Fitodepuración, Filtro de macrófitas en flotación", Proyecto Life, Ayuntamiento de Lorca, Universidad Politécnica de Madrid, Lorca-España, pp 61-79.
- DeBusk T., Reddy R. y D'Angelo E., (1989), "Oxygen transport through aquatic macrophytes: The role in wastewater treatment", Journal of Environmental Quality, vol 19, pp 261-267.
- Delgadillo O., Camacho A., Pérez L., Andrade M., (2010), "Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales", Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro AGUA), Universidad Mayor de San Simón, Cochabamba, Bolivia.

- Dolbeth M., Pardal M.A., Lilleblo A.I., Azeiteiro U. y Marques J.C. (2003). Short- and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Marine Biology*. 10- 1007: 1133-1135.
- Duarte C.M., Conley D., Carstensen J., Sánchez-Camacho M. (2009b). Return to Neverland: Shifting Baselines Affect Eutrophication Restoration Targets. *Estuaries and Coasts* 32, 29-36.
- Eberly, W.R. (1975). The use of oxygen deficit measurements as an index of eutrophication in temperate dimictic lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19: 439-441.
- EEA (1999). Nutrients in European ecosystems. Environmental assessment report no. 4. Copenhagen: European Environmental Agency.
- EEA (2001). Eutrophication in Europe's coastal waters. Topic report no. 7. Copenhagen: European Environmental Agency.
- Ellis J., Shutes R., Revitt D., y Zhang T., (1994), "Use of macrophytes for pollution treatment in urban wetlands", *Resources, conservation and recycling*, vol 11, pp 1-12, 223.
- Espigares García, M. y Pérez López, JA., (1985), Aspectos sanitarios del estudio de las aguas. Universidad de Granada.
- Espinal Carreón, Tania, Sedeño Díaz, Jacinto Elías, y López López, Eugenia. (2013). Evaluación de la calidad del agua en la Laguna de Yuriria, Guanajuato, México, mediante técnicas multivariadas: un análisis de valoración para dos épocas 2005, 2009-2010. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 29(3), 147-163.
- Fernández-Crehuet Navajas (1999). Contaminación química del agua en Estudio Sanitario del Agua. Universidad de Granada.
- Fernández J., (2001), "Filtro autoflotante de macrófitas para la depuración de aguas residuales", *El agua, un bien para todos: conservación, recuperación y usos: 6ª Jornadas Ambientales*, ISBN 84-7800-855-1, pp 171-180.

- Fontúrbel Rada, Francisco, Indicadores fisicoquímicos y biológicos del proceso de eutrofización del lago Titikaka (Bolivia). *Ecología Aplicada* [en línea] 2005, 4 (diciembre): [Fecha de consulta: 15 de junio de 2018] Disponible en: <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=34100218>> ISSN 1726-2216.
- Frías, E. M. G., Osuna, V. Bañuelos, L. G. López, R.M. Muy, F. Izaguirre, C.W. Rubio, G.P. Meza, y D. Voltonia. (2009). Cadmium, cooper, lead and zinc contents of the mangrove oyster, *Cassostrea corteziensis*, of seven coastal lagoons of NW Mexico. *Bull. Environmental Contamination Toxicology*, 83: 595-599.
- Frías E. y Páez O. Toxicidad de los Compuestos del Nitrógeno en Camarones. *Camaronicultura y Medio Ambiente*.
- Gamarra Y., Forero S., Quintero O., Rueda F., Aguilar F., (2006), "Evaluación de un modelo piloto integrado para postratamiento del efluente del RAP utilizando *Spirodela* sp", *Revista Colombiana de Biotecnología* vol VIII, pp 5-15.
- García J., Rousse D., Morato J., Lesage E., Matamoros V., Y Bayona J., (2010), "Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review", *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol 40, pp 561–661, doi: 10.1080/10643380802471076
- García Z., (2012), "Comparación y Evaluación de tres plantas acuáticas para determinar la eficiencia de remoción de nutrientes en el tratamiento de aguas residuales domésticas", Tesis Ing. Sanitario, Universidad Nacional de Ingeniería, Lima-Perú.
- Gavilán, R. D. (1990). Flutuações nictemerais dos fatores ecológicos na represa de Barra Bonita, Médio, Tietê-SP. São Carlos. 157 p. (Dissertação de Mestrado) Universidade Federal de São Carlos.
- Goldman L., Gersberg R., Elkins B., (1986), "Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands", *Water Research*, vol 20, pp 363-368.
- Hastie T.J., Tibshirani R.J. (1990). *Generalized Additive Models*. Chapman y Hall/CRC. New York. 352 pp. Hastie T.J. (1991). *Generalized additive models*. Chapter 7 of *Statistical Models in S*. eds J. M. Chambers and T. J. Hastie, Wadsworth y Brooks/Cole Advanced Books y Software, 249–307.

- Headley T. R. and Tanner C. C. (2008). Floating treatment wetlands: an innovative option for stormwater quality applications.
- Jiménez Cisneros, B. (2001). La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada, Editorial Limusa y Colegio de Ingenieros Ambientales, México.
- John J. Ramírez-R. Rois González-B. Establecimiento del nutriente limitante con base en los cambios de la estructura del ensamblaje fitoplanctónico en un embalse tropical colombiano. Establishment of limiting nutrient based on the changes of phytoplankton assemblage structure in a tropical Colombian reservoir. Instituto de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Antioquia, Apartado 1226, Medellín, Colombia.
- Klein, G.; Perera, P. (2002). Eutrophication and Health. World Health Organization Regional Office for Europe; European Commission. Luxembourg, p. 15.
- Korol, S.E. (2007). Biorrecuperacion de ecosistemas acuaticos contaminados .una mision imposible. Revista Argentina de Microbiologia 39: 75-76. ISSN 0325-757451.
- Kwong Ch., Elsa., Salas R., Nohelia M., Gutiérrez Edixón y López, Franklin. (2004). Distribución del oxígeno disuelto, pH y temperatura, de la laguna facultativa de la planta Maracaibo sur.
- Lahora Cano, A., (2004), “Los humedales artificiales como tratamiento terciario de bajo coste en la depuración de aguas residuales urbanas”, revisado el 09 de abril de 2017, obtenido de http://eflus.com/index.php?option=com_docman&task=doc_view&gid=153&Itemid=109
- Lara, D., Contreras, E., Castañeda-López., Barba-Macías., Pérez-Hernández. (2011). Lagunas costeras y estuarios.
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodriguez, C. M. y Sánchez Delgado, A. R. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). Revista Ciência Agronômica, 44(3): 419-425.
- Ledesma, J.L., L. Arroyo y J.L. Hernandez. (1994). Toxicología ambiental, análisis de la contaminación ambiental por derrames de hidrocarburos en el estado

- de Tabasco y su biorremediación por medio de tecnología de punta. Reporte no publicado. Instituto Tecnológico de Minatitlán. Minatitlán, Veracruz.
- Lermontov A., Yokoyama L., Lermontov M., y Soares Machado M. A. (2011). A Fuzzy Water Quality Index for Watershed Quality Analysis and Management. En *Environmental Management in Practice* (E. Broniewicz, Ed.). ISBN: 978-953-307-358-3.
- Lewis Jr. W. (2000). Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes y Reservoir Research and Management* 5: 35-48.
- Lewis Jr. W. (2002). Causes for the high frequency of Nitrogen limitation in tropical lakes. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 28: 210-213.
- López M., Ramos G., Figueroa G., Flores A. y T. Owen. (2010). Efecto de agua tratada sobre la biomasa del perifiton de dos sitios del área lacustre de Xochimilco utilizando un microcosmos artificial. *Sociedades rurales, producción y medio ambiente*. Vol.10 núm 1.
- López Martínez M.L., Madroñero Palacios S. M. (2015). Estado trófico de un lago tropical de alta montaña: caso laguna de La Cocha. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25 (2), pp. 21-42, DOI: <http://dx.doi.org/10.18359/rcin.1430>.
- Luévano, J., (2016), "Propuesta metodológica para reducir la concentración de nutrientes (PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^-) en bioensayos a la interperie con *Spirodela Polyrhiza*", Tesis Maestro en Tecnología avanzada, Instituto Politécnico Nacional, Altamira.México.
- Mack Jeremy (2012). *Lake Scientist; Eutrophication*.
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Ediciones Omega, S.A., Barcelona 1010p.
- Margalef, R. (1991). *Ecología*. Ed. Omega. España, 951 pp.
- Martelo J. y Lara B. (2012), "Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales; una revisión del estado del arte", *Ingeniería y Ciencia*, ing. cienc. ISSN 1794–9165, vol 8, pp. 221-243.
- Martino, P. (1989). Curso básico sobre eutrofización. En: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/scan/020465.pdf>

- Medina M. y Cano R. (2001). Contaminación por nitratos en agua, suelo y cultivos en la comarca lagunera. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas* 2(1):9-14.
- Metwaly, H., (1999) "A study of groundwater contamination and bioremediation treatment using natural soil and vegetation", Tesis doctorar de Filosofía, Facultad de Ciencies Universidad de Glasglow, pp 27-28. <http://theses.gla.ac.uk/2851/>
- Miranda, F. y E. Hernández-X., (1963). Bol. Soc. Bot. Méx, Los tipos de vegetación de México y su clasificación. 29-179. 28:
- Montaño, M. (2015). Biorremediación de suelos y aguas. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 31(2), 211-212. Recuperado en 28 de enero de 2017
- Moreno, D., Quintero, J., y López, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia.
- Moreno Ortero, H. (2016). Estudio sobre la definición d ealgunos términos geográficos. Sociedad Geográfica de Colombia. Numeros 2 y 3, volumen 9.
- Moreta Pozo J.C. (2008) La eutrofización de los lagos y sus consecuencias. Ibarra
- Muñoz A, Guillen G. (2015). Biorremediación: fundamentos y aspectos Sistema de biorremediación para la regeneración de suelos hidromorfico del estero Chicharrón y Río Cucaracha de la comuna Montañita, Provincia de Santa Elena. [Tesis Biólogo] Guayaquil: Escuela Superior Politécnica del Litoral.
- Myrbo A. y Ito E. (2003).Eutrophication and remediation in context: High-resolution study of the past 200 years in the sedimentary record of Lake McCarrons (Roseville, Minnesota). USGS-WRRI 104B National Grants Competition and the Center for Agricultural Impacts on Water Quality, Minnesota. : 5.
- Nahlik A., y Mitsch W., (2006), "Tropical treatment wetlands dominated by freefloating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica", *Ecological Engineering*, vol 28, pp 246-257.
- Nahlik A. and Mitsch, W. (2006). Tropical treatment wetlands dominated by freefloating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica. *Ecological Engineering*, 28(3):246–257.

- Naumann E. (1919). Nagra synpunkter angående limnoplanktons okologi Med sarskild hansyn till fytoplankton. Svensk Bot Tidskr 13, 129-63.
- Nebel, B., y Wright, R. (1999). Ecología y Desarrollo Sostenible: Ciencias Ambientales (Sexta edición ed.). Prentice Hall.
- Niederlehner, B.R. and Cairns, J. (1990). Effects of ammonia on periphitic communities. Environmental Pollution, 66: 207-221.
- Novotny V., y Harvey Olem H., (1994), "Water quality: prevention, identification, and management of diffuse pollution", New York: Van Nostrand Reinhold, pp 1000-1050
- Nixon S.W. (2009). Eutrophication and the macroscope. Hydrobiologia 629, 5-19.
- NMX-AA-026-SCFI-2010 Análisis de agua - medición de nitrógeno total kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba - (cancela a la NMX-AA-026-SCFI-2001).
- NMX-AA-029-SCFI-2001 Análisis de aguas - determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba (CANCELA A LA NMX-AA-029-1981).
- Nyenje, P. M.; Foppen, J. W.; Uhlenbrook, S.; Kulabako, R.; Muwanga A. (2010). Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa - A review. Sci. of the total Environ. 408(3): 447-455.
- Paracuellos M., (2003), "Ecología, manejo y conservación de los humedales", Editores Instituto de Estudios Almerienses, España, ISBN: 84-8108-276-7, p 99-112.
- Parámetros físico químicos: ph. (2002). Disponible en: <https://www.uprm.edu/biology/profs/massol/manual/p2-ph.pdf>
- Peltzer, P.; Lajmanovich, R. C.; Sanchez-Hernández, J. C.; Cabagna, M. C.; Attademo, A. M.; Basso, A. (2008). Effects of agricultural pond eutrophication on survival and health status of *Sunos nasicus* tadpoles. *Ecotoxicol. Environ. Safety*. 70: 185-197.
- Peterson S. y Teal J., (1996), "The role of plants in ecologically engineered wastewater treatment systems", Ecological Engineering, vol 6, pp 137-148, 223, 226, 238.

- Pierce, R.H. and Weeks, J.M. (1993). Nitrate toxicity to five species of marine fish. *Journal of the World Aquaculture Society*, 24: 105-107.
- Plan veracruzano de desarrollo (2011). Estudios regionales para la planeación. Disponible en; <http://www.veracruz.gob.mx/wp-content/uploads/sites/2/2012/01/tf07-er-07-tuxtlas-reg.pdf>
- Quispe B., Arias C., Martínez S., Cruz H. (2017). Eficiencia de la especie macrófita *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) para la remoción de parámetros fisicoquímicos, metal pesado (Pb) y la evaluación de su crecimiento en función al tiempo y adopción al medio en una laguna experimental. *Revista de Investigación Ciencia*, Volumen 3 - Número 1.
- Ramírez-R. Instituto de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Antioquia, Apartado 1226, Medellín, Colombia
- Ramon, G. y Moya, G. (1985). Distribución estacional de *Planctonema lauterbornii* Schmidle (Ulotrichaceae) en dos embalses de aguas mineralizadas (Cúber y Gorg Blau, Mallorca). *Limnetica*, 1: en prensa.
- Randall, D.J. and Wright, P.A. (1987). Ammonia distribution and excretion in fish. *Fish Physiology and Biochemistry*, 3: 107-120.
- Rodríguez C., Díaz M., Guerra L., and Hernández J., (1996), Acción depuradora de algunas plantas acuáticas sobre las aguas residuales, pp 1-5, 227, 235.
- Ryding, S. and Rast, W. (Eds.). (1992). El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Ediciones Pirámide, Madrid y UNESCO, París. 375 pp.
- Saavedra B. y Castillo P. (2017). Aplicación de macrófitas en flotación como ayuda en el tratamiento de aguas residuales en la laguna Udep.
- Sandoval M., Celis J. y Junod J., (2005), "Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas", *Theoria*, vol 14, pp 224, 227, 236, 237.
- Sardiñas Peña, Olivia, y Pérez Cabrera, Adisbel. (2004). Determinación de nitrógeno amoniacal y total en aguas de consumo y residuales por el método del fenato. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 42(2) Recuperado en 09 de marzo de 2019.

- Sechi, N. y Cossu, A. (1979). Prime valutazioni sui livelli trofici di alcuni bacini artificiali della Sardegna. Mem. 1st. Ital. Idrobiol., 37: 259-276.
- Stewart, K.M. (1976). Oxygen deficits, clarity and eutrophication in some Madison Lakes. Int. Revue ges. Hydrobiol., 61: 563-579.
- Sierra, C. (2011). Calidad del agua. Evaluación y diagnóstico. Medellín: Universidad de Medellín.
- Smith R.L. y Smith T.M. (2001). Ecología. 4ª edición. Addison Wesley, Madrid.
- Soto, M. y L. Gamma. (1997). Climas. En: *Historia natural de Los Tuxtlas*. Dirzo R. y R. C. Voght (eds.), UNAM, México. Pp. 7-23.
- Steele J.H. (1974). The structure of marine ecosystems. Cambridge: Harvard University Press.
- Tanner C. C and Headley T. R. (2011). Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. *Ecological Engineering*, 37(3):474–486.
- Thienemann A. (1918). Untersuchungen über die Beziehung zwischen dem Sauerstoffgehalt des Wassers und der Zusammensetzung der Fauna in norddeutschen Seen. *Archiv für Hydrobiologie (Supplementband)* 12, 1-65.
- Torres-Orozco, R. B., C. Jiménez-Sierra y A. Pérez-Rojas. (1996). Some limnological features of three lakes from Mexican neotropics. *Hydrobiologia* 341:91-99.
- Torres-Orozco, R. B., C. Jiménez Sierra y J. L. Buen Abad. (1994). Caracterización limnológica de dos cuerpos de agua tropicales de Veracruz, México. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nac. Autón. México* 21:107-117.
- Torres-Orozco, R. B. y A. Pérez-Rojas. (2002). El Lago de Catemaco. En: *Lagos y Presas de México*. G. de la Lanza y J. L. García-Calderón (comps.). AGT Editor, México, D.F. Pp. 213-251.
- Universidad Autónoma Metropolitana (UAM) Reunión. (2009). Del Foro UAM hacia la Sustentabilidad. La afectación del lago de Catemaco, por las actividades ganaderas, agrícolas e industriales. 4-5

- Valdez-Holguín, J., y Martínez-Cordova L. (1992). Variabilidad de algunos parámetros fisicoquímicos y productividad primaria en la laguna La Cruz, Sonora, México.
- Valdés, I., M.D. Curt y J. Fernández, (2005), "Tolerancia de Phragmites y Typha a la contaminación del agua, Steudel a la Contaminación del Agua por Efluentes Municipales en Noblejas (Toledo)" en Memoria del Encuentro Internacional en Fitodepuración, Lorca-España.
- Vidal, A. (1972). Dinámica del hipolimnion anóxico en el embalse de Sau (Barcelona). Pirineos, 105: 120-169.
- Vollenweider R.A. (1992) Coastal marine eutrophication: principles and control. In: Vollenweider R.A., Marchetti R., Viviani R., editors. Marine coastal eutrophication. London: Elsevier; 1-20.
- Weinbaum, S. A., Scott, J. R. And t. M. Dejong. (1992). Causes and consequences of overfertilization in orchards. American Societyt for Horticultural Sciences. HortTechnology 2(1): 112-121.
- Wetzel, R.G. (1975). Limnology. Saunders. Philadelphia. 752 pgs
- Wen-Cheng L., Hwa-Lung Y. y Chung-En C. (2011). Assessment of water quality in a subtropical alpine Lake using multivariate statistical techniques and geostatistical mapping: A case study. Int. J. Environ. Res. Public Health 8, 1126-1140.
- Western D. (2001). Human-modified ecosystems and future evolution. PNAS. 98: 5458-5465.
- Wickins, J.F. (1976). The tolerance of warm-water prawns to recirculated water. Aquaculture, 9: 19-37.
- World Health Organization. Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease. (2016). Geneve: WHO.
- WWAP. Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos (2017). Aguas residuas: le El recurso desaprovechado. Paris: UNESCO; 20. 17