

**UNIVERSIDAD NACIONAL  
JOSÉ FAUSTINO SÁNCHEZ CARRIÓN**



**ESCUELA DE POSGRADO**

**TESIS**

**FLORACIONES ALGALES DE *Microcystis aeruginosa* Y SU RELACIÓN CON  
EL NIVEL DE EUTROFIZACIÓN DE LAS AGUAS DEL HUMEDAL ALBÚFERAS  
DE MEDIO MUNDO-HUAURA, 2019**

**PRESENTADO POR:**

**Armando Chiclla Salazar**

**PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE MAESTRO EN ECOLOGÍA Y  
GESTIÓN AMBIENTAL**

**ASESOR:**

**Dr. Ángel Hugo Campos Díaz**

**HUACHO - 2022**

**FLORACIONES ALGALES DE *Microcystis aeruginosa* Y SU  
RELACIÓN CON EL NIVEL DE EUTROFIZACIÓN DE LAS AGUAS  
DEL HUMEDAL ALBÚFERAS DE MEDIO MUNDO-HUAURA, 2019**

**Armando Chiclla Salazar**

**TESIS DE MAESTRÍA**

**ASESOR: Dr. Ángel Hugo Campos Díaz**

**UNIVERSIDAD NACIONAL  
JOSÉ FAUSTINO SÁNCHEZ CARRIÓN  
ESCUELA DE POSGRADO  
MAESTRO EN ECOLOGÍA Y GESTIÓN AMBIENTAL  
HUACHO  
2022**

## **DEDICATORIA**

A Keila por su apoyo y ánimo que me brida día a día para alcanzar nuevas metas, tanto profesionales como personales.

*Armando Chiclla Salazar*

## **AGRADECIMIENTO**

A todas las personas que contribuyeron a que sea posible la realización del presente trabajo y de manera especial a mi asesor el Dr. Ángel Hugo Campos Díaz, por su apoyo moral y soporte técnico-científico en el desarrollo de la presente investigación.

*Armando Chiclla Salazar*

## ÍNDICE

	<b>Pág.</b>
DEDICATORIA	iii
AGRADECIMIENTO	iv
RESUMEN	x
ABSTRACT	xi
CAPÍTULO I	1
PLANTEAMIENTO DE PROBLEMA	1
1.1 Descripción de la realidad problemática	1
1.2 Formulación del problema	2
1.2.1 Problema General	2
1.2.2 Problemas específicos	2
1.3 Objetivos de la investigación	3
1.3.1 Objetivo General	3
1.3.2 Objetivos Específicos	3
1.4 Justificación de la investigación	3
1.5 Delimitaciones del estudio	4
1.6 Viabilidad del estudio	4
CAPITULO II	5
MARCO TEÓRICO	5
2.1 Antecedentes de la investigación	5
2.1.1 Investigaciones internacionales	5
2.1.2 Investigaciones Nacionales	10
2.2 Bases teóricas	12
2.2.1 Floraciones Algales por cianobacterias	12
2.2.2 Morfología de las Cianobacterias	20
2.2.3 Eutrofización y sus causas	23
2.2.4 Parámetros fisicoquímicos determinantes de la eutrofización	24
2.2.5 Índices de estados tróficos	25
2.3 Bases Filosóficas	30

2.4 Definición de términos básicos	31
2.5 Hipótesis de investigación	34
2.3.1 Hipótesis general	34
2.3.2 Hipótesis específicas	34
2.4 Operacionalización de las variables	35
<b>CAPÍTULO II</b>	<b>36</b>
<b>METODOLOGÍA</b>	<b>36</b>
3.1 Diseño metodológico	36
3.1.1 Tipo de investigación	36
3.1.2 Nivel de investigación	36
3.1.3 Enfoque de investigación	36
3.1.4 Diseño de investigación	36
3.2 Población y muestra	37
3.2.1 Población	37
3.2.2 Muestra	37
3.3 Técnicas de recolección de datos	37
3.4 Técnicas para el procesamiento de la información	41
<b>CAPÍTULO IV</b>	<b>42</b>
<b>RESULTADOS</b>	<b>42</b>
4.1 Análisis de resultados	42
4.2 Contrastación de hipótesis	53
<b>CAPÍTULO V</b>	<b>58</b>
<b>DISCUSIÓN</b>	<b>58</b>
5.1 Discusión de resultados	58
<b>CAPÍTULO VI</b>	<b>63</b>
<b>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</b>	<b>63</b>
6.1 Conclusiones	63
6.2 Recomendaciones	64
<b>REFERENCIAS</b>	<b>65</b>
<b>ANEXOS</b>	<b>76</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

	<b>Pág.</b>
Tabla 1: Clasificación del estado trófico en lagunas basadas en el esquema del Índice de Estados tróficos de <i>Carlsons</i> .	28
Tabla 2: Matriz de operacionabilidad: Floraciones algales de <i>Microcystis aeruginosa</i> y su relación con el nivel de eutrofización de las aguas del humedal Albúferas de Medio Mundo-Huaura, 2019.	35
Tabla 3: Coordenadas UTM de los puntos de muestreo realizados en el humedal Albúferas de Medio Mundo.	40
Tabla 4: Valores de los parámetros correspondientes al análisis físico-químico y biológico de las muestras de agua de las estaciones del Humedal Albúfera de Medio Mundo, Huaura	43
Tabla 5: Resumen estadístico de la Transparencia de Disco de Secchi (m)	49
Tabla 6: Índice de Estado Trófico de la Transparencia del Disco de Secchi (IETDS) de las estaciones del humedal Albúferas de Medio Mundo	51
Tabla 7: Índice de Estado Trófico de la Clorofila “a” de las estaciones del humedal Albúferas de Medio Mundo	51
Tabla 8: Índice de Estado Trófico del fósforo total (PT) (ug/L) de las estaciones del humedal Albúferas de Medio Mundo	52
Tabla 9: Estados Tróficos de Carlson del Humedal Albúferas de Medio Mundo	53
Tabla 10: Correlación de Pearson entre las floraciones algales de <i>M. aeruginosa</i> y los parámetros físico químicos (T, pH, CE, OD, TDS, NT, PT).	55
Tabla 11: Correlación de Pearson entre la cantidad de clorofila “a” y la cantidad de floraciones algales de <i>M. aeruginosa</i> en el humedal Albúferas de Medio Mundo	56
Tabla 12: Correlación de Pearson entre las floraciones algales de <i>M. aeruginosa</i> y los valores de los índices de Estados Tróficos de Carlson (IETC) presentes en el humedal de medio mundo	57
Tabla 13: Matriz de consistencia	76

## ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Cianobacterias comunes formadoras de floraciones	13
Figura 2. Formación densa de la superficie de las floraciones cianobacteriales	15
Figura 3. Afección de las floraciones de cianobacterias por el cambio climático (N: nitrógeno, P: fósforo y HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> : bicarbonato).	20
Figura 4. Mapa de la Albufera de Medio Mundo con los puntos de recolección de la muestra.	39
Figura 5. Valores promedio de la temperatura obtenidos en las estaciones de muestreo del humedal Albuferas de Medio Mundo.	44
Figura 6: Valores promedio de pH obtenidos en las estaciones de muestreo del humedal Albuferas de Medio Mundo.	44
Figura 7: Valores promedio de C.E obtenidos de muestreo del humedal Albuferas de Medio Mundo.	45
Figura 8: Valores promedio de OD obtenidos en las estaciones de muestreo del humedal Albuferas de Medio Mundo.	46
Figura 9: Valores promedio de NT obtenidos en las estaciones de muestreo del humedal Albuferas de medio Mundo.	47
Figura 10: Valores promedio de PT obtenidos de las estaciones de muestreo del Humedal Albuferas de Medio Mundo.	47
Figura 11: Valores promedio de <i>M. aeruginosa</i> (x 1000 cél/ml) obtenidos en las estaciones de muestreo del HAMM.	48
Figura 12. Valores promedio de clorofila-a (mg/L) obtenidos en las estaciones de Muestreo del HAMM.	49
Figura 13. Valores de transparencia obtenidos con el Disco de Secchi (m) en las estaciones de muestreo del HAMM.	50
Figura 14. Procedimiento para determinar el nitrógeno total.	71
Figura 15. Procedimiento para determinar el fósforo total.	72
Figura 16. Manual de instrucciones para determinar el oxígeno disuelto.	73
Figura 17. Pasos para el uso del kit para determinar el oxígeno disuelto	74
Figura 18. Vista de la colonia de la cianobacteria <i>Microcystis aeruginosa</i>	75



Figura 19. Vista panorámica de la zona norte del humedal Albúferas de Medio Mundo	76
Figura 20. Determinación de los parámetros fisicoquímicos del agua superficial de las Albúferas de Medio Mundo	76
Figura 21. Uso del multiparámetro de campo para determinar los parámetros fisicoquímicos del agua superficial de las Albúferas de Medio Mundo	77

## RESUMEN

La presente investigación tuvo como objetivo determinar la relación que existe entre las floraciones algales y el nivel de eutrofización de las aguas del humedal Albúferas de Medio Mundo- Huaura, 2019. Para ello se muestreo las aguas superficiales del humedal en seis estaciones, determinándose los siguientes parámetros de campo como son la temperatura (T), pH, oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE) y la transparencia. Para la colecta de las muestras de floraciones de cianobacterias se filtró el agua a través de la red de fitoplancton de 6  $\mu\text{m}$  trasladándose a laboratorio. En ella se determinó y se hizo el conteo de la cianobacteria. Además, se determinó la clorofila "a", nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT). El nivel de eutrofización de las aguas fue estudiado usando el índice de Estado Trófico de Carlson. Los resultados muestran valores mínimos y máximos para NT (4,08-15,36 mg/L), PT (0,10-0,13 mg/L), T (25,10-26,40 °C), pH (7,48-8,63) y OD (3,26-5,86 mg/L). Por otro lado, la floración algal estuvo dominada por la cianobacteria *M. aeruginosa* con altas concentraciones ( $1,0 \times 10^3$ - $3,90 \times 10^3$  Cél/ml). Se obtuvieron alta correlaciones entre las floraciones algales de *M. aeruginosa* y los parámetros: NT ( $p = 0,0001 < 0,05$ ;  $r = 0,740$ ), pH ( $p = 0,001 < 0,05$ ;  $r = 0,708$ ); y moderada para la T ( $p = 0,043$ ;  $r = 0,481$ ). Así mismo, existe una fuerte relación significativa entre las floraciones algales y cantidad de clorofila ( $r = 0,738$  y  $p = 0,001$ ); así como, una fuerte relación entre floraciones algales y los valores del estado trófico de Carlson del HAMM ( $r=0,688$ ;  $p=0,002$ ). Concluyendo finalmente, que existe una relación directa y significativa entre las floraciones algales de *M. aeruginosa* y el nivel de eutrofización de las aguas del humedal Albúferas de Medio Mundo.

Palabras claves: Humedal Albúferas de Medio Mundo, floración algal, *M. aeruginosa*, eutrófico.

## ABSTRACT

The objective of this research was to determine the relationship between algal blooms and the level of eutrophication of the waters of the Albuferas de Medio Mundo- Huaura wetland, 2019. For this, the surface waters of the wetland were sampled at six stations, determining the following field parameters such as temperature (T), pH, dissolved oxygen (DO), electrical conductivity (EC) and transparency. For the collection of the samples of cyanobacterial blooms, the water was filtered through the 6  $\mu\text{m}$  phytoplankton net and transferred to the laboratory. In it, the cyanobacteria were determined and counted. In addition, chlorophyll "a", total nitrogen (NT) and total phosphorus (PT) were determined. The level of eutrophication of the waters was studied using the Carlson Trophic State Index. The results show minimum and maximum values for NT (4.08-15.36 mg/L), PT (0.10-0.13 mg/L), T (25.10-26.40 °C), pH (7.48-8.63) and OD (3.26-5.86 mg/L). On the other hand, the algal bloom was dominated by the cyanobacteria *M. aeruginosa* with high concentrations (1.0x10<sup>3</sup>-3.90x10<sup>3</sup> cells/ml). High correlations were obtained between the algal blooms of *M. aeruginosa* and the parameters: NT (p = 0.0001<0.05; r = 0.740), pH (p = 0.001<0.05; r = 0.708); and moderate for T (p = 0.043; r = 0.481). Likewise, there is a strong significant relationship between algal blooms and amount of chlorophyll (r = 0.738 and p = 0.001); as well as a strong relationship between algal blooms and the values of the Carlson trophic state of the HAMM (r=0.688; p=0.002). Finally concluding that there is a direct and significant relationship between the algal blooms of *M. aeruginosa* and the level of eutrophication of the waters of the Albuferas de Medio Mundo wetland.

Keywords: Albuferas de Medio Mundo wetland, algal bloom, *M. aeruginosa*, eutrophic.

## INTRODUCCIÓN

Las Albuferas de Medio Mundo es un ecosistema complejo con características de humedal marino-continental y a su vez integra el corredor ecológico del Pacífico. Este humedal es usado con diferentes propósitos siendo la actividad recreativa y pesca las más importantes. Recientemente sus aguas han presentado floraciones de cianobacterias generando una preocupación debido a que se ha registrado como la causa y afección de muertes de animales domésticos y de vida silvestre. Así mismo, plantea un peligro potencial en la salud de los humanos por ingesta y por su uso en la recreación.

Teniendo en cuenta lo antes descrito, es necesario identificar los problemas ligados a su presencia y la disponibilidad de los nutrientes disueltos en el humedal, que podrían contribuir a un desarrollo descontrolado de estas cianobacterias y perjudicar la calidad del agua de este importante ecosistema, tal como se explica en el Capítulo I y sostenido teóricamente en el Capítulo II. Así mismo, en el Capítulo III se explica aspectos ligados al diseño de investigación, la metodología y las técnicas e instrumentos empleados en este estudio; así como, la identificación de la población y la unidad muestral. Estos procedimientos permitieron obtener datos que fueron organizados y procesados.

Por otro lado, en el Capítulo IV fueron mostrados los resultados de la investigación, los cuales se muestran en la evaluación de los resultados por cada variable evaluada (Floración algal de *Microcystis aeruginosa* y los niveles de estados tróficos del humedal) y la contrastación de las hipótesis propuestas, las que son materia de discusión en el Capítulo V. En el Capítulo VI se detallan las conclusiones obtenidas de la investigación derivadas de los resultados y para finalmente plantear las recomendaciones.

# CAPÍTULO I

## PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

### 1.1 Descripción de la realidad problemática

Las floraciones algales, conocidas también como blooms, son fenómenos en las que alguna especie de alga domina a otras dentro de un ecosistema acuático, mostrando un incremento en el células o colonias (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, Ciencia y Cultura [UNESCO], 2009).

En los últimos años, las floraciones masivas de microalgas en especial de las cianobacterias han tenido una importancia especial en todo el mundo debido al creciente aumento y una amplia distribución geográfica de estas anomalías que han provocado problemas en el sistema sanitario público y en la economía. Las posibles causas se atribuyen principalmente al aumento de la contaminación de los cuerpos de agua con nutrientes que son producto de las actividades humanas (Hudnell, Dortch & Abm, 2008), así como a la introducción de especies invasoras (Lilly, Kulis & Gentien, 2002), posibilitando que el aumento de estos nuevos sucesos de floraciones masivas de microalgas tóxicas esté vinculado directamente con el cambio climático (Davidson et al., 2012).

Las floraciones de estos organismos potencialmente tóxicos, principalmente de la especie *Microcystis aeruginosa*, producen la toxina microcistina que conforma un peligro a la salud ya que se acumula principalmente en peces y moluscos que son parte de la dieta humana (Adams, Stone & Sylvester, 1988).

Se han registrado numerosas floraciones algales de cianobacterias planctónicas principalmente en zonas tropicales. Así, en Brasil (Komárek & Komárkova, 2002), Venezuela (González et al., 2003), Uruguay (UNESCO, 2009), Argentina (Otaño, 2012) y Colombia (Roldan, 2002) (Palacio et al., 2015), se han generado investigaciones sobre este grupo de cianobacterias formadoras de blooms.

En el Perú las floraciones microalgales es un fenómeno periódico que se evidencia en muchos cuerpos de aguas como lagos (Komárková, Montoya & komárek, 2015), lagunas recreativas (Mendoza-Carbajal, 2016), ríos (Samanez & Zambrano, 1995), en humedales costeros (Montoya, 2006) y recientemente en aguas costeras marinas cuya presencia en grandes cantidades podría causar condiciones de anoxia afectando la fauna costera (Instituto del Mar del Perú [IMARPE], 2017).

Actualmente, el humedal Albuferas de Medio mundo (HAMM) no presenta estudios de su calidad hídrica y su relación con la presencia de las floraciones algales potencialmente tóxicas; por esta razón se propone la evaluación de las floraciones algales de *Microcystis aeruginosa* y su relación con el nivel de eutrofización de las aguas del humedal.

## **1.2 Formulación del problema**

### **1.2.1 Problema general**

- ¿Qué relación existe entre las floraciones algales de *M. aeruginosa* y el nivel de eutrofización de las aguas del HAMM?

### **1.2.2 Problemas específicos**

- ¿De qué manera las floraciones de *M. aeruginosa* se relaciona con los valores de los parámetros fisicoquímicos de las aguas del HAMM?

- ¿De qué manera se relaciona las floraciones algales de *M. aeruginosa* con el contenido de clorofila-a presente en las aguas del HAMM?
- ¿De qué manera se relaciona las floraciones algales de *M. aeruginosa* con los valores del Índice de Estado Trófico de las aguas superficiales del HAMM?

### **1.3 Objetivos de la investigación**

#### **1.3.1 Objetivo general**

- Determinar la relación que existe entre las floraciones algales y el nivel de eutrofización de las aguas del humedal Albuferas de Medio Mundo-Huaura, 2019.

#### **1.3.2 Objetivos específicos**

- Establecer de qué manera las floraciones de *M. aeruginosa* se relaciona con los valores de los parámetros fisicoquímicos de las aguas superficiales del HAMM.
- Establecer de qué manera la presencia de las floraciones algales de *M. aeruginosa* se relaciona con el contenido de clorofila-a presentes en las aguas superficiales del HAMM.
- Determinar de qué manera se relaciona las floraciones algales de *M. aeruginosa* con los valores del Índice de Estado Trófico de las aguas superficiales del HAMM.

### **1.4 Justificación de la investigación**

El estudio de las floraciones algales en especial de la cianobacteria *Microcystis aeruginosa* es de mucha importancia, dado que estos microorganismos pueden generar sustancias tóxicas que generan un grave problema ambiental con altas afecciones a la salud humana y animal al tener contacto con este fenómeno. Por ello, es necesario resolver los problemas ligados a su presencia y la disponibilidad de los nutrientes disueltos en el humedal, que podrían contribuir a un desarrollo descontrolado de esta cianobacteria y perjudicar la calidad del agua de este importante ecosistema.

## **1.5 Delimitaciones del estudio**

### **1.5.1. Delimitación Geográfica**

Esta investigación fue realizada en este ecosistema considerada como área de conservación regional (ACR) Albuferas de Medio Mundo y que se localiza en la provincia de Huaura perteneciente a la región Lima.

El Humedal presenta un espejo de agua de casi 7,0 km de largo y unas 200 hectáreas de extensión, siendo ubicado en la zona de vida con un clima extremadamente árido, característico del Desierto Desecado Subtropical (dd-S); a su vez, presenta una altitud de aproximada de 500 m.s.n.m. Además, se ha reconocido una precipitación hídrica aproximada de 2,2 mm al año y con temperaturas que van de 17,9 a 22,5 °C.

### **1.5.2. Delimitación Temporal**

La investigación fue realizada en julio del 2019.

## **1.6 Viabilidad del estudio**

Se dispuso de los materiales elementales para ejecutar la investigación; además, se pudo contar con los medios económicos que permitieron la ejecución del proyecto de investigación.

Se tuvo acceso a la información científica apropiada para efectuar la investigación. Así mismo, se dieron las facilidades, como los permisos correspondientes, para la extracción de la muestra de agua en el humedal necesaria para realizar el proyecto de investigación.

Se contó con un laboratorio especializado para realizar los análisis necesarios y la asesoría técnica especializada en temas del experimento.



## **CAPÍTULO II**

### **MARCO TEÓRICO**

#### **2.1 Antecedentes de la investigación**

##### **2.1.1. Investigaciones internacionales**

Raven et al. (2020) realizaron una investigación cuyo objetivo fue describir el sistema de carbono inorgánico disuelto (DIC) en sistemas acuáticos, en lo que se refiere a fotosíntesis, para contextualizar la dinámica de DIC en ecosistemas costeros y evaluar cómo cambian las variaciones de CO<sub>2</sub> disuelto y los diferentes niveles de pH en la aparición de las floraciones algales. El estudio fue ejecutado por especialistas de la Universidad de Dundee en Inglaterra. Estas revisiones de investigaciones ligadas al tema establecen que el incremento de los valores de CO<sub>2</sub> atmosférico da como resultado mayores concentraciones de equilibrio de CO<sub>2</sub> disuelto en aguas naturales, con los correspondientes aumentos en las concentraciones de iones de hidrógeno y bicarbonato y disminuciones en concentraciones de ion hidroxilo y carbonato. Los autores mencionan que la causa principal sea la naturaleza dinámica del ciclo del carbono en las zonas costeras, lo que puede provocar cambios estacionales y diarios en el pH y las concentraciones de CO<sub>2</sub>. Entre las principales algas dañinas reportadas pertenecen a cepas de Cyanobacteria y Dinophyceae. Los autores concluyen que las concentraciones de carbono y la especiación son muy dinámicas en las zonas costeras, cambiando horizontal, vertical, estacional y diurnamente, lo que favorecería la presencia de las floraciones algales.

Almanza et al. (2019) estudiaron cuencas hidrográficas teniendo como propósito principal evaluar la asociación entre el uso de cuencas hidrográficas, estructura de la comunidad de fitoplancton y abundancia de cianobacterias, identificando las más influyentes características de su abundancia y las condiciones óptimas en las que se desarrollan las floraciones algales. Fueron estudiados catorce lagos templados de Chile, con una extensión longitudinal de 940 km, a los que se realizaron las determinaciones de los parámetros físico, químicos y biológicos para todos los cuerpos de agua [temperatura (°C), pH, CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) y OD (mg/L), transparencia (cm), clorofila a (Chl-a), nitrógeno total (TN), nitrito ( $\text{NO}_2$ ), nitrato ( $\text{NO}_3$ ), amonio ( $\text{NH}_4$ ), fósforo total (TP) y ortofosfato ( $\text{PO}_4$ )]. Los resultados mostraron que la concentración de TP y TN influyeron positivamente en la abundancia de cianobacterias y formación de las floraciones, principalmente por *Aphanizomenon*, *Aphanocapsa*, *Aphanothece* y *Dolichospermum*, y *Microcystis*. Los autores concluyen que la eutrofización es el factor principal para la formación de floraciones en especial algunos géneros, como *Microcystis*, incrementaron su abundancia a altas temperaturas.

Aché et al. (2018) realizaron estudios de la hidroquímica del Lago Titicaca en donde se hicieron evaluaciones biológicas, físico y química de las aguas de este lago con presencia de floraciones algales. Para el estudio recolectaron muestras de agua del lago sur del Lago Titicaca que pertenece a la jurisdicción de Bolivia y que presenta una profundidad media de 9 m. El muestreo fue realizado en abril y octubre, entre el periodo de lluvias y la temporada de lluvias y la temporada seca respectivamente, del 2013 a 2016. Las muestras de agua, así como de las floraciones, se recolectaron a lo largo de dos transectos y se hicieron las determinaciones de los parámetros físico químico. Los resultados mostraron una alta dominancia del alga *Carteria* sp. como generadora de la floración. Además, la geoquímica del agua cambió durante la floración con una alcalinización del agua en partes heterotróficas del lago y acidificación en áreas eutróficas someras. También, se reportaron disminuciones

en la saturación de oxígeno (del 105 al 51%) y un aumento dramático en la concentración del sulfuro de (desde 0.02 hasta 155 µg.L) lo que generó la muerte masiva de organismos pelágico. Los autores concluyen que, los eventos de lluvia intensa fueron las que vertieron altas cantidades de contaminantes a la cuenca y que se vieron exacerbados por la reducción del sulfato que provocaron la floración algal en este ecosistema.

La existencia de cianobacterias y toxinas en ecosistemas dulceacuícolas asociados a procesos de eutrofización y cambios hidrológicos de los ecosistemas fueron abordadas por Bonilla et al. (2015) en la investigación titulada “*Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay*”. Esta investigación tuvo como objetivo realizar una evaluación de la presencia de este microorganismo y sus toxinas, así como un estudio de la genética de la toxina. Se evaluaron 64 ecosistemas entre los años 1980 a 2011 y se analizó la presencia de las cianobacterias y toxinas por cromatografía líquida (HPLC) y por test inmunológicos. Se hicieron análisis de la clorofila-a y nutrientes totales. Los resultados realizados de la clorofila-a y nutrientes totales mostraron un estado trófico de eutrofización en varios ecosistemas acuáticos. Estos datos sirvieron para generar dos mapas georreferenciados en donde se destacaron la distribución de cianobacterias en Uruguay. Se evaluó la presencia de la microcistina totales con un valor promedio de 20 mg/ L y a su vez se estudió los genes de muchos de estas floraciones obteniendo una gran variedad de cianobacteria.

Singh et al. (2015) investigaron la dinámica de las cianobacterias, incluida *Microcystis* spp. utilizando cuatro ensayos de PCR en tiempo real cuantitativos independientes y análisis de la toxina microcistina. Para realizar esta investigación se recolectaron muestras de dos estanques de agua dulce de la localidad de Lakshmikund en Varanasi, India. El muestreo se realizó dos veces entre los periodos correspondientes a julio de 2010 y junio de 2011, y luego otra entre julio de 2011 y diciembre de 2011. Además, se

utilizaron el cultivo de referencia de *Microcystis aeruginosa* PCC 7806 para los ensayos de PCR tanto convencionales como cuantitativos. La cianobacteria *M. aeruginosa* fue la productora de microcistina dominante en ambos sitios de estudio, constituyendo el 67% y el 97% de los productores de microcistina total en Sankuldhara y Lakshmikund. Finalmente, los autores evidenciaron la correlación entre la concentración de microcistina y los diversos parámetros biológicos y fisicoquímicos; además, se enfatiza los estudios de las variables ambientales en la regulación general de la producción de microcistinas en esos ecosistemas estudiados.

Zheng et al. (2011) mediante una investigación evaluaron el efecto de liberación de aguas del reservorio en la proliferación de algas en el río Yangtze, Zigui (China). De febrero a junio de 2009 se realizó trabajo de campo a lo largo de los ríos, evaluándose las características físico químicas que determinaron el estado del agua en 11 estaciones. Fueron analizados, además, los parámetros de Clorofila "a" y los nutrientes como nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT). Los resultados indicaron que las fluctuaciones diarias del nivel de agua se relacionaron estrechamente con la aparición de las floraciones algales. La concentración máxima de NT alcanzó hasta 3,5 mg/L pero la mínima disminuyó a 0,15 mg/L, mientras el PT alcanzó 0,22 mg/L y el valor mínimo fue de alrededor de 0,05 mg/L. Casi todas las muestras excedieron el estándar internacional de eutrofización ampliamente aceptado. Además, se encontraron que Clorofila cambió significativamente, y las floraciones de algas ocurrieron tres veces durante el período de liberación. Los autores concluyeron que es necesaria la gestión hidroambiental del río y que se debe prestar atención a la conexión entre la variación diaria del nivel del agua y el riesgo de floración durante el período de liberación de agua influenciada por los nutrientes y la temperatura.

### 2.1.1 Investigaciones nacionales

Rodríguez (2017) realizó estudios con el objetivo de estudiar la cianobacterias concurrente en la represa El Paño, Arequipa. Esta investigación se realizó en agosto del 2016 y consistió en la recolección de muestras de agua para poder identificar por microscopia cianobacterias. La toxicidad de este grupo fue determinada mediante técnicas moleculares; además, se determinó los genes responsables en la producción de toxinas como las microcistina y anatoxina. Los resultados moleculares mostraron la presencia de la cianobacteria toxigénica *Dolichospermum circinalis*. El autor concluye que los métodos de identificación molecular de aplicación actual, son eficientes herramientas para evidenciar la a las cianobacterias y que complementan a los estudios realizados por microscopia clásica. Por otro lado, se sugiere realizar más muestreos para realizar un monitoreo y control de estas floraciones.

La ocurrencia de cianobacterias generadoras de floraciones algales ha sido reportada por Mendoza-Carbajal (2016) en la laguna costera Huacachina (Ica-Perú). Este estudio fue auspiciado por el museo de Historia Natural-UNMSM y tuvo como propósito conocer las cianobacterias existentes en la laguna de Huacachina. Para realizar este estudio se recolectaron muestras del plancton superficial de las aguas de laguna Huacachina el 11 de julio de 2015. Para esta investigación las muestras de agua fueron colados usando una red fitoplanctónica de 20 micras y posteriormente fueron formoleadas al 2 %. Para el análisis e identificación de las cianobacterias se usaron un microscopio Nikon Eclipse E2000 y guías de identificación propuestas por Komárek y Anagnostidis (1999); además se hicieron comparaciones con trabajos regionales. Como resultado se reporta la presencia de los los microorganismos *Sphaerocavum brasiliense* Azevedo y Sant'Anna y *Microcystis wesenbergii* (Komárek) generando floraciones algales de la laguna Huacachina (Ica). El

autor sugiere realizar constantes monitoreos de las aguas para verificar la presencia de estos organismos generadoras de floraciones algales

El efecto de los nutrientes en la formación de floraciones de cianobacterias en diferentes ecosistemas ha sido investigado por Komárková et al. (2015), con el título “Floración algal de la cianobacteria de *Limnoraphis robusta* en el lago mayor del lago Titicaca. ¿Se puede desarrollar?” mediante esta investigación se describió la situación actual de las cianobacterias y composición del fitoplancton presentes en la zona litoral de Puno, correspondiente al lago Titicaca, Perú, al final del período de verano 2013/2014. Las muestras recolectadas de los organismos planctónicos fueron hechas por método directo, siendo las condiciones de temperatura de 14 y 19°C y de pH 6,7 y 8,0 respectivamente. Las muestras fueron observadas al microscopio y para un mayor detalle se fijaron en formalina. Se hicieron estudios comparativos de datos de parámetros fisicoquímicos y biológicos de muestras colectadas en expediciones hechas en el lago Atitla, Guatemala del desde el 2009 al 2012. Los resultados encontrados en la bahía de Puno demostraron una alta población de *M. aeruginosa* con características morfológicas similares a las especies de las costas occidentales del continente americano y probablemente al genoma de la especie cosmopolita *M. aeruginosa*. Los autores concluyen que las floraciones de *Limnoraphis* podría aparecer en la zona oligo-mesotrófica del lago mayor del Titicaca y que es muy necesario su control y prevención futura.

Montoya et al. (2014) realizaron estudios que tuvieron como propósito describir la situación actual de las especies de cianobacterias potencialmente formadora de floraciones de aguas del lago Titicaca (Perú). Las muestras de material y plancton fueron recolectadas durante marzo de 2014 de la Bahía Puno del Lago Titicaca, Perú (3800 msnm.), con la ayuda de mallas fitoplanctónicas de 10 µm de abertura, siendo recogidas directamente del litoral del lago (con macrófitas dominantes *Schoenoplectus californicus*). Se estudió la comunidad

planctónica a través del microscopio Olympus BX 51 y Leitz Dialux 22, y auxiliados por claves especializadas. Los resultados muestran que la comunidad dominante del fitoplancton fueron *Elakotothrix* sp., *Pediastrum boryanum* y el dinoflagelado *Ceratium hirundinella*. Además, se corroboró que el nivel trófico del lago Titicaca cambió de oligotrófico a tipo mesotrófico en los últimos años. Los autores concluyen que el nivel trófico más alto en La bahía de Puno provocó el masivo desarrollo temporal de floraciones de agua de cianobacterias, formadas por especies productoras de toxinas como la *Microcystis aeruginosa*.

## **2.2 Bases teóricas**

### **2.2.1. Floraciones Algales por cianobacterias**

Las floraciones están formadas por cianobacterias que se benefician de la luz solar como fuente energética que permita la transformación del dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) en biomasa. Se originaron hace 3000 millones de años aproximadamente, siendo la dinámica fotosintética la que desencadenó uno de los eventos más dramáticos durante la evolución de nuestro planeta: la oxidación de la atmósfera de la Tierra. Las cianobacterias también se conocen como algas verde-azules, pero estrictamente hablando, no son algas, que es un nombre reservado para fotótrofos eucariotas. Además, muchas cianobacterias no son azul verdosas. La tonalidad cian (azul-verde) distintiva de su pigmento accesorio ficocianina es usualmente enmascarada por el pigmento verde clorofila y por otros pigmentos, tales como ficoeritrina roja y carotenoides amarillo-naranja. Por lo que las cianobacterias exhiben una asombrosa variedad de colores, que incluyen varios tonos de verde, rojo, escoba, amarillo y rosa (Stomp et al., 2007).

Las cianobacterias pueden formar densas floraciones y pueden definirse como una marcada coloración visible del agua causada (predominantemente) por estos organismos. Para Huisman et al. (2018) los géneros formadores de floraciones comunes incluyen

*Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Planktothrix* y *Trichodesmium* (Figura 1).

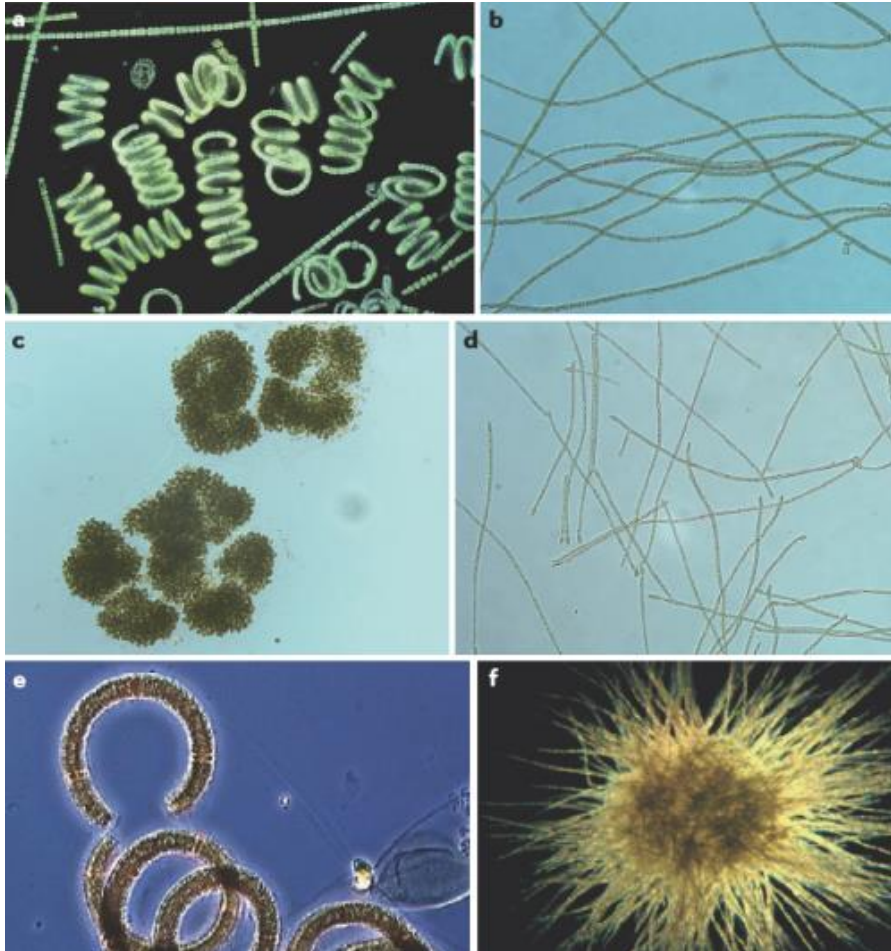


Figura 1. Cianobacterias comunes formadoras de floraciones.

Nota: Especies arriba mencionadas a: *Dolichospermum* spp. (antes denominada *Anabaena* spp.). b: *Planktothrix agardhii*. c: *Microcystis aeruginosa*. d: *Cylindrospermopsis raciborskii*. e: *Nodularia spumigena* f: *Trichodesmium* sp. (Huisman et al., 2018).

Estas agrupaciones de cianobacterias suelen generar graves problemas a los cuerpos de agua pudiendo aumentar la turbidez y sofocan la vegetación acuática sumergida. Las floraciones de cianobacterias senescentes producen el agotamiento de oxígeno por la degradación microbiana de las puede inducir una falta de oxígeno tanto parcial como total,



provocando la muerte de una variedad de organismos acuáticos (Rabalais et al., 2010). Las cianobacterias producen compuestos de sabor y olor que interfieren con la función recreativa de los lagos y el uso de reservorios para beber agua. Además, las floraciones de cianobacterias pueden producir una variedad de cianotoxinas que causan problemas hepáticos, digestivos y neurológicos. La ingesta de la cianotoxina puede generar enfermedades a aves, mamíferos y humanos (Carmichael, 2001).

Recientemente, numerosas investigaciones han mostrado que es probable que la eutrofización, el incremento de los niveles de gases como el CO<sub>2</sub> y el calentamiento global aumenten la densidad y la permanencia de las floraciones algales por cianobacterias en diversos hábitats acuáticos de todo el mundo. Esta tendencia es motivo de gran preocupación, ya que puede tener efectos negativos sobre la biodiversidad y el funcionamiento de las redes tróficas acuáticas y amenaza el uso de las aguas afectadas para beber, bañarse, pesca y otros usos recreativos (Paerl & Huisman, 2008; Raven et al., 2020).

### **Influencia de un clima cambiante en las floraciones de cianobacterias**

#### **a. Efectos de la temperatura**

El aumento de las temperaturas favorece a las cianobacterias de varias formas. Como grupo, las cianobacterias generalmente exhiben óptimas tasas de crecimiento a temperaturas relativamente altas, generalmente en exceso de 25 °C. A estas temperaturas elevadas, las cianobacterias compiten más eficazmente con las células productoras primarias eucariotas, como diatomeas, clorofitas, criptofitas y dinoflagelados (Jöhnk et al., 2008). Es decir, como las tasas de crecimiento de estos taxones eucariotas disminuyen, las tasas de crecimiento de las cianobacterias alcanzan su punto óptimo (Figura 2). Esto es ejemplificado por la dependencia de la temperatura de las floraciones de cianobacterias en todo el mundo y la

propagación hacia los hemisferios norte y sur de especies originarias invasoras de los subtrópicos como *Cylindrospermopsis* (Wiedner et al., 2007).

La temperatura permite un rápido crecimiento de cianobacterias en aguas superficiales y también intensifica la distribución vertical de estos microorganismos. La fuerza de la estratificación vertical depende de la diferencia de densidad del agua en la capa de mezcla superficial (epilimnion) y en aguas más profundas (hipolimnion). Muchas especies de cianobacterias pueden explotar de forma única condiciones estratificadas. A diferencia de las especies de fitoplancton eucariotas, se pueden formar algunas vesículas de gas en floraciones de cianobacterias que permiten la regulación de la flotabilidad. En aguas turbulentas generadas por un intenso viento, la flotabilidad no proporciona mucha ventaja ya que la mezcla vertical distribuirá las cianobacterias sobre todo el cuerpo de agua. Sin embargo, cuando las temperaturas se incrementan y hay poca mezcla de viento, la columna de agua se estanca y las cianobacterias flotantes flotarán hacia arriba. Esto conduce a la acumulación de una densa floración en la superficie del agua (Figura 2) (Huisman et al., 2018).

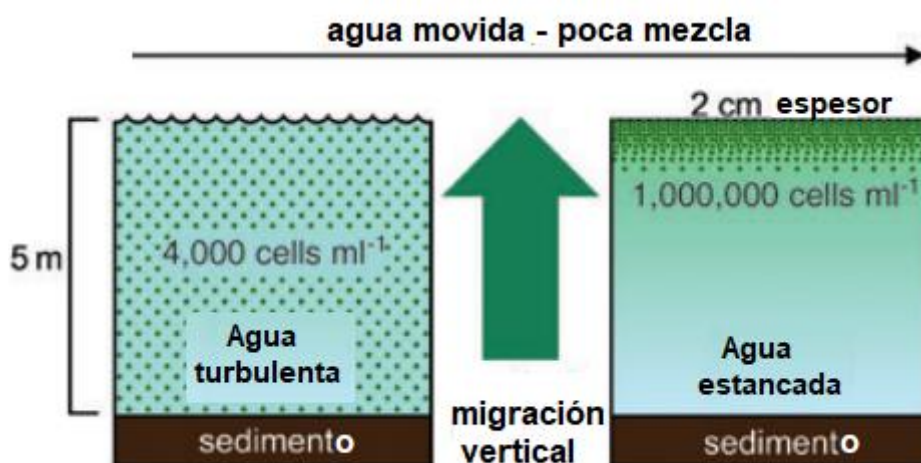


Figura 2. Formación densa de la superficie de las floraciones cianobacteriales.

Nota: Huisman et al., 2018.

a. Efectos del dióxido de carbono

Las densas floraciones de algas exhiben una fuerte demanda de CO<sub>2</sub> para apoyar el crecimiento fotosintético. Altas tasas de fotosíntesis y, por tanto, altas la demanda de CO<sub>2</sub> restringirá la disponibilidad de CO<sub>2</sub> libre. Cuando esto ocurre, las cianobacterias flotantes tienen una ventaja distintiva sobre las poblaciones de fitoplancton del subsuelo, por lo que los organismos que prosperan en la capa superficial pueden interceptar CO<sub>2</sub> de la atmósfera, minimizando así, la limitación de carbono en la actividad fotosintética, tomando ventaja del aumento de los valores de CO<sub>2</sub> presente en la atmósfera. Investigaciones recientes han demostrado que el aumento de los valores de CO<sub>2</sub> atmosférico puede provocar la acidificación del agua dulce y de las aguas superficiales marinas (Orr et al., 2005); sin embargo, en sistemas con densas floraciones de cianobacterias, este efecto es probable que sea anulado por una mayor actividad de floración cianobacterial, que mejora el consumo de CO<sub>2</sub> y, por lo tanto, eleva el pH. Varias especies de floración de cianobacterias son capaces de crecimiento sostenido en condiciones alcalinas que resulta de la fotosíntesis activa y la extracción de CO<sub>2</sub> durante floraciones, mediante el uso de bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) como su fuente carbono (Kaplan et al., 1991).

b. Salinidades crecientes

Las sequías de verano, el incremento del nivel del mar y mayor uso del recurso agua para riego agrícola han llevado a un aumento salinidades en muchas partes del mundo. El aumento de la salinización amenaza el suministro de agua dulce en muchos países. También tiene un impacto importante en las comunidades de plancton de agua dulce con repercusiones en la calidad y el uso del agua (Huisman et al., 2018).

Algunas especies de los géneros de cianobacterias comunes *Anabaena*, *Microcystis* y *Nodularia* son bastante tolerantes a la sal, a veces más tolerante que especies del

fitoplancton de agua dulce eucariota. Por ejemplo, incremento de las cepas de *M. aeruginosa* no se ve afectado por las salinidades que van desde 0 hasta 10 g.L<sup>-1</sup>. Las fluctuaciones temporales de salinidad de hasta 15-20 g.L<sup>-1</sup> aún pueden permitir la supervivencia de cepas tóxicas de *Microcystis*, pero causa estrés salino que conduce a la excreción de la toxina microcistina de las células (Tonk et al., 2007). Asimismo, *Anabaena aphanizominoidea* los organismos que se desarrollan en la superficie pueden interceptar CO<sub>2</sub> de la atmósfera, minimizando así limitación de carbono del crecimiento fotosintético y toma ventaja del incremento de los niveles de CO<sub>2</sub> presente en la atmósfera. Investigaciones recientes han demostrado que el incremento de los niveles de CO<sub>2</sub> atmosférico puede provocar la acidificación del agua dulce y de las aguas superficiales marinas (Orr et al., 2005); sin embargo, en sistemas con densas floraciones de cianobacterias, este efecto es probable que sea anulado por una mayor actividad de floración cianobacterial, que mejora el consumo de CO<sub>2</sub> y, por lo tanto, eleva el pH. Varias especies de floración de cianobacterias son capaces de crecimiento sostenido en condiciones alcalinas que resulta de la fotosíntesis activa y la extracción de CO<sub>2</sub> durante floraciones, mediante el uso de bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) como su fuente carbono (Kaplan et al., 1991).

#### c. Salinidades crecientes

Las sequías de verano, el incremento del nivel del mar y mayor uso del recurso agua para riego agrícola han llevado a un aumento salinidades en muchas partes del mundo. El aumento de la salinización amenaza el suministro de agua dulce en muchos países. También tiene un impacto importante en las comunidades de plancton de agua dulce con repercusiones en la calidad y el uso del agua (Huisman et al., 2018).

Algunas especies de los géneros de cianobacterias comunes *Anabaena*, *Microcystis* y *Nodularia* son bastante tolerantes a la sal, a veces más tolerante que especies del

fitoplancton de agua dulce eucariota. Por ejemplo, incremento de las cepas de *M. aeruginosa* no se ve afectado por las salinidades que van desde 0 hasta 10 g.L<sup>-1</sup>. Las fluctuaciones temporales de salinidad de hasta 15-20 g.L<sup>-1</sup> aún pueden permitir la supervivencia de cepas tóxicas de *Microcystis*, pero causa estrés salino que conduce a la excreción de la toxina microcistina de las células (Tonk et al., 2007). Asimismo, *Anabaena aphanizominoidea* los organismos que se desarrollan en la superficie pueden interceptar CO<sub>2</sub> de la atmósfera, minimizando así limitación de carbono del crecimiento fotosintético y toma ventaja del incremento de los niveles de CO<sub>2</sub> presente en la atmósfera. Investigaciones recientes han demostrado que el incremento de los niveles de CO<sub>2</sub> atmosférico puede provocar la acidificación del agua dulce y de las aguas superficiales marinas (Orr et al., 2005); sin embargo, en sistemas con densas floraciones de cianobacterias, este efecto es probable que sea anulado por una mayor actividad de floración cianobacterial, que mejora el consumo de CO<sub>2</sub> y, por lo tanto, eleva el pH. Varias especies de floración de cianobacterias son capaces de crecimiento sostenido en condiciones alcalinas que resulta de la fotosíntesis activa y la extracción de CO<sub>2</sub> durante floraciones, mediante el uso de bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) como su fuente carbono (Kaplan et al., 1991).

#### d. Salinidades crecientes

Las sequías de verano, el incremento del nivel del mar y mayor uso del recurso agua para riego agrícola han llevado a un aumento salinidades en muchas partes del mundo. El aumento de la salinización amenaza el suministro de agua dulce en muchos países. También tiene un impacto importante en las comunidades de plancton de agua dulce con repercusiones en la calidad y el uso del agua (Huisman et al., 2018).

Algunas especies de los géneros de cianobacterias comunes *Anabaena*, *Microcystis* y *Nodularia* son bastante tolerantes a la sal, a veces más tolerante que especies del

fitoplancton de agua dulce eucariota. Por ejemplo, incremento de las cepas de *M. aeruginosa* no se ve afectado por las salinidades que van desde 0 hasta 10 g.L<sup>-1</sup>. Las fluctuaciones temporales de salinidad de hasta 15-20 g.L<sup>-1</sup> aún pueden permitir la supervivencia de cepas tóxicas de *Microcystis*, pero causa estrés salino que conduce a la excreción de la toxina microcistina de las células (Tonk et al., 2007). Asimismo, *Anabaena aphanizominoides* puede soportar niveles de sal de hasta 15000 mg.L<sup>-1</sup>, mientras que *Anabaenopsis* y *Nodularia spumigena* toleran salinidades tóxicas incluso de 20000 mg.L<sup>-1</sup> (Moisander et al., 2002).

Experimentos en laboratorio indican que el contenido de nodularina de *Nodularia* se correlaciona positivamente con la salinidad (Mazur-Marzec et al., 2005). La alta tolerancia a la sal de estas cianobacterias de "agua dulce" se refleja en un número creciente de floraciones cianobacteriales en aguas salobres, por ejemplo, en el Mar Báltico en Escandinavia y el Mar Caspio en Asia occidental (Dumont, 1998), Laguna Küçükçekmece en Turquía (Albay et al., 2005), la laguna de los Patos en Brasil (Matthiensen et al., 2000), el estuario del río Swan en Australia (Robson y Hamilton, 2003) y los humedales de Puerto Viejo (Montoya, 2006) y Pantanos de Villa (Montoya et al., 1995) en Lima, Perú.

Por lo tanto, el aumento de la salinización del agua dulce y las aguas salobres pueden favorecer a las cianobacterias sobre otras especies de fitoplancton de agua dulce y exponer otros organismos acuáticos y al hombre a concentraciones elevadas de toxinas.

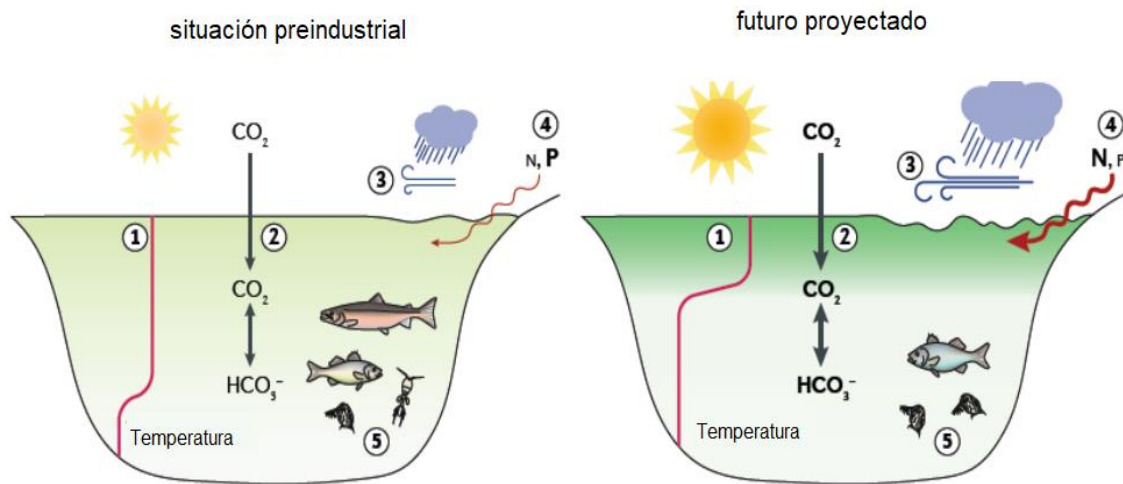


Figura 3. Afección de las floraciones de cianobacterias por el cambio climático (N: nitrógeno, P: fósforo y  $\text{HCO}_3^-$ : bicarbonato). Nota: Adaptado de Huisman et al. (2018).

En la Figura 3 se detalla las formas como el cambio climático afectaría a las floraciones de cianobacterias. Las altas temperaturas favorecen el aumento de muchas cianobacterias generadoras de floraciones, aunque la dependencia exacta de la temperatura varía entre especies e incluso entre diferentes cepas dentro de la misma especie. Se observa en 1, que las altas temperaturas favorecen una estratificación de temperatura más estable en comparación con la situación preindustrial, lo que suprime la mezcla vertical y, por lo tanto, permite que las cianobacterias flotantes floten hacia arriba y formen densas floraciones superficiales más fácilmente. En 2, el incremento de las concentraciones de gases como el  $\text{CO}_2$  atmosférico aumentará la afluencia de  $\text{CO}_2$  a aguas superficiales agotadas cubiertas por densas floraciones de cianobacterias, que intensificarán el desarrollo de las floraciones. (3,4) El cambio climático aumentará la variabilidad climática, lo que puede resultar en tormentas más intensas y eventos de lluvia, trayendo más nutrientes y sequías prolongadas con tiempos de residencia de agua prolongados. (5) El cambio climático puede alterar la estructura de la red alimentaria, que pueden beneficiar o no a las floraciones de cianobacterias.

### 2.2.2. Morfología de las Cianobacterias

Según Graham et al. (2009), este grupo cuenta diferentes formas de organización biológica en sus formas unicelulares, coloniales y hasta filamentosas. Las cianobacterias son procariotas fotosintéticas que se encuentran en la mayoría, aunque no todos los tipos de entornos iluminados. Estos microorganismos son considerados, desde el ámbito cuantitativo, entre los productores más importantes en la tierra. Todos ellos sintetizan el pigmento clorofila-a y donde el agua es el que cede electrones durante la actividad fotosintética, lo que lleva a la liberación del oxígeno. La gran parte de ellos produce el pigmento de ficobilina, ficocianina, que da a las células un color azulado cuando está presente en altas concentraciones. Aunque las cianobacterias viven en una amplia gama de ambientes, una serie de características a menudo contribuyen a su éxito. La temperatura óptima para muchos o la mayoría cianobacterias es mayor en varios grados que para la mayoría de las algas eucariotas.

Algunas especies de cianobacterias pueden presentarse en forma diferenciada como células conocidas como heterocitos y que producen nitrogenasa y otras macromoléculas que permiten fijar el nitrógeno atmosférico (Wolk et al., 1994).

#### ***Microcystis aeruginosa***

Según Reynolds y Walsby (1975), el género *Microcystis* es la principal microalga formadora de blooms o floraciones algales y siendo las especies más representativas *M. aeruginosa* y *viridis* las más importante, pudiendo producir sustancias tóxicas como las hepatotoxinas y dermatotoxinas. La cianobacteria *M. aeruginosa* es una microalga del orden Chroococcales que pueden presentarse como colonias mucilaginosas, microscópicas, alargadas o esféricas, lobuladas, con orificios diferenciados. Además, presentan mucílago sin color compuesta por polisacáridos que contienen azúcares como la glucosa, manosa,



fructuosa, galactosa y ramnosa. En su forma colonial son difusas y se suelen superponer ligeramente las aglomeraciones de células. La gran mayoría presentan células esféricas, sueltas o moderadamente empaquetadas, de 5µm de diámetro, con numerosos aerótopos conspicuos.

### ***Microcistina***

Según Moreno et al. (2003), las microcistinas (también conocidas como cianoginosinas) son una familia de toxinas producidas por especies de cianobacterias de agua dulce, principalmente *Microcystis aeruginosa*, pero también otras especies de *Microcystis* y otros géneros, a saber, *Anabaena*, *Oscillatoria* y *Nostoc*. Las microcistinas son heptapéptidos monocíclicos, cuya variedad es superior a más de 50 diferentes tipos de microcistinas. La más común de las microcistinas es microcistina-LR, donde se reconoce a la leucina (L) y arginina (R) como los aminoácidos más representativos (Carmichael, 1994).

Las microcistinas se pueden encontrar globalmente en aguas dulces, así como en hábitats marinos. Recientemente se ha informado de la aparición de microcistinas en simbiontes de cianobacterias de líquenes terrestres de muchos lugares de todo el mundo (Kaasalainen et al., 2012), indicando que estas toxinas no están limitadas a los ambientes acuáticos. Actualmente, las cianotoxinas y/o las floraciones tóxicas han sido reportados en todos los continentes y casi cada parte del mundo, siendo más frecuente su presencia en zonas tropicales y subtropicales sometidos a diferentes condiciones ambientales (Metcalf et al., 2012).

Las microcistinas se liberan al ecosistema acuático durante los procesos de senescencia y descomposición, que podrían causar graves riesgos en la homeostasis de organismos acuáticos y animales terrestres incluidos los seres humanos. Al respecto se ha realizado en modelos de ratón. Generalmente, los microcistinas actúan bloqueando las

proteínas PP1 y -2A, provocando toxicidad a nivel hepático; sin embargo, ha sido demostrado que las microcistinas pueden afectar el aparato reproductor masculino más severamente que el hígado u otros órganos (Li et al., 2008). Se ha informado que la microcistina LR puede causar apoptosis de cultivos primarios de células espermatogénicas, células de Sertoli y células de Leydig (Xiong et al. 2009). Así mismo, existe una serie de informes en todo el mundo de muertes por envenenamientos de microcistinas a aves, animales domésticos, peces y otros organismos acuáticos (Pietsch et al., 2001).

### 2.2.3. Eutrofización y sus causas

La eutrofización es definida como un enriquecimiento de sustancias que son considerados como nutrientes, principalmente de nitrógeno y fósforo (Nixon, 1995), cuyas condiciones se clasifican en: oligotrófica, mesotrófica, eutrófica e hipereutrófica. La condición oligotrófica es cuando la presencia de nutrientes es relativamente baja y la concentración de oxígeno es estable en toda la columna de agua de la misma manera que la transparencia. En cambio, existen la fase mesotrófica considerada como una intermedia de las fases descritas, donde los nutrientes se presentan en un nivel medio y los organismos acuáticos son más abundantes. Mientras que, la eutrófica es cuando el medio acuático es muy superior en nutrientes y la condición hipereutrófica es el estado de máximo enriquecimiento de nutrientes en condiciones de exceso, siendo baja la concentración del oxígeno en toda la columna del ecosistema acuático.

Por otro lado, según Chapa- Balcorta y Guerrero (2010), menciona que el proceso de eutrofización presenta las siguientes secuencias:

- a. Una reacción inicial de oxidación del contenido orgánico por microorganismos aerobios generando un notorio desarrollo de microalgas, algas y plantas.

- b.** Una disminución de la concentración de gases como el oxígeno disuelto, de la misma manera que el pH y la transparencia generada por la intensa actividad respiratoria de los organismos no fotosintéticos.
- c.** Debido a la falta de oxigenación se presenta una muerte de los organismos aeróbicos.
- d.** Alta actividad de las bacterias anaeróbicas, con una liberación de gases a partir de amino, sulfuro y metano.
- e.** Una alta acidificación del medio influenciada por la presencia de los sulfuros que en reacción forman el ácido sulfhídrico ( $H_2S$ ), lo que repercute a las poblaciones de los organismos del humedal.

La eutrofización tiene diversas causas antropogénicas, las cuales pueden ser: el vertimiento de aguas con altas concentraciones de nutrientes, un aporte de los elementos más importantes como son las formas nitrogenadas y el fósforo generados por el manejo de agroquímicos, una intensa deforestación, afección de la capa fértil de suelos dedicados a la agricultura y la emisión de gases ambientales que podrían formar iones tóxicos como nitrato y sulfato (Moreno et al., 2019).

#### 2.2.4. Parámetros fisicoquímicos determinantes de la eutrofización

Para Paerl et al. (2014), la evaluación de la eutrofización se debe de considerar los siguientes parámetros:

##### **a. Clorofila-a**

Según Picado et al. (2013), la clorofila-a puede estar en relación directa de la producción primaria y que su incremento va estar influenciado por los nutrientes y la exposición a la luz. Todas las plantas verdes contienen clorofila-a, siendo el componente más abundante de todos los pigmentos verdes de la naturaleza. Por lo que su evaluación es importante en los cuerpos de agua si se desea saber la variación de la producción primaria.

## **b. Fósforo total**

Este nutriente es considerado como uno de los más principales, al igual que al nitrógeno y figura como uno de los generadores de la eutrofización de los ecosistemas acuáticos. Se encuentra, casi exclusivamente, en la columna de agua en forma de ortofosfatos, fosfatos condensados y fosfatos inorgánicos (ANA, 2018).

Los fosfatos en los ambientes lagunares pueden provenir de formas naturales y de actividades antrópicas. Muchas de esas formas son: vertimientos de aguas procedentes de actividades domésticas e industriales, escorrentía de las actividades agrícolas y residuos de la actividad ganadera (Atencia, 2007)

## **c. Nitrógeno total**

Este nutriente es considerado como uno de los más principales para el desarrollo de las algas. Las reacciones de oxidación de este elemento por parte de los microorganismos causan un incremento en la DBO, disminuyéndola presencia de oxígeno en la columna de agua (Claros, 2012). La demanda es aún mayor cuando el humedal recibe vertimientos de compuestos nitrogenados provenientes de las granjas avícolas y porcinas; así como las aguas provenientes del uso doméstico e industrial.

En los diversos ecosistemas acuáticos, este nutriente se puede encontrar en distintas modalidades, como nitrógeno orgánico y amoniacal, nitritos, nitratos, entre otras. En los cuerpos de agua, el nitrato es considerado como el de mayor contaminación (Antimán, 2005). El método Kjeldahl es el más utilizado para la determinación de este parámetro.

### 2.2.5. Índices de estados tróficos

El uso de la escala del Índice de estado trófico (IET) es valiosa en la clasificación de masas de agua, permitiendo una mejor gestión, preservación, conservación y/o esfuerzos de restauración para mantener su integridad de salud ecológica. La eutrofización tiene efectos nocivos sobre los animales acuáticos, especialmente los peces y los invertebrados; además,

es responsable del aumento de la proliferación de floraciones de algas nocivas y de condiciones hipóxicas que a menudo provoca la muerte de peces. Esto suele ocurrir cuando la floración de algas muere, iniciando la fase de descomposición orgánica que, en consecuencia, disminuye la concentración de oxígeno disuelto necesarios para la supervivencia de los peces (Chislock et al., 2013).

El estado trófico es indicativo de la productividad biológica en estos entornos, donde la dinámica de los nutrientes define el estado trófico de los ecosistemas acuáticos. Los cambios de nutrientes, así como las concentraciones pueden conducir a alteraciones de la formación comunitaria en un nivel trófico particular, por lo que se han formulado numerosos índices de estado trófico para evaluar estas variaciones particulares que ocurren en el ecosistema. No existe una herramienta estándar mundial para estimar el estado trófico en ecosistemas acuáticos por qué existen interacciones complejas de factores que intervienen en la productividad orgánica en diversas aguas cuerpos. Sin embargo, la herramienta más utilizada ha sido el desarrollado por Carlson (1977) y fue probada inicialmente en lagos en América del Norte.

Este índice de estado trófico introducido por Carlson ha sido aceptado globalmente para estudiar el estado de los ecosistemas acuáticos, porque es simple y utiliza pocos parámetros en comparación con otros modelos complejos. Esta herramienta utiliza solo tres parámetros a saber, profundidad con el uso del disco de Secchi, el nutriente más representativo como el fósforo total y los niveles de clorofila-a, siendo estos los principales factores influyentes en la eutrofización. El fósforo total es el más parámetro adecuado y ampliamente utilizado para medir las variaciones de los ecosistemas acuáticos (Brown y Simpson, 2002). Esto es por qué; en ecosistemas acuáticos este nutriente es influyente a diferencia del nitrógeno; además, actividades antropogénicas pueden elevar su concentración en el agua, lo que explica la importancia del índice de Carlson.

La clorofila-a es considerado un pigmento que concentra los organismos fotosintetizadores y es usado para poder determinar la densidad o biomasa de la población del fitoplancton. Cuanto mayor sea la presencia de la concentración de este pigmento es indicativo de una calidad de agua contaminada y, por tanto, puede ser utilizado como el principal indicador del estado trófico de las aguas en estudio (Hosmani, 2010).

La profundidad de Secchi mide la transparencia, que es básicamente influenciado por la densidad de algas, entre otros factores. Los tres parámetros usados para establecer el estado de eutrofización son la profundidad de Secchi, total fósforo y clorofila-a, ya que están correlacionados. El índice de estado trófico de Carlson (IETC) proporciona un simple esquema para clasificar la condición de eutrofización de un cuerpo de agua de una manera que pueda ser fácilmente entendida por las partes interesadas. De acuerdo a lo propuesto por Balaka et al (2019), este índice se calculó promediando los tres indicadores antes mencionados. Las ecuaciones fueron como sigue:

- $IET_{SD} = 60 - 14,41LN (SD)$  ..... Ecuación 1.
- $IET_{Chla} = 9,81LN (Chla) + 30,6$  ..... Ecuación 2.
- $IET_{PT} = 14,42LN (PT) + 4,15$  ..... Ecuación 3.

$$IETC = \frac{IETSD + IETChl a + IETPT}{3} \dots \dots \dots Ecuación 4$$

Mientras que

$Cl-a$  = concentración de clorofila-a ( $\mu g.L^{-1}$ )

SD = disco de Secchi o profundidad (metros)

PT = Concentración de fósforo total ( $\mu g.L^{-1}$ )

LN = Logaritmo natural

El valor final obtenido como IET se observa en la Tabla 1, que según los criterios de índices de estados tróficos (IET) van de 0 a 100 y que identifican a los ecosistemas acuáticos

oligotróficos (baja productividad ecológica), mesotrófica (productividad ecológica moderada), eutrófica (alta productividad ecológica) e hipereutrófico (más alta productividad ecológica).

Tabla 1

Clasificación del estado trófico basadas en el esquema del Índice de Estados Tróficos de Carlsons.

<b>IET</b>	<b>Estado Trófico</b>	<b>SD</b>	<b>PT</b>	<b>Chl-a</b>
0 - 40	Oligotrófico	>8 - 4	0 – 12	0 – 2,6
40 - 50	Mesotrófico	4 - 2	12 – 24	2,6 – 7,3
50 - 70	Eutrófico	2 - 0,5	24 – 96	7,3 – 56
70 - 100+	Hipereutrófico	0,5 - <0,25	96 – 384 +	56 – 155 +

Nota: Balaka et al. (2019). SD: Disco de Secchi, PT: Fósforo total, Chl-a: Clorofila

### **Influencia de los métodos de cuantificación de clorofila a en índices de calidad ecológica**

El principal problema en lagos y zonas costeras y de transición aguas en Europa y en todo el mundo es la eutrofización. Esta es la mayor amenaza para la biodiversidad y capacidad para lograr un buen estado ecológico de las aguas superficiales. El estado ecológico está definido como la cualidad de la estructura y función del ecosistema acuático y el estado químico es la concentración de contaminantes según los estándares de calidad ambiental (Watt et al., 2007).

Se han evaluado los métodos de evaluación ecológica del fitoplancton en lagos mediterráneos de 7 países donde 5 de ellos utilizaron 4 indicadores biológicos similares. Todos usaron a la clorofila a (Chl-a) y normalizó los datos entre 0 y 1, calculando primero los ratios de calidad ecológica (relación entre el valor medido y el valor de referencia) y luego el promedio. Este proceso indica una similitud entre los países de la Unión Europea

en el cálculo del estado ecológico, y para los cuerpos de agua como los embalses se denomina potencial ecológico para cuerpos de agua.

La clorofila es considerada uno de los principales pigmentos que permiten a los productores primarios realizar fotosíntesis (plantas, algas, cianobacterias y bacterias fotosintéticas), su concentración proporciona información sobre la abundancia de estos organismos. La Chl-a es la variable utilizada en experimentos limnológicos para determinar la biomasa de la comunidad de fitoplancton, que sirven para caracterizar ambientes y desarrollar programas de monitoreo para manejo de ecosistemas. Por lo tanto, la Chl-a se usa ampliamente para determinar los índices ecológicos de calidad del agua. Como consecuencia de 60 años de seguimiento, varias técnicas para estimar la concentración de Chl-a en el medio acuático se ha desarrollado. Actualmente, se utilizan comúnmente 3 técnicas: espectrofotométrica, fluorométrica y cromatográfica. Las técnicas espectrofotométricas se basan en la extracción de pigmentos de las células a través de un disolvente orgánico como metanol, etanol o acetona, posteriormente analizados por espectrofotometría. El problema con este método es la aparición de otros fotopigmentos, productos de degradación y/u otros compuestos extraídos. Estas sustancias pueden afectar la cuantificación de pigmentos de clorofila porque emiten fluorescencia y absorben luz en las mismas longitudes de onda de 630–665 nm ((Dos Santos et al., 2003).

El desarrollo más reciente en las estimaciones de Chl-a es la técnica cromatográfica, caracterizada por usar técnicas de cromatografía líquida (HPLC). La presencia de todos los tintes fotosintéticos se puede determinar en una sola operación con HPLC, y permite al usuario obtener datos de Chl-a con alta precisión como, así como información detallada sobre la composición de la comunidad de fitoplancton (Mantoura y Llewellyn 1983).

Esta técnica suele producir concentraciones más bajas de Chl-a que los métodos espectrofotométricos, especialmente si el etanol es utilizado para la extracción, debido a la



interferencia en la medición espectrofotométrica de alómeros y otros derivados de la clorofila, que se separan cromatográficamente por HPLC. Sin embargo, el alto costo del equipo y la duración del tiempo son desventajas para el uso habitual de este método (Dos Santos et al., 2003). Estas técnicas se han utilizado habitualmente por décadas, pero consumen mucho tiempo y requieren procedimientos estandarizados apropiados para el muestreo y la muestra, así como analistas experimentados para interpretar resultados. Otras desventajas en comparación con fluorimetría aplicada directamente incluyen la necesidad de grandes porciones de muestras, lo que puede restringir nuestra capacidad para tomar muestras y posibles cambios cuantitativos durante el almacenamiento de la muestra (Gregor y Maršálek 2005).

En la actualidad, los dispositivos más utilizados son los fluorómetros de campo, que producen en tiempo real continua información, facilitando así la recopilación de los perfiles de clorofila con poco esfuerzo, usando mínimo procesamiento para recibir una mayor cantidad de datos posibles sobre los perfiles de interés. Estos fluorómetros funcionan por medio de LED que emiten a longitudes de onda específicas.

Las propiedades del fitoplancton dependen del tamaño, forma, pigmentación, composición taxonómica, fotoadaptación y estado fisiológico. Por ejemplo, la exposición a la luz saturada causará inmediatamente una depresión de la fluorescencia, pero cualquier cambio en la concentración de Chl-a sucede mucho más lento durante horas. Los que usan estas técnicas deben ser conscientes de algunos problemas generales asociados con la fluorescencia in situ e in vivo. Las mediciones, como el efecto de la irradiancia, la falta de oscuridad, adaptación y los efectos de la limitación de nutrientes.

Por lo tanto, la comparación directa de los rendimientos de fluorescencia a otros parámetros de la biomasa de fitoplancton puede ser problemático (Gregor et al., 2005).

### **2.3. Bases filosóficas**

El presente estudio científico es considerado una fase del ejercicio del pensamiento humano que describe y caracteriza a un ecosistema en busca de una explicación de los fenómenos que se generan en ella tal como lo sostiene Guadarrama (2009). Así mismo, El Papa Francisco (2015) manifestó que los estudios del medio ambiente son justificados; por lo que la protección y conservación que se le practique constituiría una fuerza impulsora que busca cuidar y proteger la “casa común”. Esto fue referido a través de la encíclica Papal *Laudato Sí*, en donde se incorpora la preocupación por la naturaleza y se propone acudir a los sentimientos de identificación y empatía de todas personas con la naturaleza y expresa su cuidado por el destrozamiento y despojo que se hace a los recursos naturales del planeta, buscando orientar el comportamiento de las personas hacia un uso racional y sostenible de todo lo que tenemos en el planeta contribuyendo a la conciencia ambiental del hombre.

Por otro lado, Popper (1997) manifestaba que los aportes al conocimiento científico a través de la investigación son considerados como expresiones máximas de la racionalidad humana, permitiendo comprender las fuerzas que rigen al mundo, esto gracias al uso libre de nuestra razón. Por lo que toda investigación científica busca e involucra mucha creatividad, permitiendo construir una nueva realidad que no existía y que se presenta con los resultados que ofrece el investigador, tal como lo menciona Cerda, (2005).

### **2.4. Definición de términos básicos**

Los términos definidos han sido extraídos de Diccionario de Medio Ambiente, Ingeniería y tratamiento de aguas residuales (Bahadori y Samith, 2015).

#### **a. Aclimatación**

La respuesta dinámica de un sistema a la adición o eliminación de una sustancia hasta alcanzar el equilibrio; también es un ajuste a un cambio en el medioambiente.

**b. Aeróbico**

Es la fase donde se utiliza al aire para diversos procesos que se dan en la naturaleza generando transformaciones positivas o negativas.

**c. Algas**

Plantas microscópicas que contienen clorofila y viven flotando o suspendidos en el agua. Ellos también pueden estar adheridos a estructuras, rocas u otras sustancias similares. Las algas producen oxígeno durante las horas de luz solar y usan oxígeno durante las horas de la noche. Sus actividades biológicas afectan apreciablemente el pH y oxígeno disuelto del agua.

**d. Ecosistemas**

Una comunidad de animales y plantas y el entorno físico en el que viven.

**f. Fósforo (P)**

Elemento químico y nutriente esencial para diversos organismos. Ocurre en formas de ortofosfato, pirofosfato, tripolifosfato y fosfato orgánico. Cada una de estas formas y su suma (fósforo total) se expresa en miligramos por litro (mg/L) de fósforo elemental; ocurre en aguas naturales y aguas de la actividad industrial casi exclusivamente como fosfatos; niveles de exceso de fósforo en las aguas dulces superficiales puede contribuir a la eutrofización

**g. Humedales**

Son áreas inundadas o saturadas por agua subterránea con una frecuencia y duración para soportar y que, en circunstancias normales, no soporte, un predominio de vegetación típicamente adaptados para vivir en condiciones de suelo saturado. Los humedales costeros se extienden desde los estuarios e incluyen marismas, cuencas de marea, marismas y pantanos de manglares. Humedales interiores de agua dulce consisten en pantanos, pantanos y ciénagas. Los humedales generalmente incluyen pantanos, pantanos, ciénagas y áreas

similares; los humedales construidos para ser utilizados en tratamiento de aguas residuales están excluidos de esta definición.

#### **h. Índice biológico**

Un valor numérico utilizado para describir la biota de un cuerpo de agua, sirviendo para indicar la calidad de estado biológico

#### **i. Nitrógeno total**

Medida del contenido total de nitrógeno en aguas incluyendo nitrato, nitrito, amoníaco, amonio y nitrógeno orgánico, expresado en mg/L de N; todas estas formas de nitrógeno (así como gas nitrógeno) se puede convertir bioquímicamente de una forma a otro y son constituyentes del ciclo del nitrógeno.

#### **j. Nutriente**

Corresponde a la sustancia que permite que los organismos puedan desarrollar crecimiento. Generalmente se aplica a los elementos como el nitrógeno y al fósforo en las aguas residuales, pero también a otros elementos esenciales y oligoelementos.

#### **k. Oxidación biológica**

Proceso por el cual los microorganismos consumen oxígeno disuelto y sustancias orgánicas de las aguas residuales, utilizando la energía liberada para convertir el carbono orgánico en gases como el CO<sub>2</sub> y material celular.

#### **l. pH**

A través de este parámetro se permite medir la acidez o alcalinidad del agua o cualquier sustancia dada. La escala es del 1 al 14 siendo 7 neutral. Más de 7 es alcalino o cáustico, menos de 7 es ácido o base. Las aguas demasiado ácidas o alcalinas pueden no ser apto para la vida animal o vegetal. En la escala de pH (0 a 14), un valor de 7 a 25 °C (77 °F) representa

una condición neutra. Los valores decrecientes indican una alta presencia de iones de hidrógeno (acidez); los valores crecientes indican una concentración de hidrogeniones decreciente (alcalinidad).

## **II. Sensibilidad climática**

El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC), refiere que la sensibilidad climática es el cambio de temperatura de equilibrio en la media global de la superficie después de una duplicación de la concentración atmosférica (equivalente) de CO<sub>2</sub>. En términos más generales, la sensibilidad climática de equilibrio se refiere al cambio de equilibrio de la temperatura en el aire superficial.

### **2.1 Hipótesis de investigación**

#### **2.1.1 Hipótesis general**

Existe una relación directa y significativa entre las floraciones algales de *M. aeruginosa* y el nivel de eutrofización de las aguas del humedal Albuferras de Medio Mundo-Huaura, 2019.

#### **2.1.2 Hipótesis específicas**

- Existe una relación directa entre la cantidad de las floraciones algales de *M. aeruginosa* y los valores de los parámetros físico químicos de las aguas del HAMM.
- Existe una relación directa entre cantidad de las floraciones de *M. aeruginosa* y el contenido de clorofila-a presente en las aguas del HAMM.
- Existe una relación directa entre la cantidad de las floraciones de *M. aeruginosa* y los valores del Índice de Estados Tróficos de las aguas del HAMM.

### **2.2 Operacionalización de las variables**

Tabla 2

Matriz de operacionabilidad: FLORACIONES ALGALES DE *Microcystis aeruginosa* Y SU RELACIÓN CON EL NIVEL DE EUTROFIZACIÓN DE LAS AGUAS DEL HUMEDAL ALBÚFERAS DE MEDIO MUNDO-HUAURA, 2019.

VARIABLES	DEFINICIÓN CONCEPTUAL	DEFINICIÓN OPERACIONAL	DIMENSIONES	INDICADORES
<p><u>VARIABLE DE ASOCIACIÓN</u></p> <p>Floraciones algales</p>	<p>Las floraciones algales, son formaciones de cianobacteria que se incrementan dominando el fitoplancton de un ecosistema acuático. La forma característica de su presencia describe un incremento en el número de células o colonias en los cuerpos de agua (UNESCO, 2009).</p>	<p>Se refiere a la cantidad de la cianobacteria <i>M. aeruginosa</i>, colectada en diferentes estaciones de muestreo, en los cuerpos de agua del humedal Albúferas de Mundo Mundo, que se caracterizará por técnicas de alta microscopia y</p>	<p>Presencia de <i>M. aeruginosa</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Identificación morfológica</li> <li>• Cantidad (Cél/ml)</li> </ul>
<p><u>VARIABLE DE SUPERVISIÓN</u></p> <p>Nivel de Eutrofización</p>	<p>La eutrofización significa el enriquecimiento con nutrientes y su presencia en las aguas naturales es necesaria como alimento de una gran cantidad de microorganismos. Cuando la eutrofización es excesiva, surgen problemas, a este estado se denomina eutrofización cultural (Capó, 2007) Además, encontramos niveles de eutrofización como son: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipertrófico (Gerard, 1999).</p>	<p>Se refiere al desbalance de nutrientes (N y P) en el humedal y que será mensurado por la cantidad presente de cada uno de los elementos o compuestos y que se refleja en los estados tróficos de los ecosistemas acuáticos.</p>	<p>Parámetros fisicoquímicos y biológicos</p> <p>Estados tróficos (IETC)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aporte de nitrógeno</li> <li>• Aporte de fósforo</li> <li>• Oxígeno disuelto</li> <li>• pH</li> <li>• Conductividad</li> <li>• Cantidad de Clorofila-a</li> <li>• IET<sub>DS</sub>: Índices de estado trófico de la transparencia (disco de Secchi).</li> <li>• IET<sub>Cl</sub>: Índices de estado trófico de la clorofila-a</li> <li>• IET<sub>PT</sub>: Índices de estado trófico del fósforo total</li> </ul>

## **CAPÍTULO III**

### **METODOLOGÍA**

#### **3.1 Diseño metodológico**

##### **3.1.1 Tipo de investigación**

El tipo de investigación es aplicada, porque a través de conocimientos adquiridos respecto de la variable de asociación y la variable de supervisión se buscó abordar la solución a la problemática de contaminación en los ecosistemas de humedales.

##### **3.1.2 Nivel de investigación**

El nivel que plantea esta investigación es correlacional porque en ella se evaluó el grado de asociación entre las variables cuantitativas y se estableció las vinculaciones entre ellas.

##### **3.1.3 Enfoque de investigación**

El enfoque que presenta esta investigación es cuantitativo, porque se utilizan en las mediciones de las variables asociadas y de variables de supervisión datos cuantitativos, tal como lo refiere Hernández- Sampieri y Mendoza (2018).

##### **3.1.4 Diseño de investigación**

El diseño que se describe en este estudio es de tipo no experimental de corte transversal.

## **3.2 Población y muestra**

### **3.2.1 Población**

La Población en estudio fue representada por las aguas superficiales del HAMM de la localidad de Végueta-Huaura en el año 2019.

### **3.2.2 Muestra**

La muestra fue determinada a partir del cálculo probabilístico, en el que se utilizaron formas de selección aleatoria de los puntos muestrales y cuyos resultados obtenidos pueden atribuirse a la población, tal como lo refiere Hernández- Sampieri y Mendoza (2018).

La campaña estuvo conformada por 18 muestras de agua (06 puntos de muestreo con 3 muestras por cada punto). Cada muestra tuvo un volumen de 2,0 L aproximadamente. En la Figura 4 se observa el mapa de la Albufera de Medio Mundo con los puntos de recolección de muestras. Método de muestreo utilizado fue aleatorio simple, el cual permitió obtener la muestra con la misma posibilidad de ser seleccionada y ser representativa de la población, tal como lo expresa Carrasco (2006).

## **3.3 Técnicas de recolección de datos**

### **3.3.1 Técnica**

Se utilizará de acuerdo a la investigación las técnicas:

- Observación: Para realizar el conteo de la floración algal se hicieron observaciones de las poblaciones usando la cámara de Sedgwick-Rafter bajo el microscopio.

### **3.3.2 instrumentos**

Los instrumentos usados para la recolección de datos fueron:

- a. Ficha de datos primarios

A través de este instrumento se recoge los datos primarios de la investigación y que se obtiene directamente de la realidad evaluada, como es el caso de los valores que arroja los diferentes instrumentos usados para evaluar los parámetros físico químicos correspondiente a este estudio (pH, C, PT, T, OD y NT).



b. Ficha de datos procesados

A través de este instrumento se recoge los datos primarios procesados y que servirán en la investigación para poder cotejarlas y dar validez a las hipótesis planteadas. Estos datos corresponden a los valores de los diferentes índices obtenidos en la investigación (Índice de estado trófico de la transparencia, clorofila y fósforo total).

### 3.3.3. Procedimiento

a. Fase Preliminar

- Recolección, interpretación y análisis de información bibliográfica conformada por las diferentes fuentes como son los libros, revistas científicas, tesis, documentos relacionados a la norma ambiental, etc.
- Elaboración de las fuentes cartográficas como es el caso del mapa en 2D de la ubicación del área de estudio en el HAMM, en donde se establecieron los puntos de muestreo establecidos en esta fase.

b. Fase de Campo

- Inspección del área de intervención

Para la inspección del área de intervención o de las tomas de muestra se realizaron recorridos del perímetro del HAMM en caminatas y haciendo uso de un bote para verificar los accesos y la situación de las estaciones de muestreo.

- Verificación de los puntos de muestreo preestablecidos en el mapa base mediante el uso de GPS. Siguiendo el protocolo de la ANA (2018).

La Tabla 3 muestra la localización a través de coordenadas UTM de los puntos de muestreo realizados en el humedal Albuferas de Medio Mundo.

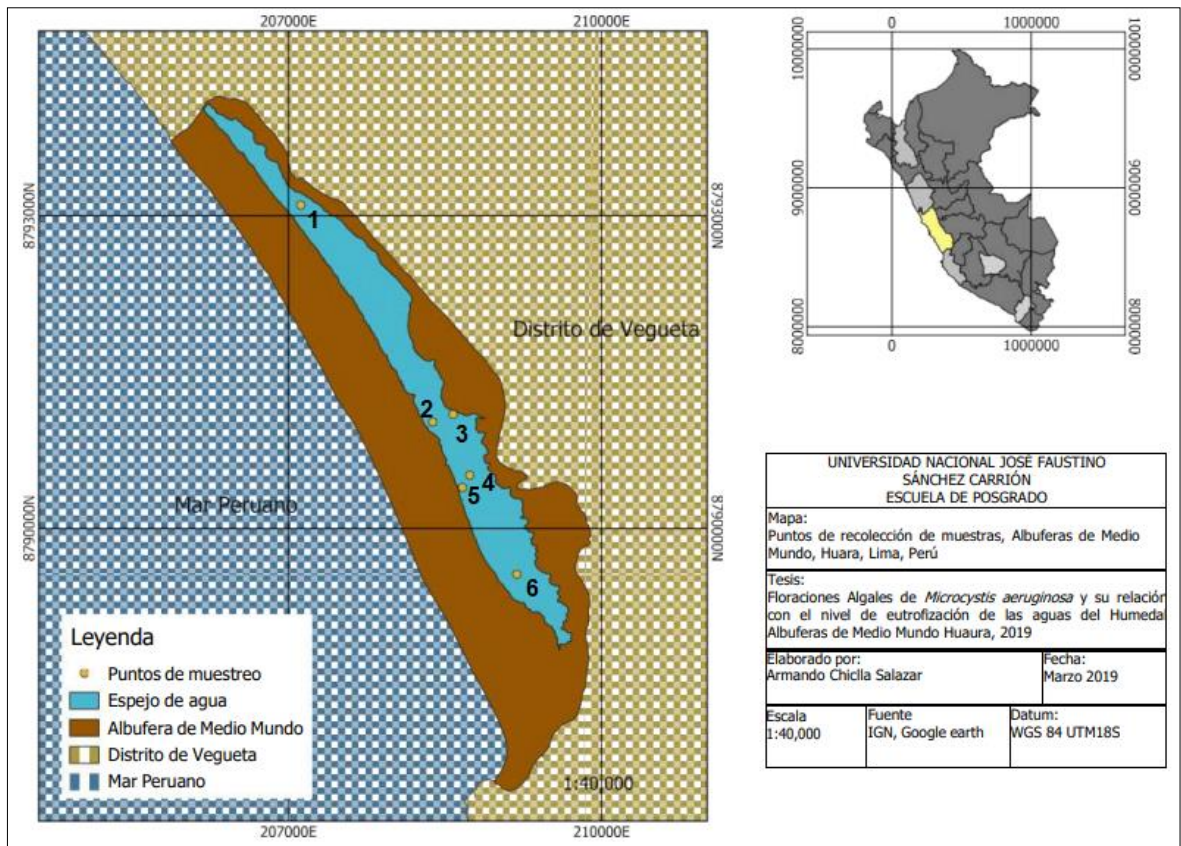


Figura 4. Mapa de la Albufera de Medio Mundo con los puntos de recolección de muestras.

Nota: Elaboración propia

- Muestreo

El muestreo fue realizado el 12 de julio del 2019. La recolecta de la muestra de agua del humedal fue realizada haciendo uso de un bote, esto último según lo propuesto por Autoridad Nacional de Agua (2016), en donde se establece los criterios y procedimientos para ejecutar el monitoreo de lagos y lagunas continentales como ecosistemas marino costeras. Además, se determinaron los siguientes parámetros *in situ* como son la temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica, todos ellos con el multiparámetro Lutron® WA-2017 SD; también se evaluó la transparencia a través del Disco de Secchi. Para la colecta de las muestras de floraciones de cianobacterias se filtraron 10 L de agua usando una red de fitoplancton de 6 µm, tal como lo sugiere Samanez et al. (2014).

Tabla 3

Coordenadas UTM de los puntos de muestreo realizados en el HAMM

Punto de muestreo	Coordenadas UTM
1	207117 8793102
2	208377 8791022
3	208573 8791096
4	208662 8789562
5	208662 8790394
6	208732 8790512

Nota: Elaboración propia

c. Fase de Laboratorio

### **Análisis de las muestras de agua y su respectiva interpretación.**

Las muestras de agua recolectadas y trasladadas en frascos de vidrio de borosilicato de color ámbar, fueron procesados para cuantificar el nivel de clorofila “a” con el método de extracción propuesto por Azov (1982). Este método usa al metanol (90%) para extraer este pigmento con centrifugaciones sucesivas (3500 rpm) y haciendo lectura con el espectrofotómetro a 665 nm y 750 nm.

$$\text{Clorofila } a \left( \frac{mg}{L} \right) = \frac{13.9 (A_{665 \text{ nm}} - A_{750 \text{ nm}})U}{V}$$

Donde:

A = Valor de la absorbancia utilizada

U = Cantidad de metanol (Volumen)

V = Cantidad de la muestra usada (volumen)

### **3.4 Técnicas para el procesamiento de la información**

Para la preparación de las tablas y gráficas a partir de los datos obtenidos se usaron el software Microsoft Excel, con lo que se pudo realizar el estudio y comprensión de los datos obtenidos a partir de los distintos parámetros e índices de esta investigación. Además, fue usado el cociente de correlación de Pearson con la que se pudo establecer la relación existente entre las variables de asociación y de supervisión. En el análisis se usó el nivel de significancia de  $p < 0,05$ . Se usó un nivel de significancia de  $p < 0,05$ . Estos datos fueron procesados estadísticamente utilizando el software SPSS v.24.

## **CAPÍTULO IV**

### **RESULTADOS**

#### 4.1 Análisis de resultados

##### 4.1.1. Parámetros fisicoquímicos de las aguas superficiales del humedal Albúfera de Medio Mundo.

La Tabla 4 muestra los resultados de los análisis físico-químico y biológico de las muestras de agua del humedal Albúferas de Medio Mundo.

La temperatura mostró valor mínimo de  $25,10 \pm 0,10$  °C para la estación 6 (E6); y un valor máximo de  $26,40 \pm 0,36$  °C para la estación 4 (E4). Además, este parámetro si cumple la norma con los estándares de calidad ambiental (ECA) para agua en la categoría 4: Conservación del ambiente acuático E1: Lagos y Lagunas (MINAM, 2017) (Figura 5), en donde los datos están en el rango de variación ( $\Delta 3$ ) realizado en enero del 2018 (Quiroz, 2019) quien reporta el valor promedio de  $25,68$  °C para el humedal en estudio.

El parámetro pH mostró valor mínimo de  $7,51 \pm 0,33$  para la estación 1 (E1); y un valor máximo de  $8,63 \pm 0,2$  para la estación 6 (E6). Los valores de pH obtenidos en las estaciones evaluadas (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) si cumplen la norma para la categoría 4 y están dentro del rango establecido (6,5-9,0) (ver Figura 6).

Tabla 4

Valores de los parámetros correspondientes al análisis físico-químico y biológico de las muestras de agua de las estaciones del Humedal Albúfera de Medio Mundo, Huaura

Estaciones de muestreo							
Parámetro	E1	E2	E3	E4	E5	E6	*ECA
Temperatura (°C)	25,9	25,6	25	26,7	26	25	Si
	24,3	25,5	25,1	26	26,3	25,1	
	25,2	25,5	25,5	26,5	25,8	25,2	
Promedio± DS	25,13±0,8	25,53±0,03	25,2±0,26	26,40±0,36	26,03±0,25	25,1±0,1	
pH	7,30	8,30	8,75	7,50	8,60	8,8	Si
	7,35	8,40	8,6	7,55	8,5	8,4	
	7,92	8,20	8,61	7,40	8,4	8,8	
Promedio± DS	7,51±0,33	8,23±0,20	8,63±0,05	7,48±0,07	8,46±0,11	8,63±0,2	
C.E (mS/cm)	5,40	5,35	5,52	5,30	5,0	5,14	No
	5,55	5,30	5,51	5,38	5,0	5,10	
	5,42	5,40	5,40	5,20	5,10	4,90	
Promedio± DS	5,45±0,08	5,35±0,05	5,47±0,06	5,36±0,06	5,03±0,05	4,96±0,1	
Oxígeno disuelto (OD) (mg/L)	6,40	4,10	4,8	3,6	4,4	3,3	Si (E1)
	5,39	4,20	4,7	3,8	4,51	3,2	
	5,80	4,30	4,4	3,8	4,20	3,02	
Promedio± DS	5,86±0,5	4,20±0,1	4,63±0,20	3,73±0,11	4,28±0,2	3,26±0,2	
Nitrógeno total (mg/L)	6,02	4,01	15,30	4,20	9,00	8,10	No
	5,00	4,04	15,00	4,00	10,10	8,55	
	8,97	4,2	15,55	4,3	10,50	8,40	
Promedio± DS	6,70±1,1	4,08±0,1	15,36±0,40	4,1±0,15	9,86±0,77	8,33±0,2	
Fósforo total (mg/L)	0,13	0,12	0,13	0,13	0,12	0,11	No
	0,14	0,11	0,11	0,13	0,11	0,10	
	0,13	0,12	0,12	0,10	0,10	0,11	
Promedio± DS	0,13±0,05	0,11±0,05	0,10±0,01	0,11±0,015	0,11±0,01	0,1±0,00	
<i>M. aeruginosa</i> (x1000 Cél/ml)	3,1	2,5	4,0	1,0	3,8	3,8	NA <sup>1</sup>
	2,8	2,0	4,2	0,5	4,0	4,5	
	3,5	2,1	3,5	1,1	3,5	3,0	
Promedio± DS	3,13±0,35	2,23±0,25	3,90±0,36	1,00±0,21	3,90±0,18	3,83±0,6	
Clorofila (mg/L)	1,13	1,05	1,94	0,38	1,11	2,41	No
	1,12	1,10	2,10	0,55	1,01	2,32	
	1,30	1,11	1,96	0,45	1,12	2,40	
Promedio± DS	1,18±0,10	1,08±0,03	2,0±0,087	0,46±0,08	1,08±0,06	2,37±0,0	

Nota: \*Cumplimiento de los ECA para agua: DS 004-2017-MINAM.

<sup>1</sup> NA: No aplica

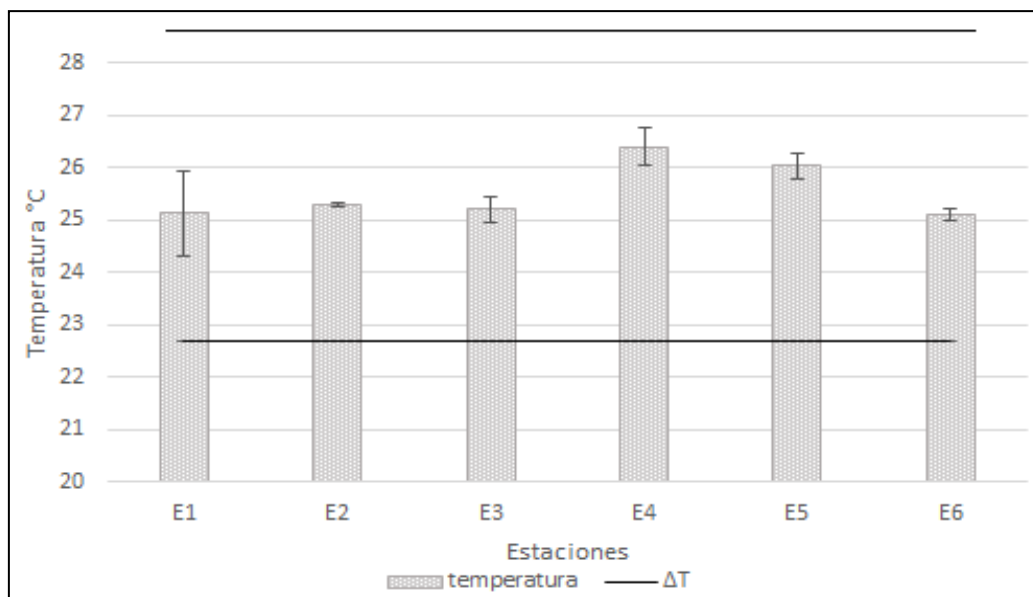


Figura 5. Valores promedio de la temperatura obtenidos en las diferentes estaciones de muestreo del humedal Albúferas de Medio Mundo.  $\Delta T$ : Significa variación de 3 grados Celsius respecto al promedio mensual. Nota: Elaboración propia.

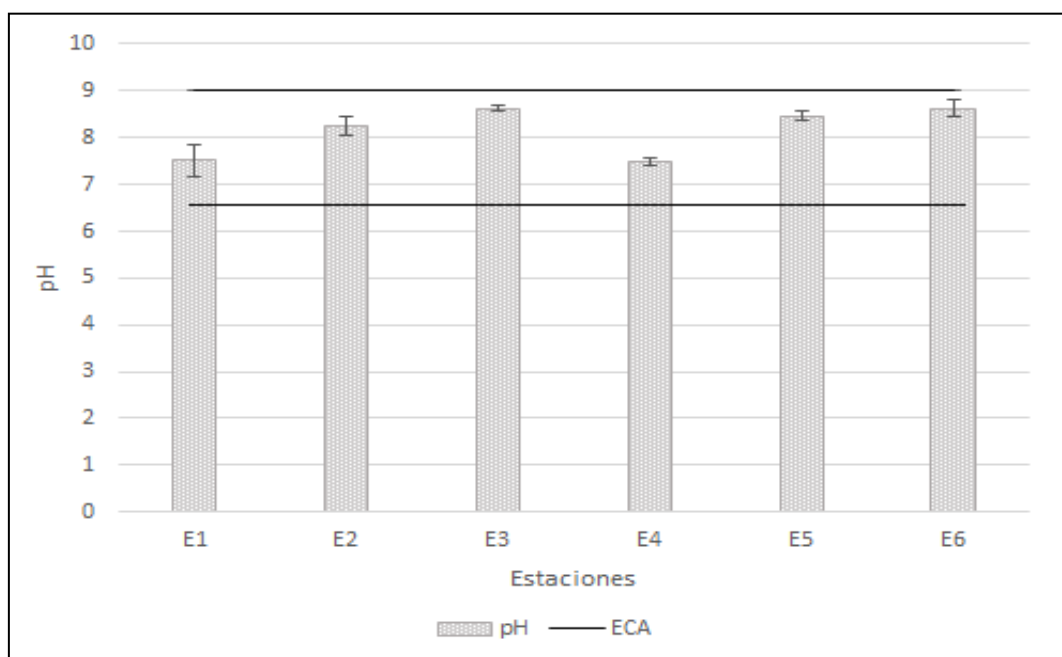


Figura 6. Valores promedio de pH obtenidos en las estaciones de muestreo del HAMM. ECA: 6,50-8,50 (DS 004-2017-MINAM). Nota: Elaboración propia.

El parámetro de conductividad eléctrica (CE) mostró valor mínimo de  $4,96 \pm 0,11$  mS/cm para la E6; y un valor máximo de  $5,47 \pm 0,06$  mS/cm para la E3. Los valores de CE obtenidos en las todas estaciones muestreadas no cumplen con el ECA para agua para la categoría 4, por estar por encima del rango establecido (1,0 mS/cm) (ver Figura 7).

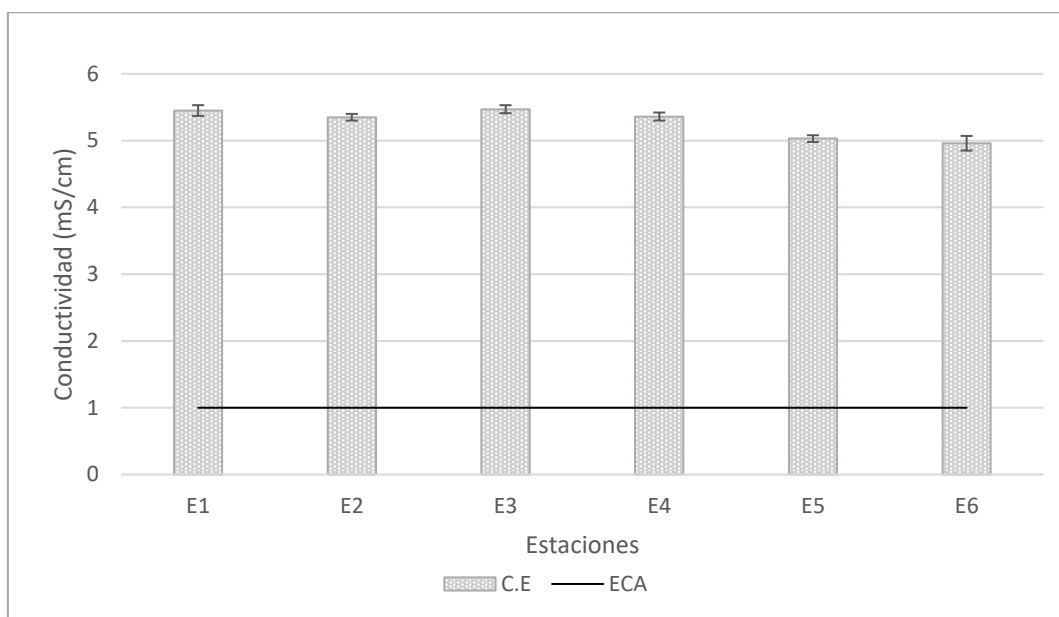


Figura 7. Valores promedio de C.E obtenidos en las estaciones de muestreo del humedal Albuferas de Medio Mundo. ECA: 2,5 mS/cm (Decreto Supremo 004-2017-MINAM).

Nota: Elaboración propia.

El parámetro de oxígeno disuelto (OD) mostró valor mínimo de  $3,26 \pm 0,2$  mg/L para la E6; y un valor máximo de  $5,86 \pm 0,5$  mg/L para la E3. El valor promedio OD obtenido en la E1 es la única que cumple con la norma, por estar dentro del rango establecido ( $\geq 5,0$  mg/L). Las estaciones E2, E3, E4, E5 y E6 presentan valores promedio menores a lo exigido por la norma (ver Figura 8).



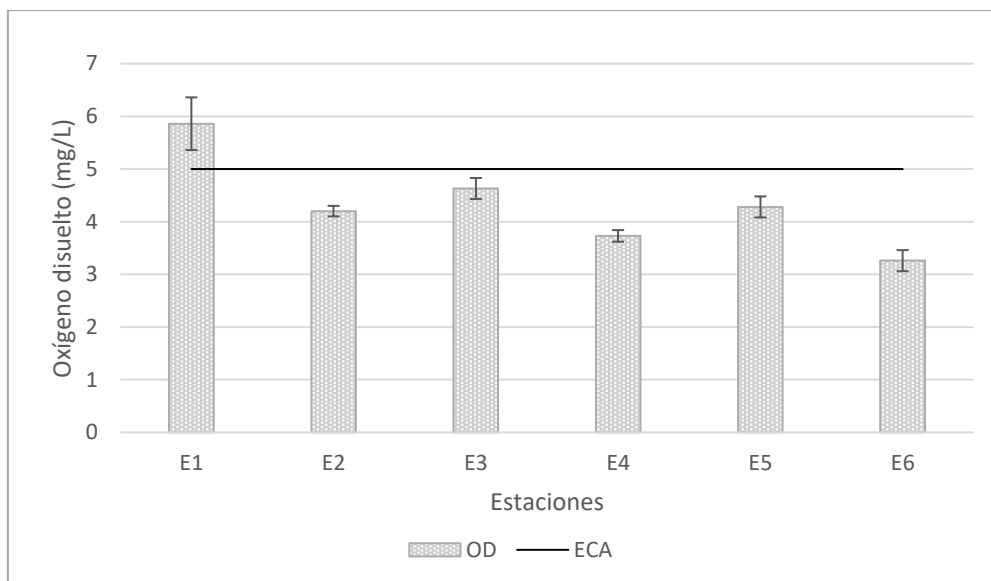


Figura 8. Valores promedio de OD obtenidos en las estaciones de muestreo del humedal Albuferas de Medio Mundo. ECA:  $\geq 5$  mg/L (Decreto Supremo 004-2017-MINAM).

Nota: Elaboración propia.

El nitrógeno total (NT) mostró valor mínimo de  $4,1 \pm 0,15$  mg/L para la E4; y un valor máximo de  $15,36 \pm 0,40$  mg/L para la E3. Los valores de NT obtenidos en las todas estaciones no cumplen con los estándares de calidad ambiental (ECA) para agua. Los valores promedio obtenidos están por encima del rango establecido ( $0,315$  mg/L) por la norma para la categoría 4 (ver Figura 9).

El fósforo total (PT) mostró valor mínimo de  $0,1 \pm 0,005$  mg/L para la E6; y un valor máximo de  $0,13 \pm 0,05$  mg/L para la E1. Los valores de PT obtenidos de la evaluación de las muestras de agua recolectadas de todas las estaciones, no cumplen con los valores exigidos por la norma, por estar por encima del rango establecido ( $0,035$  mg/L) para categoría 4 (Decreto Supremo N° 004-2017- MINAM, 2017) (ver Figura 10).

Por otro lado, no fue posible comparar la cantidad de la cianobacteria *Microcystis aeruginosa* obtenida en las estaciones ya que no aplica como parámetro para ninguna categoría según los ECA para Agua.

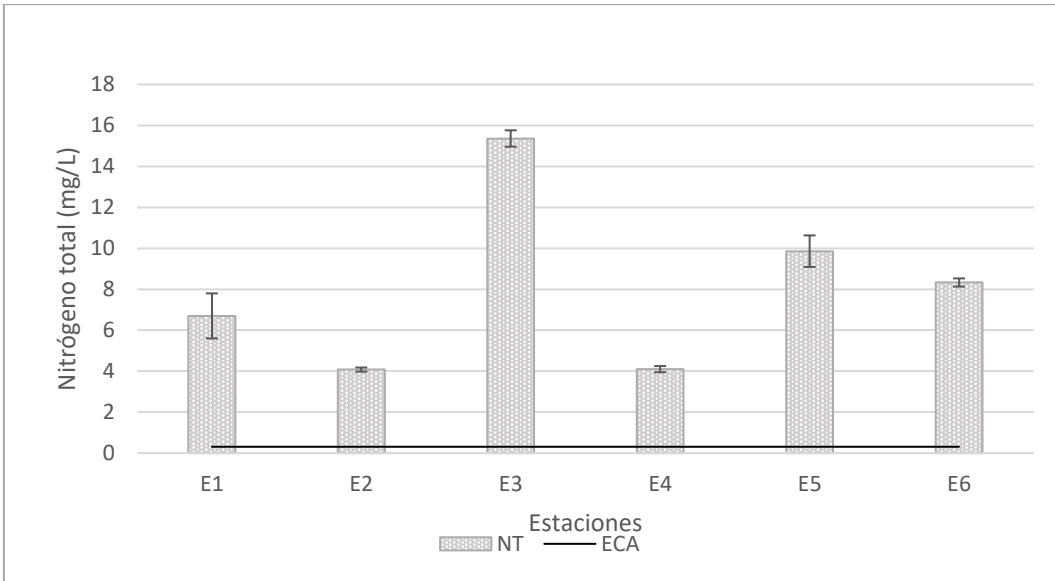


Figura 9. Valores promedio de NT obtenidos en las estaciones de muestreo del humedal Albuferas de Medio Mundo. ECA: 0,315 mg/L (Decreto Supremo 004-2017-MINAM).

Nota: Elaboración propia

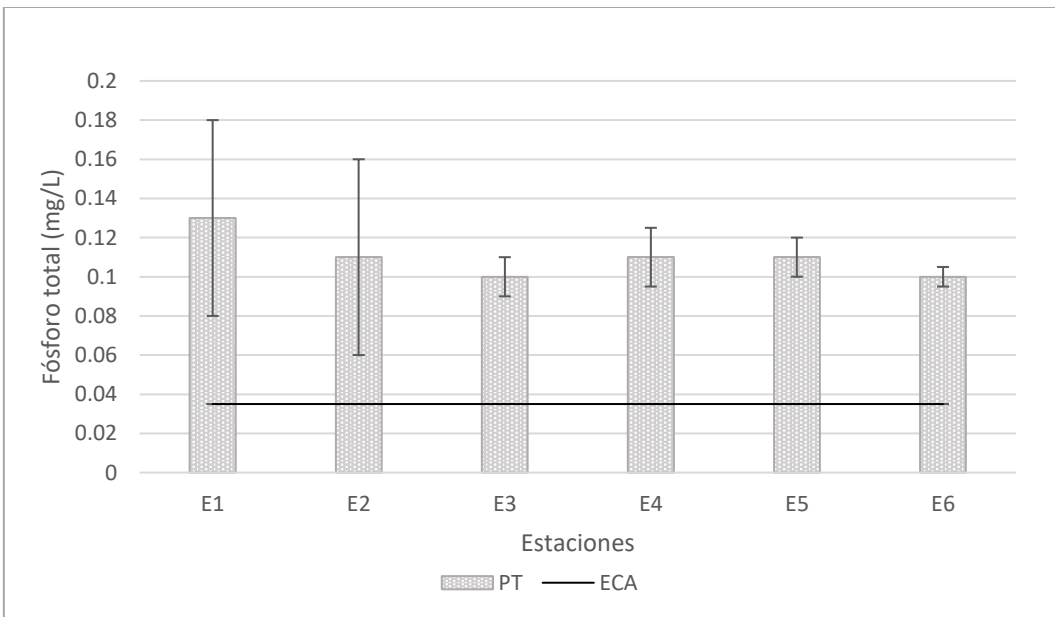


Figura 10. Valores promedio de PT obtenidos en las estaciones de muestreo del humedal Albuferas de Medio Mundo. ECA: 0,035 mg/L (Decreto Supremo 004-2017-MINAM).

Nota: Elaboración propia.

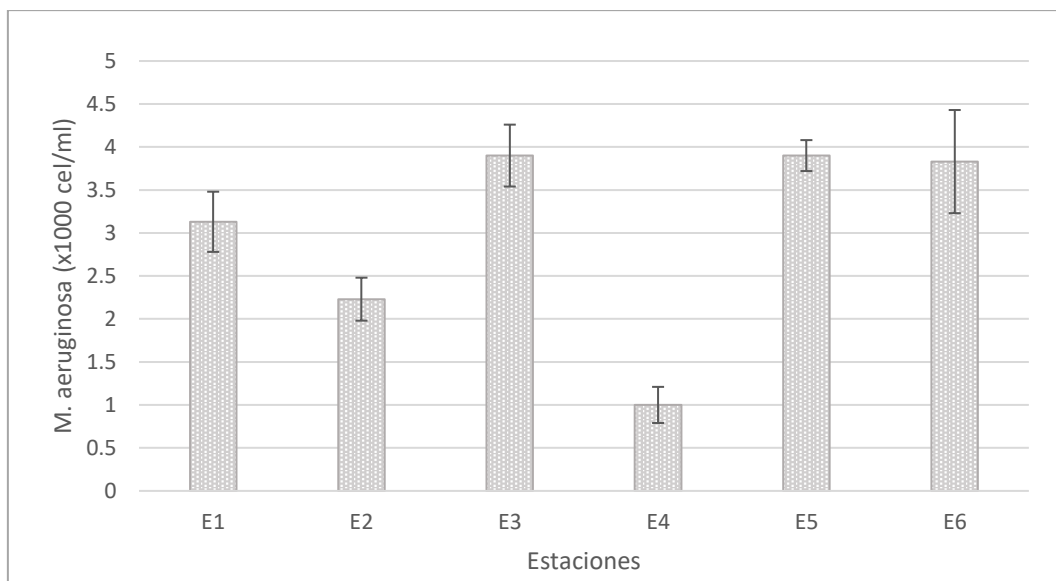


Figura 11. Valores promedio de *M. aeruginosa* (x 1000 cél/ml) obtenidos en las estaciones de muestreo del HAMM. Nota: Elaboración propia.

Los valores de clorofila “a” mostraron el valor mínimo de  $0,46 \pm 0,08$  mg/L para la E4; y un valor máximo de  $2,37 \pm 0,002$  mg/L para la E6. Los valores de clorofila “a” obtenidos en todas las estaciones evaluadas no cumplen con los valores exigidos por la norma, por estar por encima del rango establecido ( $0,008$  mg/L) para categoría 4, en la conservación de ambientes acuáticos “Lagunas” (Decreto Supremo N° 004-2017- MINAM, 2017) (ver Figura 12).

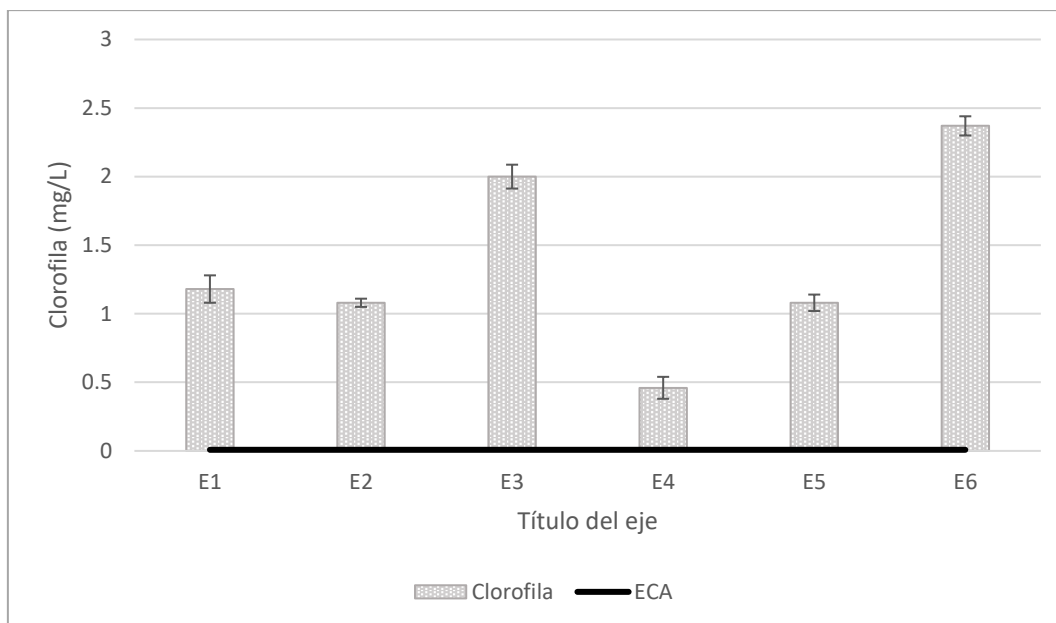


Figura 12. Valores promedio de Clorofila a (mg/L) obtenidos en las estaciones de muestreo del HAMM. Nota: Elaboración propia.

Los valores obtenidos de las mediciones realizadas en las estaciones (6) de muestreo para la transparencia del Disco de Secchi, se pueden observar en la Figura 13.

La media aritmética y la desviación estándar de la transparencia fue de  $0,136 \pm 0,015$ . Además, el valor mínimo registrado fue de 0,110 m, mientras que el valor máximo fue de 0,155 m, tal como registra en la Tabla 5.

Tabla 5

Sumario estadístico de los valores de Transparencia del Disco de Secchi (m)

Parámetro	Mínimo	Máximo	Media	Desv.Stan.
Transparencia del Disco de Secchi	0,110	0,155	0,136	0,015

Nota: Elaboración propia.

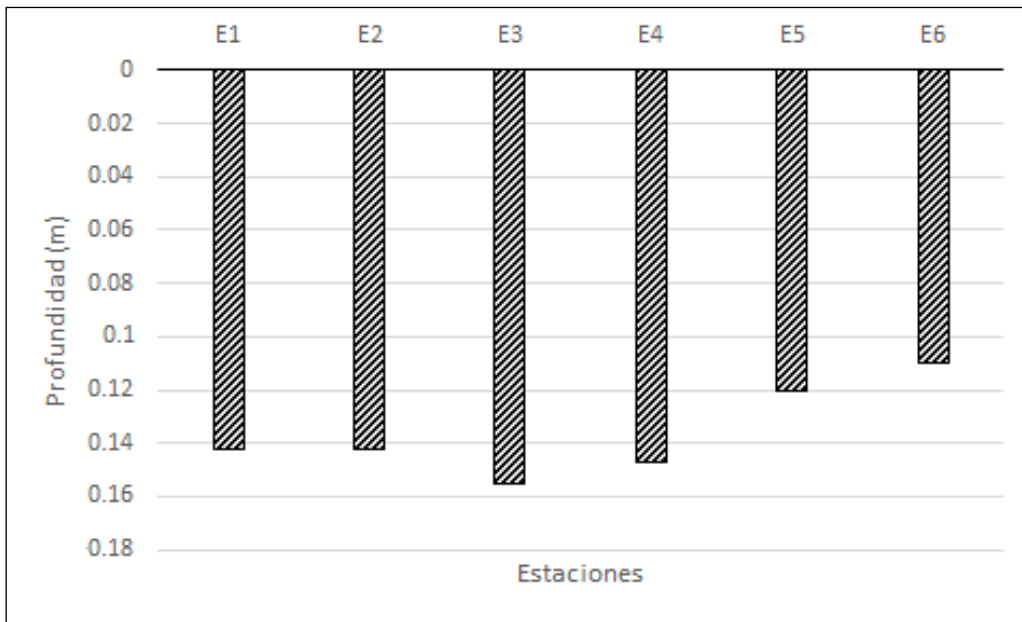


Figura 13. Valores de la transparencia obtenidos con el Disco de Secchi (m) en las estaciones de muestreo del HAMM. Nota: Elaboración propia.

#### 4.1.2. Estados Tróficos del Humedal Albuferas de Medio Mundo

Los Índices de Estados Tróficos aplicados en esta investigación son los sugeridos por Balaka et al. (2019) adaptados del índice de Carlson (1977) para ecosistemas neotropicales y que se encuentran detalladas en la sección 2.2.5.

- Índice de Estado Trófico de la Transparencia del Disco de Secchi (IET<sub>DS</sub>)

La Tabla 6 muestra los Índices de Estados Tróficos de la Transparencia del Disco de Secchi (IET<sub>DS</sub>) obtenidos a partir de la ecuación 1 de la sección 2.2.5. Fue obtenido un valor mínimo de  $28,175 \pm 1,31$  para la estación 6 y el valor máximo es  $32,65 \pm 0,96$  para la estación 3.

Tabla 6

Índice de Estado Trófico de la Transparencia del Disco de Secchi (IETDS) de las estaciones del humedal Albúferas de Medio Mundo

Estaciones	E1	E2	E3	E4	E5	E6
IET	31,687	31,687	33,61	32,681	30,62	29,468
	31,687	31,687	32,681	31,687	29,468	28,215
	32,681	32,681	31,687	31,687	28,215	26,842
Promedio±DS	32,018±0,57	32,017±0,57	32,65±0,96	32,01±0,57	29,43±1,2	28,175±1,31

Nota: Elaboración propia.

- Índices de Estados Tróficos de la Clorofila “a”

La Tabla 7 refiere los valores de los Índices de Estados Tróficos de la Clorofila “a” obtenidos a partir de la ecuación 2 de la sección 2.2.5. Se obtuvo un valor mínimo de 90,63±1,81 para la estación 4 y un valor máximo de 106,8±1,31 para la estación 6.

Tabla 7

Índice de Estado Trófico de la Clorofila “a” de las estaciones del humedal Albúferas de Medio Mundo

Estaciones	E1	E2	E3	E4	E5	E6
IET	99,56	98,84	104,8	92,50	99,38	106,9
	99,47	99,30	105,6	90,53	98,46	106,6
	100,9	99,38	104,96	88,87	99,47	106,95
Promedio±DS.	99,98±0,8	99,17±0,29	105,1±0,4	90,63±1,81	99,10±0,55	106,8±1,31

Nota: Elaboración propia.

- Índices de Estados Tróficos del fósforo total

La Tabla 8 refiere los Índices de Estados Tróficos del fósforo total obtenidos a partir de la ecuación 3 de la sección 2.2.5. Se obtuvo un valor mínimo de 70,47±1,49 para la estación 3 y un valor máximo de 74,68±0,61 para la estación 6.

Tabla 8

Índice de Estado Trófico del fósforo total (PT) ( $\mu\text{g/L}$ ) de las estaciones del humedal  
Albúferas de Medio Mundo

Estaciones	E1	E2	E3	E4	E5	E6
	74,33	73,18	68,94	74,33	73,18	71,93
IET	75,40	71,93	70,55	70,55	70,55	70,55
	74,33	73,18	71,93	73,18	71,93	71,93
Promedio $\pm$ DS.	74,68 $\pm$ 0,6	72,76 $\pm$ 0,72	70,47 $\pm$ 1,49	72,68 $\pm$ 1,93	71,88 $\pm$ 1,31	71,47 $\pm$ 0,79

Nota: Elaboración propia

- Índice de estados tróficos de Carlson del humedal Albúferas de Medio Mundo

La Tabla 9, muestra los estados tróficos de Carlson del HAMM evaluadas a partir de la sumatoria de los Índices de Estados Tróficos de Transparencia del Disco de Secchi, Clorofila “a” y fósforo total. Según este Índice (IETC<sub>HMM</sub>), el estado trófico del humedal está considerado como eutrófico para todas las estaciones evaluadas con un mayor valor en la zona central del humedal (E3>E1>E6>E6>E2>E5>E4).

Tabla 9

Estados Tróficos de Carlson del Humedal Albúferas de Medio Mundo

Estación de muestreo	IET <sub>DS</sub> <sup>1</sup>	IET <sub>Chl-a</sub> <sup>2</sup>	IET <sub>PT</sub> <sup>3</sup>	IETC <sub>HAMM</sub> <sup>4</sup>	ESTADO
E1	32,018	99,17	74,68	68,62	Eutrófico
E2	32,017	99,17	72,76	67,98	Eutrófico
E3	32,65	105,10	70,47	69,41	Eutrófico
E4	32,01	90,63	72,68	65,10	Eutrófico
E5	29,43	99,10	71,88	66,80	Eutrófico
E6	28,17	106,80	71,47	68,54	Eutrófico

<sup>1</sup> Índice de Estado Trófico de la transparencia del Disco de Secchi

<sup>2</sup> Índice de Estado Trófico de Clorofila a

<sup>3</sup> Índice de Estado Trófico de Fósforo total

<sup>4</sup> Índice de Estado Trófico de Carlsons para el HAMM

Nota: Elaboración propia.

#### 4.2 Contrastación de hipótesis

##### a. Hipótesis específica 1:

Ho: No existe una relación directa y significativa entre la cantidad de las floraciones algales de *M. aeruginosa* y los valores de los parámetros fisicoquímicos de las aguas del humedal Albúferas de Medio Mundo.

Ha: Existe una relación directa y significativa entre la cantidad de las floraciones algales de *M. aeruginosa* y los valores de los parámetros físico químicos de las aguas del humedal Albúferas de Medio Mundo.



### Interpretación:

La Tabla 10 muestra que existe una correlación indirecta moderada significativa ( $p = 0,043 < 0,05$ ;  $r = -0,481$ ) con la temperatura. A su vez, el pH mostro una correlación directa fuerte ( $p = 0,001 < 0,05$ ;  $r = 0,708$ ); mientras el nitrógeno total (NT) presentó una correlación directa fuerte y muy significativa ( $p = 0,0001 < 0,05$ ;  $r = 0,740$ ).

En la presente investigación no se encontró correlación significativa entre la cantidad de floraciones algales y los valores de los parámetros de CE ( $p = 0,132$ ;  $r = -0,346$ ), OD ( $p = 0,56$ ;  $r = 0,146$ ), T<sub>DS</sub> ( $p = 0,155$ ;  $r = -0,349$ ) y PT ( $p = 0,188$ ;  $r = -0,325$ ). Por lo observado en los resultados se puede concluir, que de los parámetros físico químicos evaluados sólo el pH, T y NT presentaron una correlación directa significativa con la presencia de las floraciones algales de *Microcystis aeruginosa*.

Tabla 10

Correlación de Pearson entre las floraciones algales de *M. aeruginosa* y los parámetros físico químicos (T, pH, CE, OD, TDS, NT, PT)

		Floraciones Algales
Temperatura (T)	r (Pearson)	0,481*
	Sig.	0,043
	N	18
pH	r (Pearson)	0,708**
	Sig.	0,001
	N	18
Conductividad eléctrica (CE)	r (Pearson)	-0,369
	Sig.	0,132
	N	18
Oxígeno Disuelto (OD)	r (Pearson)	0,146
	Sig.	0,563
	N	18
Transparencia de Disco de Secchi (T <sub>Ds</sub> )	r (Pearson)	-0,349
	Sig.	0,155
	N	18
Nitrógeno Total (NT)	r (Pearson)	0,740**
	Sig.	0,0001
	N	18
Fósforo Total (PT)	r (Pearson)	-0,325
	Sig.	0,188
	N	18

\* p< 0,01

\*\* p<0,05

**b. Hipótesis específica 2:**

Ho: No existe una relación directa y significativa entre la cantidad de las floraciones algales de *M. aeruginosa* y la cantidad de clorofila-a presentes en las aguas del HAMM.

Ha: Existe una relación directa y significativa entre la cantidad de las floraciones algales de *M. aeruginosa* y la cantidad de clorofila-a presentes en las aguas del HAMM.

Tabla 11

Correlación de Pearson entre la cantidad de clorofila “a” y la cantidad de floraciones algales de *M. aeruginosa* presentes en el humedal Albúferas de Medio Mundo.

		Clorofila “a”	Floraciones algales
Clorofila “a”	r (Pearson)	1,00	0,738**
	Sig.		0,001
	N	18	18
Floraciones algales	r (Pearson)	0,738**	1,00
	Sig.	0,001	
	N	18	18

\*\*p<0,01.

### Interpretación

En la Tabla 11 se observa la correlación de Pearson con  $r = 0,738$  y  $p = 0,001$ . Debido a que “p” es inferior a  $\alpha = 0,05$  ( $0,001 < 0,05$ ); este resultado nos permite inferir que entre la cantidad de clorofila “a” y las floraciones algales si existe relación; con lo que se rechaza la  $H_0$  (Hipótesis nula) y se acepta la  $H_a$  (Hipótesis alternativa), concluyendo que existe una fuerte relación entre la cantidad de clorofila y las floraciones algales de *M. aeruginosa* presentes en el humedal Albúferas de Medio Mundo.

### c. Hipótesis específica 3:

$H_0$ : No existe una relación directa y significativa entre la cantidad de las floraciones algales de *M. aeruginosa* y los valores de los Índices de estados tróficos de las aguas del HAMM.

$H_a$ : Existe una relación directa y significativa entre la presencia de las floraciones algales de *M. aeruginosa* y los valores de los Índice de estados tróficos de las aguas del HAMM.

Tabla 12

Correlación de Pearson entre las floraciones algales de *M. aeruginosa* y los valores de los índices de Estados Tróficos de Carlson (IETC) presentes en el HAMM

		Floraciones algales de <i>M. aeruginosa</i>	IETC
Floraciones algales de <i>M. aeruginosa</i>	r (Pearson)	1,00	0,688**
	Sig.		0,002
	N	18	18
IETC	r (Pearson)	0,688**	1,00
	Sig.	0,002	
	N	18	18

\*\*p < 0,01.

### Interpretación

En la Tabla 12 se observa la correlación de Pearson con  $r = 0,688$  y  $p = 0,002$ . Debido a que “p” es inferior a  $\alpha = 0,05$  ( $0,002 < 0,05$ ); nos permite inferir que entre las cantidades de floraciones algales y los valores de los índices de estados tróficos si existe relación; con lo que se rechaza la  $H_0$  (Hipótesis nula) y se acepta la  $H_a$  (Hipótesis alternativa), concluyendo que existe una fuerte relación significativa entre las floraciones algales de *M. aeruginosa* y los valores de los índices de Estado Trófico presentes en el humedal Albúferas de Medio Mundo.

## CAPÍTULO V

### DISCUSIÓN

#### 5.1 Discusión de resultados

**Establecer la relación entre las floraciones de *M. aeruginosa* y los valores de los parámetros fisicoquímicos de las aguas superficiales del humedal Albúferas de medio Mundo.**

En el presente estudio el análisis de la correlación establece que los parámetros más significativos e influyentes para explicar la presencia de floraciones algales por *M. aeruginosa* fueron el NT ( $p = 0,0001 < 0,05$ ;  $r = 0,740$ ), pH ( $p = 0,001 < 0,05$ ;  $r = 0,708$ ); y la T ( $p = 0,043$ ;  $r = 0,481$ ). Los altos valores NT hallados en las aguas del humedal expresan un alto grado de eutrofización de las aguas, que podrían deberse a los aportes de compuestos nitrogenados que recibe el humedal a través de las descargas de aguas residuales domésticas de centros poblados cercanos; así como las descargas de aguas residuales industriales, tal como lo refiere Vidal (2017), al investigar las actividades antrópicas que impactan sobre la albufera de Medio Mundo en los periodos 2007-2017.

Esta alta correlación del NT con las floraciones algales fue reportado con valores muy similares por Zheng et al. (2011), quienes estudiaron los impactos de las operaciones de liberación de agua residual sobre la proliferación de algas en un embalse, presentando correlaciones significativas ( $p < 0,05$ ;  $r = 0,766$ ). De igual manera Singh et al. (2015) encontraron correlaciones positivas ( $p < 0,05$ ) con este nutriente y las floraciones algales de

*M. aeruginosa* halladas en dos estanques de agua. Por lo que se establece que, las relaciones entre el nutriente (NT) y las floraciones algales en el humedal son muy altas y podrían utilizarse como indicadores para distinguir floraciones por cianobacterias en próximos monitoreos de este ecosistema.

Para el parámetro pH, se encontró una correlación significativa directa ( $r=0,708$ ;  $p<0,01$ ) con las floraciones algales halladas en el HAMM en el periodo evaluado. Similar correlación fue obtenida por Liu et al. (2011), quienes reportan la relación existente entre los valores de pH (8,2-8,9) y la presencia de *M. aeruginosa* en el lago Taihu, China. Ellos expresaron que el incremento de las concentraciones de CO<sub>2</sub> atmosférico genera concentraciones de equilibrio más altas de CO<sub>2</sub> disuelto en aguas naturales, con los correspondientes aumentos en las concentraciones de iones de hidrógeno y bicarbonato; reflejando un aumento en los valores de pH. Por otro lado, Raven et al. (2020) manifiesta que el incremento de las floraciones algales puede ser la causante del agotamiento del CO<sub>2</sub> en ecosistemas lagunares y por tanto de las condiciones alcalinas de las aguas. Así mismo, Vasquez et al. (2006) manifiesta que altas poblaciones de *Microcystis* son características de ambientes eutróficos e incluso hipertróficos, lo que puede referir el estado de deterioro del ecosistema.

Con respecto a la temperatura de las aguas, en esta investigación se obtuvo valores con rangos de 25,13 a 26,40 °C lo que permitió encontrar una dominancia de *M. aeruginosa* en el periodo evaluado. Las correlaciones encontradas entre las floraciones algales y la temperatura demuestran una asociación intermedia ( $r= 0,481$ ), lo que explica que un incremento de temperatura podría incrementar las poblaciones de *M. aeruginosa* presentes en el humedal. Además, estos hallazgos son algo coherentes con el consenso de que los efectos del calentamiento global promueven el incremento de grupos algales con gran adaptación a temperaturas elevadas, tal es el caso de las cianobacterias. Con frecuencia, la

dominancia de cianobacterias ocurre en aguas con temperaturas superiores a 20 °C tal como lo expresa Ledesma et al. (2013), quienes determinaron los indicadores de eutrofización en un embalse de un río en Córdoba-Argentina. Ellos realizaron correlaciones entre la productividad de las floraciones y la temperatura de las aguas, reportando similares resultados a esta investigación ( $r=0,43$ ). De lo anterior, queda establecido que la temperatura favorece el proceso de eutrofización, generando un aumento en la productividad primaria y crecimiento de las microalgas. Además, la estabilidad de la estratificación térmica en los cuerpos de agua permite a *Microcystis* beneficiarse de la flotabilidad y persistir en la columna de agua durante períodos más largo.

**Establecer de qué manera la presencia de las floraciones algales de *M. aeruginosa* se relaciona con el contenido de clorofila-a presentes en las aguas superficiales del HAMM**

Respecto a la fuerte relación significativa ( $r = 0,738$  y  $p = 0,001$ ) entre la cantidad de clorofila y las floraciones algales de *M. aeruginosa* presentes en el humedal Albúferas de Medio Mundo, podría deberse a un incremento de las poblaciones de esta microalga; así como, otros organismos fitoplanctónicos, que permite que la concentración de este pigmento en la muestra analizada se incremente. Así, Hotto et al. (2008) reportaron una asociación directa ( $r=0,12$ ;  $p<0,008$ ) entre la clorofila-a y poblaciones *Microcystis* en el lago Oneida-USA, cuyas aguas fueron caracterizadas como hipertróficas. De la misma manera, Hartston et al. (2016), reportaron una relación significativa directa ( $r = 0,52$ ,  $p<0,05$ ) entre la cantidad de clorofila y la presencia de las floraciones del género *Microcystis* en cuerpos de agua con alta disponibilidad de nutrientes en especial el nitrógeno. A su vez, Ledesma et al. (2013) manifiestan que la determinación de la clorofila es un parámetro importante para establecer la calidad de las aguas de un ecosistema acuático y que se debe de estar fuertemente relacionada con nutrientes como el nitrógeno. Esta asociación responde a lo observado en esta investigación, ya que la concentración de este nutriente presentó una alta relación directa

con la floración algal de *M. aeruginosa* ( $r = 0,74$ ,  $p < 0,05$ ). Asimismo, nuestros resultados concuerdan con lo señalado por Li et al. (2012), quienes evaluaron a las poblaciones de *M. aeruginosa* durante el 2009-2010 en un lago hipertrófico, encontrando una fuerte relación positiva ( $r=0,82$ ;  $p < 0,01$ ) entre las poblaciones de *Microcystis aeruginosa* y la concentración de la clorofila. A partir de estos resultados mostrados se puede finalizar que existe una fuerte asociación directa entre los valores de clorofila y las floraciones algales; a su vez se ha observado una fuerte dependencia al nutriente nitrógeno; por lo que la clorofila y el nitrógeno podría usarse como indicador de la presencia de las floraciones algales en el HAMM.

### **Determinar de qué manera se relaciona las poblaciones algales de *M. aeruginosa* con el Índice de Estado Trófico de las aguas superficiales del HAMM**

En este estudio se estableció que el estado trófico del de las aguas (IETC<sub>HAMM</sub>) extraídas de las estaciones del humedal está considerado como eutrófico, condición que está representada por una alta presencia de contenido orgánica y nutrientes como el nitrógeno y fósforo.

La presente investigación determinó un mayor valor de grado eutrófico en la zona central del humedal (E3= 69,41). Además, se tiene conocimiento que las estaciones centrales (E3 y E2) de HAMM reciben aportes directos de contaminantes generados por actividades antrópicas que liberan aguas residuales industriales y desagües domésticos, al igual que la poza de oxidación del Centro Poblado de Medio Mundo, tal como lo refiere Ruiz (2008) al estudiar el impacto antrópico en el HAMM. Además, la naturaleza eutrófica de este ecosistema fue informada por Quiroz (2019) al evaluar los estados tróficos del HAMM en diferentes estaciones.

En cuanto a la correlación de Pearson, entre la cantidad de la biomasa algal de *M. aeruginosa* y los valores de obtenidos del estado trófico del HAMM (IETC<sub>HAMM</sub>) está



presenta una fuerte correlación positiva ( $r=0,688$ ;  $P=0,002$ ) condicionado por los altos valores obtenidos en esta investigación de los índices de estado trófico del Disco de Secchi ( $IET_{DS}$ ), clorofila-a ( $IET_{Chl-a}$ ) y fósforo total ( $IET_{PT}$ ). Así mismo, nuestros resultados indican que los nutrientes en las aguas de HAMM tienen efecto sobre la riqueza de la cianobacterias *M. aeruginosa* y por ende con mayor probabilidad de formación de floraciones. Con relación a Almanza et al. (2019) corroboraron nuestros resultados con una investigación realizada al lago Lo Galindo (Sur de Chile) obteniendo alta correlación positiva ( $r=0,45$ ) entre la especie dominante *M. aeruginosa* y las aguas con niveles meso-eutróficos, siendo la temperatura cercanos a 25 °C; además de tener una columna de agua estable, observando que los nutrientes encontrados en las aguas fueron los que restringieron la abundancia de estas cianobacterias. Por otro lado, los anteriores autores comunican, que la evaluación hecha a la laguna Torca (zona costera de Chile) presentó un nivel de estado oligotrófico con una correlación media ( $r=0,40$ ) con la cianobacteria dominante *Dolichospermum spiroides*, este ecosistema presento temperaturas inferiores a 25 °C.

De igual manera Dantas et al. (2008), al estudiar la variación temporal de la comunidad de fitoplancton en el embalse de Mundaú, noreste de Brasil pudo determinar que el grupo dominante en ambientes de estados eutróficos e hipertróficos son las cianobacterias, esperando observar bajas concentraciones de estos organismos en reservorios con estados oligo-mesotróficos, encontrando altos niveles de *Cylindrospermopsis raciborskii*, especies que comúnmente forman floraciones. Por lo tanto, la alta correlación existente entre las poblaciones de la cianobacteria *M. aeruginosa* y el estado eutrófico del HAMM en todas las estaciones estudiadas está determinado por la alta concentración de nutrientes, principalmente de nitrógeno y la temperatura, lo que permite afectar la composición del fitoplancton y aumento de especies como *M. aeruginosa*, generadora de floraciones algales en este ecosistema.

## CAPÍTULO VI

### CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

#### 6.1 Conclusiones

- En la presente investigación el análisis de la correlación establece que los parámetros fisicoquímicos más significativos e influyentes para explicar la presencia de floraciones algales por *M. aeruginosa* fueron el NT, pH con una alta relación significativa y la T con una moderada relación significativa.
  
- Existe una fuerte relación significativa entre la cantidad de clorofila y las floraciones algales de *M. aeruginosa* presentes en el humedal Albúferas de Medio Mundo.
  
- Existe una fuerte correlación positiva entre la cantidad de la biomasa algal de *M. aeruginosa* y los valores obtenidos del estado trófico de Carlson del HAMM (IETC<sub>HAMM</sub>).
  
- Finalmente, existe relación directa y significativa entre las floraciones algales de *M. aeruginosa* y el nivel de eutrofización de las aguas del humedal Albúferas de Medio Mundo.

## 6.2 Recomendaciones

- Considerar a los parámetros de NT, pH y Temperatura para futuras evaluaciones del cuerpo de agua del HAMM, por presentar fuertes correlaciones con la presencia de las floraciones algales por *M. aeruginosa*.
- Establecer monitoreos frecuentes del cuerpo de agua de este humedal y establecer el dominio de los parámetros fisicoquímicos y biológicos en diferentes periodos.
- Proponer estudios de esta condición en otros ecosistemas costeros con la finalidad de establecer el estado fisicoquímico de las aguas y la presencia de floraciones algales nocivas para la biota.

## REFERENCIAS

### 7.1 Fuentes documentales

Antimán, M. (2005). *Grado de Antropización, evaluación y modelamiento matemático del nivel trófico del lago Budi, como base para determinar su comportamiento ambiental. Temuco-Chile.* (Tesis profesional). Universidad Católica de Temuco, Chile.

Claros, J. (2012). *Estudio del proceso de nitrificación y desnitrificación via nitrito para el tratamiento biológico de corrientes del agua residual con alta carga de nitrógeno amoniacal.* (Tesis doctotal). Universidad politecnica de Valencia, España,

Quiroz, R. (2019) *Evaluación de los estados tróficos de la laguna principal del área de conservación regional Albuferas de Medio Mundo, Huaura-Lima.* (Tesis de Licenciatura). Universidad Católica Sedes Sapientiae. Lima, Perú.

Ruíz, B. (2008). *Impacto antrópico sobre los humedales El paraíso, Medio Mundo y la Encantada, Huaura, Lima-Perú, 2007-2008.* (Tesis doctoral). Universidad Nacional de Trujillo, Perú.

### 7.2 Fuentes bibliográficas

Achá, D., Guédron, S., Amouroux, D., Point, D., Lazzaro, X., Fernández, P. E., & Sarret, G. (2018). Algal bloom exacerbates hydrogen sulfide and methylmercury contamination in the emblematic high-altitude Lake Titicaca. *Geosciences*, 8(12), 438.

Adams, W., Stone, J., & Sylvester, B. (1988). Pathophysiology of cyanoginos in LR: in vivo and vitro studies. *Toxicology and Applied Pharmacology* (96), 248-257.

- Albay, M., Matthiensen, A. & Codd, G.A. (2005) Occurrence of toxic blue-green algae in the Küçükçekmece Lagoon (Istanbul, Turkey). *Environ Toxicol*, 20: 227–284.
- Almanza, V., Pedreros, P., Laughinghouse IV, H. D., Félez, J., Parra, O., Azócar, M., & Urrutia, R. (2019). Association between trophic state, watershed use, and blooms of cyanobacteria in south-central Chile. *Limnologica*, 75, 30-41.
- Autoridad Nacional del Agua. (2016). Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales. R.J. N° 010 – 2016 - ANA. Lima, Perú, 11 de enero de 2016.
- Autoridad Nacional del Agua. (2018). Metodología para la determinación del índice de Calidad de aguas continentales superficiales. Obtenido de [www.ana.gob.pe/publicaciones?title=metodolog%C3%ADa%20para%20la%20determinaci%C3%B3n%20del%20%C3%ADndice%20de%20calidad%20de%20aguas%20continentales%20superficiales](http://www.ana.gob.pe/publicaciones?title=metodolog%C3%ADa%20para%20la%20determinaci%C3%B3n%20del%20%C3%ADndice%20de%20calidad%20de%20aguas%20continentales%20superficiales)
- Azov, Y. (1982). Effect of pH on inorganic carbon uptake in algal culture. *Appl. Environ. Microbiol.* 43:1300-1306.
- Bahadori, A. y Smith, S. (2016). Dictionary of Environmental Engineering and Wastewater Treatment. Springer International Publishing Switzerland.
- Brown T, Simpson J. (2002). Determining the Trophic State of Your Lake. *Watershed Protection Techniques*. 3(4).
- Carlson, RE. (1977). A trophic state index for lakes1. *Limnology and Oceanography*. 22(2):361-369.
- Carmichael W. (2001) Health Effects of Toxin-Producing Cyanobacteria: “The CyanoHABs”, *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 7:5, 1393-1407, DOI: 10.1080/20018091095087
- Cerda, H. (2005). *De la teoría a la práctica*. Bogotá: Editorial Magisterio.
- Chapa-Balcorta, C. y Guerrero, R. (2010). Eutrofización: Abundancia que mata. *Como ves*. 22-25.

- Chislock, M.F., Enrique, D., Zitomer, R. y Wilson, A.E. (2013). Eutrophication: causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. *Nature Education Knowledge*; 4(4):10.
- Dantas, Ê. W., Moura, A. D. N., Bittencourt-Oliveira, M. D. C., Arruda Neto, J. D. D. T., & Cavalcanti, A. D. D. C. (2008). Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 22, 970-982.
- Davidson, k., Gowen, R., Tett, P., Bresnan, E., Harrison, P., Mc Kinney, A., . . . Crooks, A. (2012). Harmful algal blooms. *Estuarine Coastal and Shelf Science* (115), 399-413
- Dos Santos, A., Calijuri, C., Moraes, M., Adorno, M., Falco, B., Carvalho, D., Deberdt, D. y Benassi, S. (2003). Comparison of three methods for chlorophyll determination: spectrophotometry and fluorimetry in samples containing pigment mixtures and spectrophotometry in samples with separate pigments through high performance liquid chromatography. *Acta Limnol Bras.* 15(3):7–18
- Dumont, H.E. (1998). The Caspian lake: History, biota, structure, and function. *Limnol Oceanogr*, 43: 44–52.
- Gonzáles, E., Ortiz, M., Peñaherrera, C., Montes, E., Matos, E., Matos, M., & Mendoza, J. (2003). Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos. *Limnetica*, 1-2(22), 15-35.
- Graham, L., Graham, J., & Wilcox, L. (2009). *Algae*. San Francisco: Benjamin Cummin.
- Gregor J, Geriš R, Maršálek B, Heteša J, Marvan P. 2005. In situ quantification of phytoplankton in reservoirs using a submersible spectrofluorometer. *Hydrobiologia*. 548(1):141–151.
- Gregor J,y Maršálek B. 2004. Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll a: a comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods. *Water Res.* 38:517–522.

- Guadarrama, P. (2009). Dirección y asesoría de la investigación científica. Bogotá: Editorial Magisterio
- Hernández-Sampieri, R. & Mendoza, C (2018). Metodología de la investigación. Las rutas cuantitativa, cualitativa y mixta, Ciudad de México, México: Editorial Mc Graw Hill Education, ISBN: 978-1-4562-6096-5, 714 p
- Hosmani, SP. (2010). Trophic State Index in conservation of lake ecosystems. *Advances in Plant Sciences*; 23(2):593-596.
- Hotto, A., Mike F. Satchwell, Dianna L. Berry, Christopher J. Gobler, Gregory L. Boyer, (2008). Spatial and temporal diversity of microcystins and microcystin-producing genotypes in Oneida Lake, NY, *Harmful Algae*, 7(5): 671-681. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.02.001>
- Hudnell, H., Dortch, Q., & Abm, P. (2008). Synopsis of research needs identified at the interagency, international symposium on cyanobacterial harmful algal blooms (isoc-hab). New York, EE.UU.
- Huisman, J., Codd, G.A., Paerl, H.W. (2018). Cyanobacterial blooms. *Nat Rev Microbiol* 16, 471–483 <https://doi.org/10.1038/s41579-018-0040-1>
- Jöhnk, K.D., Huisman, J. Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P.M., & Stroom, J.M. (2008) Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Glob Change Biol*,14: 495–512.
- Kaasalainen, U., Fewer, DP., Jokela, J., Wahlsten, M., Sivonen, K, and Rikkinen J. (2012) Cyanobacteria produce a high variety of hepatotoxic peptides in lichen symbiosis. *Proc Natl Acad Sci USA*, 109: 5886–5891
- Kaplan, A., Schwarz, R., Lieman-Hurwitz, J., and Reinhold, L. (1991) Physiological and molecular aspects of the inorganic carbon-concentrating mechanism in Cyanobacteria. *Plant Physiol*, 97: 851–855.

- Kemp, A., & John, J. (2006). Microcystins associated with *Microcystis* dominated blooms in the southwest wetlands, Western Australia. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 21(2), 125-130.
- Komarek, J., & Anagnostidis, K. (1999). *Cyanoprokaryota*.1 Chroococcales. En V. Mitteleuropa, Subwasserflora (págs. 1-548). Berlin: Spektrum.
- Komárek, J., & Komárková, J. (2002). Review of the European *Microcystis*-morphospecies (Cyanoprokaryotes) from nature. *Czech Phycology, Olomouc*, 2, 1-24
- Komárková, J., Montoya, H., & komárek, J. (2015). Review of the european *Microcystis* morphospecies (Cyanoprokaryotes) from nature, Can it develop? *Hydrobiologia*, 764(1), 249-258.
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodriguez, C. y Sánchez, A. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse río Tercer, Córdoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronómica*, 44(3):419-425.
- Lehman, P.W., Boyer, G., Hall, C., Waller, S., & Gehrts, K. (2005) Distribution and toxicity of a new colonial *Microcystis aeruginosa* bloom in the San Francisco Bay Estuary, California. *Hydrobiologia* 541: 87–99
- Lilly, E., Kulis, D., & Gentien, P. (2002). Paralytic shellfish poisoning toxins in France linked to a human-introduced strain of *Alexandrium catenella* from the western Pacific: evidence from DNA and toxin analysis. *Journal of Plankton Research* (24), 443-452.
- Li, Y., Sheng, J., Sha, J., Han, X. (2008) The toxic effects of microcystin-LR on the reproductive system of male rats in vivo and in vitro. *Reprod Toxicol*, 26: 239–245.
- Li, D., Fanxiang Kong, Xiaoli Shi, Linlin Ye, Yang Yu, Zhen Yang, (2012). Quantification of microcystin-producing and non-microcystin producing *Microcystis* populations during the 2009 and 2010 blooms in Lake Taihu using quantitative real-time PCR,



*Journal of Environmental Sciences*, 24(2): 284-290. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60745-6](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60745-6).

- Liu, X., Lu, X., & Chen, Y. (2011). The effects of temperature and nutrient ratios on *Microcystis* blooms in Lake Taihu, China: an 11-year investigation. *Harmful algae*, 10(3), 337-343.
- Matthiensen, A., Beattie, K.A., Yunes, J.S., Kaya, K., and Codd, G.A. (2000) [D-Leu (1)] microcystin-LR, from the cyanobacterium *Microcystis* RST 9501 and from a *Microcystis* bloom in the Patos Lagoon estuary, Brazil. *Phytochemistry*, 55: 383–387
- Mazur-Marzec, H., Zeglinska, L., and Plinski, M. (2005) The effect of salinity on the growth, toxin production, and morphology of *Nodularia spumigena* isolated from the Gulf of Gdansk, southern Baltic Sea. *J Appl Phycol*, 17: 171–179.
- Mendoza-Carbajal, L. (2016). El género *Sphaerocavum* y dominancia de *S. brasiliense* y *Microcystis wesenbergii* (Microcystaceae, Cyanophyceae) en la floración algal de la laguna de Huacachina. *Revista Peruana de Biología*, 23(1), 53-60.
- Metcalf, J., Richer, R., Cox, P. and Codd, G. (2012) Cyanotoxins in desert environments may present a risk to human health. *Sci Total Environ*, 421–422:118–123
- Ministerio de Agricultura. (2013). Política Nacional Forestal y de Fauna Silvestre. D.S. N° 009-2013-MINAGRI. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 14 de agosto de 2013.
- Moisander, P.H., McClinton, E., III, and Paerl, H.W. (2002) Salinity effects on growth, photosynthetic parameters, and nitrogenase activity in estuarine planktonic cyanobacteria. *Microb Ecol*, 43: 432–442.
- Mantoura, C. y Llewellyn, A. (1983). The rapid determination of algal chlorophyll and carotenoid pigments and their breakdown products in natural waters by reverse-phase high-performance liquid chromatography. *Anal Chim Acta*. 151:297–314.

- Montoya, H., Villanueva, C., Aguilar, C., & Benavente, M. (1995). Biodiversidad algal de las lagunas costeras en la región central del Perú. *Biotempo*(2), 159-156.
- Montoya, H. (2006). Flora y ecología algal del ecosistema lagunar de Puerto Viejo, departamento de Lima. *Magistri et doctores*: 9-17
- Montoya, H., Komárková, J., & Komárek, J. (2014). Cyanobacterial species, potentially forming water-blooms in the Lake Titicaca (Peru). *Arnaldoa*, 21(2), 381-390.
- Moreno, I., Repetto, G., & Gameán, A. (2003). Interes toxicológico de la microcistina. *Rev. Toxicol.*, 159-165.
- Nixon, S. (1995). Coastal marine eutrophication, a definition, social causes, and future proceso. Proceso de formulación del índice de eutrofización para aguas marinocosteras (versión preliminar). *Ophelia*, 199-219.
- Orr, J. C., Fabry V. J., Aumont O., Bopp L., Doney S. C., Feely R. A., Gnanadesikan A., et al. (2005). Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms, *Naturevol.* 437 (pg. 681-686)
- Otaño, S. (2012). *Aphanizomenon favaloro* spec. nov. (Cyanobacteria, Nostocales) a new planktic species from Argentina. *Algological Studies*, 1(138), 27-36.
- Palacio, H., Ramirez, J., Echenique, R., Palacio, J., & Sant'Anna, C. (2015). Floristic composition of cyanobacteria in a neotropical, eutrophic reservoir. *Brazilian Journal of Botany*, 4(38), 865-876. doi:10.1007/s40415-015-0185-3
- Paerl, H. & Huisman, J. (2008). Blooms like it hot. *Science*. 520, 57—58.
- Papa Francisco (2015). Carta encíclica *Laudato sí*. Sobre el cuidado de la casa común. Roma 24 mayo.

- Picado, A., Alvarez, I., Vaz, N., & Dias, J. (2013). Chlorophyll concentration along the northwestern coast of the Iberian Peninsula Vs. atmosphere-ocean-land condition. *Journal of coastal Research*, Special Issue, 2017-20152.
- Pietsch, C., Wiegand, C., Ame, MV, Nicklisch, A., Wunderlin, D. and Pflugmacher, S. (2001) The Effects of a cyanobacterial crude extract on different aquatic organisms: evidence for cyanobacterial toxin modulating factors. *Environ Toxicol*, 16: 535–542
- Popper, K. (1997). El mito del marco común. En defensa de la ciencia y la racionalidad. Barcelona: Paidós, Ibérica.
- Rabalais, N., Díaz, R., Levin, L., Turner, R., Gilbert, D. & Zhang. (2010). Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences*, 7, 585—619.
- Raven, J. A., Gobler, C. S., & Hansen, P. J. (2020). Dynamic CO<sub>2</sub> and pH levels in coastal, estuarine, and inland waters: Theoretical and observed effects on harmful algal blooms. *Harmful Algae*. doi:10.1016/j.hal.2019.03.012
- Reynolds, C., & Walsby, A. (1975). Water-blooms. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.*, 437-481.
- Robson, B.J., and Hamilton, D.P. (2003). Summer flow event induces a cyanobacterial bloom in a seasonal Western Australian estuary. *Mar Freshwater Res*, 54: 139– 151
- Rodríguez Uro, V. H. (2017). *Detección de cianobacterias toxígenas de la Represa el Pañe-Arequipa*. (Tesis de Licenciatura) Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Perú.
- Roldan, G. (2002). Limnología y Eutrofización de embalses en Colombia. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el desarrollo CYTED. Buenos Aires-Argentina: CYTED.

- Samanez, I., & Zambrano, F. (1995). Observaciones sobre diversidad y algunas características del plancton en el Dpto. de Madre de Dios. *Publ. Mus. Hist. Nat*, 51, 1-12.
- Singh, S., Rai, P. K., Chau, R., Ravi, A. K., Neilan, B. A., & Asthana, R. K. (2015). Temporal variations in microcystin-producing cells and microcystin concentrations in two fresh water ponds. *Water research*, 69, 131-142.
- Stomp M, Huisman J, Vörös L, Pick FR, Laamanen M, Haverkamp T, Stal L. (2007) Colourful coexistence of red and green picocyanobacteria in lakes and seas. *Ecol Lett*.10 (4): 290-8. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01026.x. PMID: 17355568.
- Tonk, L., Bosch, K., Visser, P.M., and Huisman, J. (2007) Salt tolerance of the harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Aquat Microb Ecol*, 46: 117–123.
- UNMSM (2014). Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú. Departamento de Limnología, Departamento de Ictiología -- Lima: Ministerio del Ambiente, 2014.
- Vázquez, G., Castro, G., González, I., Pérez, R. y Castro, T. (2006). Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *ContactoS*, 60, 41-48.
- Vela, L., Sevilla, E., Martín, B., Pellicer, S., Bes, M., & Fillat, M. (2007). Las microcistinas . *Rev. Real Academia de Ciencias Zaragoza*, 135-146.
- Watt, A., Bradshaw, R., Young, J., Alard, D., Bolger, T., Chamberlain, D., Fernández-González, F., Fuller, R., Gurrea, P. y Henle, K. (2007). Trends in biodiversity in Europe and the impact of land-use change. In: Hester RE, Harrison RM, editors. *Biodiversity under threat*. Cambridge (UK): Royal Society of Chemistry; p. 135–160

- Wiedner, C., Rücker, J., Brüggemann, R., and Nixdorf, B. (2007) Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. *Oecologia*, 152: 473–484.
- Wolk, C., Ernst, A., & Elhai, J. (1994). Heterocyst metabolism and development. The Molecular biology of Cyanobacteria: 769-863.
- WTW. (2016). Manual de análisis de fotometría: Prácticas y normativas de análisis. Programa versión 2.06W.
- Xiong, Q., Xie, P., Li, H., Hao, L., Li, G., Qiu, T., Liu, Y. (2009) Involvement of Fas/FasL system in apoptotic signaling in testicular germ cells of male Wistar rats injected i.v. with microcystins. *Toxicon*, 54: 1–7.
- Young, F., Thomson, C., Metcalf, J., Lucocq, J., & Codd, G. (2005). Immunogold localisation of microcystin cells of *Microcystis*. *Journal of Structural Biology*, 208-214.
- Zheng T G, Mao J Q, Dai H C, et al. (2011) Impacts of water release operations on algal blooms in a tributary bay of Three Gorges Reservoir. *Sci China Tech Sci*, 2011, 54: 1588–1598, doi: 10.1007/s11431-011-4371-7.

### **7.3 Fuentes hemerográficas**

- Ley 29338 (2009). Ley de los Recursos Hídricos. Diario oficial “El Peruano”. Lima-Perú. 31 de marzo del 2009.

### **7.4 Fuentes electrónicas**

- HANNA (2022). Manual de instrucciones para Test kit. <https://www.hannainst.es/parametros/5368-test-kit-oxigeno-disuelto-00-a-100-mg-l-110-test.html>

- Instituto del Mar del Perú (IMARPE). (2017). *Floraciones Algales en aguas costeras del mar. Reporte del Instituto del Mar del Perú (IMARPE)*.  
[http://www.imarpe.gob.pe/imarpe/archivos/noticia/imarpe\\_notic\\_notafloresal\\_gales.pdf](http://www.imarpe.gob.pe/imarpe/archivos/noticia/imarpe_notic_notafloresal_gales.pdf)
- Moreno, D., Quintero, J., & López, A. (2010). *Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia*. Recuperado el 06 de febrero del 2019.  
<http://www.izt.uam.mx/newpage/contactos/anterior/n78ne/eutrofia2.pdf>.
- UNESCO. (2009). *Cianobacterias Planctónicas del Uruguay, manual para la identificación y medidas de gestión*. Recuperado el 31 de mayo del 2019.  
<http://unesdoc.unesco.org/images/0021/002163/216319s.pdf>.

# ANEXOS

## Anexo 1: Matriz de consistencia

Tabla 13

Matriz de consistencia

PROBLEMAS	OBJETIVOS	HIPÓTESIS	VARIABLES	DIMENSIONES	INDICADORES	METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN
<p><b>PROBLEMA GENERAL</b></p> <p>¿Qué relación existe entre las floraciones algales de <i>M. aeruginosa</i> y el nivel de eutrofización de las aguas del HAMM?</p> <p><b>PROBLEMAS ESPECÍFICOS</b></p> <p>1. ¿De qué manera la presencia de <i>M. aeruginosa</i> se relaciona con los parámetros fisicoquímicos presentes en las aguas del HAMM?</p> <p>2. ¿De qué manera se relaciona las floraciones algales con el contenido de clorofila-a presente en las muestras de agua del HAMMI?</p> <p>3. ¿De qué manera se relaciona las floraciones algales de <i>M. aeruginosa</i> con los valores del Índice de Estado Trófico de las aguas superficiales del HAMM?</p>	<p><b>OBJETIVO GENERAL</b></p> <p>Determinar la relación que existe entre las floraciones algales y el nivel de eutrofización de las aguas del HAMM.</p> <p><b>OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b></p> <p>1. Establecer de qué manera la presencia de las floraciones algales de <i>M. aeruginosa</i> se relaciona con los parámetros fisicoquímicos presentes en las aguas del HAMM.</p> <p>2. Establecer de qué manera la presencia de las floraciones algales de <i>M. aeruginosa</i> se relaciona con el contenido de clorofila-a presentes en las aguas superficiales del HAMMI.</p> <p>3. Determinar de qué manera se relaciona las floraciones algales de <i>M. aeruginosa</i> con los valores del Índice de Estado Trófico de las aguas superficiales del HAMM.</p>	<p><b>HIPÓTESIS GENERAL</b></p> <p>Existe una relación directa y significativa entre las floraciones algales de <i>M. aeruginosa</i> y el nivel de eutrofización de las aguas del HAMM, 2019.</p> <p><b>HIPÓTESIS ESPECÍFICOS</b></p> <p>1. Existe una relación directa y significativa entre la presencia de las floraciones algales de <i>M. aeruginosa</i> y los parámetros fisicoquímicos presentes en las aguas del HAMM.</p> <p>2. Existe una relación directa y significativa entre presencia de las floraciones de <i>M. aeruginosa</i> y el contenido de clorofila-a presentes en las aguas del HAMM.</p> <p>3. Existe una relación directa y significativa entre las floraciones de <i>M. aeruginosa</i> y los valores del índice de estado trófico de las aguas del HAMM.</p>	<p><b>VARIABLE 1</b></p> <p>Floraciones algales</p> <p><b>VARIABLE 2</b></p> <p>1. Nivel de Eutrofización</p>	<p>1.1 Presencia de <i>Microcystis aeruginosa</i></p> <p>2.1 Parámetros fisicoquímicos y biológicos</p> <p>2.2 Estados tróficos</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Identificación morfológica</li> <li>• Cantidad</li> <li>• Aporte de nitrógeno</li> <li>• Aporte de fósforo</li> <li>• Oxígeno disuelto</li> <li>• pH</li> <li>• Conductividad</li> <li>• Transparencia</li> <li>• Cantidad de clorofila</li> <li>• Índices de estado trófico de la transparencia.</li> <li>• Índices de estado trófico de la clorofila-a</li> <li>• Índices de estado trófico del fósforo total Clorofila-a (c)</li> </ul>	<p><b>TIPO DE ESTUDIO</b></p> <p>Aplicada</p> <p><b>Nivel:</b> correlacional.</p> <p><b>Diseño de estudio</b></p> <p>No experimental-transversal correlacional</p> <p><b>Método de la investigación</b></p> <p>cuantitativa</p> <p><b>Determinación de la población y muestra</b></p> <p><b>Población:</b> Las aguas superficiales del humedal Albuferas.</p> <p><b>Muestra:</b> La muestra estará conformada por mL de aguas superficiales del humedal.</p> <p><b>Técnicas de recolección de datos</b></p> <p>Observación</p> <p><b>Instrumentos</b></p> <p>Ficha de datos primarios</p> <p>Ficha de datos procesados</p>

## Anexo 2: Procedimientos para determinar el nitrógeno total

### Nitrógeno (total)

No. del programa **35**



WTW Modelo No.:	14537
Categoría:	KT (ensayo de reactivos con cubeta)
Cubeta:	16 mm
Rango de medición:	0,50 - 15,00 mg/l N

**Observación:** Antes de ejecutar por primera vez, determinar el valor en blanco del reactivo.

- Agregar 10,0 ml de muestra en una cubeta vacía.
- Agregar 1 cuchara micrométrica azul rasa de **N-1K**.
- Añadir 6 gotas de **N-2K** y cerrar la cubeta con el tapón roscado y mezclar.
- Calentar la cubeta en la unidad térmica durante 1 hora a 120 °C.
- Colocar la cubeta nuevamente en el soporte y dejar que se enfríe a temperatura ambiente (=muestra preparada).
- Añadir 1 cuchara micrométrica azul rasa de **N-3K** en una cubeta de reacción y cerrar la cubeta con el tapón roscado.
- Sacudir la cubeta enérgicamente durante **1 minuto para disolver el material sólido**.
- Agregar muy lentamente 1,5 ml de la muestra preparada con la pipeta, cerrar la cubeta con el tapón roscado y mezclar enérgicamente.
- Dejar en reposo durante 10 minutos.
- Colocar la cubeta en el compartimiento del fotómetro e iniciar la medición.

Figura 14. Procedimientos para determinar el nitrógeno total. Fuente: WTW (2016)



## Anexo 3: Procedimientos para determinar el fósforo total

### Fosfato, total

No. del programa **336**



WTW Modelo No.:	PO4-4 TC
Categoría:	KT (ensayo de reactivos con cubeta)
Cubeta:	16 mm
Rango de medición:	0,06 - 3,50 mg/l PO <sub>4</sub>
	0,020 - 1,141 mg/l PO <sub>4</sub> -P
	Indicación posible en mmol/l

**Observación: Antes de ejecutar por primera vez, determinar el valor en blanco del reactivo.**

1. Con una pipeta añadir 5 ml de la muestra en una cubeta de reacción y cerrar la cubeta con el tapón roscado.

2. Añadir el contenido de un sobresito de **Vario Potassium Persulfate F10 ml** y cerrar la cubeta con el tapón roscado.

3. Calentar la cubeta en la unidad térmica durante 30 minutos a 120 °C.

4. Sacar la cubeta de la unidad térmica, colocarla en el soporte de cubetas y dejar que se enfríe.

5. Añadir 2,0 ml **Vario Sodium hydroxide 1.54 N** con una pipeta, cerrar la cubeta con el tapón roscado y mezclar.

6. Añadir el contenido de un sobresito de **Vario Phosphate RGT F10 ml** y cerrar la cubeta con el tapón roscado.

7. Sacudir la cubeta durante 10 a 15 s. Una pequeña cantidad de sólido no se disuelve.

8. Dejar en reposo durante 2 minutos.

9. Dentro de 8 minutos después de haber añadido el reactivo: Colocar la cubeta en el compartimiento del fotómetro e iniciar la

Figura 15. Procedimientos para determinar el fósforo total. Fuente: WTW (2016)


## Anexo 4: Manual de instrucciones para determinar el oxígeno disuelto

**Manual de Instrucciones**

**Manual**

**HI 3810**

**Test kit de oxígeno disuelto**



www.hannainst.es

Estimado cliente:  
Le agradecemos que haya escogido un producto Hanna. Por favor, lea cuidadosamente este manual antes de utilizar este test kit. Le proporcionará toda la información necesaria para el correcto uso del mismo.

Extraiga el test kit de su envoltorio e inspecciónelo detenidamente, para asegurarse de que no se ha producido ningún daño durante el transporte. Si es así contacte con su distribuidor.

Cada kit se suministra con:

- Reactivo 1, 1 botella con cuarentagotas (30 mL);
- Reactivo 2, 1 botella con cuarentagotas (30 mL);
- Reactivo 3, 2 botellas con cuarentagotas (60 mL);
- Reactivo 4, 1 botella con cuarentagotas (10 mL);
- Reactivo 5, 1 botella (120 mL);
- 1 botella con tapón de cristal;
- 1 bazo de calibración (10 mL);
- 1 jeringa calibrada.

**Note:** Cualquier artículo dañado debe ser devuelto en su embalaje original.

**ESPECIFICACIONES**

Rango	0 a 10 mg/l (ppm) O <sub>2</sub>
Incremento menor	0.1 mg/l (ppm) O <sub>2</sub>
Método de análisis	Modificación de la valoración del ácido
Tamaño de la muestra	5 ml
Número de Tests	110 (media)
Dimensiones del método	260x120x60 mm
Peso	910 g

DISTRIBUIDOR: VERISOLINI 10/PP 09/00

**SIGNIFICADO Y USO**

La concentración de oxígeno disuelto en agua es muy importante en la naturaleza así como en el entorno del ser humano. En océanos, lagos, ríos y otras aguas superficiales el oxígeno disuelto es esencial para el desarrollo de la vida acuática. Sin oxígeno, el agua se vuelve tóxica debido al efecto anaeróbico de la materia orgánica. En el entorno del ser humano el agua debe contener al menos 2 mg/l de oxígeno para proteger los conductos de agua de la corrosión. Sin embargo, en agua de calderas, en muchas casos, no puede contener más de 10 mg/l de oxígeno.

El Test Kit de Oxígeno Disuelto de Hanna puede determinar la concentración de oxígeno disuelto en agua de manera rápida y fácil. El Kit es portátil, por ello puede ser utilizado tanto en el campo como en el laboratorio. Su diseño permite un fácil manejo del mismo y, excepto para el Reactivo 5, previene prácticamente los daños por derrame de los reactivos.

**Note:** mg/l equivale a ppm (partes por millón).

**REACCION QUIMICA**

Utiliza un sistema de aviso intermitente del display. Los iones de Manganeso reaccionan con el oxígeno presente en hidróxido de potasio para formar el precipitado de manganeso óxido (paso 1). Para prevenir que los iones de nitrato interfieran en el test hay presente un ácido. Además del ácido, el manganeso óxido hidróxido oxida el yoduro a yodo (paso 2). Como la cantidad de yoduro generado es equivalente a la cantidad de oxígeno en la muestra, la concentración de yoduro se calcula valorando los iones de tiosulfato que reduce el yodo a iones de yoduro.

Paso 1:  $2Mn^{2+} + O_2 + 4OH^- \rightarrow 2MnO(OH)_2$

Paso 2:  $MnO(OH)_2 + 4I^- + 6H^+ \rightarrow Mn^{2+} + 2I_2 + 3H_2O$

Paso 3:  $I_2 + 2S_2O_3^{2-} \rightarrow 2I^- + S_4O_6^{2-}$

**INSTRUCCIONES**

LEA LAS INSTRUCCIONES ANTES DE UTILIZAR EL TEST KIT. VEA EL PROCESO ILUSTRADO EN LA ÚLTIMA PAGINA.

**Note:** rellene la jeringa de reactivo evitando burbujas de aire.

- Enjuague la botella 3 veces con la muestra de agua y llénela completa. Introduzca el tapón con cuidado para evitar las burbujas de aire.




Figura 16. Manual de instrucciones para determinar el oxígeno disuelto. Nota: HANNA (2022)

## Anexo 5: pasos para el uso del test kit de oxígeno disuelto

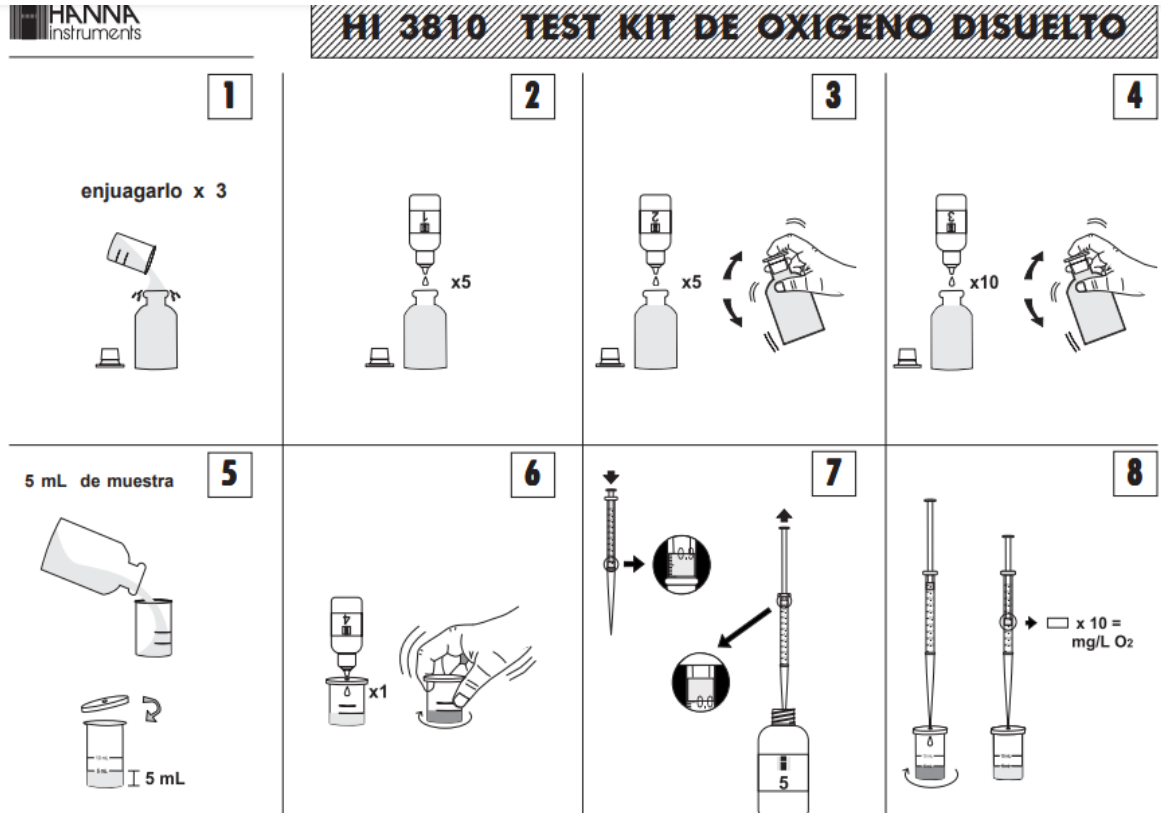


Figura 17. Pasos para el uso del test kit para determinar oxígeno disuelto. Nota: HANNA (2022)

## Anexo 6: Galería fotográfica

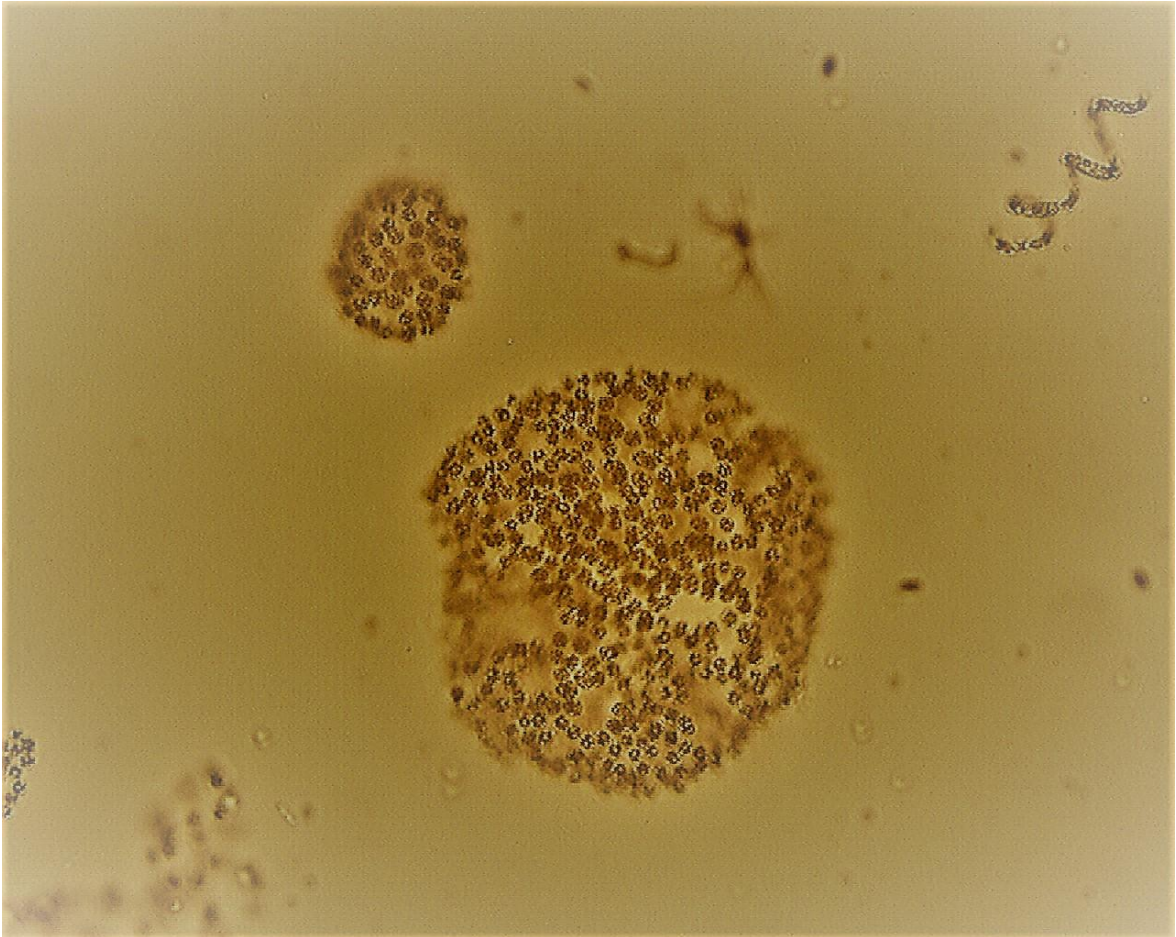


Figura 18. Vista de la colonia de la cianobacteria *Microcystis aeruginosa* Nota: elaboración propia



Figura 19. Vista panorámica de la zona norte del HAMM. Nota: elaboración propia.



Figura 20. Determinación de los parámetros físico químicos del agua superficial del HAMM. Nota: elaboración propia.



Figura 21. Uso del multiparámetro de campo para determinar los parámetros fisicoquímicos del agua superficial del HAMM. Nota: elaboración propia

---

**Dr. Angel Hugo Campos Diaz**  
**ASESOR**

---

**Dr. Fredesvindo Fernandez Herrera**  
**PRESIDENTE**

---

**M(o)Algemiro Julio Muñoz Vilela**  
**SECRETARIO**

---

**M(o) Jhon Herbert Obispo Gavino**  
**VOCAL**