



DOCTORADO EN GESTIÓN AMBIENTAL

**DIVERSIDAD FITOPLANCTÓNICA COMO INDICADOR DE CALIDAD DE AGUA
EN SUBEMBALSES DE LA REPRESA DE YACYRETÁ, DEPARTAMENTO ITAPÚA,
PARAGUAY**

MÓNICA LILIANA ALBRECHT ENCINA

Encarnación, Paraguay

2020



“El Programa de Postgrado **Doctorado en Gestión Ambiental** Código 14-POS-015 es cofinanciado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología - CONACYT, con recursos del FEEI”.

Institución ejecutora del programa: Universidad Nacional de Itapúa

Autor:Mónica Liliana Albrecht Encina

Tesis preparada a la Escuela de Postgrado de la
Universidad Nacional de Itapúa como requisito
parcial para la obtención del título de Doctor en
Gestión Ambiental.

Tutor: Dr. Christian Vogt

Encarnación, Paraguay

2020

Diversidad fitoplanctónica como indicador de calidad de agua en subembalses de la Represa de Yacyretá, Departamento Itapúa, Paraguay

Esta tesis fue evaluada y aprobada en fecha 24/10/2020 para la obtención del título de Doctora en Gestión Ambiental por la Universidad Nacional de Itapúa

Miembros de la Mesa Examinadora:

Nombres	Firmas
Prof. DrJorge Daniel Gonzalez Villalba
Prof. Dr. Andres Teodoro Wehrle Martinez
Prof. Dra Graciela Beatriz Gabazzo
Prof: Dra Maria Gloria Cabrera Romero

Resultado de la Evaluación : Aprobado con Distinción

Dedico esta tesis a:

A Dios, por tantas bendiciones recibidas.

A mi familia y mis padres, doña Benita Encina, a don Juan Albrecht
por darme las herramientas necesarias para salir
adelante y ser una mejor persona.

Agradezco a:

A todas las personas que de una u otra manera colaboraron en la concreción de este trabajo de investigación, especialmente a;

Al Dr. Christian Vogt por su apoyo constante, buena predisposición y calidad humana

A la Dra. Alicia Beatriz Albrecht Encina quien ha recorrido este largo camino en forma incondicional hasta llegar a la meta.

A mi esposo Marcelo J. Cantero que siempre estuvo a mi lado acompañándome.

A mis hijos Mauricio y Monserrat por ser mis motores.

A la Dra. Claudia González por su valiosa colaboración.

Al Dr. Pablo Kiernyezny y al Dr. Miguel Eduardo Schmalko por su colaboración en el trabajo estadístico.

A la Ingeniera Karina Morínigo y la Bioquímica Cinthia Burgos que siempre están para ayudar.

A la Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional de Itapúa.

Al Consejo Nacional de Tecnología CONACYT por el apoyo constante.

A mis amigas/os que estuvieron en todo momento.

"Los científicos pueden describir los problemas que afectarán el medio ambiente basándose en la evidencia disponible. Sin embargo, su solución no es la responsabilidad de los científicos, sino de la sociedad en su totalidad".

MOLINA, M (1943).

Lista de Tablas

Tabla 1. Subíndices ICOT	22
Tabla 2. Desequilibrio entre las concentraciones de CO ₂ y HCO ₃ ⁻ (incremento del pH) 30	
Tabla 4. Fuentes antropogénicas de nitrógeno inorgánico en ecosistemas acuáticos	48
Tabla 5. Subcuencas del arroyo Quiteria	81
Tabla 6. Subcuencas del arroyo Mbói Ka'ẽ	81
Tabla 7. Parámetros morfométricos	82
Tabla 8. Área de influencia de los distritos en la cuenca	82
Tabla 9. Estaciones de muestreo Subembalse Quiteria.....	83
Tabla 10. Estaciones de muestreo Subembalse Mbói Ka'ẽ	84
Tabla 11. Categorías de estado trófico	95
Tabla 13. Correlación de Variables Subembalse Mbói ka'ẽ.....	114
Tabla 14. Correlación de Variables Subembalse Quiteria	115
Tabla 15. Análisis de Varianza para el taxón Chlorophyta (n° de células/ml) en relación a A,B,C. - Suma de Cuadrados Tipo III	116
Tabla 16. Análisis de Varianza para Crysohyta (n° de células/ml) - Suma de Cuadrados Tipo III	118
Tabla 17. Análisis de Varianza para Cyanophyta (n° de células/ml) - Suma de Cuadrados Tipo III	120
Tabla 18. Análisis de Varianza para Chorophyta (n° de células/ml) - Suma de Cuadrados Tipo III	122
Tabla 19. Análisis de Varianza para Crysohyta (n° de células/ml) - Suma de Cuadrados Tipo III	124

Tabla 20. Análisis de Varianza para Cyanophyta (n° de células/ml) - Suma de Cuadrados	
Tipo III.....	126
Tabla 21. Índices de estado trófico (TSI).....	137
Tabla 22. Tabla de Índice Trófico (TSI, Trophic Status Index) Subembalse Mbói Ka'ẽ	
Subembalse Quiteria.....	137

Lista de Figuras

Figura 1 . Parámetro hidrológico de las cuencas Quiteria y Mbói ka'ẽ.....	23
Figura 2. Aspectos positivos y negativos de los embalses – Adaptado de Duarte & Franco (2016)	19
Figura 3. Ciclo del Nitrógeno y su alteración,	46
Figura 4. Ciclo del Fósforo y su alteración, AEET (2007).....	49
Figura 5. Clasificación de Cianobacterias	58
Figura 6. Subembalse Quiteria y Mbói Ka'ẽ	83
Figura 7. Estaciones de muestreo Subembalse Quiteria	84
Figura 8. Estaciones de muestreo Sub- embalse Mbói Ka'ẽ	85
Figura 9. Porcentaje de Géneros en el Subembalse Quiteria	99
Figura 10. Porcentaje de Géneros en el Subembalse Mbói Ka e	100
Figura 11. Número de células por mililitros de Chlorophyta por años de estudios.....	116
Figura 12. Análisis de Componentes Principales entre el taxón Chlorophyta y los parámetros físico-químicos.....	117
Figura 13. Número de células de Crysophyta por año.....	119
Figura 14. Relación entre Crysophyta y parámetros físico-químicos.....	119
Figura 15. Número de células de Cyanophyta por año	121
Figura 16. Relación entre Cyanophyta y parámetros físico-químicos.....	121
Figura 17. Número de células de Chlorophyta por año	123
Figura 18. Relación entre Chlorophyta y parámetros físico-químicos	123
Figura 19. Número de células de Crysophyta por año	125
Figura 20. Relación entre Crysophyta y parámetros físico-químicos.....	125

Figura 21. Número de células de Cyanophyta por año.....	126
Figura 22. Relación entre Cyanophytas y parámetros fisicoquímicos.....	127
Figura 23. Interacción entre años de estudio y estaciones del año para el comportamiento de Chlorophyta.....	128
Figura 24. Interacción entre años de estudio y estaciones del año para el comportamiento de Crysophyta	129
Figura 25. Interacción entre años de estudio y estaciones del año para el comportamiento de Cyanophyta.	130
Figura 26. Interacción entre años de estudio y estaciones del año para el comportamiento de Euglenophyta.	131
Figura 27. Variación del Fitoplancton en los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria en los tres años de estudio.	133
Figura 28. Fitoplancton (n° de células por mililitros) en relación a estaciones de muestreo de los subembalses Quiteria y Mbói Ka'ẽ.....	134

Lista de Abreviaturas

APA	American Psychological Association
ONU	Organización de las Naciones Unidas
OEA	Organización de los Estados Americanos
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DBO	Demanda Biológica de Oxígeno
OD	Oxígeno Disuelto
TDS	Sólidos Totales Disueltos
NTK	Nitrógeno Total de Kjehendal
EQ	Estación Quiteria
EM	Estación Mbói Ka'ẽ

Tabla de Contenido

Diversidad fitoplanctónica como indicador de calidad de agua en subembalses de la Represa de Yacyretá, Departamento Itapúa, Paraguay.....	1
Planteamiento del Problema	6
Pregunta Central de Investigación.....	11
Preguntas Específicas de Investigación.....	11
Objetivos.....	11
General.....	11
Específicos.....	11
Justificación.....	12
Viabilidad	13
Evaluación de las Deficiencias en el Conocimiento del Problema	14
Delimitación de la Investigación	15
Consecuencias de la Investigación	15
Marco Teórico	16
Ecosistemas acuáticos	16
Aguas continentales.....	16
Embalses.....	17
Panorama sobre las presas y embalses	18
Aspectos positivos y negativos de los embalses	19
Subembalses de Encarnación	20
Principales parámetros de la Cuenca Mbói Ka´ẽ y la Cuenca Quiteria	21
Calidad del agua	24
Calidad de agua en los subembalses de Encarnación.....	26
Parámetros y estándares de calidad de agua.....	28
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	35
Demanda química de oxígeno (DQO).....	36
Nitrógeno total.....	37
Fósforo Total	40

Eutrofización	42
Procesos de eutrofización	42
Impacto sobre el ecosistema.....	43
El ciclo del nitrógeno y su alteración	46
Consecuencias de la alteración del ciclo del N	48
El ciclo del fósforo y su alteración	49
Consecuencia de la alteración del ciclo del Fósforo	50
Diversidad Hidrobiológica	50
Comunidades hidrobiológicas	50
Fitoplancton	51
Diversidad taxonómica de fitoplancton	52
Cyanophyta algas azules o verdes – azuladas.....	53
Floraciones de Cyanobacteria.....	54
Control de nutrientes	56
Métodos de control mecánico.....	56
Métodos de control biológico.....	57
Clasificación de las cianobacterias	57
<i>Chlorophyta</i> , algas verdes	58
Chrypsophyta, algas doradas.	60
Xanthophyceae, Xanthophyta o algas verde-amarillas.....	61
Bacilliarophyta diatomeas.....	61
Chryptophyta, criptomonas.....	62
Dynophyta, dinoflagelados	63
Euglenophyta, euglenas	65
Ecología y dinámica de fitoplancton	66
El fitoplancton y su nutrición	66
Dinámica del fitoplancton.....	67
Importancia del fitoplancton como bioindicador.....	68
Comunidades fitoplanctónicas.....	68
Monitoreo y Gestión de Embalses.....	70
Monitoreo de calidad de agua.....	70

Gestión sostenible.....	72
Diversidad de fitoplancton y calidad de agua.....	74
Variables climáticas y calidad del agua.....	76
Radiación solar	76
Radiación y la materia orgánica disuelta (MOD).....	76
Precipitación	78
Marco Metodológico	79
Enfoque de la Investigación	79
Diseño de Investigación	79
Tipo de Investigación	79
Área de estudio.....	80
Arroyo.....	82
Densidad hidrográfica (Dh)	82
Densidad de drenaje (Dd).....	82
Quiteria	82
Mbói Ka`e.....	82
Instrumentos y Técnicas de Recolección de Datos	86
Variables Biológicas.....	87
Análisis cuantitativo del fitoplancton	87
Diversidad (H') de Shannon (Shannon, 1948)	88
Variables físicoquímicas	88
Determinación de turbidez.....	89
Determinación de DBO ₅ , Oxígeno Disuelto y DQO	89
Determinación de fósforo total	91
Determinación de Nitrógeno total	92
Determinación de clorofila a por espectrofotometría.....	93
Índice trófico de Carlson	94
Análisis de componentes principales.....	95
Variables climáticas.....	97
Marco Analítico.....	98

Presentación de los Resultados.....	98
Análisis de Datos.....	98
Resultados Integrales de la Investigación.....	98
La diversidad taxonómica del fitoplancton	98
La relación de los parámetros físico-químicos del agua y la abundancia del fitoplancton	102
Análisis de datos-Mbói Ka'ẽ.....	116
La dinámica del fitoplancton como indicador de calidad de agua y su importancia para la gestión ambiental	127
Conclusiones	140
Recomendaciones	142
Referencias.....	143
Anexo.....	157

**DIVERSIDAD FITOPLANCTÓNICA COMO INDICADOR DE CALIDAD DE AGUA
EN SUBEMBALSES DE LA REPRESA DE YACYRETÁ, DEPARTAMENTO ITAPÚA,
PARAGUAY**

Mónica Liliana Albrecht Encina.

Universidad Nacional de Itapúa.

Mónica Liliana Albrecht Encina.

E-mail: mlalbrecht79@gmail.com

Resumen

Este trabajo de investigación se basó en el estudio de la taxonomía del fitoplancton (microalgas y cianobacterias) y su relación con factores abióticos de tal modo que evidenciara el estado de las aguas de los cuerpos lénticos, tuvo como objetivo analizar la diversidad fitoplanctónica como indicador de calidad de agua en subembalses de la Represa Yacyretá, Departamento de Itapúa, Paraguay. Metodológicamente se tomó un enfoque cuantitativo y cualitativo, con un diseño no experimental y transversal de carácter descriptivo. La recolección de datos radicó en la descripción y el análisis de las variables en un momento previamente determinado por estaciones de muestreo, en un periodo desde el 2016 hasta 2018. El estudio en cuestión se realizó en los sub embalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria de la ciudad de Encarnación. Los resultados mostraron que, en el subembalse Mbói Ka'ẽ se encontraron 125 taxones entre microalgas y cianobacterias estando las mismas representadas por Crysophyta 51,2% mientras que Chlorophyta 30,4%, Cyanophyta 12,8% y por último la Euglenophyta 5,6%, y en el subembalse Quiteria se identificaron 138 taxones que corresponden Crysophyta 52,2 % mientras que Chlorophyta 26,8%, Cyanophyta 15,2% y por último la Euglenophyta 5,8%. Concluyendo, la alta especificidad que tienen las microalgas y cianobacterias con los factores abióticos y las variables climáticas hacen que sean muy útiles como indicadores biológicos para medir la calidad del agua, por lo que se convierte en una herramienta muy importante para el monitoreo y preservación de los cuerpos de aguas lénticos como los embalses.

Palabras Claves: fitoplancton, indicadores biológicos, calidad de agua, subembalses.

Abstract

The objective of this research work was to analyze phytoplankton diversity as an indicator of water quality in sub-reservoirs of the Yacyretá Dam, Department of Itapúa, Paraguay. Methodologically, a quantitative and qualitative approach was taken, with a descriptive non-experimental and cross-sectional design. The data collection was based on the description and analysis of the variables at a time previously determined by sampling stations, in a period from 2016 to 2018. The study in question was carried out in the Mbói Ka'ẽ and Quiteria sub-reservoirs of the city of Encarnacion. The results showed that, in the Mbói Ka'ẽ sub-reservoir, 125 taxa were found between microalgae and cyanobacteria, being represented by Crysophyta 51.2% while Chlorophyta 30.4%, Cyanophyta 12.8% and finally Euglenophyta 5.6% , and in the Quiteria sub-reservoir, 138 taxa were identified that correspond to Crysophyta 52.2% while Chlorophyta 26.8%, Cyanophyta 15.2% and finally Euglenophyta 5.8%. In conclusion, the high specificity that microalgae and cyanobacteria have with abiotic factors and climatic variables make them very useful as biological indicators to measure water quality, which is why it becomes a very important tool for the monitoring and preservation of lentic bodies of water such as reservoirs.

Keywords: phytoplankton, biological indicators, water quality, sub-reservoirs

Diversidad fitoplanctónica como indicador de calidad de agua en subembalses de la Represa de Yacyretá, Departamento Itapúa, Paraguay

Las represas y subembalses en el planeta se han constituido en un asunto polémico, fundamentada en las pruebas sobre las consecuencias en el medio ambiente acaecidos en diversas partes del orbe, como los altos precios que conllevan estas empresas y su marca en las economías de los países y los escasos efectos positivos ofrecidos por aquellas obras, en contra partida con expectativas generadas en torno a ellas (WCD/CMR , 2000).

En la década del setenta se presencié en América Latina una fuerte actividad en construcción de represas y subembalses, la mayoría para uso energético del agua con miras al desarrollo de las sociedades. Esa actividad disminuyó en los ochenta aún cuando la capacidad de embalse de las nuevas represas era considerablemente mayor. Estas actividades se concentraron en pocos países: Brasil, Argentina y Paraguay (Cuevas, 2015).

Las grandes inversiones y los efectos producidos por las represas y subembalses han generado problemas referidos con la ubicación y las consecuencias de las mismas, tanto las existentes como las planteadas, transformando a las grandiosas represas como la de Yacyretá (Paraguay-Argentina) y la de Itaipú (Paraguay-Brasil) sobre el río Paraná, en uno de los proyectos más controvertidos sobre desarrollo sustentable.

Los proponentes destacan las peticiones de desarrollo social y económico que, en este caso, la represa de Yacyretá intenta llenar como: irrigación, energía eléctrica, control de inundaciones y abastecimiento de agua.

Los opositores, en cambio, indican los efectos adversos de la represa, como la carga del endeudamiento, los sobrecostos, el desarraigo y empobrecimiento de habitantes, la pérdida de

ecosistemas, recursos hídricos y pesqueros, al igual que la inequitativa distribución de costes y beneficios para las partes en cuestión.

Cabe señalar la importancia del agua, ya que la circulación de agua sin contaminar es primordial para el mantenimiento de ecosistemas que dependen de este líquido. La falta de calidad en el agua acarrea perjuicios al medio terrestre y acuático, y más todavía genera perjuicios a la fauna y flora, que ya atraviesan problemáticas y sus repercusiones debido al urbanismo y al cambio climático.

Para ambos países vinculados a la represa, este líquido como insumo básico fundamental y no solo como alternativa de fuente de energía es un punto en la agenda de las políticas energéticas. Es sabido, que la energía eléctrica generada por un sistema hídrico como el Paraná, gracias a una hidroeléctrica, puede ser dotada a partir de variadas fuentes como: energía solar, energía nuclear, geotermia y los combustibles fósiles, este último aún muy vigente en el planeta.

En cambio, el agua para consumo humano, regadíos y las industrias no tiene alternativa y debe ser gerenciado su uso, permitiendo la distribución y utilización entre Paraguay y Argentina.

No obstante, lo inevitable de toda represa y subembalses hacia el futuro es la invitación de utilización del recurso hídrico, que implicaría acciones complejas, mucho mayores que la construcción y funcionamiento en sí de la represa, que en este caso ya es un hecho. En el contexto señalado, estas acciones de complejidad sobre las aguas y su calidad debieran de posar la mirada sobre la destrucción de los ecosistemas como consecuencia de los cambios generados por la misma represa y sus subembalses y las diversas actividades antropogénicas (expansión agrícola, deforestación, sobrepastoreo, etc).

La calidad del agua dulce presente en los subembalses, además de ser aprovechada para uso humano, también sostiene a una gran variedad de organismos, que podría estar siendo

alterada en diversos grados. Desde esta perspectiva, algunos organismos acuáticos podrían tolerar tal situación, generando alguna forma de adaptación a condiciones deletéreas determinando de esta forma el ambiente, otros incluso podrían desaparecer por no resistir los efectos (de la Lanza & Carbajal, 2000).

De este modo se ve necesario plantear aquellos organismos que describen escenarios específicos para su utilización como indicadores de calidad del agua dulce, como un recurso incluso para su utilización en el monitoreo de ecosistemas acuáticos (Amador, 2011).

Actualmente, en los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria de la ciudad de Encarnación se podría estar ante la presencia de microorganismos de carácter fotosintético, denominados fitoplancton. Estos microorganismos (sean microalgas o cianobacterias), dependiendo del tamaño de las poblaciones, se pueden observar a través de métodos dotados de concentraciones o en casos de extensas floraciones, se pueden observar a simple vista flotar o nadar en espejos de agua como lagos, ríos, subembalses u otros ecosistemas acuáticos (Graham, Wilcoz, & Graham, 2016).

La ecología del fitoplancton contempla varias escalas, conforme al tiempo y al espacio; así también el crecimiento comprende periodos breves, según la variedad considerada y la dinámica del cauce hídrico involucrado, en este caso, agua dulce de los subembalses (Lehman & Scavia, 1982).

La variedad, abundancia y distribución de las algas fitoplanctónicas están íntimamente ligadas a la capacidad de adaptación que posean ante las características abióticas y bióticas del sistema dentro del cual se desarrollen, en este caso de los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria, respectivamente. La dinámica de estas poblaciones comprendería cambios asociados a los niveles de abundancia y composición de los subembalses, a su vez intervendrían factores físicos

(temperatura, niveles de luz, grado de turbulencia, tiempo de permanencia y la capacidad de sedimentación), factores químicos (disponibilidad de nutrientes, cantidad de materia orgánica que llega desde los alrededores de la ciudad de Encarnación y grado de mineralización) y factores biológicos (depredación y parasitismo) (González A. , 1988).

El fitoplancton presente en los subembalses forma la unidad primordial de producción de materia orgánica en este sistema acuático, capaz de realizar fotosíntesis. Son productores con un papel preponderante en el sustento de las tramas tróficas, las mismas incluyen al zooplancton y todos los organismos acuáticos que pueden aprovechar en sus procesos respiratorios el oxígeno generado en la fotosíntesis (González E. , y otros, 2003).

Estos organismos indicadores son aquellas especies seleccionadas, considerando criterios de tolerancia y sensibilidad presentados ante ciertos parámetros en particular; sugiriendo la existencia de características particulares de su hábitat (Bellinger & Sigeo, 2010). Los criterios asociados a la selección de bioindicadores deben centrarse en la facilidad de muestreo e identificación, la distribución homogénea, la fácil acumulación de contaminantes, la nula posibilidad de ejercer perjuicio irreparable al ecosistema, así como baja variabilidad genética y biológica (Hellowell, 1986).

El grupo de mayor aplicación para determinar la calidad de ambientes acuáticos se encuentra representado por las diatomeas, debido a su intervención veloz y tolerante a los cambios de orden biológico, físicos y químicos; además de su abundancia, distribución efectiva y recolección sencilla (López M. , 2013). A su vez, las cianobacterias son aplicadas debido a sus altos índices de floraciones en aguas con elevada concentración de nutrientes (Forján, y otros, 2008).

La utilización de organismos bioindicadores favorece la reducción de actividades de campo en investigaciones asociadas a la determinación de parámetros y la evaluación de la condición de los ecosistemas, prevaleciendo la cuantificación de organismos y la valoración según los intervalos de calidad del agua aplicados. Los bioindicadores complementan los métodos tradicionales, debido a la capacidad conjunta que poseen para determinar el ingreso de nuevas sustancias nocivas, analizando así el ecosistema durante un periodo amplio, considerando las condiciones de monitoreo y seguimiento (Badii, Garza, Garza, & Landeros, 2005).

El análisis de las interacciones producidas en las cadenas tróficas, la determinación de las presiones registradas según el grado de eutrofización, la identificación de los niveles de contaminación y los cambios en la concentración de minerales en el agua son algunos de los parámetros cuya determinación se asocia a la aplicación de este indicador biológico de calidad (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005). Considerando los parámetros identificados, se puede establecer el protocolo adecuado para la restauración de los subembalses en el caso de registrarse alteraciones negativas, así como determinar las condiciones de monitoreo adecuadas para el caso específico.

Usar información biológica para tomar decisiones sobre la calidad del agua dulce ha aumentado gradualmente en diferentes países, especialmente como recurso analítico para informar de la función y estructura de las comunidades biológicas presentes en los cursos de agua y o sobre el cambio de condiciones de los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria de la ciudad de Encarnación, en este caso específico.

Planteamiento del Problema

La disponibilidad de recursos hídricos en el mundo está decreciendo, debido al aumento de las poblaciones, al cambio climático, al rápido incremento de la demanda para riego, agua doméstica, recreación y a la contaminación; incrementándose las necesidades de controlar la calidad del agua dulce (especialmente), así también el suministro y las diversas formas de vida que alberga, entre otros (Lassaletta, 2016).

En el contexto de los recursos hídricos, los cauces con agua dulce se subdividen según el movimiento que presentan, pudiendo ser lóticos o lénticos; los primeros poseen dirección definida, renovación líquida efectiva, de carácter natural o artificial; los segundos corresponden a aguas estancadas, sin renovación efectiva, de orden natural o artificial (Roldán, 2002).

Los principales representantes de los ecosistemas lénticos son los embalses, cuyo contenido líquido no posee movimiento fuera de la depresión del terreno en el que se encuentran, los escasos movimientos que registran son de carácter convectivo, con renovación limitada; el flujo está regulado por el viento y el calor, situación que condiciona el desarrollo de las comunidades bióticas (Briñez, y otros, 2011).

En estos sistemas lénticos, la precipitación de los sólidos suspendidos comprende elevadas concentraciones de fósforo, repercutiendo en la disponibilidad de otros elementos como aluminio, sulfatos, hierro y calcio; por lo tanto, los ecosistemas tienden a enriquecerse con nutrientes, favoreciendo el desarrollo de comunidades planctónicas (Betancourt, Suárez, & Toledo, 2010).

Existen numerosos índices asociados a la evaluación del estado de ecosistemas acuáticos, cada uno es aplicado considerando las condiciones de desarrollo particulares del área. Por ejemplo, el índice compuesto de Thunmark y Nigaard, propone la determinación del estado

trófico considerando las microalgas, estableciendo como principio que las aguas limpias y dotadas de un pH bajo poseen desmidiáceas; por el contrario, las clorococales son representativas de las aguas eutrofizadas (Ramírez, 2000).

Otro ejemplo, es el índice de estado trófico de Carlson, que hace uso de aspectos fisicoquímicos del agua, para la determinación del estado general del ecosistema acuático; como los valores de clorofila, el contenido de fósforo y la transparencia; inicialmente fue aplicable en zonas templadas, adecuándose posteriormente a zonas tropicales (Toledo, Talarico, Chinez, & Agudo, 1983).

Un rango característico de las comunidades fitoplanctónicas límnicas se refiere a las variaciones regulares de especies con relación a su composición y abundancia. Dependiendo de la concentración de nutrientes presentes, en ecosistemas acuáticos y de condiciones climáticas se observan diferentes asociaciones de algas (Vila, Barends, & Montecino, 1987).

La composición del fitoplancton y la disponibilidad de biomasa, se asocian a las relaciones producidas entre factores físicos y químicos como ser: la temperatura, la circulación de agua, la concentración de nutrientes y los niveles de iones disueltos; condicionados a su vez por factores biológicos como las relaciones establecidas entre las especies.

Sin embargo, en México, algunas investigaciones han señalado que el fitoplancton se destaca como indicador para establecer la calidad del agua, en análisis asociados a los niveles de población y comunidad; resultando útil en la caracterización del potencial productivo de los sistemas aplicados, constituyéndose en una herramienta capaz de ser utilizada en el establecimiento de las estrategias de monitoreo de los cambios producidos en los regímenes hídricos (Herrera, Martín, & Díaz, 1999).

El caso del Lago Ypacarai, en Paraguay, resulta relevante en el contexto de esta investigación, considerando que el mismo es un cuerpo hídrico contaminado por la presencia de cianobacterias, caracterizadas por una floración verdosa, como consecuencia del alto grado de contaminación y del gran arrastre de sedimentos a lo largo del lago. Este espejo de agua dulce, de un tiempo a esta parte, ha llamado la atención de organismos y sectores de la sociedad paraguaya, preocupados de la calidad de sus aguas.

En Paraguay, la Represa Yacyretá es un embalse con proporciones inmensas con una superficie de 1600 km². Su longitud de cauce de 342 km, posee 30 km de ancho máximo y su volumen llega a 21000 hm³, profundidades medias suelen oscilar entre 7-8 m hasta una máxima de 34 m. Yacyretá se caracteriza por su breve tiempo de residencia de las aguas, entre 17 y 23 días, según el caudal de ingreso (Meichtry, Boltovskoy, Costigliolo, & Rodríguez, 2014).

El agua de la represa Yacyretá tiene un pH neutro a ligeramente alcalino con mínimo de 7.02 y máximo de 7.9), con temperatura media que van de 22 y 24 °C, así también tiene una baja conductividad con un mínimo de 42 y un máximo de 61 µS/cm). Su transparencia es moderada con un mínimo de 40 y un máximo de 380 cm, posee una alta concentración de oxígeno disuelto con valores medios mayores a 8 mg/l.

Otro rasgo del agua de la mencionada represa es su baja concentración de fósforo total con valoración media entre 16 y 19 µg/l. En el cuerpo principal las condiciones son oligotróficas y mesotróficas, llegando a eutróficas en algunos embalses laterales como arroyos, que reciben grandes descargas cloacales y domiciliarias, con valores elevados de fósforo total con un mínimo de 44 y máximo de 380 µg/l. Así también presenta menor concentración de oxígeno disuelto (mín: 5.1, máx: 5.6 mg/l). La transparencia parte de un mínimo de 50, hasta un máximo de 150 cm (Meichtry, Boltovskoy, Costigliolo, & Rodríguez, 2014).

La descripción de escenarios hídricos de subembalses con su problemática en cuanto a la existencia de fitoplancton y la calidad de las aguas dulces, necesariamente remiten a considerar mecanismos de control.

El control mecánico de las floraciones consiste en la extracción directa del fitoplancton y la regulación de los factores que impulsan a su crecimiento como ser los niveles de luz y la muerte celular; a su vez se pueden filtrar las aguas superficiales o eliminar las especies filamentosas utilizando redes (McComas & Stuckert, 2010).

Los procedimientos de control químico son aquellas que causan un efecto directo en el sitio a través de la aplicación de diversos compuestos entre ellos el ozono, los pesticidas como el diquat, la terbutrina y la atrazina, a su vez existen los plaguicidas que sirven de mecanismos de control específico. Estas sustancias difícilmente controlan su persistencia en el medio, siendo capaces de producir daño por la bioacumulación en los organismos.

Por su parte, el control biológico aplica sustancias naturales, basándose en la depredación, el parasitismo y liberación de metabolitos capaces de suprimir la aparición y desarrollo de patógenos. La elección del agente aplicado debe responder a parámetros de eficiencia, rentabilidad y seguridad ambiental; por lo general se aplican virus, bacterias, hongos, protozoos y macrófitas (Cobo F. , 2015).

La necesidad de gestionar adecuadamente los recursos hídricos se hace urgente, más aún cuando se está ante una represa y otras estructuras menores relacionadas a la misma (subembalses), ya que el debate social, económico y político discute los aspectos con que la sociedad desarrolla y administra el recurso agua, en el escenario más complejo y amplio de las opciones del desarrollo con que se encuentra la sociedad.

Un problema que enfrentan las represas y los subembalses es el del acortamiento de su vida útil, fenómeno por lo demás común a la mayoría de las represas del mundo, en especial aquellas construidas en regiones tropicales (como el caso de Paraguay). Esta situación afecta directamente los propósitos de la operación de los subembalses como lo son: el suministro de demanda aguas, la generación hidroeléctrica, entre otros.

Así también, la suba y variación de temperatura como consecuencia de las modificaciones climáticas y la contaminación de la zona costera a los subembalses genera otras problemáticas, que causarían alteraciones en la diversidad acuática y ejercerían un manejo necesario y vital en la repartición y cantidad de especies, como el fitoplancton, con mayor concurrencia de cianobacterias, flagelados y dinoflagelados. Existe incertidumbre respecto a la adecuada operación de un subembalse frente a señales de diversidad de fitoplancton, que son indicadores para establecer la calidad, en este caso, de agua dulce.

Con relación al contexto señalado más arriba, el fitoplancton constituye un bioindicador de la calidad del agua muy prometedor gracias a los ciclos vitales, especialmente cortos. Además de que reflejan variaciones ambientales, ya que responden con rapidez a los cambios que podrían ocurrir en los espejos de agua como los subembalses por procesos antrópicos y o naturales.

El caso de la represa Yacyretá y sus subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria de la ciudad de Encarnación, departamento de Itapúa, presentan desafíos sobre el conocimiento acerca de los avances en las técnicas de optimización y aprendizaje referidos a la presencia del fitoplancton (diversidad) y la calidad de agua de los subembalses mencionados (Facetti, 2013).

Pregunta Central de Investigación

¿Es la diversidad fitoplanctónica indicador de calidad de agua en subembalses de la Represa Yacyretá, Departamento de Itapúa, Paraguay?

Preguntas Específicas de Investigación

- ¿Cuál es la diversidad taxonómica del fitoplancton en los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria, Departamento de Itapúa, Paraguay?
- ¿Existe relación entre los parámetros físico-químicos del agua y la abundancia del fitoplancton en los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria, Departamento de Itapúa, Paraguay?
- ¿Cuál es la dinámica del fitoplancton como indicador de calidad de agua de los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria, Departamento de Itapúa, Paraguay, y la importancia para la gestión ambiental?

Objetivos

General.

Analizar la diversidad fitoplanctónica como indicador de calidad de agua en subembalses de la Represa Yacyretá, Departamento de Itapúa, Paraguay.

Específicos

- Determinar la diversidad taxonómica del fitoplancton en los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria, Departamento de Itapúa, Paraguay.
- Establecer la relación de los parámetros físico-químicos del agua y la abundancia del fitoplancton los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria, Departamento de Itapúa, Paraguay.

- Analizar la dinámica del fitoplancton como indicador de calidad de agua de los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria Departamento de Itapúa, Paraguay y la importancia para la gestión ambiental.

Justificación

Actualmente, hay interés en el estudio de la calidad de las aguas superficiales, específicamente las vinculadas con la represa de Yacyretá y los subembalses de la misma. Por esta razón están en juego intereses del orden de los ecosistemas y de las sociedades humanas, especialmente las actividades económicas.

Mundialmente, el primer problema vinculado con la calidad de las aguas superficiales lo constituye la eutrofización (resultado de la ampliación de los niveles de nutrientes como nitrógeno y fósforo); que impacta esencialmente a los usos dados al agua (Amador, 2011). La fuente mayor de nutrientes viene de la escorrentía agrícola, también aguas residuales domiciliarias (fuente de contaminación microbiana), a su vez se encuentran los efluentes que provienen de las industrias. También caben las emisiones a la atmósfera de la combustión de combustibles fósiles e incendios (campos y bosques) (ONU, 2017).

El agua de los subembalses es muy susceptible a los efectos negativos de la eutrofización, a causa de su complejo dinamismo, con un período de residencia en las aguas comparativamente largo y, también debido a la concentración de contaminantes provenientes de cuencas de drenaje (ONU, 2017).

Utilizar información biológica es un recurso en auge, principalmente para sugerir lineamientos en la toma de decisiones sobre la calidad del agua dulce que permiten mitigar los efectos de los cambios presentados en los subembalses, por la construcción de las represas. A

diferencia de los análisis físicoquímicas que determinan condiciones puntuales en los ecosistemas acuáticos, la utilización del fitoplancton como bioindicador proporciona un panorama integrado de la calidad del agua.

Es por ello que se decidió realizar el estudio de los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria del Departamento de Itapúa, mediante la utilización del fitoplancton para obtener un diagnóstico de la comunidad, variación estacional y la relación con la calidad del agua, teniendo en cuenta las características que presentan estos microorganismos por su alta sensibilidad y especificidad ante la presencia de ciertos nutrientes que provienen de la contaminación de aguas residuales urbanas e industriales, así como también de las actividades agropecuarias desarrolladas próximas a estos cauces hídricos.

Viabilidad

El tema de la presente investigación contó con suficiente acceso de información primaria tanto en la literatura convencional como en los formatos virtuales de uso extendido en la actualidad.

El estudio en cuestión se realizó en los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria del Departamento de Itapúa, República del Paraguay. Para el efecto se recurrió a la ayuda de laboratorios especializados a nivel nacional e internacional.

La investigación se realizó en mediano plazo, para la ejecución de los procesos de investigación se establecieron tiempos especiales, ya que los resultados presentados favorecieron las condiciones orientadas a analizar los impactos producidos por la existencia del fitoplancton y de los factores ambientales sobre la calidad del agua de los subembalses del contexto mencionado.

La viabilidad también estuvo presente en la administración de insumos laboratoriales, en la participación de especialistas, en cierta intervención del Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología (CONACYT); al igual que las autorizaciones ofrecidas por la Dirección General de Protección y Conservación de los Recursos Hídricos (DGPCRH), que depende del Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADES); como ser también por la difusión de los resultados encontrados en la investigación.

Evaluación de las Deficiencias en el Conocimiento del Problema

Este trabajo investigativo sobre los efectos de la presencia del Fitoplancton y de los factores ambientales sobre la calidad del agua de los Subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria del Departamento de Itapúa requirió de marcos de referencia técnico científicos provenientes de experiencias llevadas a cabo a nivel local, ya que existe aporte científico, pero de orden nacional e internacional.

Las pruebas realizadas respondieron a la necesidad de brindar respuesta ante los inconvenientes asociados a los efectos de la presencia del fitoplancton y de los factores ambientales sobre la calidad del agua de los subembalses anteriormente citados; priorizando aspectos ambientales, se consideraron los parámetros fisicoquímicos, la presencia de algas fitoplanctónicas y los factores ambientales.

La temática desafía actualmente los estudios locales, referidos a la calidad del agua.

Delimitación de la Investigación

La investigación correspondió a la línea de impacto ambiental hídrico. Fue realizada en el departamento de Itapúa, ciudad de Encarnación (subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria), República del Paraguay en el periodo comprendido entre el año 2016 y 2018.

Para esta investigación desde el aspecto metodológico se consideró un enfoque cuantitativo con diseño no experimental realizado sin manipulación deliberada de variables; observaciones *in situ* (aguas de los subembalses) y su posterior análisis detallado.

Consecuencias de la Investigación

La investigación se desarrolló dentro del marco ético exigido, a los efectos de cumplir con los criterios de validez y confiabilidad de la investigación científica. En este contexto, los datos obtenidos fueron utilizados con fines investigativos.

Dentro de las consecuencias de la investigación se tuvieron en cuenta los aspectos éticos, primeramente, se comunicaron y solicitaron las autorizaciones correspondientes para realizar el trabajo de campo (municipalidad local, SEAM y DGPCRH), luego se procedió al reconocimiento de las fuentes, respetando los derechos de autor.

Además, se accedió a datos laboratoriales de muestras hídricas y fitoplactónicas de los subembalses objetos de estudio, siempre con la asistencia técnica de los profesionales competentes.

Marco Teórico

Ecosistemas acuáticos

La situación de los ecosistemas acuáticos en América Latina muestra que esta zona es una región con gran presencia hídrica en el planeta. América tiene el 26% del agua del planeta y su población equivale al 6% a nivel mundial. Comparativamente, el continente asiático concentra al 30% de la disponibilidad de agua y alberga al 60% de la población. La extensión estimada de recurso hídrico es de 13.555 km³ en Sudamérica, ya que tiene los ríos más caudalosos del planeta (Amazonas, Paraná y Orinoco) (ATALC, 2016).

En el caso del sistema hídrico de la República del Paraguay, se puede mencionar que posee una importante red hidrográfica de gran extensión, ya que cubre toda la geografía nacional, por ejemplo: el río Paraguay separa y limita las dos regiones naturales con características naturales y socioeconómicas bien diferentes (Secretaría del Ambiente, 2006).

Aguas continentales

En las aguas continentales se debe tener en cuenta la corriente o movimiento, la presencia de oxígeno, los procesos de evaporación, el tamaño de los espejos de agua, la existencia de diversas combinaciones de solutos, los tipos de sedimentación presentes (y tasa de depósito), la temperatura del líquido, entre otros. Con relación a las aguas continentales se encuentran, por ejemplo, los ecosistemas lóticos, conformados por ríos, arroyos y manantiales. El movimiento de los mismos se caracteriza por darse en una misma trayectoria, teniendo en cuenta los factores de caudal, pendiente, sinuosidad y profundidad, siguiendo el curso que posea el cuerpo de agua (Banco Mundial, 2019).

En otro sentido se encuentran los cuerpos lénticos, que son masas de agua que se encuentran en un mismo lugar, básicamente son cerrados, comprenden así los esteros, lagunas, lagos, pantanos y embalses (aguas estancadas sin flujo de corriente) (ONU, 2017).

Embalses

Están ubicados en la categoría de cuerpos de agua que han sido modificadas, por longitud y tamaño. Existen también embalses categorizados como masas de agua artificiales, por ejemplo: los generados fuera de su cauce, a causa de la derivación de agua por canales artificiales (Confederación hidrográfica del Ebro, 2008).

La creación de embalses modifica el comportamiento circulatorio de las aguas. De haber poseído una rápida velocidad o movimiento de circulación, se llega a ambientes de escaso o nula velocidad de las aguas. En consecuencia, se da una retención de sedimentos y contaminantes del material particulado, que arrastra a la base o fondo compuestos químicos de diversa procedencia (Migens, 2020). El nuevo ambiente creado de esta forma tiene un importante cuerpo de agua, es decir, se tiene una superficie de contacto con la atmósfera, donde se dan el intercambio de calor y absorción de energía solar, ocasionando heterogeneidades en las propiedades físicas y químicas de las aguas.

Además, se producen modificaciones en la concentración y composición de los organismos de la biota acuática. De organismos adaptados a la turbulencia de un río, ambiente Lótico, que se caracterizan por ser oportunistas y de corto tiempo de vida se pasa a otro, ambiente léntico, con organismos aptos para su desarrollo en ambientes lacustre. El tipo y la presencia de estos, también están vinculados a la calidad de las aguas y condiciona la presencia de distintas especies autóctonas de la fauna íctica (Migens, 2020).

La acumulación de un exceso de nutrientes, genera un impacto sobre la calidad del agua denominado Eutrofización, etimológicamente bien o excesivamente alimentado, caracterizado por un desarrollo explosivo de algas microscópicas, o manifestándose por el desarrollo de malezas acuáticas, que cuando mueren y sedimentan, producen descomposición de material orgánico, pudiendo ocasionar la ausencia del oxígeno (Rojas, 2010).

La magnitud o intensidad de los distintos problemas de calidad de agua en un embalse, están estrechamente vinculados al Tiempo de Retención Hidráulico (Volumen/ Caudal), es decir, el tiempo que el agua es retenida en el cuenco lacustre, o sea el tiempo teórico en que se vaciaría el embalse para un dado caudal de erogación, si no ingresara agua alguna. A mayor tiempo de permanencia hidráulico, los problemas de sedimentación, acumulación de tóxicos y desarrollo algal (Eutrofización), serán también mayores (Rojas, 2010).

Al respecto se puede mencionar que algunos embalses de importancia a nivel global son el Kariba – lago y embalse más grande del mundo que se encuentra en África. Su carácter artificial llama la atención en volumen. Se halla en la garganta de Kariba (río Zambeze). Surgió a partir de la construcción de la presa de Kariba (1959). En Rusia, se tiene al embalse Bratsk (río Angara), este embalse tiene una superficie de 5.470 km² y su volumen máximo de 169.270 hm³. Este aspecto lo hace ocupar el 3º lugar por volumen en el mundo y por su área se ubica en el séptimo lugar (Banco Mundial , 2019).

Panorama sobre las presas y embalses

La construcción de presas y embalses se ha constituido en un tema polémico, debido a las evidencias sobre los impactos negativos sobre el ecosistema, ocurridos en diversos lugares del planeta, así también por lo oneroso de los emprendimientos que impacta en las economías de los países y en consecuencia en sus poblaciones (Akselman, 2006) . Otro aspecto es el de los

reducidos aspectos positivos que ofrecen las obras mencionadas con relación a las expectativas sociales.

En el año 1983 se iniciaron las principales obras de la Central Hidroeléctrica denominada Yacyretá, entre los países de Argentina y Paraguay. En el año 1988 se decidió elevar la cota de la represa a 83 msnm. Cabe destacar que la cota inicial se encontraba a 60 msnm. Luego, en el año 1996 la cota se encontró a 76 msnm y en el año 2006 se elevó la cota a 78 msnm, superando de este modo la permanencia de la cota 76 msnm durante doce años.

Posteriormente en el año 2011, treinta y ocho años después de la firma del tratado, finalmente la cota llegó a 83 msnm. La presencia del embalse trajo consigo cambios en el medio antrópico y medio natural, en donde actualmente 1.000 km² han sido inundados (EBY, 2017).

Aspectos positivos y negativos de los embalses

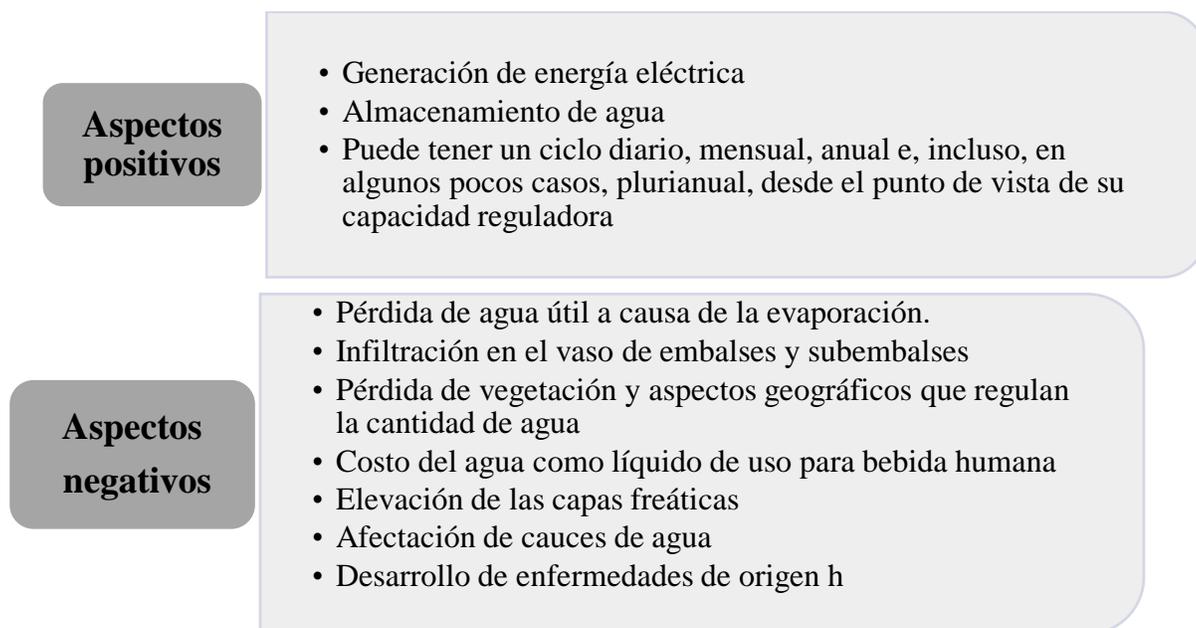


Figura 1. Aspectos positivos y negativos de los embalses – Adaptado de Duarte & Franco (2016)

Los embalses traen aparejados problemas, cuya previsión es clave para el logro de buenos resultados y, así evitar consecuencias adversas que pueden impactar en el ambiente y las sociedades humanas que requieren de aquellos para el sostén de su vida y actividad económica. En otra esfera, estas problemáticas pueden afectar a los cauces de agua. Esto ocurre porque el flujo de un río es interrumpido a causa de una presa que corta el agua, generando un embalse donde los materiales de carácter sólido como las arenas y rocas pequeñas impiden el transporte de los materiales. El agua que libera la presa por sus órganos de descarga y aliviación (vertedero) produce la erosión de partículas del cauce que el río no repone, ya que las que llegan desde la cuenca superior quedan atrapadas en el embalse (Dobal, Loza, & Lugioyo, 2011).

Subembalses de Encarnación

Teniendo en cuenta los reportes presentados en el documento del Plan de Ordenamiento Territorial de Encarnación, el sistema hídrico superficial de Encarnación está comprendido principalmente de dos cuencas, la cuenca del arroyo Mbói Ka'ẽ y la cuenca del arroyo Quiteria y cuencas menores como el Potí'y, Ypecuru y Santa María, mismas que corresponden a la zona de la cuenca baja del Río Paraná (Gobierno Municipal, 2020).

Las cuencas de los Arroyos Mbói Ka'ẽ y Quiteria integran en un solo contexto geográfico los distritos de Cambyreta, Nueva Alborada, Capitán Miranda, Encarnación, San Juan del Paraná, Jesús, La Paz y Fram en el Departamento de Itapúa, con una superficie del área de captación de agua de 64.000 hectáreas, constituyendo una de las cuencas hídricas de mayor importancia que vierte sus aguas al embalse de Yacyreta (Gobierno Municipal, 2020).

Las dos grandes cuencas que atraviesan el distrito de Encarnación cruzan áreas densamente antropizadas y conllevan importantes implicancias socio-demográficas, afectan a numerosos

asentamientos humanos y más del 85% del territorio municipal de Encarnación. Dentro de las cuencas resaltan por su gran importancia para Encarnación las áreas conocidas como subembalses, surgidas al elevarse la cota del embalse de Yacyretá e inundarse los arroyos (EBY, 2017).

Esto ha generado una profunda transformación en las características del ecosistema acuático, con un proceso de transición de lótico (es decir típicamente fluvial, con un flujo unidireccional continuo). Esta transformación, debido a las condiciones actuales, influye en la capacidad de autodepuración de manera poco favorable, por lo tanto, es un sistema frágil y vulnerable (Global Consultores, 2008).

Los subembalses fueron formados como consecuencia de la suba del nivel del embalse de la represa de Yacyretá a cota 83 msnm, en el 2011. Los subembalses tienen una fuerte presión antrópica, principalmente por encontrarse en zonas aledañas al casco urbano de Encarnación (Pacheco, Servin, Vázquez, & Servín, 2015).

Teniendo en cuenta esta situación, es que se hace importante el estudio del caso de los Subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria de la ciudad de Encarnación, en temas de aprovechamiento, gestión, impacto y vulnerabilidad ambiental. Así mismo, existen definiciones de uso de estos subembalses de acuerdo a la propuesta de un plan de ordenamiento territorial definido por la Municipalidad de Encarnación en el año 2014 (Gobierno Municipal, 2020).

Principales parámetros de la Cuenca Mbói Ka'ẽ y la Cuenca Quiteria

Se ha utilizado el Software ArcGis 10.5 para obtener las áreas parciales entre curvas de nivel, para finalmente obtener las principales características de las Cuencas, que a continuación se detallan:

Tabla 1. Subíndices ICOT

PARÁMETROS GEOMORFOLÓGICOS DE LA CUENCA			
	MBÓI KA'Ë	QUITERIA	UNIDADES
ÁREA	279.48	346.70	Km2
PERÍMETRO	90.39	116.35	km
PENDIENTE PROMEDIO DE LA CUENCA	16.44	15.42	%
PENDIENTE PROMEDIO DE LA RED HÍDRICA	1.65	1.61	%
ALTITUD MEDIA	195	188.38	msnm
ALTITUD MÁS FRECUENTE	132.80	151.15	msnm
LONGITUD DEL CAUCE MAYOR	33.64	45.63	km
PENDIENTE DE CAUCE PRINCIPAL	0.64	0.44	%
COTA AGUAS ARRIBA DEL CAUCE	293	283	msnm
COTA SALIDA DEL CAUCE	79	80	msnm
RECTANGULO EQUIVALENTE:			
LADO MAYOR	37.80	51.43	km
LADO MENOR	7.39	6.74	km
OTROS PARÁMETROS			
Densidad de drenaje	0.00272	0.00267	
Orden de la red hídrica	6	6	
Tiempo de concentración - Kirpic	6.96	10.10	hr
Tiempo de concentración - Temez	6.64	9.17	hr
Tiempo de concentración -California Curverts Practice	6.97	10.11	hr
Índice de compacidad	1.52	1.76	

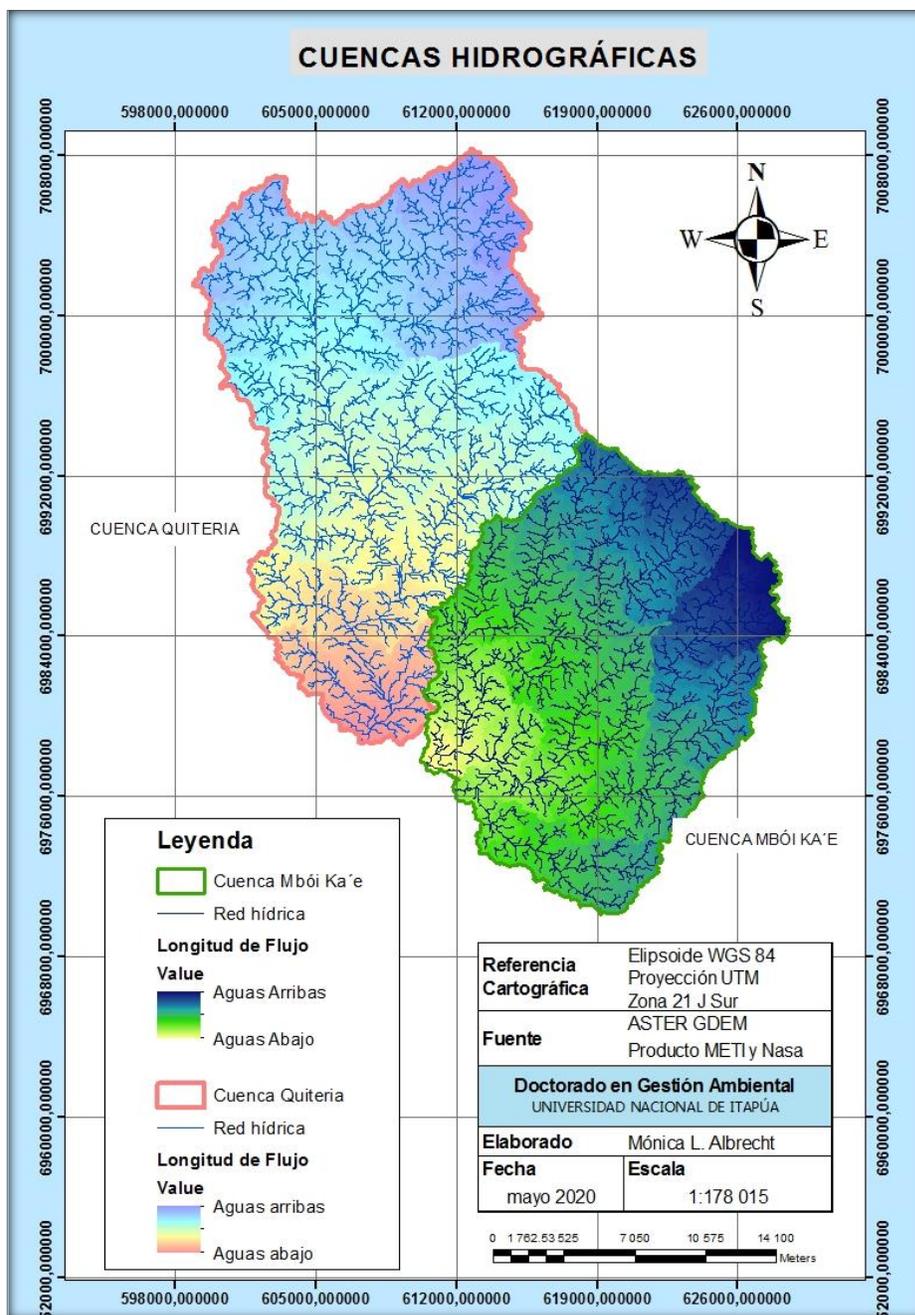


Figura 2 . Parámetro hidrológico de las cuencas Quiteria y Mbói ka'ẽ

Calidad del agua

El agua es un recurso natural que genera una infinidad de biomas en los que abunda una gran variedad de especies. La abundancia y riqueza de organismos que viven en estos ecosistemas depende fundamentalmente de la calidad del agua. La presencia de cada grupo de organismos estará en función, por tanto, de la sensibilidad o tolerancia de éste en el hábitat donde viva (OMS, 2006).

La idea anterior se utiliza para definir la sensibilidad de cada organismo en un hábitat fluvial. Así, se han encontrado organismos muy tolerantes y otros más sensibles que solamente persisten en unas condiciones ambientales concretas. Estos últimos, los más sensibles, son los considerados indicadores biológicos o bioindicadores, ya que su presencia o ausencia informa de la calidad ambiental del ecosistema. Los grandes grupos de bioindicadores son las algas, algunos microorganismos, los macroinvertebrados, los peces, los anfibios, los reptiles y las aves (Comunidad Valencia, 2020).

La calidad ambiental de los ecosistemas fluviales se ha medido, históricamente, con la medida de diferentes parámetros físicos (temperatura, conductividad eléctrica, turbidez y materia en suspensión) y químicos (oxígeno disuelto, demanda química de oxígeno (DQO) y demanda biológica de oxígeno (DBO). La mejora del estado ecológico de los ecosistemas acuáticos, ya que de su salud depende el suministro de aguas de buena calidad a las ciudades, requiere de la valoración de la calidad del estado ecológico, que puede realizarse con el uso de bioindicadores, complementando con el estudio de variables de calidad fisicoquímica (OMS, 2006).

También se puede mencionar que, para facilitar la gestión de los recursos hídricos, se han diseñado índices de cálculo fácil que permiten integrar diferentes parámetros en un único número que informa de la calidad del agua. Este valor da una idea rápida e intuitiva del estado general de

la calidad del ecosistema analizado. A pesar de la facilidad del cálculo de este índice, se pueden producir errores a causa de su reductibilidad y análisis parcial. El uso de diferentes índices y la interpretación conjunta permiten reducir dichos errores (Lassaletta, 2016).

Cabe señalar en este contexto sobre la calidad del agua, la importancia de promover la adopción de normas sobre la calidad del agua a nivel nacional, basadas en un método de análisis de riesgos y beneficios (de tipo cualitativo o cuantitativo). En el desarrollo de normas y reglamentos, debe procurarse evitar desviar innecesariamente recursos escasos al desarrollo de normas y el monitoreo de sustancias cuya importancia para la salud pública es relativamente menor (OMS, 2006).

Las normas que pudieren formularse sobre el agua pueden diferir, en naturaleza y forma, de unos países o regiones a otros. No hay un método único que pueda aplicarse de forma universal. En la elaboración y la aplicación de normas es fundamental tener en cuenta las leyes vigentes y en proyecto relativas al agua, a la salud y al gobierno local, así como evaluar la capacidad para desarrollar y aplicar reglamentos de cada país. Los métodos que pueden funcionar en un país o región no necesariamente podrán transferirse a otros países o regiones. Para desarrollar un marco reglamentario, es fundamental que cada país examine sus necesidades y capacidades (OMS, 2006).

La determinación de la seguridad, o de qué riesgo se considera aceptable en circunstancias concretas, es un asunto que concierne al conjunto de la sociedad. En último término, es responsabilidad de cada país decidir si las ventajas de adoptar como norma nacional o local alguna de las directrices o valores de referencia justifican su costo (Gobierno Brasileño, 2020).

A nivel nacional se tienen dos resoluciones emanadas de la Secretaría del Ambiente de la República, que son la Resol. N° 222/02 y la N° 255/06, que versan sobre la calidad de las aguas

en el territorio nacional (MADES , 2020). En tal sentido, la Resolución N° 255/06 en el Art. 1° declara Clase 2 a todas las aguas superficiales de la República, en conformidad a lo dispuesto en la Resolución N° 222/02 – Art. 3.

Así también se señalan en esta Resol. N° 222/02 los límites para las aguas superficiales a saber: Art. 2°: Para agua de Clase 1, son establecidos los límites y/o condiciones siguientes: a) Materias fluctuantes, inclusive espumas no naturales: virtualmente ausentes; b) Aceites y grasas: virtualmente ausentes; c) Substancias que comuniquen sabor y olor: virtualmente ausentes; d) Colorante artificiales: virtualmente ausentes; e) Substancias que formen depósitos objetables: virtualmente ausentes f) Coliformes: Para el uso de recreación de contacto primario, se tendrá en cuenta lo establecido en el Art. 6 de esta resolución. Las aguas utilizadas para la irrigación de hortalizas o plantas fructíferas que se manejan en el suelo y que son consumidas crudas, sin remoción de las cáscaras o la película, no deben ser poluidas por excrementos humanos, atendiendo a la necesidad de una inspección sanitaria periódica. Para los demás usos, no deberán ser excedidos en el límite de 200 coliformes fecales por 100ml en 80% o más de por lo menos 5 muestras mensuales recolectadas en cualquier mes (MADES , 2020).

Calidad de agua en los subembalses de Encarnación

Estudios muestran que existe un estado avanzado de deterioro de la calidad de los recursos hídricos, específicamente, en la región de mayor concentración urbana y en los ríos que conforman las fronteras, tales como el Paraná y sus afluentes. En tal sentido, la Resolución 255/2006 emitida por la secretaria del Ambiente del Paraguay (hoy día MADES), estableció el encuadramiento de la clase 2 para todas las aguas superficiales del territorio paraguayo, siendo la Norma de calidad de agua la establecida en la Resolución 222/2002, que responde al criterio fundamental de la gestión de los recursos hídricos (EBY, 2017).

La modificación de los patrones de circulación de aguas se puede deber al cambio de velocidad de circulación, de una rápida velocidad a medio de reducida o nula velocidad de fluido y con ello, una retención de contaminantes y sedimentación del material particulado, arrastrando hacia el fondo compuestos químicos de distinta naturaleza (Rojas, 2010).

El nuevo ambiente creado a raíz de los patrones de circulación tiene un importante espejo de agua, que forma una superficie de contacto con la atmósfera, que posibilita el intercambiando calor y la absorción de energía de la radiación solar, pudiendo producir heterogeneidades en las propiedades físicas y químicas del agua. Esto fue el hallazgo del monitoreo de calidad de agua, realizado por la Entidad Binacional Yacyretá, desde el año 1995 (considerando los arroyos urbanos y periurbanos de la zona de Encarnación que abarcan los arroyos Poti'y, Curi'y, Santa María, Arroyo Porã, Mbói Ka'ẽ y Quiteria). Las tomas de muestras se realizaron en puntos de base como en las estaciones de áreas urbanas. Según las conclusiones de los informes de calidad de agua, los parámetros de calidad de agua se encontraban en buen nivel, a pesar del decrecimiento de los arroyos Poti'y, Santa María, Porã y Quiteria (EBY, 2017).

Además, se dieron fluctuaciones en las mediciones de turbidez concentración de DBO5 por debajo del límite. Por otra parte, los parámetros de fósforo y coliformes fueron de mayor relevancia, ya que hacen referencia a la evolución del proceso de eutrofización y la presencia de contaminantes de descarga cloacal, generalmente (Rojas, 2010).

En la cuenca baja de la zona denominada Quiteria se evidenció graduales incrementos de fósforo total. En la relación N/P se realizó un estudio del plancton de los subembalses, con el objetivo de llegar a la identificación de especies que conforman, considerando las características lénticas, condiciones ideales para una proliferación excesiva, conjuntamente con el aumento de nutrientes (EBY, 2017).

Según la Entidad Binacional Yacyreta y Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Asunción (2013), la calidad de las aguas de Encarnación puede verse comprometida, debido al ingreso de descargas puntuales provenientes de efluentes cloacales, fertilizantes, relleno sanitario, arrastre de nutrientes. Otra problemática detectada se vincula con las industrias locales que se conectan a esta red cloacal y que podría comprometer al buen funcionamiento de la planta de tratamiento (EBY, 2017).

Parámetros y estándares de calidad de agua

Para establecer la calidad y distintos usos del agua, se determinan las concentraciones de los diferentes parámetros y se comparan con la normativa aplicable, si estos sobrepasan las concentraciones establecidas allí permitirán concluir que el recurso hídrico no es apropiado para el uso del cual trata cada artículo de la legislación vigente (MADES , 2020).

Algunas variables fisicoquímicas a ser tenidas en cuenta como criterios para evaluar la calidad del agua se detallan a continuación. Estos presentan aparentemente cierto impacto y son de importancia en la diversidad del fitoplancton para los cuerpos de agua y su calidad, propiamente.

Para el estudio de los embalses, la temperatura es uno de los parámetros más importantes para el análisis de la calidad del agua, ya que afecta las propiedades fisicoquímicas de la misma, tales como el pH, la densidad y la solubilidad de los gases, así también las funciones de los organismos acuáticos. La temperatura impacta en la cantidad del oxígeno que se puede disolver en las aguas, en el proceso de la fotosíntesis de microalgas y otras especies de plantas acuáticas, como también en la velocidad metabólica de las mismas (Comunidad Valencia, 2020).

También la temperatura está dada por la cantidad de energía calórica que es absorbida por el cuerpo de agua. En los cuerpos de agua como consecuencia de la fuerte absorción de radiación

en el primer metro de profundidad, la temperatura debería tener una caída brusca y presentar una curva exponencial semejante a la de la radiación visible. Este fenómeno no ocurre porque el viento promueve la turbulencia del agua, distribuyendo el calor por toda la masa de agua. Este factor influye sobre la distribución de nutrientes en la zona eufótica, para los organismos en la columna del agua, en la tasa reproductiva y consecuentemente, sobre el tamaño de la población (Aznar, 2000).

El pH es un término usado universalmente para expresar la intensidad de las condiciones ácidas o básicas de una solución cualquiera, en este caso del agua. Es, en esencia, la forma de expresar la concentración del ion hidrógeno. La importancia de las evaluaciones y resultados con respecto al pH, forman los parámetros sobre la toxicidad de muchos compuestos, y que es afectada por el grado de disociación de las moléculas (Ledezma, Bonansea, Rodríguez, & Sánchez, 2013).

Este pH es controlado por el balance entre el dióxido de carbono, los iones bicarbonato y carbonato, así como los ácidos húmicos y fúlvicos. La mayoría de las aguas superficiales naturales tienen un pH en el ámbito de 6,5 a 8,0 y es controlado principalmente por el sistema carbonato – bicarbonato. Sin embargo, existen aguas húmicas ácidas, cuyo ámbito de pH de 5,0 a 6,0 y es controlado por la concentración natural de materia orgánica en lugar del sistema de amortiguamiento de carbonato-bicarbonato. La mayoría de las aguas tienen cierta capacidad de amortiguar (o resistir) los cambios de pH. Esta capacidad es a menudo medida en términos de la alcalinidad del sistema. En los ríos, por ejemplo, esta capacidad se debe en especial, a la presencia de iones bicarbonato (HCO_3^-), aportados al sistema por la disolución de rocas y suelos (Sandí, 2008).

Cuando la capacidad de amortiguamiento es muy baja pueden presentarse cambios en el ámbito de pH muy importantes. Por ejemplo, en un cuerpo de agua donde haya una alta productividad primaria durante el día, el fitoplancton puede consumir el CO₂ disuelto a una tasa mayor con la que se reemplaza desde la atmósfera, lo que provoca un desequilibrio entre las concentraciones de CO₂ y HCO₃⁻, incrementando el pH, como se muestra en las Ecuaciones:

Tabla 2. Desequilibrio entre las concentraciones de CO₂ y HCO₃⁻ (incremento del pH)

<i>Nº de ecuación</i>	Ecuación
1	CO ₂ (ac) + H ₂ O ⇌ H ₂ CO ₃ (ac)
2	H ₂ CO ₃ + H ₂ O ⇌ HCO ₃ ⁻ + H ₃ O ⁺
3	HCO ₃ ⁻ + H ₃ O ⁺ ⇌ H ₂ CO ₃ + H ₂ O
4	HCO ₃ ⁻ + OH ⁻ ⇌ CO ₃ ²⁻ + H ₂ O

Durante la noche la productividad primaria baja y aumenta la tasa de intercambio de CO₂ atmosférico, restableciéndose el valor de pH. En aguas de ríos no contaminados los valores de pH varían entre 6,0 - 8,5 y su determinación es importante, ya que tiene una gran influencia en muchos sistemas biológicos. Valores superiores o inferiores a este ámbito producen limitaciones en el desarrollo y fisiología de los organismos acuáticos, en general y en la biota de los humedales en particular (Akselman, 2006).

Los cambios del pH en el agua pueden ocurrir por diversas razones, una de ellas la constituyen las prácticas agrícolas que conducen a la lixiviación de aniones hacia el subsuelo, más allá de la zona de las raíces. Típicamente los nitratos, aunque también bicarbonatos, cloruros, sulfatos y aniones orgánicos, son lixiviados en asociación con cationes (calcio, magnesio y potasio), dejando un exceso de iones H⁺ en la superficie del suelo, que luego por escurrimiento son transportados al flujo de agua (Ledesma, Bonansea, Rodríguez, & Sánchez, 2013).

Otro fenómeno que provoca acidificación de las aguas es la lixiviación del aluminio del suelo por ácidos fuertes que lo transportan hasta el agua, y ahí en caso de que sean aguas naturalmente ricas en materia orgánica (por ejemplo ácidos húmicos), se complejará el aluminio y se liberará los iones H^+ , lo que genera una reducción en el valor del pH del agua (Bauer, 2009).

Los cambios de pH en ecosistemas acuáticos deben ser medidos debido a que cuando se presentan valores bajos de pH, pueden ocurrir efectos adversos sobre peces e insectos acuáticos, que afectan sus funciones fisiológicas. De acuerdo con Sandí (2008), no se presentan efectos letales sobre peces de aguas dulces en un ámbito de pH de 5 a 9. “Por otro lado, también aguas con niveles de acidez bajo tienen un impacto en las comunidades de macroinvertebrados, debido sobretodo a una disminución en las fuentes de alimentos” (Bauer, 2009).

También, un pH bajo puede aumentar la toxicidad de especies mediante el cianuro y sulfuro de hidrógeno, también la solubilidad de algunos metales tóxicos, presentes en el cuerpo de agua y en sedimentos, por lo que el rango de pH, relacionado a la neutralidad favorece la actividad biológica. La acidez total se refiere a la capacidad de las aguas en producir la neutralización iones (OH^-) y/o la presencia de iones (H^+). La mayoría de las aguas naturales están acidificadas debido a la presencia de CO_2 (dióxido de carbono). No obstante, se puede presentar acidez cuando las aguas poseen ácidos minerales, como el ácido sulfúrico, ácido nítrico, ácido fosfórico, sobre todo en aguas contaminadas. La acidez implica un alto poder corrosivo que puede destruir equipos, tuberías en general, aparatos sanitarios, entre otros (Giannuzzi, 2011).

En cuanto a la alcalinidad hace referencia a la capacidad del agua para neutralizar ácidos o aceptar protones. La misma en aguas superficiales está determinada por el contenido de

carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, esta presencia alcalina en un espejo de agua como un embalse, por ejemplo, es fundamental para establecer su potencial capacidad para el mantenimiento de procesos de orden biológico y de producción en el tiempo y espacio que son elementos de consideración para las comunidades humanas afectadas por los embalses (Sandí, 2008).

También en esta línea de parámetros a ser aplicados sobre la calidad del agua, se puede partir de otro muy importante que es el Oxígeno, que está ligado a la temperatura, presión atmosférica, salinidad, tipo de fuente de agua, presencia de vegetales, materias orgánicas oxidables, microorganismos aerobios, a la presencia de grasas, hidrocarburos, entre otros (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005).

A medida que la temperatura se eleva el contenido de oxígeno disuelto disminuye a causa de la solubilidad, pero también a causa del consumo ocasionado por la biota. Su distribución está determinada por el intercambio gaseoso a través de la superficie del agua, la producción fotosintética, el consumo respiratorio por procesos físicos de difusión y movimiento horizontal del aire. Al mismo tiempo, la solubilidad del oxígeno en el agua disminuye con el incremento de la salinidad (Moreno, Quintero, & López, 2010).

Los niveles de oxígeno disuelto en un embalse tienen importancia primaria en la calidad del agua, ya que en diferentes profundidades influencia sobre los procesos químicos y bioquímicos, que establecen equilibrio o desequilibrio ecológico del cuerpo del agua. En los embalses nuevos en las regiones tropicales, el oxígeno disuelto es el factor más crítico desde el punto de vista de la calidad del agua (Sandí, 2008).

La conductividad eléctrica, o conductancia específica es otro parámetro, y consiste en una expresión numérica de la capacidad del agua de conducir corriente eléctrica. Este parámetro

posee valores expresados en micro Siemens ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$), siendo determinada por la presencia de sustancias disueltas (aniones y cationes), que puedan conducir una corriente eléctrica, pero su valor, además de depender de la temperatura, también difiere para cada ion. El agua pura en el estado líquido posee conductividad eléctrica muy baja, apenas centésimos de $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ a 25°C . Con el crecimiento de la concentración iónica, la conductividad de la solución también crece (Gobierno Brasileño, 2020).

En el caso de las aguas naturales no se puede esperar que ocurra una relación directa entre conductividad y concentración de sólidos disueltos totales, debido a que estas aguas no son soluciones simples. Tienen una amplia variedad de sustancias disociadas y no disociadas. La relación entre conductividad y sólidos disueltos totales solamente será bien definida en aguas naturales de determinadas regiones, donde existe una supremacía bien definida de un determinado ion, como en el caso de ríos que atraviesan algunas regiones de suelo salino (Comunidad Valencia, 2020).

La conductividad eléctrica puede ser afectada también por el volumen de precipitaciones. Con baja lluvia y predominancia de rocas magmáticas en la cuenca de drenaje, la composición del agua es, generalmente, determinada por productos de la exposición a la intemperie de estas rocas. Con alta pluviosidad y superioridad de rocas sedimentarias, la composición iónica del agua es determinada por la composición de las rocas (Gobierno Brasileño, 2020).

Es importante considerar que los espejos de agua como los lagos, esteros, pantanos y embalses al no tener una corriente continua de agua tienden a generar el depósito de materiales sólidos, lo que puede generar innumerables situaciones, tanto positivas como negativas. En tal sentido, se menciona que todos los contaminantes del agua, con excepción de los gases disueltos, contribuyen a la carga de sólidos. Estos se pueden clasificar de acuerdo a su tamaño y estado, por

sus características químicas y por la decantabilidad. Cabe señalar que los embalses pueden convertirse en escenarios donde estos sólidos lleguen a depositarse, generando graves problemas ambientales (Duarte & Franco, 2016).

Los sólidos totales están conformados por sólidos disueltos y suspendidos, los primeros pueden provenir de sales inorgánicas, materia orgánica, o arena suspendida, una alta concentración afecta a los huevos de los peces y reduce la cantidad de alimento. El segundo parámetro está conformado por partículas más densas que el agua, que se mantienen suspendidas dentro de ella, se constituye en una medida indirecta de la turbidez, los cuerpos lóxicos tienden a presentar menor valor en este parámetro. Otro tipo de sólidos son los sedimentables que hace referencia a los sólidos que se decantan en condiciones de quietud, en un tiempo dado y debido a la influencia de la gravedad. Únicamente se sedimentarán los sólidos suspendidos más gruesos y con gravedad específica mayor que la del agua (Oliva, Ramirez, Garduño, Cañetas, & Ortega, 2005).

La turbidez es otro parámetro para establecer la calidad del agua de un embalse, y se refiere a la medida de la capacidad del agua de dispersar la radiación solar por la presencia de partículas en suspensión, que pueden o no presentar color propio. Es expresada, entre otras unidades, por NTU (Nephelometric Turbidity Units). En general, la turbidez proviene de la carga de sólidos erosionada en el área de drenaje de los afluentes de embalses, así como por la erosión laminar observada en la cuenca hidrográfica como un todo. Las algas, comportándose en el agua como partículas en suspensión, también influyen sobre el parámetro de la turbidez. En los eventos de floración este parámetro puede alcanzar valores elevados (Gobierno Brasileño, 2020).

En resumen, el origen natural de la turbidez se puede deber a partículas de roca, arcilla, fango, algas y otros microorganismos, mientras que el antropogénico se presenta a partir de

desechos domésticos e industriales y la erosión, entre otros. Puede decirse que al fin son los sólidos en suspensión los que generan la turbidez del agua en un ecosistema como en el caso de los subembalses en estudio (Duarte & Franco, 2016).

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) del agua es la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar la materia orgánica por descomposición microbiana aeróbica para una forma inorgánica estable. La DBO es normalmente considerada como la cantidad de oxígeno consumido durante un determinado período de tiempo, a una temperatura de incubación específica (Bauer, 2009).

La DBO es un parámetro de fundamental importancia en la caracterización del grado de contaminación de un cuerpo de agua. En otras palabras, es una prueba que permite conocer la cantidad de materia orgánica presente en un cuerpo de agua a través de una serie de mediciones de oxígeno en una muestra contenida en frasco sellado de cambios gaseosos (López & Siqueiros, 2011).

La determinación de la DBO se realiza a partir de la diferencia en la concentración de oxígeno disuelto en una muestra de agua a través de un período de 5 días y a temperatura de 20°C y la oxidación requiere la interferencia de bacterias. Muchos factores pueden interferir en la determinación de la DBO (5,20), como la proporción entre orgánicos solubles y particulados, entre sólidos en suspensión y sedimentables, oxidación de iones de hierro, de componentes sulfatados y de formas reducidas de nitrógeno (nitrógeno orgánico y amoníaco) (Gobierno Brasileño, 2020).

Demanda química de oxígeno (DQO)

Es la cantidad de oxígeno necesaria para la oxidación de la materia orgánica de una muestra por medio de un agente químico, como el dicromato de potasio. Los valores de la DQO normalmente son mayores que los de la DBO 5,20 arriba señalada; siendo el test realizado en un plazo menor. El aumento de la concentración de DQO en un cuerpo de agua se debe principalmente a vertidos de origen industrial. La determinación es hecha por titulación química y el resultado es obtenido en tres horas, aproximadamente (Bauer, 2009).

De esta forma, si una muestra de agua natural presenta DBO de 10 mg/L indica que serán necesarios 10 mg de oxígeno disuelto para estabilizar, en un período de 5 días, a 20°C, la cantidad de materia orgánica biodegradable contenida en 1 L de muestra. La DQO es muy útil cuando es utilizada en conjunto con la DBO para observar la biodegradabilidad de vertidos. Como en la DBO se mide apenas la fracción biodegradable, cuanto más este valor se aproxima a la DQO significa que más biodegradable será el efluente. Es común aplicarse tratamientos biológicos para efluentes con relaciones DQO/DBO 5,20 de 3/1, por ejemplo. La DQO ha demostrado ser un parámetro bastante eficiente en el control de sistemas de tratamientos anaeróbicos de efluentes sanitarios e industriales (Dobal, Loza, & Lugioyo, 2011).

Otro uso importante de la DQO es el pronóstico de las diluciones de las muestras en el análisis de DBO. Como el valor de la DQO es superior y el resultado puede ser obtenido en el mismo día de la recolección, esta variable podrá ser utilizada para guiar las diluciones. Sin embargo, se debe observar que la relación DQO/DBO 5,20 es diferente para los diversos efluentes y que, para un mismo efluente, la relación se altera mediante tratamiento, especialmente el biológico. De esta forma, un efluente bruto que presente relación DQO/DBO5,20 igual a 3/1, podrá, por ejemplo, presentar relación del orden de 10/1 luego del

tratamiento biológico, que actúa en mayor extensión sobre DBO_{5,20} (Gobierno Brasileño, 2020).

Nitrógeno total

El nitrógeno es un elemento de importancia fundamental para la vida de los organismos, dado que es parte integrante de la molécula de proteína, y consecuentemente, del protoplasma. Junto al fósforo, es considerado uno de los más importantes y limitantes para la vida de los organismos de agua dulce.

El ciclo del nitrógeno es complejo debido a una amplia reserva en la atmósfera (70%). Los procesos de transferencia de este nutriente entre los diversos compartimientos son extremadamente importantes para la productividad acuática. Los principales procesos involucrados en el ciclo del nitrógeno son la nitrificación, la desnitrificación y la fijación biológica (Oliva, Ramirez, Garduño, Cañetas, & Ortega, 2005).

Las principales fuentes naturales de nitrógeno pueden ser: la lluvia, material orgánico e inorgánico de origen alóctono y la fijación de nitrógeno molecular dentro del propio embalse. El nitrógeno está presente en los embalses bajo varias formas: nitrato (NO₃⁻), nitrito (NO₂⁻), amoníaco (NH₃), ión amoniaco (NH₄⁺), óxido nitroso (N₂O), nitrógeno molecular (N₂), nitrógeno orgánico disuelto (péptidos, purinas, aminas, aminoácidos, etc.), nitrógeno orgánico particulado (bacterias, fitoplancton, zooplancton y sedimentos) (Gobierno Brasileño, 2020).

Entre las diferentes formas, el nitrato, junto con el ión amoniaco, adquieren suma importancia en los ecosistemas acuáticos, ya que representan las principales fuentes de nitrógeno para los productores primarios. Además de las formas inorgánicas de nitrógeno, los productores primarios pueden asimilar formas orgánicas como: urea, aminoácidos, péptidos, etc. Estos compuestos, junto a otros, forman un grupo de compuestos genéricamente denominado nitrógeno

orgánico disuelto. Las principales fuentes de nitrógeno orgánico disuelto son: lisis celular (por senescencia y herbivoría), descomposición y excreción por el fitoplancton y macrófitas acuáticas. En el fitoplancton, se destacan las cianofíceas, como las principales excretoras de compuestos nitrogenados (Ferrer, Cony, Forneron, & Piccolo, 2012).

De acuerdo con el ciclo del nitrógeno, una concentración alta de nitrógeno orgánico es característica de una contaminación fresca o reciente, y por consiguiente de gran peligro potencial. Todo el Nitrógeno presente en compuestos orgánicos puede considerarse Nitrógeno orgánico. El contenido de Nitrógeno orgánico en un agua incluye el nitrógeno de aminoácidos, aminas, polipéptidos, proteínas y otros compuestos orgánicos del nitrógeno. El nitrógeno amino de la mayoría de materiales orgánicos y el amoníaco libre son convertidos a amonio en presencia de H₂SO₄, sulfato de potasio (K₂SO₄), y sulfato de Cobre II (CuSO₄) como catalizador (Gobierno Brasileño, 2020).

Los animales acuáticos están, en general, mejor adaptados a niveles relativamente bajos de nitrógeno inorgánico. Por este motivo, concentraciones anormalmente elevadas de NH₄⁺, NO₂⁻ y NO₃⁻ pueden mermar la habilidad de esos animales para sobrevivir, crecer y reproducirse, resultando en toxicidad directa de tales compuestos nitrogenados (Martinez & Delgado, 2016).

En el caso del amoníaco ionizado o ión amonio (NH₄⁺) y el amoníaco no ionizado (NH₃) se encuentran estrechamente relacionados a través del equilibrio químico $\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \leftrightarrow \text{NH}_3 \cdot \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O}$. Las concentraciones relativas de NH₄⁺ y NH₃ dependen básicamente del pH y la temperatura del agua: a medida que los valores de pH y temperatura aumentan, la concentración de NH₃ también aumenta, pero la concentración de NH₄⁺ disminuye (AEET, 2007).

No obstante, niveles elevados de Na^+ y Ca^{2+} en el medio acuático pueden reducir la susceptibilidad de los animales a la toxicidad del amoníaco. Esto explicaría el hecho de que, en general, los animales de agua dulce muestran una menor tolerancia.

El ión nitrito (NO_2^-) y el ácido nitroso (HNO_2) están estrechamente relacionados a través del equilibrio químico $\text{NO}_2^- + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{HNO}_2$. Las concentraciones relativas de NO_2^- y HNO_2 dependen básicamente del pH del agua: a medida que el valor de pH aumenta, la concentración de NO_2^- también puede incrementar, pero la concentración de HNO_2 disminuye. Tanto el ión nitrito como el ácido nitroso son bastante tóxicos. Sin embargo, debido a que en los ecosistemas acuáticos la concentración de NO_2^- suele ser mucho mayor que la concentración de HNO_2 , los iones nitrito son considerados los principales responsables de la toxicidad para los animales (AEET, 2007).

La acción tóxica de NO_2^- es debida fundamentalmente a la conversión de los pigmentos respiratorios (hemoglobina, hemocianina) en formas que son incapaces de transportar y liberar oxígeno (meta-hemoglobina, meta-hemocianina), lo cual puede causar asfixia y en último término la muerte. No obstante, niveles elevados de Cl^- en el medio acuático pueden disminuir de forma significativa la susceptibilidad de los animales a la toxicidad del nitrito. Esto explicaría el hecho de que, en general, los animales de agua dulce muestran una menor tolerancia, con ciertos crustáceos (decápodos, anfípodos), insectos (efemerópteros) y peces (salmónidos) como los más sensibles (Hernández, 2017).

Por lo tanto, el nitrógeno total corresponde a la suma de valores de todas las formas de nitrógeno presentes en un medio acuático determinado. El ion amonio es fundamental para los productores, ya que es empleado como fuente de nitrógeno durante la síntesis de proteínas. Sin

embargo, altas concentraciones de amonio tienen implicaciones ecológicas, que va en detrimento de las comunidades acuáticas (Montoya, 2008).

Fósforo Total

El fósforo es un elemento de extrema importancia considerando la eutrofización artificial de los cuerpos de agua y su relación con el sistema biológico. En comparación con los demás nutrientes, el fósforo es el menos abundante y, por tanto, es el factor más limitante en la productividad primaria (Fabre, y otros, 2010).

El fósforo forma parte de las moléculas esenciales para la vida como son el trifosfato de adenosina (ATP), portador de energía, y el ácido desoxirribonucleico (ADN) y el ácido ribonucleico (ARN), portadores del material genético. Como el fósforo no posee un componente gaseoso, su disponibilidad depende de rocas fosfatadas y del ciclo interno de ecosistemas acuáticos, de los cuales la descomposición y la excreción de los organismos son partes importantes (Gobierno Brasileño, 2020).

En ecosistemas acuáticos el fósforo se encuentra bajo la forma de fosfato, sea en la forma iónica o en la forma compleja. Así, en limnología se debe utilizar esta denominación para referirse a las diferentes formas de fósforo en el ambiente acuático. Actualmente, se aplica una clasificación más sumaria, que agrupa las varias formas en cinco: fosfato particulado (P - particulado), fosfato orgánico disuelto (P - orgánico disuelto), fosfato inorgánico disuelto u ortofosfato o fosfato reactivo (P-orto), fosfato total disuelto (P - total disuelto) y fosfato total (P - total) (AEET, 2007).

Desde el punto de vista limnológico, todas las formas (también llamadas fracciones) de fosfato son importantes. No obstante, ello, el P-orto asume mayor relevancia por ser la principal forma de fosfato asimilada por los vegetales acuáticos. De este modo, su cuantificación en

estudios limnológicos se torna indispensable. En el agua, el ión fosfato (P-orto), puede presentarse bajo diferentes especies iónicas en función del pH del medio. Debe ser considerado que la presencia de P-orto en el agua depende también de la densidad y de la actividad de organismos, especialmente fitoplanctónicos y de macrófitas acuáticas, los cuales, durante la fotosíntesis, pueden asimilar grandes cantidades de estos iones (MVOTMA, 2018).

En ecosistemas acuáticos tropicales, debido a la alta temperatura, el metabolismo de los organismos aumenta considerablemente, haciendo que el P-orto sea aún más rápidamente asimilado e incorporado a su biomasa (Sande, 2011).

El aumento de este elemento en el medio acuático está relacionado a diversas actividades humanas, principalmente con el uso de fertilizantes y detergentes. El aporte de materia orgánica proveniente de vertidos domésticos, agrícolas e industriales constituye una de las perturbaciones más comunes de los ambientes acuáticos. La descomposición de la materia orgánica provoca la reducción de la concentración de oxígeno en el agua y aporta nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo (Bauer, 2009).

Este fenómeno da origen a un proceso que se denomina eutrofización. La proliferación excesiva de plantas acuáticas, microalgas y cianobacterias constituye uno de los efectos más notorios de este fenómeno. Una de las principales consecuencias es el desarrollo de floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas, las cuales afectan la calidad del agua para utilización por el hombre y la conservación de la biodiversidad. La eutrofización se ha convertido en la problemática más extendida a nivel mundial de los sistemas acuáticos (MVOTMA, 2018).

Eutrofización

La palabra eutrofización deriva del griego, que significa bien nutrido. No es, por tanto, equivalente de contaminación. Este vocablo denota el proceso natural o artificial de adición de nutrientes a los cuerpos de agua y los efectos resultantes de esta adición. La eutrofización es así parte del proceso natural de envejecimiento de los ambientes acuáticos como lagos y embalses que ocurriría independientemente de las actividades del hombre (Bauer, 2009).

En un ecosistema acuático eutrofizado ocurren dos cosas; exceso de oxígeno que pueda descomponer la materia, por lo tanto, existe un aumento de la población de los organismos pertenecientes a los productores primarios, organismos que hacen la fotosíntesis, como fitoplancton, pastos marinos, macroalgas y lirios. Éstos pueden llegar a alterar los procesos de intercambio de oxígeno y el flujo del agua. El líquido se enturbia y la falta de oxígeno puede arrasar con las poblaciones de diversos organismos (Chapa Balcorta & Guerrero Arenas, 2010).

Sin embargo, cuando el aporte de nutrientes es inducido por acción antrópica, la eutrofización es denominada artificial. En función de la eutrofización, muchos lagos y embalses alrededor del mundo se encuentran seriamente afectados, y consecuentemente, comprometidos en cuanto a sus múltiples usos (Chapa, 2010).

Finalmente, estas alteraciones climatológicas sumadas a las cargas de nutrientes por actividades antropogénicas, presentan escenarios donde las dinámicas del plancton y las dinámicas en las cadenas alimenticias en los ecosistemas acuáticos se verán afectadas (Confederación hidrográfica del Ebro, 2008).

Procesos de eutrofización

La eutrofización de los cuerpos de agua como consecuencia de actividades agronómicas o industriales constituye un problema de contaminación que puede llegar a producir daños

ecológicos graves, con perjuicios económicos importantes. Muchas son las variables que actúan de manera combinada desencadenando e incidiendo en los procesos de eutrofización. Se destacan el clima, las características geológicas e hidrológicas del sistema, la morfometría del limnotopo, la transparencia del agua debida a material inorgánico en suspensión, el tiempo de residencia del agua y la dinámica interna de nutrientes. Sin embargo, la causa primaria que desencadena el pasaje de un estado oligotrófico a uno eutrófico es el aporte de nutrientes, principalmente fósforo y nitrógeno en una tasa mayor a la que el sistema acuático puede procesar (Pinilla, 2008).

Impacto sobre el ecosistema

Se estima que más del 50 % de las floraciones de cianobacterias de aguas continentales, registradas o no, son tóxicas. La biomasa concentrada en las floraciones, sumada a la presencia de las cianotoxinas, representan un problema para otros organismos que habitan el medio acuático, para la salud y actividades que realiza el hombre (Ferrer, Cony, Forneron, & Piccolo, 2012).

La luz y su intensidad presentan un efecto directo sobre el metabolismo de las algas, de modo que al aumentar la energía luminosa se incrementa la actividad fotosintética y la demanda de nutrientes. Se produce entonces, un incremento de la biomasa de las células algales y de la tasa de proliferación, que ocasiona el crecimiento en número de las poblaciones de determinadas especies (Giannuzzi, 2011).

El crecimiento de cianobacterias fitoplanctónicas en los ambientes naturales depende del equilibrio entre la oferta y la demanda de recursos; condición dada por su capacidad de acceso y utilización de los mismos. Los requerimientos necesarios para el crecimiento son la luz, para realizar la fotosíntesis, y los nutrientes (minerales), para la formación de moléculas y/o

macromoléculas responsables del metabolismo celular. Las condiciones ambientales más importantes que favorecen el desarrollo de floraciones, son la intensidad de la luz, la temperatura, las características hídricas del cuerpo de agua, la estabilidad de la columna de agua, el pH, los macro y micronutrientes (Ferrer, Cony, Forneron, & Piccolo, 2012).

Estos factores varían en escalas de tiempo diferentes, como ser diarios, estacionales o durante largos periodos de tiempo. En los casos de aguas con alto contenido de nutrientes (eutrofizadas) o contaminadas con residuos químicos, igualmente se altera la composición de la biota residente que conducen a la formación de floraciones de cianobacterias (Ferrer, Cony, Forneron, & Piccolo, 2012).

Las cianobacterias poseen otro componente que resulta de vital importancia para un buen crecimiento, son los carotenoides que pueden también encontrarse en las algas eucariotas. Las microalgas poseen carotenoides glicosídicos, que son exclusivos de ellas y cumplen principalmente una función de protección para las altas intensidades lumínicas, actuando como antioxidantes al desviar el flujo de electrones en exceso para evitar que se dañen los fotosistemas (Duarte & Franco, 2016).

Muchas cianobacterias son sensibles a alta intensidad de luz durante largos periodos de tiempo, encontrándose un límite a exposiciones a intensidad de luz de $320 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ por ser letales para muchas especies (Argañaraz, Parodi, & Cáceres, 2005). Sin embargo, si la exposición es intermitente en la intensidad de luz alta, la velocidad de crecimiento de las cianobacterias se puede aproximar a la máxima.

Las plantas acuáticas sumergidas en el cuerpo de agua son los productores primarios dominantes en sistemas eutróficos superficiales en donde el sistema acuático se mantiene transparente y con escaso fitoplancton y cianobacterias (Argañaraz, Parodi, & Cáceres, 2005).

En forma inversa, cuando la floración de cianobacteria crece sobre la superficie del cuerpo de agua, se puede producir también un sombreado en la columna de agua afectando al resto de las especies dispersas en los niveles inferiores y limitando su crecimiento, debido a la poca luz (Sergi, 2009).

A alta intensidad de luz, la biomasa del alga verde se incrementa rápidamente, causando un aumento en la turbidez y un decrecimiento en la disponibilidad de la luz, muchas especies de algas fitoplanctónicas y cianobacterias tienen muy poco movimiento y son participantes pasivos en la circulación del agua dentro de la zona de mezcla, bajo estas circunstancias, sólo cuando se mantienen en la zona eufótica pueden efectuar la fotosíntesis. Por otra parte, la distribución y ubicación de una floración en un cuerpo de agua tiene relación con la dirección del viento antes y/o durante el acontecimiento. Así las floraciones se acumulan en las bahías hacia donde sopla el viento y/o en las zonas protegidas (Dobal, Loza, & Lugioyo, 2011).

Los ríos tienen generalmente una corriente de flujo significativa pudiéndose compararla a un proceso natural de remoción de sustancias indeseables. Sin embargo, no se ha logrado eliminar contaminantes que pueden fijarse y acumularse al sedimento, y que de ser liberados lo harían por arrastre río abajo. Dicho proceso es importante para el depósito natural de fosfato. Generalmente los lagos tienen largos tiempos de retención comparados con los ríos y presentan una tendencia natural a acumular sedimentos y sustancias químicas asociadas a ello (Morales & Chávez, 2010).

Por lo tanto, los sedimentos actúan como contenedores de nutrientes importantes como es el fosfato. Sin embargo, si las condiciones cambian, los sedimentos pueden también servir como fuentes, al liberar los nutrientes al agua donde pueden estimular el crecimiento de algas y cianobacterias (Ferrer, Cony, Forneron, & Piccolo, 2012).

El ciclo del nitrógeno y su alteración

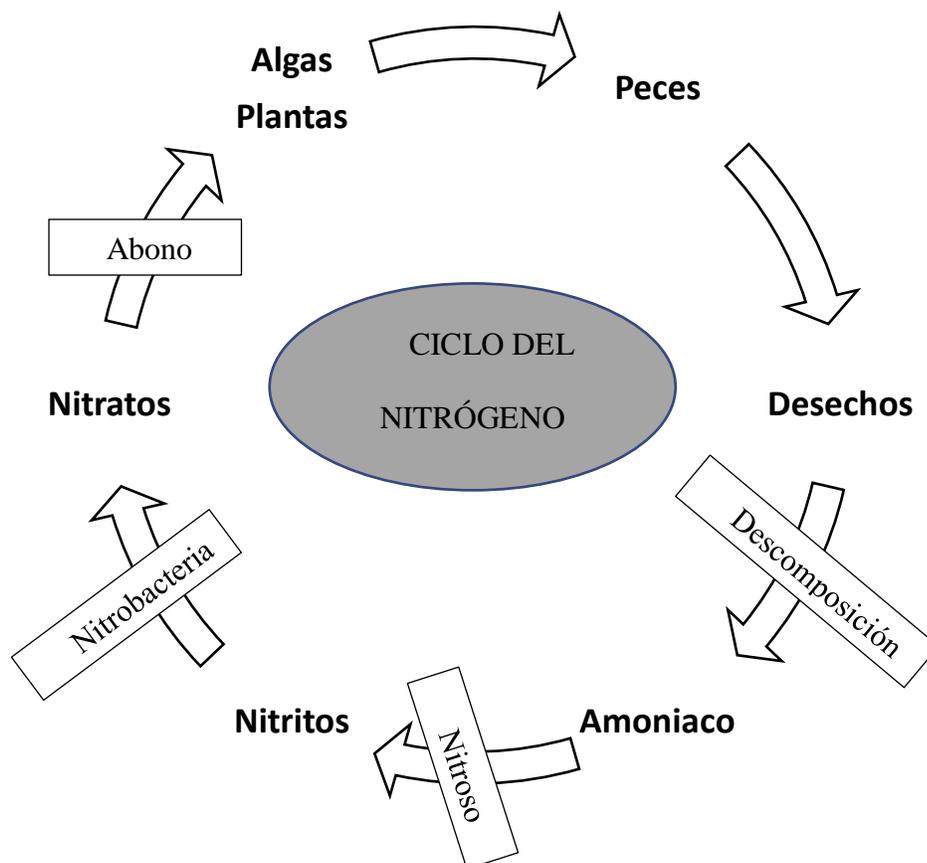


Figura 3. Ciclo del Nitrógeno y su alteración, Adaptado de Garza & Orio (2012)

El nitrógeno (N) es un elemento imprescindible para la vida y, aunque es muy abundante en la naturaleza, su mayor proporción se encuentra en formas no biodisponibles para la mayoría de los organismos. Es por tanto un elemento limitante en los ecosistemas que han evolucionado adaptándose a gestionar esta escasez (Morales & Chávez, 2010).

Algunos grupos de bacterias libres o simbióticas son capaces de reducir el N_2 produciendo amoníaco a través de un proceso llamado fijación de nitrógeno. Aunque el N_2 puede ser fijado

también en la atmósfera sin intervención de organismos mediante reacciones fotoquímicas, es un proceso menor en relación a la fijación biológica (Lassaletta, 2016).

Una vez que el nitrógeno es fijado, puede ser asimilado directamente e incorporado a la materia orgánica. A través de la descomposición y la amonificación, es liberado al medio en forma de amonio, compuesto que muchos microorganismos y algunas plantas pueden tomar directamente. Mediante la nitrificación el amonio puede ser oxidado a nitrato pasando previamente por nitrito (Vargas, 2008).

El nitrato es el compuesto que habitualmente toman las plantas para incorporar el nitrógeno a la materia orgánica, también puede ser reducido de nuevo a amonio de manera no asimilatoria, mediante la reducción desasimilatoria de nitrato o DNRA. El nitrato puede ser devuelto a la atmósfera en forma de N_2 por la desnitrificación. Este proceso ocurre en ambientes anaerobios y es la única manera de cerrar el ciclo devolviendo el N a la forma no reactiva N_2 . En algunas ocasiones se genera N_2O en lugar de N_2 . Además, parte del amonio/amoniaco generado en estos procesos, puede volatilizarse y llegar a la atmósfera, alcanzando otra vez la superficie terrestre por deposición seca o húmeda (Morales & Chávez, 2010).

La progresiva alteración del ciclo del nitrógeno que se ha producido a lo largo del siglo XX, es producto fundamentalmente de la intensificación agrícola. La actividad humana ha generado la aparición de nuevas vías de entrada de N_r en los ecosistemas: fijación industrial para la producción de fertilizantes, aumento de la extensión de cultivos de especies fijadoras de N (leguminosas y arroz) y producción de formas de N_r por la combustión de combustibles fósiles (Aznar, 2000).

El 64% de las entradas corresponde a la producción industrial de fertilizantes, el 20% a la fijación por cultivos y el 16% a la combustión de los hidrocarburos. “La secuencia de efectos que

un mismo átomo de N_r puede causar en la atmósfera, en los ecosistemas terrestres y acuáticos y sobre la salud humana, ha sido denominada la Cascada de Nitrógeno” (Lassaletta, 2016).

Las fuentes antropogénicas de nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos como los embalses son: (AEET, 2007)

Tabla 3. Fuentes antropogénicas de nitrógeno inorgánico en ecosistemas acuáticos

Fuentes puntuales
<ul style="list-style-type: none"> ● Residuos y vertidos de granjas de animales; y centros de acuicultura ● Vertidos industriales y municipales sin un tratamiento adecuado. ● Procesos de escorrentía e infiltración en basureros.
Fuentes difusas
<ul style="list-style-type: none"> ● Procesos de escorrentía e infiltración en campos de cultivo. ● Procesos de escorrentía e infiltración en praderas y bosques quemados. ● Emisiones a la atmósfera provenientes del uso de combustibles fósiles y fertilizantes, y la posterior deposición atmosférica sobre las aguas superficiales.

Consecuencias de la alteración del ciclo del N

Entre las principales causas que contribuyen a la eutrofización de embalses encontramos el incremento en el aporte de nutrientes, principalmente el fósforo y el nitrógeno y otros factores relacionados con la cuenca de drenaje, tanto naturales como antrópicos. Los primeros incluyen la localización geográfica, la hidrología, la geología y la fisiología geoquímica de dicha cuenca y el clima (Sande, 2011).

Estos factores pueden influir significativamente en la entrada de nutrientes a la masa de agua y por lo tanto en su productividad biológica global. Los factores antrópicos comprenden fuentes localizadas, como por ejemplo el vertido de líquidos provenientes de plantas de tratamiento de residuos y fuentes no localizadas, tales como la utilización de la tierra con fines agrícola-ganaderos (Ryding & Rast, 1992).

El ciclo del fósforo y su alteración

El fósforo es otro elemento esencial para la vida y limitante en la mayoría de los ecosistemas, aunque es empleado por los organismos en menor proporción que el N, por ejemplo, en la biomasa de un lago existe una relación de un átomo de P por cada 16 átomos de N y 106 de carbono. El ciclo del P y sus implicaciones han sido menos estudiados que el ciclo del N (Gárate, Siqueiros, Verdugo, & Guerrero, 2014).

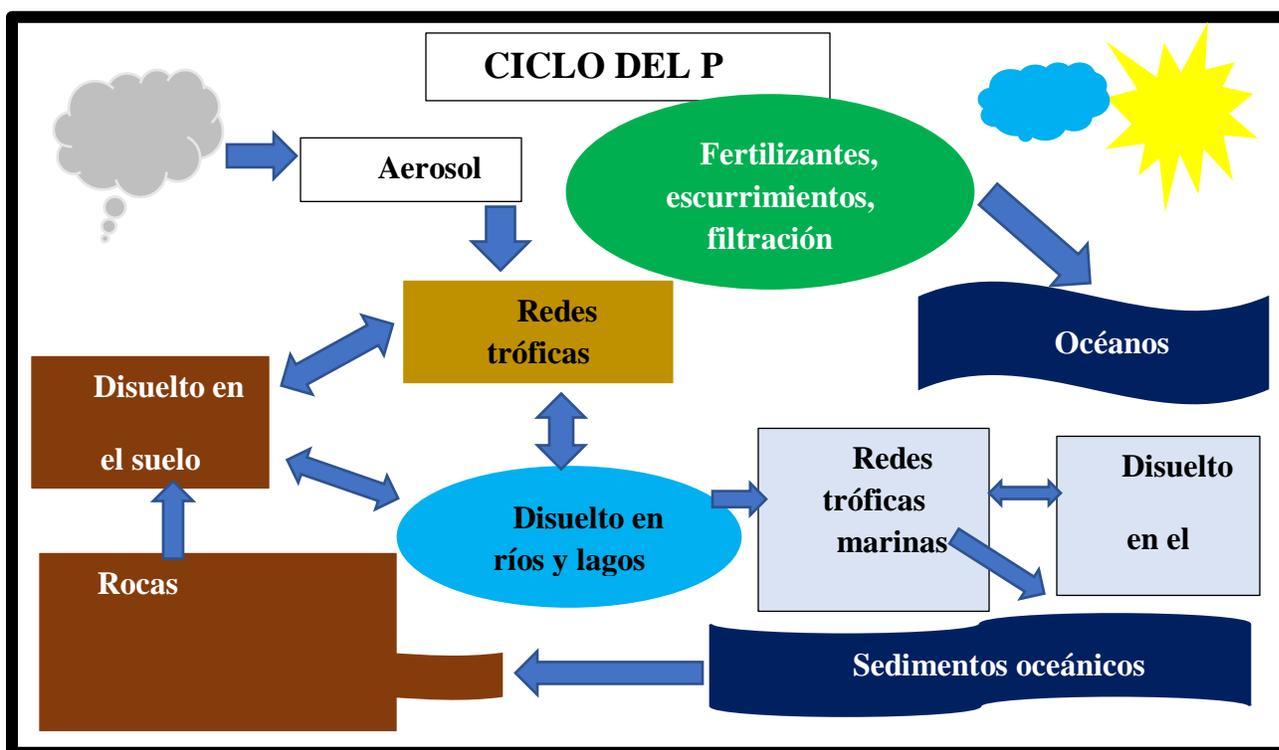


Figura 4. Ciclo del Fósforo y su alteración, AEET (2007)

El ciclo global del fósforo consiste en un flujo prácticamente unidireccional que comienza con la meteorización de las rocas fosforadas, su erosión y transporte por escorrentía en formas solubles y particuladas hasta los cauces hídricos (Bauer, 2009).

La dinámica y transferencia del fósforo en una cuenca hidrográfica presentan unos procesos clave que son la erosión y la lixiviación; y unas rutas de transferencia principales que

son los flujos superficiales, los flujos subsuperficiales y los flujos subterráneos. La principal forma soluble de P en la biosfera es el ortofosfato (PO_4^{3-}) que suele ser rápidamente fijado o retenido en el suelo (Aznar, 2000).

Consecuencia de la alteración del ciclo del Fósforo

La alteración del ciclo del fósforo por acción humana se produce fundamentalmente por: la intensificación de los flujos naturales, como es el caso del cambio de usos del suelo por sustitución de bosques por cultivos, proceso que ha triplicado la erosión global, aumentando así uno de los caminos habituales de exportación de fósforo; el aporte de vertidos industriales y urbanos ricos en materia orgánica fosforada o en detergentes fosforados; la aplicación de fertilizantes fosforados a los cultivos (Ferrer, Cony, Forneron, & Piccolo, 2012).

Diversidad Hidrobiológica

Comunidades hidrobiológicas

Las comunidades hidrobiológicas de aguas continentales están constituidas por diversos grupos de organismos adaptados a las características particulares de los ecosistemas acuáticos en los que habitan. En estas comunidades, es de importancia ecológica la presencia del plancton (fitoplancton y zooplancton), así también los macroinvertebrados acuáticos (o bentos) y los peces (que forman parte principal del neuston), los cuales viven en estrecha relación con el medio acuático y su presencia o ausencia reflejan la calidad del agua en la que se desarrollan (Ramirez, Giraldo, & Tovar, 2004).

De acuerdo a las consideraciones anteriores, dichas comunidades hidrobiológicas, son empleadas como indicadores en diversos estudios ambientales, por lo que se han convertido en instrumentos muy útiles para monitorear los posibles impactos ambientales que pueden generar

diversos proyectos relacionados a los embalses, especialmente (Ramirez, Giraldo, & Tovar, 2004).

Fitoplancton

La palabra fitoplancton tiene su origen del griego *phytos* que significa: planta y *planktos* que significa: errante. Se denomina fitoplancton a aquellos microorganismos fotosintetizadores (microalgas y cianobacterias) que flotan o nadan en la columna de agua de lagos, ríos y océanos u otros ecosistemas acuáticos. Cuando las poblaciones que componen el fitoplancton están presentes en número relativamente bajo es casi siempre tan inconspicuo en su hábitat que es necesario la utilización de redes u otros tipos de métodos de concentración para colectarlo. Por el contrario, cuando las poblaciones se vuelven extensas se forman los florecimientos algales, que pueden llegar a observarse a simple vista (Peraza, 2017).

Esta comunidad de microorganismos, mayormente fotosintéticos constituyen el componente principal en la productividad primaria de ecosistemas lénticos y, son ampliamente empleados como indicadores de la calidad del agua debido a que su taxonomía y ecología son bien conocidas (Ferrer, Cony, Forneron, & Piccolo, 2012).

Las comunidades fitoplanctónicas presentan características particulares de poder coexistir en numerosas poblaciones, de manera simultánea en un mismo ecosistema acuático como ser los embalses. Esta particularidad está basada principalmente en las necesidades fisiológicas de las mismas, que en la mayoría de los casos predominen unas especies sobre las otras, según factores limitantes como ser de nutrientes disponibles en la columna de agua (Vargas, 2008).

Las comunidades fitoplanctónicas sufren cambios en su estructura que siguen un ciclo estacional; estos cambios están influenciados por factores físicos (mecanismos alogénicos) que destruyen o modifican el ambiente en favor de las especies tolerantes o por la acción de los

propios organismos que alteran el ambiente haciéndolo apto para el establecimiento de individuos de otras especies (mecanismos autogénicos). En las regiones templadas y polares hay un mayor contraste entre las comunidades fitoplanctónicas de invierno y verano, mientras que en los trópicos la mayor diferencia se da entre la estación lluviosa y seca (Bauer, 2009).

Diversidad taxonómica de fitoplancton

Las algas son contribuyentes importantes a la biodiversidad global pues cada especie posee una combinación única de rasgos. Sus relaciones con otros organismos ya sean en asociaciones simbióticas, tramas tróficas o ciclos bioquímicos son de significativa importancia. En la actualidad, las algas producen cerca de la mitad del oxígeno atmosférico por medio de la fotosíntesis, además influyen en el ciclo de elementos como el carbono, nitrógeno, fósforo y sílice por lo que afectan a otros organismos (Peraza, 2017).

El término algas como tal no representa un concepto filogenético, ya que no constituye un grupo de organismos taxonómico formal, sino más bien una colección de divisiones o *phyla* con representantes que comparten ciertas características en común (acuáticos, fotosintéticos, con estructuras vegetativas simples, sin sistema vascular y con estructuras reproductivas no protegidas por una capa de células estériles) (Dobal, Loza, & Lugioyo, 2011).

Las microalgas se han adaptado a diversas condiciones ambientales y por esto han sido encontradas en cavernas, suelos desérticos, hielos o nieves perpetuas, lagos hipersalinos, acídulos, alcalinos y con elevadas temperaturas. Aquellas especies que no están directamente relacionadas a un sustrato, cuya evolución ha conllevado a la aparición de estructuras que les permiten flotar o nadar en la columna de agua, se denominan fitoplancton y constituyen el primer nivel trófico de la trama alimentaria en ecosistemas acuáticos (Gárate, Siqueiros, Verdugo, & Guerrero, 2014).

Las comunidades de fitoplancton se encuentran en interacción con condiciones bióticas y abióticas. Las variables abióticas más relevantes en el desarrollo de las especies de fitoplancton son iluminación solar, temperatura, pH, salinidad y disponibilidad de nutrientes. Estos factores varían según las características de los acuatorios, y a ellos se encuentran asociados una composición específica de microalgas. Los cambios de las condiciones fisicoquímicas del agua pueden ser detectados tempranamente a través de la composición y abundancia de las comunidades de fitoplancton. En función de esta peculiaridad se ha podido determinar el estado trófico de un sistema acuático a partir del estudio de la ecología del fitoplancton (Peraza, 2017).

Las divisiones se distinguen unas de otras sobre la base de una combinación de características incluyendo: pigmentos fotosintéticos, productos de reserva, cubiertas celulares y otros aspectos de la organización celular (Ferrer, Cony, Forneron, & Piccolo, 2012).

Cyanophyta algas azules o verdes – azuladas

Las Cyanobacteria, Cyanophyta, Cyanoprokaryota o algas verde-azules, constituyen un grupo de organismos que poseen características propias de bacterias, así como de las algas y plantas eucariotas. Con relación a lo anterior puede mencionarse que algunas de las especies se consideran útiles para las comunidades, debido a que tienen aplicaciones en las áreas de las biotecnologías, otras en cambio, son conocidas por sus aspectos negativos debido a que liberan cianotoxinas, o debido a que alteran las características organolépticas del agua (Dobal, Loza, & Lugiyo, 2011).

Las cianobacterias son bacterias procariotas que presentan el mismo aparato fotosintético de las algas eucariotas y de las plantas superiores, incluyendo los dos fotosistemas y la presencia de clorofila. Se asume que los cloroplastos de los grupos eucariotas derivan de las cianobacterias, como resultado del establecimiento de relaciones simbióticas en el pasado (Giannuzzi, 2011).

En ciertas ocasiones, las poblaciones de cianobacterias crecen masivamente, cuando este tipo de fenómenos son protagonizados por una o pocas especies, el suceso recibe el nombre de floración algal o blooms, el cual trae aparejado una serie de impactos ambientales y constituyen, además, un alto riesgo para el hombre (Reyes, 2013).

Otro dato interesante es que estas algas son capaces de tolerar largos periodos de sequía, temperaturas altas, incremento en la radiación fotosintética activa y elevadas concentraciones de fósforo. Bajo determinadas condiciones ambientales, algunas cianobacterias tienen la capacidad de originar floraciones algales, proliferaciones masivas protagonizadas por una o pocas especies que dominan el fitoplancton (Ferrer, Cony, Forneron, & Piccolo, 2012).

Estudios han mostrado que, en los casos de floración, esto va acompañado de síntesis y de la liberación de compuestos muy tóxicos, los cuales reciben el nombre general de cianotoxinas, así también como de compuestos volátiles que alteran las características organolépticas del agua (Giannuzzi, 2011).

Floraciones de Cyanobacteria

Las cianobacterias crecen en forma exponencial aumentando su biomasa en valores significativos con respecto a la concentración original este tipo de proliferaciones son protagonizadas por una o pocas especies, el fenómeno puede desencadenarse en pocas horas o varios días y puede desaparecer rápidamente o permanecer por períodos prolongados. En muchos casos, las floraciones se reconocen por alteraciones en el sabor, olor, color del agua. Dado que una floración algal es un fenómeno complejo, los mecanismos que influyen su iniciación y desarrollo son diversos e implican la interacción de factores biológicos, físicos y químicos (Giannuzzi, 2011).

En tal sentido la presencia de indicadores fisicoquímicos puede hacer que aparezcan y proliferen las cianobacterias. En cuanto a los factores biológicos, la proliferación desmedida de las especies fitoplanctónicas depende de su capacidad para utilizar los recursos disponibles y minimizar las pérdidas de biomasa. En el caso particular de las cianobacterias, la flexibilidad morfológica y fisiológica de algunos de los representantes de este grupo las hace competitivamente más exitosas frente a otros grupos de microalgas (Reyes, 2013).

La creciente eutrofización de los cuerpos de agua producto de las actividades humanas se considera una de las principales y más importantes causas del incremento de las floraciones algales nocivas a nivel mundial. El reconocimiento de los fenómenos de eutrofización como problema asociado a la contaminación se inició aproximadamente en la década de 1950 y tiempo después se encontró una relación entre la eutrofización y la proliferación masiva de Cyanobacteria planctónicas (Dobal, Loza, & Lugioyo, 2011).

En Paraguay, el Lago Ypacaraí debido al crecimiento masivo de una cianobacteria denominada *Cylindrospermopsis raciborskii*, una especie que no había sido aislada anteriormente en los estudios realizados sobre lago desde 1988, hasta que el Ministerio de Salud Pública y Bienestar Social solicitó a la Organización Panamericana de la Salud el análisis del agua (OPS Paraguay, 2012).

El florecimiento (*bloom*) de cianobacterias en el Lago Ypacaraí es un fenómeno recurrente, atendiendo a su estado eutrófico, sin embargo, este evento es el primero en cuanto a la presencia de este tipo de bacteria (OPS Paraguay, 2012).

Las floraciones de cianobacterias se han convertido en un serio problema a nivel mundial cuya remediación no es simple en lo absoluto. Es evidente que es necesaria una disminución en

la contaminación de los cuerpos de agua y la restauración de los mismos a fin de evitar o reducir los fenómenos de eutrofización (Cobo F. , 2015).

Es de suma importancia, asimismo, el desarrollo de métodos para combatir el crecimiento de las cianobacterias en los cuerpos de agua afectados.

Los métodos de control más empleados pueden agruparse por simplicidad expositiva, en cuatro tipos básicos: control de nutrientes, métodos mecánicos, métodos químicos y métodos biológicos (Ajcabul, 2016).

Control de nutrientes

La reducción de nutrientes es sin duda la mejor estrategia para limitar la incidencia de las floraciones de cianobacterias y, por ello, dentro de los procedimientos clásicos de control de la eutrofización, se han aplicado varios métodos para reducir la carga de fósforo interna y mitigar las floraciones de cianobacterias mediante su reducción a través de mecanismos de adsorción/precipitación, el dragado o sellado del sedimento; o bien limitando la disponibilidad de nutrientes con técnicas de lagunaje, forzando la rotura de la o reduciendo el tiempo de residencia. Algunos de estos métodos también se dirigen a impedir las condiciones favorables para la supervivencia de cianobacterias en los sedimentos (Ryding & Rast, 1992).

Métodos de control mecánico

Los métodos de control mecánico incluyen tanto la retirada directa de las cianobacterias como el control de su crecimiento por reducción de la luz o la muerte celular por medios físicos. Frecuentemente se ha intentado el filtrado de aguas superficiales o la eliminación en superficie de especies filamentosas mediante rastrillos o redes. Se ha ensayado, también, la restricción de la disponibilidad de luz (por ejemplo, mediante el sombreado con láminas de plástico) afectando a la actividad metabólica y, por lo tanto, a la tasa de crecimiento. Dependiendo de las

características de la masa de agua se ha procedido a la agitación masiva mediante bombas o rotores que provocan la mezcla del agua evitando la estabilización de las cianobacterias cerca de la superficie y consiguiendo la reducción del crecimiento por limitación de la luz (Moreno, Quintero, & López, 2010).

Métodos de control biológico

Estos métodos implican la utilización tanto de organismos como de materiales y sustancias naturales derivadas de ellos. Se han considerado y estudiado una gran variedad de organismos acuáticos basándose en fenómenos de depredación, parasitismo o la liberación de metabolitos que suprimen el crecimiento de cianobacterias. El conocimiento en este ámbito se basa en su mayoría sólo en estudios de laboratorio y no hay aplicaciones directas exitosas en el campo, pues el cultivo a gran escala de muchos de estos organismos es problemático. Sin embargo, entre los intentos aplicados con compuestos o materiales naturales se encuentran las opciones más prometedoras en cuanto a eficiencia, rentabilidad y seguridad medioambiental (MVOTMA, 2018).

Clasificación de las cianobacterias

Una de las mayores controversias sobre las cianobacterias se refiere a su tratamiento taxonómico. Algunos autores consideran que estas deberían considerarse bacterias por lo que aplican el Código Internacional de Nomenclatura de Bacterias para su identificación y posterior clasificación. Otros, en cambio, emplean las pautas del Código Internacional de Nomenclatura Botánico por incluir al grupo dentro de las algas eucariotas (Giannuzzi, 2011).

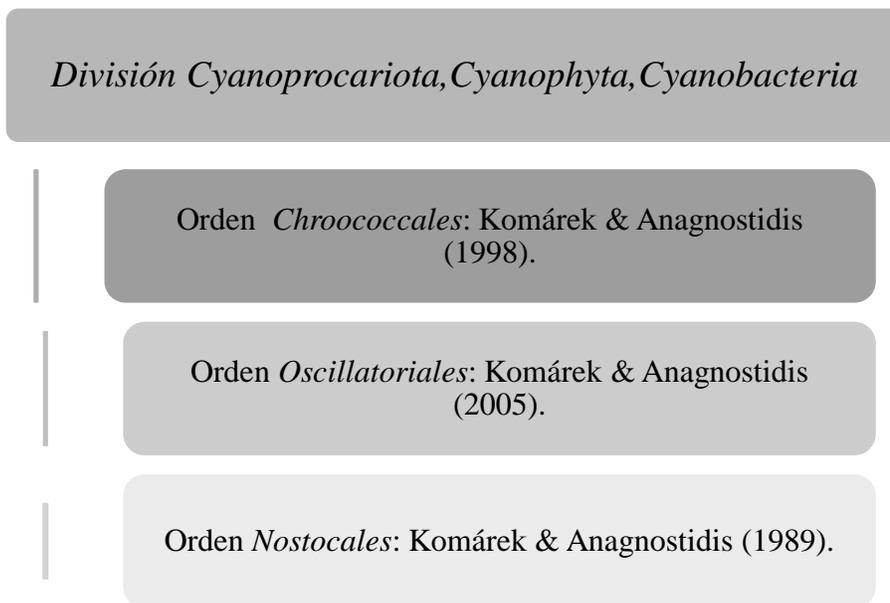


Figura 5. Clasificación de Cianobacterias

Las cianobacterias son grandes productoras primarias en casi todos los ambientes de la biosfera.

***Chlorophyta*, algas verdes**

<i>División Chlorophyta</i> <i>Clase Chlorophyceae:</i>	
<p>Orden <i>Chlorococcales</i>: Hindák (1988b) para los género <i>Oocystis</i> y <i>Oocystella</i> y Komarek & Fott (1983) para los restantes géneros.</p>	<p><i>Volvocales</i>: Huber-Pestalozzi (1961).</p>

Clase Zygnemaphyceae (=Conjugatophyceae, =Zygophyceae): Mix (1972).

Los clorófitos o clorófitas (Chlorophyta) son una división de algas verdes que incluye alrededor de 8.200 especies de organismos eucariotas en su mayoría acuáticos fotosintéticos. Todos los grupos de este clado contienen clorofilas a y b, y almacenan las sustancias de reserva como almidón en sus plastos y contienen β -caroteno (Oliva, Godinez, & Zuñiga, 2014).

La mencionada división presenta la contención de las especies unicelulares como pluricelulares. En su mayoría las especies se adaptan a una alta y variada gama de escenarios. Algunas especies pueden reproducirse de forma asexual, tipo oogamia o isogamia, mediante división celular o formación de esporas, pero la reproducción generalmente, es sexual. Los ciclos de vida pueden diferenciarse mucho entre especies, el más común es el ciclo de vida haplodiplonte (que comprende una fase haploide y otra diploide) (Duarte & Franco, 2016).

División <i>Heterocontophyta</i>		
Clase <i>Chrysophyceae</i> : Starmach (1985).	Clase <i>Xanthophyceae</i> : Ettl (1978).	Clase <i>Bacillariophyceae</i> (= <i>Diatomophyceae</i>): Simonsen (1979).

Es un extenso grupo de organismos eucariotas que se distinguen por poseer cloroplastos rodeados por cuatro membranas, lo que sugiere un origen de relación simbiótica entre un eucarionte basal y un eucarionte fotosintético. La mayoría de las algas pardas contienen el pigmento fucoxantina, que proporciona el distintivo color verde-marrón que da nombre al grupo (Amador, 2011).

Chrypsophyta, algas doradas.

Chrysophyceae, Chrysophyta o algas doradas es un extenso grupo de algas del filo Heterokontophyta que viven principalmente en agua dulce. Presentan una gran variedad en morfología y modos de nutrición, siendo la mayoría fotoautótrofos, aunque también hay heterótrofos (osmótrofos y fagótrofos). Viven en su mayoría en lagos y lagunas de aguas dulces limpias y frías, mientras que algunas especies son marinas. (Duarte & Franco, 2016).

Por lo general son unicelulares flageladas, aunque muchas especies forman colonias con formas, incluso, muy elaboradas. Muchas especies presentan paredes celulares o intrincados esqueletos silíceos u orgánicos. Se han descrito unas 1000 especies de algas doradas (Curtis & Schnek, 2000).

Las algas doradas viven principalmente en agua dulce, pero también se las puede encontrar en el suelo húmedo y en el mar, donde constituyen un componente importante del nanoplancton. Prefieren las aguas limpias y frías, aunque también crecen bien a temperaturas más elevadas. Son muy utilizadas en la alimentación de peces y crustáceos. La mayoría son fotosintéticas, aunque también se incluyen formas mixótrofas y heterótrofas (Amador, 2011).

Por otra parte, la mayoría de los miembros son unicelulares flagelados con dos flagelos visibles, como en *Ochromonas*, o a veces uno, como en *Chromulina*. La mayor parte no tiene

ninguna cubierta celular. Sin embargo, algunos tienen armaduras o conchas, tales como Dinobryon, que es sésil y crece en colonias ramificadas (Sergi, 2009).

Xanthophyceae, Xanthophyta o algas verde-amarillas

Es un pequeño grupo de algas pertenecientes al filo Heterokontophyta, fundamentalmente de aguas continentales y suelo, aunque algunas especies son marinas. Los pigmentos de los cloroplastos les dan su característico color verde-amarillento. El grupo comprende unas 600 especies, algunas de las cuales son unicelulares, pero otras se agrupan en colonias (Hernández, 2017).

Algunas algas verde-amarillas se presentan en formas unicelulares, a veces flageladas, aunque tienden a agruparse en colonias de filamentos simples o ramificados, también pueden aparecer estados palmeloide. Las células presentan flagelos heterocontos, el más largo es mastigonemado o pleuronemático, con mastigonemas en dos filas. La pared celular es de celulosa o de pectina, en algunos géneros está formada por piezas en forma de H que encajan unas en otras (De La Lanza & Carbajal, 2000).

La mayoría de las especies de este grupo son unicelulares, coloniales o cocoides. Hay un número considerable de especies, donde el talo está compuesto por sifones multinucleados, unas pocas consisten en filamentos multinucleados y una pequeña minoría es flagelada o amiboidea. En las células flageladas el flagelo está insertado cerca del apéndice en la célula y no lateralmente. En células unicelulares flageladas está presente un típico aparato fotorreceptor heterokontofito: cloroplasto y pared celular (Moreno, Quintero, & López, 2010).

Bacilliarophyta diatomeas

“Las diatomeas son algas unicelulares; constituyen el fitoplancton, importante en la alimentación de diversos organismos. Algunas de ellas pueden vivir en colonias formando

filamentos o cintas, se hallan rodeadas por una pared celular hecha de sílice llamada frústula” (Duarte & Franco, 2016).

Actualmente se conocen más de 200 géneros de diatomeas, y se estima que hay alrededor de 100,000 especies extintas. Dada sus características se sostiene que son las únicas algas verdaderas al no presentar estructuras propias del reino animal (Rodríguez, y otros, 2005).

Según las investigaciones llevadas a cabo por Treviño (2008), estas muestran que las diatomeas se originaron durante o después del periodo jurásico temprano. El estudio sobre las comunidades de diatomeas justifica su empleo para determinar la calidad del agua y evaluar la evolución del medio ambiente. Se encuentran en cualquier tipo de hábitat, desde los salados mares hasta en condiciones de altas temperaturas que hacen el ambiente extremadamente seco, pueden vivir interactuando con otros organismos como las cianofíceas (Treviño, 2008).

Las diatomeas se reproducen por división binaria (bipartición), su célula se parte en dos y cada nueva célula se queda con una de las valvas; en corto tiempo desarrolla la que le falta. Se dividen una vez cada 18 a 36 horas, por lo que su número aumenta con extrema facilidad (Duarte & Franco, 2016).

Chryptophyta, criptomonas

División Cryptophyta: Huber – Pestalozzi (1950)

Cryptophyta, *Cryptomonada* o criptofitas es un grupo pequeño de algas unicelulares con unas 200 especies que viven en aguas marinas y continentales. Son miembros importantes del fitoplancton y se pueden encontrar en aguas estancadas, soportando moderados niveles de contaminación. Son especialmente abundantes en aguas frías tales como los lagos de alta montaña y en aguas árticas y antárticas (Rodríguez, y otros, 2005).

En general, las criptofitas son capaces de realizar fotosíntesis como la fagotrofia, es decir, son mixótrofas. Presentan una cubierta rígida, una invaginación ventral (de ahí el nombre de crypto, que significa oculto) de la que salen dos flagelos y varias filas de eyectosomas, de función defensiva. Algunas especies forman zooxantelas, es decir, viven como simbióticas de animales (Hernández, 2017).

Las criptofitas se pueden encontrar en todos los mares, en agua dulce y en aguas estancadas, incluyendo las charcas intersticiales de las playas de arena. Aproximadamente la mitad de las especies son de agua dulce y la otra mitad marinas. Abundan en aguas frías y son sensibles a la cantidad de luz que podrían recibir. Pueden sobrevivir en aguas cubiertas de hielo o nieve, destacándose el desplazamiento con el objetivo de recibir la cantidad suficiente de luz (Ledesma, Bonansea, Rodríguez, & Sánchez, 2013).

Son también las especies dominantes en los lagos de agua dulce de la Antártida. Son unicelulares y biflageladas, con células ovales y aplanadas y con un tamaño de alrededor de 10-50 μm . Algunas se presentan en formas cocoides o palmeloides. Se pueden distinguir tres órdenes en dos clases, las denominadas *Cryptomonadales*, *Goniomonadales* y *Kathablepharida* (Duarte & Franco, 2016).

Dynophyta, dinoflagelados

División Cryptophyta: Huber – Pestalozzi (1950)

Los dinoflagelados (*Dinoflagellata*, *Dinophyta* o *Pyrrhophyta*) son un extenso grupo de protistas flagelados, con unas 2400 especies conocidas. El nombre proviene del griego dinos, girar y del latín, flagellum, látigo, describiendo el movimiento rotatorio propio de estos organismos. Aunque pueden formar colonias, estos microorganismos son unicelulares y forman parte del fitoplancton de agua dulce y marina. Al ser su nutrición principalmente autótrofa son

productores primarios por lo que, junto a las diatomeas, constituyen el nivel trófico primario en la cadena alimentaria acuática (Treviño, 2008).

Otros son heterótrofos o mixótrofos y se alimentan de otros dinoflagelados, protozoos y diatomeas, además, algunas formas son parásitas. Sus poblaciones se distribuyen en función de la temperatura, salinidad y profundidad del agua. Algunos dinoflagelados pueden emitir luz a través de la bioluminiscencia, otros son responsables de las mareas rojas y floraciones algales nocivas (Curtis & Schnek, 2000).

El grupo de los dinoflagelados incluye cloroplastos procedentes de al menos de seis fuentes diferentes (algas verdes, diatomeas, Silicoflagelados, Haptofitas, Criptofitas, Dinocarión y orgánulos celulares) (Dobal, Loza, & Lugioyo, 2011).

La reproducción de los dinoflagelados es principalmente asexual, que en condiciones favorables puede ser muy rápida originando poblaciones que pueden llegar a 60 millones de individuos por litro de agua. En los dinoflagelados típicos el núcleo es dinocarión durante todo el ciclo vital y son generalmente haploides. La reproducción sexual tiene lugar por fusión de dos individuos para formar un cigoto, que puede seguir siendo móvil o formar un quiste inmóvil, que más adelante experimentará una meiosis para producir nuevas células haploides (Hernández, 2017).

En un ciclo de vida típico, cuando las condiciones llegan a ser críticas, generalmente por falta de alimento o por inexistencia de luz, dos dinoflagelados se fusionarán formando un planozigoto. Éste continúa su movilidad hasta que después de unos días pierde sus flagelos. La proliferación de los dinoflagelados junto con otras bacterias y ciliados puede llegar a ser tóxica, fenómeno que se conoce como floraciones algales nocivas, o puede producir cambios de color en el agua tornándola roja por la biomasa y pigmentación de estos organismos; este otro

fenómeno es conocido como mareas rojas y no es tóxico (Gárate, Siqueiros, Verdugo, & Guerrero, 2014).

Euglenophyta, euglenas

División Euglenophyta: Tell & Conforti (1986).

Es un género de protistas unicelulares (algas o protozoarios, dependiendo si se habla de ella desde la botánica o la zoología) perteneciente al grupo de los Euglénidos, que puede contener numerosos cloroplastos en forma de lente o aplanados, cada uno con un pirenoide. Poseen un orgánulo simple sensible a la luz denominada mancha ocular, compuesta por fotorreceptores y una mancha adyacente de pigmento. Es un eucariota unicelular, con un núcleo, con cloroplastos, con movilidad. En agua se mueve con ayuda de dos flagelos (uno de los cuales es corto e inactivo), mientras que sobre las superficies se mueve cambiando de forma con ayuda de una capa proteica flexible o más o menos rígida (Argañaraz, Parodi, & Cáceres, 2005).

Posee de uno a numerosos cloroplastos, que solo pueden realizar fotosíntesis si disponen de un nutriente esencial como la vitamina B12. Pueden perder los cloroplastos por intoxicaciones químicas o por no estar expuestos a la luz durante mucho tiempo, cuando esto ocurre, se alimentan de forma heterótrofa (Kim, Linton, & Shin, 2015).

El núcleo es grande, siendo la división nuclear interna, sin rotura de la envoltura nuclear (mitosis cerrada), los microtúbulos se forman dentro del núcleo, aun cuando no se forma un típico huso acromático. Presenta una invaginación anterior (bolsa flagelar), donde se insertan los flagelos. Asociado al mastigonema se observa la mancha ocular que actúa como un tamiz de la luz, antes de llegar a la protuberancia flagelar (Argañaraz, Parodi, & Cáceres, 2005).

Euglena pertenece a un grupo más grande de protistas, los euglenoideos, con una variedad de nichos ecológicos y modos de nutrición. Se considera que adquirieron sus cloroplastos cuando

un ancestro del grupo de los Excavata adquirió un alga verde por endosimbiosis secundaria, perdiendo luego la mayoría de los elementos de esta alga, quedando solo el cloroplasto y una de las membranas de la fagocitosis (Argañaraz, Parodi, & Cáceres, 2005).

Ecología y dinámica de fitoplancton

El fitoplancton y su nutrición

La mayoría de estos organismos son fotosintéticos y por tanto autótrofos, varias especies son mixótrofas, o incluso totalmente heterótrofas, teniendo como función principal, no solo como productores primarios, sino también como consumidores primarios y reciclando en corto tiempo nutrientes en la columna de agua (Amador, Potencialidades de las cianobacterias planctónicas como bioindicadores, 2011).

Para lograr el crecimiento continuo del fitoplancton es imprescindible regular la dinámica de su distribución en la columna de agua y prolongar su permanencia en la zona eufótica o de iluminación. Mantenerse en la superficie y/o zonas superiores del cuerpo de agua presentan importantes ventajas dadas por prolongar su exposición a la luz, reducir la mortalidad por sedimentación y acceder temporalmente a capas profundas con mayor disponibilidad de nutrientes, que para las especies del plancton es de importancia ecológica (Bauer, 2009).

Las cianobacterias contienen vesículas de gas, inclusiones citoplasmáticas con densidad de cerca de un décimo que la densidad del agua, que permiten a las células controlar su posición en la columna de agua (Dobal, Loza, & Lugioyo, 2011).

La flotación puede controlarse por varios mecanismos, entre los que se destaca el número de vesículas intracelulares y la presión citoplasmática, debido a la acumulación de metabolitos de la fotosíntesis (fotosintatos). De este modo, un aumento de la fotosíntesis por mayor exposición a la luz aumenta la presión intracelular por una rápida síntesis de carbohidratos (glicógeno) de

alto peso molecular, lo que tiene como resultado el colapso de las vesículas, y el consiguiente descenso de las colonias o filamentos en la columna de agua (Aznar, 2000).

Se determinó que la transcripción del gen de síntesis de microcystinas (MC) fue regulado por la intensidad lumínica. Se ha informado que la intensidad de luz óptima para el crecimiento de *Microcystis aeruginosa*, no es la misma que para la producción de microcystina (Sergi, 2009).

Dinámica del fitoplancton

El fitoplancton como un ensamble de organismos planctónicos en su mayoría fotoautotróficos, adaptados a la suspensión en las aguas abiertas (zona limnética) de los sistemas lenticos, en la zona pelágica del mar, o en los ríos, sometidos a movimientos pasivos por el viento y las corrientes, que comúnmente se presentan en la superficie del agua (en la zona fótica), o completan una porción significativa de sus ciclos vitales en dicha zona (Akselman, 2006).

Distintos patrones estacionales y de periodicidad en la biomasa de fitoplancton se ha observado en aguas dulces y de zonas templadas. Las sucesiones de fitoplancton a menudo son correlacionadas con cambios en los parámetros ambientales particularmente con la temperatura, la luz, disponibilidad de nutrientes, y factores de mortalidad como la depredación o el parasitismo (Ramírez, 2000).

Debido a que la sucesión estacional está fuertemente ligada a procesos meteorológicos y procesos de estratificación y mezcla, los patrones en los ecosistemas templados difieren grandemente de los sistemas de aguas en los trópicos. Es difícil realizar generalizaciones debido a la gran variabilidad observada de la biomasa del fitoplancton entre un lago y otro, sin embargo, podemos mencionar estas: La periodicidad de la biomasa del fitoplancton es razonablemente constante de un año al otro. Si el ecosistema acuático no es perturbado por influencias externas,

tales como modificaciones humanas en la cuenca, carga de nutrientes, etc, los cambios estacionales deberían ser similares de un año a otro (Ferrer, Cony, Forneron, & Piccolo, 2012).

La magnitud de cambio del número y biomasa de fitoplancton entre estaciones es usualmente muy grande, en zonas templadas los cambios suelen ser muy significativos, mientras que en aguas tropicales suelen ser más bajos. Los máximos y mínimos en el número y la biomasa de fitoplancton a menudo suelen estar desfasados de las tasas de producción primaria (Peraza, 2017).

Importancia del fitoplancton como bioindicador

“Se sabe que los cambios en las comunidades algales delatan el inicio de alteraciones que pueda existir en un sistema acuático, lo cual se refleja en las modificaciones de la estructura poblacional y en la proliferación de especies asociadas a determinados aportes” (Oliva, Ramirez, Garduño, Cañetas, & Ortega, 2005).

Las respuestas de estos organismos frente a los cambios de las condiciones del medio los convierten en finos sensores de la calidad del agua en referentes del estado ecológico del ambiente. El fitoplancton representa el primer eslabón de la cadena alimenticia; junto con las plantas superiores que habitan las aguas dulces, constituyen los organismos productores primarios (Duarte & Franco, 2016).

La importancia del “fitoplancton para la vida es comparable (cuando menos) a la del revestimiento vegetal de la tierra; pues además del recurso alimenticio que es, elimina el anhídrido carbónico y oxigena el agua” (Akselman, 2006).

Comunidades fitoplanctónicas

Una característica sobresaliente de las comunidades de fitoplancton en los hábitats lacustres es la coexistencia entre algas de diferentes especies. En algunos casos, una especie es

encontrada en mayor abundancia, que las otras, más a menudo, dos o más especies de algas son codominantes en el ensamble de fitoplancton (Amador, 2011).

“Un gran número de especies raras pueden en ocasiones ser encontradas como 6 especies dominantes o sub dominantes. Esta codominancia de las algas puede existir debido a que cada una tiene un nicho específico basado en sus necesidades fisiológicas y las limitantes del ambiente” (Dobal, Loza, & Lugioyo, 2011).

Las variaciones en el tipo de dominancia dentro del ensamble de fitoplancton a menudo pueden explicarse por el nivel trófico en el que se encuentre el sistema; es decir en un lago muy eutrofizado (abundancia de nutrientes) puede darse una dominancia por una sola especie, mientras que en un lago híper oligotrófico (pocos nutrientes), puede darse una dominancia o codominancia entre más de una especie (Bauer, 2009).

Algunas especies de algas son exclusivamente planctónicas. Hasta donde se conoce, estas poblaciones tienen una oscilación temporal en abundancia, dominan durante un periodo y luego se tornan escasas, sin embargo, se mantienen como planctónicas (Ferrer, Cony, Forneron, & Piccolo, 2012).

Alternamente, algunas especies entran en periodos de latencia dejando así por un período de tiempo la competencia por los recursos, algunas de estas especies se mantienen inactivas en los sedimentos de los litorales como *Limnorphis robusta* y posteriormente se desarrollan suficientemente como para formar parte importante de la comunidad de fitoplancton. (Meichtry, Vogler, Llano, & Martens, 2013).

Monitoreo y Gestión de Embalses

Monitoreo de calidad de agua

Actualmente existe interés de encontrar técnicas de monitoreo y prevención ante el crecimiento y distribución masiva de fitoplancton, especialmente aquellas consideradas nocivas.

En la cuenca hidrográfica del Tajo de España se ha trabajado en más de setenta presas haciendo énfasis en el estudio cualitativo y cuantitativo del fitoplancton como un elemento de calidad fundamental para el establecimiento del estado ecológico y del potencial de esos ecosistemas. Se presta atención a los taxones potencialmente tóxicos, y en función del biovolumen fitoplanctónico y de las concentraciones de clorofila *a* se ha evaluado el grado de eutrofización a través de categorías tróficas (Garza & Orio, 2012).

Según ATALC (2016), en América Latina existen problemas similares sobre embalses venezolanos, empleados en el suministro de agua potable y que se encuentran eutrofizados y en ellos predominan cianobacterias y criptofíceas como consecuencia de la entrada excesiva de nutrientes desde sus cuencas de drenaje altamente erosionadas e intervenidas.

En Cuba se realizaron diversos estudios y se han revelado importantes informaciones como las floraciones de *Microcystis panniformis* y *M. smithii* detectados en los embalses Abreus y Avilés y en el embalse Abreus, compuesto por *Anabaenopsis* sp., *Arthrospira* cf. *khannae*, *Cylindrospermopsis curvispora*, *Dolichospermum* cf. *flos-aquae*, *D.* cf. *solitarium* y *Raphidiopsis curvata* (Aznar, 2000).

Otros estudios realizados por De La Lanza & Carbajal (2000) en Córdoba- Argentina permitieron la caracterización trófica de un embalse, proponiendo como método de monitoreo la medición de parámetros *in situ* y la toma de muestras de agua en seis puntos del embalse y como

resultados obtuvieron que los análisis realizados revelaron un control significativo de los factores físicos sobre la dinámica del fitoplancton (Sánchez, 2010).

El suministro de agua en cantidad y en calidad es fundamental para el desarrollo de la sociedad y para la lucha contra la pobreza y las enfermedades en cualquier punto del mundo. Esto equivale a decir que el agua es vida, salud y energía, o lo que es lo mismo, que la falta de agua constituye un elemento limitante del nivel de vida y progreso de los países (Banco Mundial, 2019).

La garantía de este recurso vital se ve hoy amenazada por fenómenos como el crecimiento demográfico, la mayor demanda para la producción de alimentos y de energía, la menor disponibilidad por los efectos adversos del cambio climático, la peor calidad del recurso disponible, los conflictos asociados a la lucha por el acceso al agua en las cuencas compartidas o los fenómenos meteorológicos extremos como las sequías y las inundaciones. (Sánchez, 2010)

La existencia de un sistema de planificación y gestión del agua que garantice el suministro en cantidad y en calidad suficiente es fundamental para asegurar el eficaz desenvolvimiento de una sociedad y de su economía y ofrecer altos niveles de seguridad minimizando el riesgo de fallos en cualquiera de los componentes del sistema (Sánchez, 2010).

Los sistemas de gestión del agua del siglo XXI no solo deben ser eficaces a fin de proporcionar esa garantía de suministro y así hacer efectiva la que se ha venido en denominar seguridad hídrica. Además, deben ser sostenibles, de manera que permitan a los gobiernos y sus sociedades atender de manera eficaz y equilibrada los objetivos económicos, sociales y medioambientales asociados todo modelo de crecimiento (Vázquez, Catro, González, Pérez, & Castro, 2006).

El agua, por su carácter transversal, juega un papel fundamental en todo modelo de desarrollo sostenible pues la garantía de este recurso es condición para el progreso económico, para el desarrollo social y para la conservación de los hábitats y ecosistemas (Gobierno Español, 2015).

Gestión sostenible

El sistema español de gestión del agua, para garantizar una adecuada gestión sostenible de agua se apoya en lo que se ha venido en denominar la “GIRH”, gestión integrada de recursos hídricos, concepto globalmente aceptado como la manera de promover el manejo y el desarrollo coordinado del agua, la tierra y los recursos relacionados, con el fin de maximizar el bienestar social y económico resultante de manera equitativa, sin comprometer la sustentabilidad de los ecosistemas vitales (Confederación hidrográfica del Ebro, 2008).

La gestión del agua en España considera que el ciclo hidrológico es único y que todas las aguas continentales, con independencia de su origen, tienen la misma consideración jurídica. El agua es un bien público y se encuadra dentro de lo que llamamos Dominio Público Hidráulico (Gobierno Español, 2015).

Por tratarse de un bien público, cuya titularidad es ejercida siempre por la Administración Pública, el acceso al agua está regulado por ley que determina qué usos son de libre acceso y qué utilización debe ser obtenida mediante algún tipo de autorización o licencia. De tal manera que los usos del agua se clasifican en la legislación vigente en: (OMS, 2020).

Usos comunes, que pueden ser generales (directamente en los cauces naturales para beber, baño, abreviar ganado,...) presididos por los principios de libertad gratuidad e igualdad y para los que no se requiere por tanto ningún tipo de autorización administrativa, o especiales (navegación) en los que concurren circunstancias especiales de peligrosidad o intensidad de usos,

que pueden afectar a la correcta conservación del dominio público hidráulico, por lo que se hace excepción de los principios anteriormente mencionados y requieren por tanto autorización administrativa (Brites, 2012).

Usos privativos: Aquéllos susceptibles de limitar o excluir la utilización por los demás, sean o no consuntivos, del dominio público hidráulico (abastecimiento de poblaciones, regadío, aprovechamientos hidroeléctricos). Los títulos jurídicos que habilitan al uso del agua y las características de los aprovechamientos de aguas, son pues las concesiones administrativas, que figuran inscritas en el Registro de Aguas, y que son la herramienta fundamental para la gestión del recurso que no solo dota de transparencia y publicidad al conocimiento de esos usos, sino que resulta básica para ejercer correctamente las funciones de inspección y control del dominio público hidráulico (Sánchez, 2010).

La gestión de los recursos hídricos en el Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible está siendo administrada por la Dirección General de Protección y Conservación de los Recursos Hídricos, que tiene la función según el Art. 25 de la Ley 1561/00 de formular, coordinar y evaluar políticas de mantenimiento y conservación de los recursos hídricos y sus cuencas, asegurando el proceso de renovación, el mantenimiento de los caudales básicos de las corrientes de agua, la capacidad de recarga de los acuíferos el cuidado de los diferentes usos y aprovechamiento de los recursos hídricos; preservando el equilibrio económico (MADES , 2020).

Este Ministerio posee dos direcciones temáticas: a) Dirección de Hidrología e Hidrogeología: Que se encarga de adelantar el proceso de monitoreo hidrológico (cantidad y calidad) a nivel nacional en coordinación con otras instituciones del estado y; b) Dirección de Gestión de Cuencas Hidrográficas: Se encarga de coordinar a nivel de cuencas hidrográficas, la

participación de los usuarios, gobiernos nacionales y locales para la gestión sustentable del agua en las cuencas del territorio nacional. Por Ley 3239/07 de Recursos Hídricos del Paraguay, le corresponde regular la gestión sustentable e integral de todas las aguas y los territorios que la producen, cualquiera sea su ubicación, estado físico o su ocurrencia natural dentro del territorio paraguayo, con el fin de hacerla social, económica y ambientalmente sustentable para las personas que habitan el territorio (Ley N° 3239 -, 2007).

Establece la Ley N° 3239/07 en su Capítulo VIII - Del Régimen Legal Ambiental de los Recursos Hídricos que: Corresponderá a la Secretaría del Ambiente (SEAM) en coordinación con el Ministerio de Salud Pública y Bienestar Social la determinación de los niveles de calidad que deberán tener las aguas superficiales, subterráneas y atmosféricas, según las distintas clasificaciones que al efecto realice. También corresponderá a la Secretaría del Ambiente (SEAM) en coordinación con el Ministerio de Salud Pública y Bienestar Social la determinación de los niveles de calidad, a los que deberán ajustarse los vertidos que se realicen desde fuentes móviles o fijas a cuerpos receptores de agua. Para ello, se tendrá en cuenta los niveles de calidad que deberán tener las aguas, la capacidad de dilución de las aguas, la sustentabilidad de la biodiversidad y los potenciales usos que se pueda hacer de estos cuerpos receptores de agua (Art.27) (Ley N° 3239 -, 2007).

Diversidad de fitoplancton y calidad de agua

La construcción de embalses nuevos para el suministro de agua aunado al aumento de asentamientos humanos en sus cuencas de drenaje, han resultado en un amplio espectro de problemas, con el consecuente incremento acelerado en la entrada de nutrientes. Las masas de aguas eutróficas se caracterizan por tener una productividad elevada y altos valores de biomasa en todos los niveles tróficos (González E. , y otros, 1999).

En estos cuerpos de agua proliferan las cianobacterias y el hipolimnion presenta condiciones de anoxia durante los períodos de estratificación térmica, y a menudo poseen menos especies de plantas y animales que los sistemas oligotróficos.

En el caso de los cuerpos de agua empleados para el suministro de agua, los altos niveles de nutrientes producen el crecimiento excesivo de algas, las cuales pueden conferir olores desagradables al agua, además de bloquear los filtros en las estaciones de tratamiento y bombeo, lo cual encarece y retarda el tratamiento del agua (González E. , y otros, 1999).

Cabe señalar que en estas aguas superficiales el fitoplancton representa la base de muchas cadenas alimentarias y son responsables por más de 45% de la producción primaria del planeta. Muchas especies presentan rápido crecimiento en un corto intervalo de tiempo en condiciones que son favorables, originando floraciones (“*bloom* en inglés) en determinados sistemas acuáticos (Salusso & Moraña, 2015).

La variación espacio-temporal del fitoplancton en los ecosistemas acuáticos como los embalses responde a oscilaciones de las variables ambientales. En lagos de regiones templadas, por ejemplo, donde las condiciones climáticas son más regulares, la variación del fitoplancton evidencia una constancia en su periodicidad. Por otro lado, en las aguas tropicales esta periodicidad no es uniforme y la ocurrencia de fluctuaciones asociadas a las estaciones del año (fluctuaciones estacionales), no son muy evidentes (Gobierno Brasileño, 2020).

La distribución vertical de la comunidad fitoplanctónica en la columna del agua es influenciada por la composición química del medio, tasa de renovación del agua, radiación solar y temperatura del agua. La distribución horizontal también es influenciada por factores que pueden actuar aisladamente o en conjunto (Vargas, 2008).

VARIABLES CLIMÁTICAS Y CALIDAD DEL AGUA

El estudio de los factores ambientales y su influencia en los seres vivos en un ecosistema acuático, es de fundamental importancia para determinar las condiciones del sistema ecológico (Comunidad Valencia, 2020).

RADIACIÓN SOLAR

El sol transforma toneladas de su masa en energía radiante cada segundo, que es emitida como ondas electromagnéticas con longitudes de onda y energías específicas. El conjunto de éstas es denominado espectro electromagnético y es usado en la superficie terrestre para los procesos naturales biológicos y es aprovechado por el ser humano y la biosfera de forma directa o indirecta (Cobo F. , 2015).

Esta radiación se puede clasificar en diferentes rangos de acuerdo a sus longitudes de onda de la siguiente manera: Vacuum Ultraviolet (VUV), Radiación Ultravioleta (RUV) (C, B y A), Visible e Infrarrojo cercano (IR). La importancia de la RUV como factor regulador de los ecosistemas acuáticos se consideró secundaria hasta hace unas décadas, ya que es absorbida en los primeros centímetros de la columna de agua. El descubrimiento del agujero de ozono en la Antártica ha promovido la investigación y el desarrollo de espectro-radiómetros sumergibles, lo que ha puesto de manifiesto que en muchos ecosistemas acuáticos la RUV puede penetrar decenas de metros (Marcoval, 2008).

RADIACIÓN Y LA MATERIA ORGÁNICA DISUELTA (MOD)

Los efectos de la radiación sobre el ecosistema están íntimamente relacionados con la concentración, tamaño y estructura de las moléculas de materia orgánica disuelta (MOD), cuantificada frecuentemente como carbono orgánico disuelto (COD). (Gobierno Brasileño, 2020)

La cantidad de energía luminosa que penetra es absorbida y dispersada por diferentes mecanismos. Una vez que ha penetrado, su atenuación depende fundamentalmente de la concentración de la MOD, de las sustancias húmicas y fúlvicas y de la cantidad de microorganismos presentes. Cambios en la concentración del fitoplancton provocan también cambios en la reflexión de la superficie (AEET, 2007).

Los aportes variables de materia orgánica e inorgánica pueden incrementar la dispersión de la energía luminosa. El material particulado en suspensión en concentraciones bajas tiene relativamente poco efecto sobre la absorción, aunque sí sobre la reflexión, fenómeno que se ve incrementado con el oleaje. Los aportes alóctonos contienen gran cantidad de ácidos húmicos y fúlvicos, compuestos con cromóforos que aumentan la capacidad específica de absorción por parte de la materia orgánica disuelta coloreada (Cobo F. , 2015).

“La MOD es un conjunto muy heterogéneo de moléculas orgánicas de procedencia diversa y con un contenido variable de cromóforos que absorben fotones, produciendo la coloración del agua” (De La Lanza & Carbajal, 2000). Estos cromóforos determinan las propiedades ópticas de la MOD, tales como la capacidad de absorción y la foto-reactividad.

La capacidad de absorción, o absorción específica, está estrechamente relacionada con la cantidad de cromóforos que contiene la MOD. Cuanto mayor sea la proporción de moléculas con cromóforos absorbiendo en el rango UV, mayor será la absorción específica y menor la transmisión de la radiación UV en la columna de agua. En los ecosistemas acuáticos estos efectos dependerán de la transmisión de la radiación UV en la columna de agua, que está controlada por la concentración y las propiedades ópticas de la MOD (Pinilla, 2008).

Precipitación

La precipitación es cualquier producto de la condensación del vapor de agua atmosférico que se deposita en la superficie de la Tierra. Ocurre cuando la atmósfera (que es una gran solución gaseosa) se satura con el vapor de agua, y el agua se condensa y cae de la solución (es decir, precipita) (Sergi, 2009).

El aire se satura a través de dos procesos: por enfriamiento y añadiendo humedad. La precipitación que alcanza la superficie de la tierra puede producirse en muchas formas diferentes, como lluvia, lluvia congelada, llovizna, nieve, aguanieve y granizo (Pinilla, 2008). El agua que se precipita en forma de lluvia puede tomar los siguientes caminos (Sánchez, 2010):

- a) Quedar depositada en la superficie vegetal: Esto ocurre en caso de lluvias muy cortas y/o de bajo volumen de precipitación y en situaciones en que la vegetación es muy densa. El agua se evapora desde la superficie vegetal y retorna a la atmósfera, sin haber llegado al suelo.
- b) Alcanzar la superficie del suelo e infiltrarse: El suelo es un medio poroso y, por lo tanto, permeable, que presenta diferentes velocidades de infiltración del agua en el perfil. Cuanta más agua se infiltra durante una lluvia, tanto mejor para su aprovechamiento, ya que los caminos que puede seguir son útiles: producción vegetal y recarga de la napa freática.
- c) Alcanzar la superficie del suelo y escurrirse: Cuando la intensidad de la precipitación supera la velocidad de infiltración del suelo se produce la escorrentía superficial. La escorrentía puede causar erosión y es negativa porque, además de representar un volumen de agua no aprovechado, causa daños en el área y aguas abajo (crecidas, sedimentación, contaminación).

Marco Metodológico

Enfoque de la Investigación

El enfoque de la investigación fue cuantitativo y cualitativo.

La investigación parte de una idea claramente delimitada, deriva en objetivos, preguntas de investigación, determinación de variables y el establecimiento de un plan de acción. La medición de variables cuantitativas fue determinar la abundancia del fitoplancton e identificar los valores de los parámetros físicos químicos del agua, y cualitativo debido a que utiliza la recolección y análisis de los datos para revelar nuevas interrogantes en el proceso de interpretación de la identificación de la diversidad taxonómica basada en las características de los distintos géneros en los subembalses (Hernández Sampieri, Fernández Collado, & Baptista, 2010).

Diseño de Investigación

Diseño no experimental.

Realizado sin manipulación deliberada de variables, centrándose en la observación de los fenómenos ya existentes, producidos en su entorno natural, con un posterior análisis detallado (Hernández Sampieri, Fernández Collado, & Baptista, 2010).

Tipo de Investigación

Transversal de carácter descriptivo.

La recolección de datos se desarrolló en un único lapso temporal, la finalidad radicó en la descripción y el análisis de las variables en un momento previamente determinado.

Se indagó sobre la incidencia de las variables, ubicando la misma en el ámbito considerado. El estudio en cuestión se realizó en los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria de la ciudad de Encarnación, departamento de Itapúa, República del Paraguay.

Para el efecto se recurrió a la ayuda de laboratorios especializados a nivel nacional e internacional como ser el de la Facultad de Ciencias y Tecnología, dependiente de la Universidad Nacional de Itapúa; específicamente el de Química y Calidad Agua, y con la colaboración de la Facultad de Ciencias Exactas, Químicas y Naturales de la Universidad Nacional de Misiones-Argentina, en el laboratorio de Programas Efluentes Industriales y Urbanos. La investigación se realizó en el periodo 2016 al 2018, para la ejecución de los procesos se establecieron tiempos especiales, ya que los resultados presentados favorecieron las condiciones orientadas al análisis de la diversidad del fitoplancton y la calidad del agua de los subembalses del contexto mencionado.

Área de estudio

El distrito de Encarnación se encuentra en inmediaciones del río Paraná, comprendiendo como cuencas hídricas principales las pertenecientes al subembalse Mbói Ka'ẽ con sus afluentes y el subembalse Quiteria y sus afluentes; ambas con considerables similitudes morfológicas, ubicándose una de ellas en la parte Occidental del distrito y la otra en la zona centro norte. Estas cuencas atraviesan áreas con notables modificaciones antrópicas, siendo las mismas capaces de afectar social, económica y ambientalmente gran parte del territorio municipal.

Conforme se registraron aumentos en los niveles de agua del embalse de Yacyretá, las zonas con cotas inferiores a 84 metros fueron inundadas, se destaca que los puntos más altos del distrito ubicados en la región occidental, abarcando puntos con 200 metros (Cobo F. , 2015).

El departamento de Itapúa presenta una temperatura media anual de 20.9°C, los niveles de humedad relativa son elevados oscilando entre el 70 y el 90%, propiciando una sensación térmica sofocante. En cuanto al promedio anual de precipitación se registran aproximadamente

1853 mm. Los suelos se encuentran en el orden de los Oxisoles, Ultisoles y Entisoles, derivando de basalto o arenisca; con capacidad del suelo de la clase III y II (Entidad Binacional Yacyreta, 2008).

La integración de las cuencas de los Arroyos Mbói Ka'ẽ y Quiteria comprende una superficie de captación de agua estimada en 64000 ha. los subembalses originados por la elevación de la cota del embalse de Yacyreta propician la variación de las características del ecosistema acuático, el mismo transiciona del flujo unidireccional de carácter continuo al de cuerpos de agua sin corriente, influyendo en la autodepuración del agua y el incremento de la vulnerabilidad ecológica (Entidad Binacional Yacyreta, 2008).

Ambas cuencas conforman una sola unidad de planificación, según el método de ordenamiento de cauces hídricos desarrollado por Strahler; la cuenca se enmarca en el 4º orden, con 350 km² cubiertos por el arroyo Quiteria y 290 km² correspondientes al arroyo Mbói Ka'ẽ (EBY; SEAM; Global Consultores, 2008).

Tabla 4. Subcuencas del arroyo Quiteria

Cauce principal	Km ² de superficie
Arroyo Cayguangué	49
Arroyo Cerrito	37,4
Arroyo Ypecurú	87
Arroyo Ypecurumí	45,2
Arroyo Quiteria	131,4
Total	350

Tabla 5. Subcuencas del arroyo Mbói Ka'ẽ

Cauce principal	Km ² de superficie
Arroyo Potiy	31,8
Arroyo Curiy	80,4
Arroyo Maestra	27,3

Arroyo Porá	66,2
Arroyo Ita`angu`a	48,2
Arroyo Mbói Ka`ẽ	36,1
Total	290

En cuanto a los parámetros morfométricos, determinados en función a los valores correspondientes al número de cauces y la longitud de los mismos; la densidad hidrográfica y la de drenaje de cada arroyo es la siguiente:

Tabla 6. Parámetros morfométricos

Arroyo	Densidad hidrográfica (Dh)	Densidad de drenaje (Dd)
Quiteria	0,49 cauces/km ²	923 m/km ²
Mbói Ka`e	0,36 cauces/km ²	569 m/km ²

Fuente: EBY (2017)

Los ocho distritos involucrados en la cuenca son Encarnación, Capitán Miranda, Cambyretá, Fram, Jesús, Nueva Alborada, La Paz y San Juan del Paraná

Tabla 7. Área de influencia de los distritos en la cuenca

Distrito	Área de influencia en km ²
Encarnación	232,68
Capitán Miranda	189,08
Cambyretá	99,38
Fram	76,22
Jesús	15,96
Nueva Alborada	14,88
La Paz	6,84
San Juan del Paraná	4,96
Total	640

Fuente: EBY; SEAM; Global Consultores (2008).

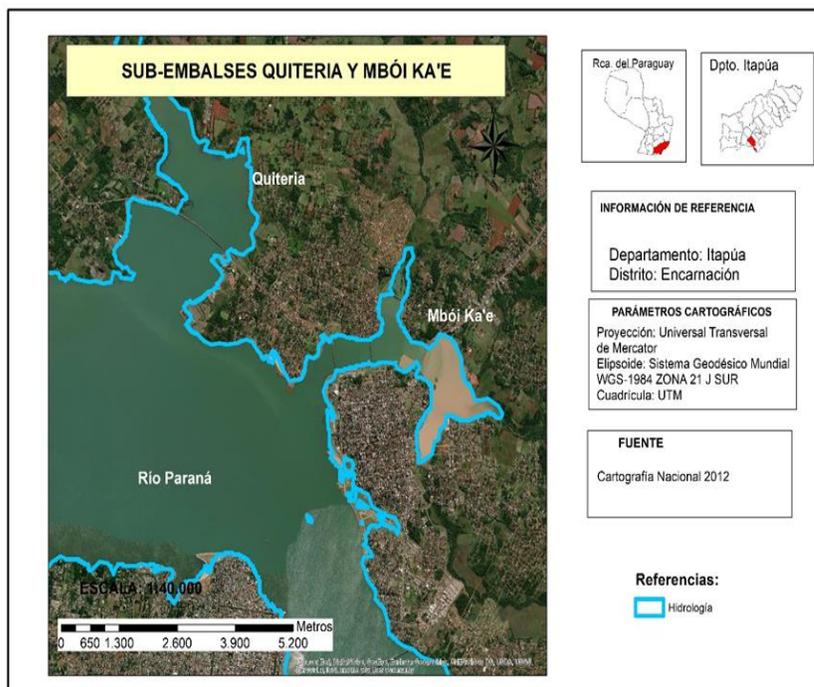


Figura 6. Subembalse Quiteria y Mbói Ka'ë

Las campañas analizadas comprendieron periodos estacionales, considerando los años 2016, 2017 y 2018, estableciéndose ocho estaciones de muestro en cada subembalse.

Tabla 8. Estaciones de muestreo Subembalse Quiteria

Estaciones de muestreo	Coordenadas
EQ1	27°17'12.31"S - 55°53'42.31"O
EQ2	27°17'5.22"S - 55°54'47.04"O
EQ3	27°17'41.80"S - 55°53'35.91"O
EQ4	27°17'31.09"S - 55°54'31.31"O
EQ5	27°18'22.28"S - 55°54'9.65"O
EQ6	27°17'47.32"S - 55°55'12.14"O
EQ7	27°18'32.91"S - 55°54'22.77"O
EQ8	27°18'5.58"S - 55°55'24.34"O

El lugar de muestreo del **EQ1** se caracteriza por la presencia de pastizales y entramado periurbano, en tanto el entorno del **EQ2** se caracteriza por la presencia de remanentes de bosque ribereño, en el área circundante se encuentra poblaciones de casco periurbano.

El área de influencia próxima del **EQ3** se caracteriza por la presencia de pequeñas reforestaciones ribereñas y viviendas dispersas. En el **EQ4** se observa remanentes de bosque de ribera. En cercanías del **EQ5**, el paisaje circundante se caracteriza por la presencia de actividades de extracción de arena. Por otra parte, el **EQ6** se visualiza viviendas escasas y pastizales.

El **EQ7** está próximo a una planta de tratamientos de residuos cloacales y el **EQ8** cercano a un silo granelero.

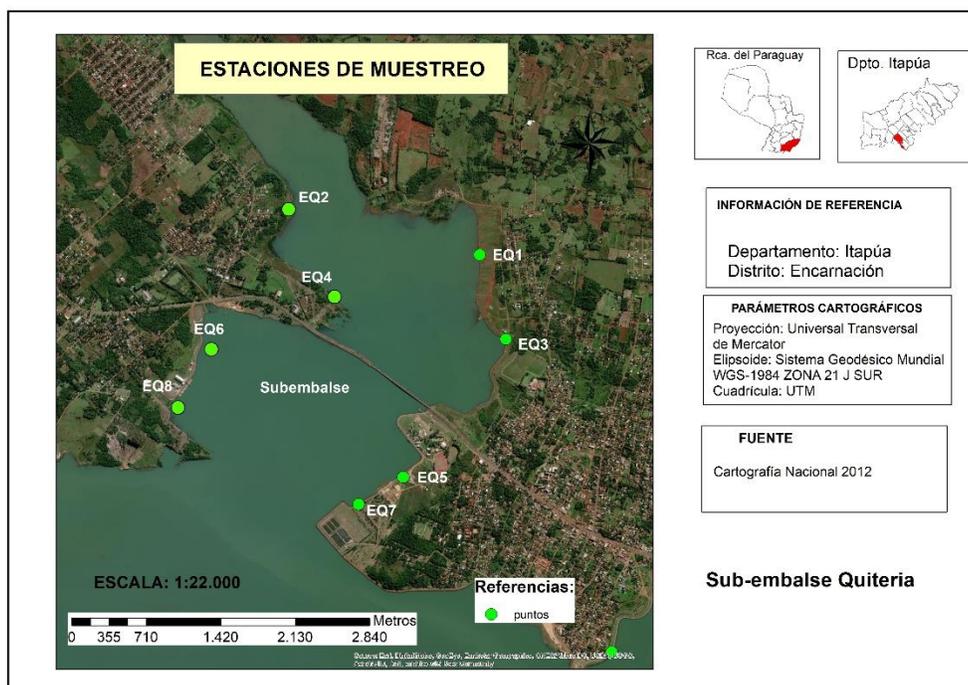


Figura 7. Estaciones de muestreo Subembalse Quiteria

Tabla 9. Estaciones de muestreo Subembalse Mbói Ka'ẽ

Estaciones de muestreo	Coordenadas
EM1	27°19'9.72"S - 55°51'45.47"O
EM2	27°18'55.37"S - 55°51'54.54"O
EM3	27°19'13.47"S - 55°52'14.14"O
EM4	27°18'56.58"S - 55°52'20.80"O
EM5	27°19'14.16"S - 55°52'23.81"O
EM6	27°18'59.54"S - 55°52'33.24"O
EM7	27°19'22.14"S - 55°52'37.67"O
EM8	27°19'20.39"S - 55°52'51.77"O

El paisaje circundante en el **EM1** es predominantemente urbano, como así también en el **EM2**, debido a que ambas estaciones de muestreo se encuentran en zonas correspondientes a la costanera.

En el **EM3** también se enmarca dentro del casco urbano e infraestructura turística al igual que el **EM4**. Comparten las mismas características del entorno el **EM5** y el **EM6** la cual se encuentra próximo al puente Mbói Ka'ẽ. **EM7** y **EM8** se encuentra en una zona del sub-embalse próximo a la desembocadura del río Paraná.

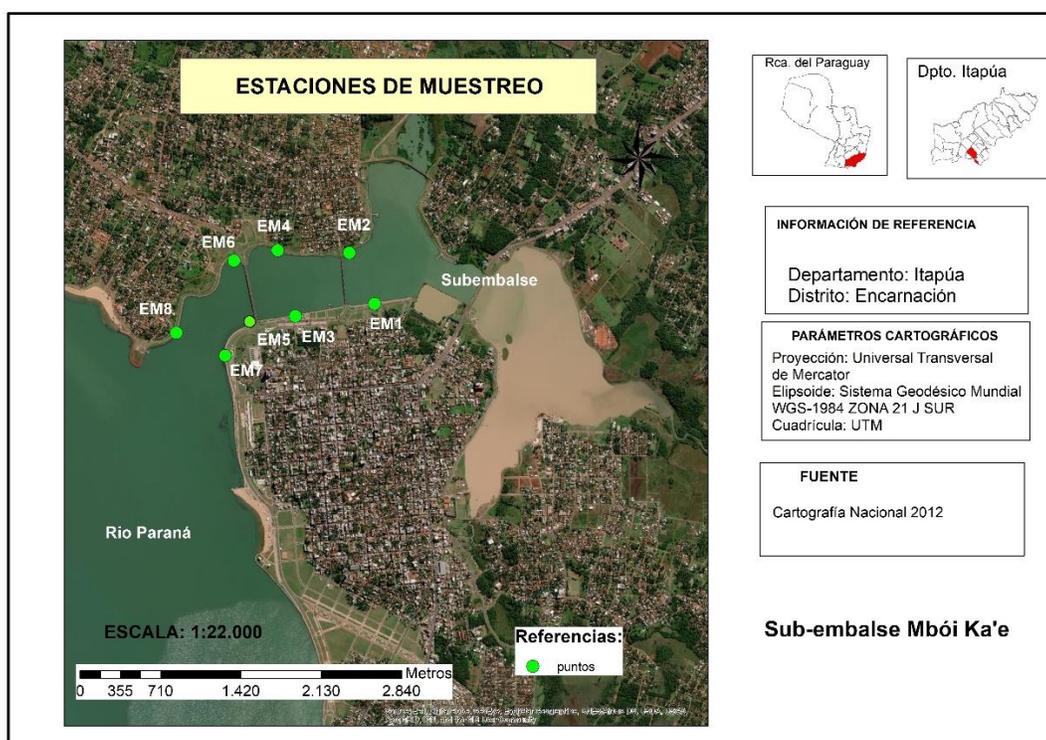


Figura 8. Estaciones de muestreo subembalse Mbói Ka'ẽ

Las muestras asociadas a la determinación de parámetros físico-químicos y biológicos se extrajeron a nivel superficial, considerando 0.5 m. El muestreo de fitoplancton se realizó mediante el filtrado de 50 litros de agua a través de una red de plancton de abertura de malla de 25 μm , una parte de la muestra fue colocada en botella tipo Van Dorn fijadas con una solución de Lugol destinadas al análisis cuantitativo y otra parte de las muestras se utilizaron para la

observación al microscopio óptico. Las mismas se realizaron en las cuatro estaciones del año en las estaciones de muestreo establecidas.

Instrumentos y Técnicas de Recolección de Datos

Procedimientos de Aplicación de Instrumento

Objetivo	Variable	Indicadores
Determinar la diversidad taxonómica del fitoplancton en los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria de la Ciudad de Encarnación.	Clasificación taxonómica de las especies algales según las características morfofuncionales.	Número de células por mililitros.
Establecer la relación de los parámetros fisicoquímicos del agua y la abundancia del fitoplancton los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria de la Ciudad de Encarnación.	Parámetros físico químicos del agua. Abundancia del fitoplancton teniendo en cuenta el cálculo de la diversidad del mismo.	Valores promedios y predominancia de las especies de fitoplancton
Analizar la dinámica del fitoplancton como indicador de calidad de agua de los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria de la Ciudad de Encarnación y la importancia para la gestión ambiental.	Dinámica del fitoplancton, de acuerdo al comportamiento ante las diferentes condiciones en los subembalses.	Variabilidad de especies. Análisis de base de datos y teoría.

El análisis de las variables se realizó según los requerimientos contemplados en cada uno de los objetivos establecidos. Las muestras deben ser representativas, con estaciones de muestreo geográficamente identificadas (Atlas & Bartha, 2005).

Variables Biológicas

Análisis cuantitativo del fitoplancton

El análisis cuantitativo se realizó mediante microscopio óptico 10x, 40x, 100x para las mismas se utilizó cámara de Sedwick-Rafter por campos o bandas al azar. El número de campos contados dependió de la densidad del fitoplancton, se contó, en lo posible, un mínimo de 100 individuos de la especie más abundante, de modo que el intervalo de confianza fue del 95%, con un error de recuento inferior al 20% (Lund *et al.*, 1958; APHA, 1992). Los resultados se expresaron como individuos (células, cenobios, colonias o filamentos) por mililitro (ind. mL⁻¹).

Finalmente, los valores obtenidos en el conteo se extrapolaron a número de células por mililitro utilizando las siguientes ecuaciones:

$$C = N/V_b \qquad V_b = A_b \times V/A_t$$

Donde:

C = concentración de células (células por ml)

N = número de células contadas en el “volumen barrido” (V_b)

A_b = “área barrida” obtenida multiplicando el área del campo por el número de campos contados

V = volumen de muestra sedimentado (ml)

A_t = área total de la cámara de conteo

La identificación de las especies presentes se efectuó bajo microscopio binocular convencional, ocular micrométrico y dispositivo de cámara clara. Para la ordenación de los grupos de algas se siguió el criterio de Bourrelly (1970, 1972, 1981) y para determinación sistemática se utilizó bibliografía específica para cada taxón *Euglenophytas* Huber-

Pestalozzi, (1955); Tell & Conforti, (1986); Menezes, (1994); *Clhorophyta* Prescott, 1982; Komárek & Fott, (1983); *Crysophyta* Kramer & Lange-Bertalot, (1986, 1991); *Cyanophyta* Anagnostidis & Komárek, (1989, 1999); Bicudo & Menezes, (2005), entre otros.

Diversidad (H') de Shannon (Shannon, 1948)

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \cdot \log_2 p_i$$

Donde:

$$p_i = n_i/n$$

n_i = número total de individuos de cada taxón

n = número total de individuos en la muestra

Se contaron todos los organismos presentes en cada campo de observación como así también aquellos que se encontraban cruzando el límite superior y derecho.

Variables físicoquímicas

En cada estación de muestreo se realizaron mediciones *in situ* de conductividad eléctrica, temperatura y Ph mediante la utilización de un sensor multiparamétrico el utilizado fue ORION 4 Star de Termo Electrón Corporation.

El pH constituye un indicador de acidez de sustancia. Los electrodos para la determinación de pH consisten en tubos pequeños con cloruro de potasio 3M en su interior, introducidos en las muestras, unidos a pH-metros por medio de un cable conductor. El fluido está en contacto con cables de plata y platino; pese a ser un sistema frágil, los iones de H^+ y OH^- entran al electrodo por medio de una membrana. La carga positiva y negativa es creada en cada extremo del electrodo, el número de iones de H^+ y OH^- es determinado por el potencial de las cargas, y una

vez finalizado el proceso el pH se visualizará en la pantalla del aparato (Aguirre, González, & Guerrero, 2015).

Por su parte, la conductividad es la capacidad que posee una solución acuosa para transmitir corriente eléctrica (Dirección Nacional de Medio Ambiente, 1996).

La determinación del valor de conductividad se logra a través de una sonda, que mide la resistencia eléctrica en un área de la solución definida; se aplica voltaje entre los dos electrodos componentes de la sonda, la caída de voltaje ocasionada por la resistencia de la solución es utilizada para definir la conductividad por centímetro de solución (Pucheu, 2019).

La medición de la temperatura se realizó en el área de estudio a través de termómetros. Los valores se registraron en planillas de campo, dotadas de los datos pertinentes; como ser estación de muestreo, fecha y hora.

Determinación de turbidez

La turbidez por nefelometría, con medidor de turbiedad, marca HANNA, MOD HI 93414, se considera como una medida de la propiedad óptica que causa la dispersión y absorción de la luz con disminución de la transmisión en línea recta. Para determinar este parámetro se realiza una comparación de la intensidad de la luz dispersada por la muestra en condiciones previamente establecidas, con la luz dispersa por una suspensión estándar de referencia bajo las mismas condiciones. Cuanto mayor sea la intensidad de la luz dispersada, se considera mayor turbidez, la medición se realiza en unidades de turbidez nefelométricas (American Public Health Association, 1992).

Determinación de DBO₅, Oxígeno Disuelto y DQO

El DBO₅ por el método de dilución e incubación de la muestra en oscuridad, este método se realizó llenando completamente un frasco con la muestra cerrándolo herméticamente e

incubándolo a temperatura constante de 20 ± 1 °C, durante cinco días. El cálculo se realizó considerando la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el final (American Public Health Association , 1992).

Por su parte, la producción de oxígeno disuelto está relacionada al proceso de fotosíntesis y su consumo, asociándose a factores como la respiración, la descomposición de sustancias orgánicas y el desarrollo de otras relaciones químicas.

El balance de todos los factores intervinientes es igual a la medida del oxígeno disuelto, es por ello que el método Winckler recoge la muestra en campo, para posteriormente trasladarlas al laboratorio para realizar la titulación y los cálculos finales. El procedimiento se describe como sigue (Arocena & Conde, 1999).

Para las muestras de oxígeno se utilizaron recipientes correctamente etiquetados y se eliminaron las burbujas, con la finalidad de evitar modificaciones en el contenido de oxígeno disuelto. La botella fue tapada antes de ser extraída del agua, evitando así propiciar interacciones con el oxígeno atmosférico.

Se consideraron como reactivos una solución de sulfato manganosos, un reactivo álcali-yoduro-azida, ácido sulfúrico concentrado, una solución de almidón y tiosulfato de sodio como titulante estándar.

El oxígeno disuelto se fijó agregando 1 ml del reactivo I correspondiente al sulfato manganoso, introduciendo la punta de una pipeta por debajo de la superficie, se tapó cuidadosamente y se agito. Del mismo modo se agrega 1 ml del reactivo II identificado como álcali-yoduro-azida, repitiendo el procedimiento, observándose la formación de un precipitado marrón en cantidad proporcional al OD que contuviere la unidad muestral; el mismo no se verá afectado por el oxígeno atmosférico.

Se titularon los compuestos formados por fijación del oxígeno disuelto, dicho proceso involucra la adición de un reactivo titulante, como ser tiosulfato de sodio; causante de cambio de color en la solución. El punto final es aquel en el cual el color desaparece y dicho gasto de reactivo titulante es proporcional al oxígeno disuelto.

La concentración del oxígeno disuelto se calculó aplicando la fórmula

$$DQO \left(\frac{mg\ O}{L} \right) = \frac{(A - B) \cdot M \cdot 8000}{ml\ de\ muestra} \cdot f$$

El parámetro de DQO se define como la cantidad de un oxidante específico capaz de reaccionar con una muestra bajo condiciones controladas, se utiliza generalmente para medir la cantidad de materia orgánica en agua.

Fue determinado por el método de reflujó abierto en calefactores con refrigerantes a reflujó marca DALVO- mod DK6 y titulación con microbureta según bang de 1° ml (graduación 1/50) marca IVA, el procedimiento consiste en (American Public Health Association , 1992).

Se sometió a reflujó una porción de muestra con una cantidad conocida de dicromato de Potasio, catalizado con un ion de plata en ácido sulfúrico concentrado, por un periodo determinado; durante el cual se redujo parte del dicromato por las sustancias reductoras presentes. Posteriormente se valoró el remanente de dicromato con la solución de hierro (II) y sulfato de amonio, considerando la cantidad dicromato reducido se calculó el valor de DQO.

Determinación de fósforo total

Se determinó por digestión ácida y espectrofotometría en espectrofotómetro UV-Visible SHIMADZU UV 1601. El fósforo total fue determinado en una muestra sin filtrar, en la misma se encontraban todas las formas de fósforo. Debido a la facilidad de combinación del elemento con la materia orgánica se preparó la muestra aplicando un método de digestión capaz de oxidar

la materia orgánica efectivamente y así se liberó el fósforo como ortofosfato, para su posterior determinación por el método de ácido ascórbico, midiéndose en mg P total/ L (Moreno, 2000).

Para la digestión de las muestras se realizó una hidrólisis preliminar (Bojacá, 2004):

Transferir a un Erlenmeyer de 200 ó 250 mL, 50 mL de la muestra mezclada, adicionando 1 mL de ácido sulfúrico concentrado y 5 mL de ácido nítrico concentrado.

Se colocaron las muestras sobre planchas graduadas en 5, controlando que no se evapore el contenido, al observar humo blanco se dio por finalizada la digestión.

Se dejaron enfriar las muestras, mientras se enjuagaba el Erlenmeyer con agua pura, hasta un volumen no superior a 30mL, adicionando posteriormente 0,05 ml de solución indicadora de fenolftaleína hasta lograr un color rosa profundo con NaOH 6N, posteriormente se neutralizó la muestra con ácido sulfúrico 5 N, observándose así la desaparición del color.

Se transfirió el digerido a un balón aforado de 50 mL, adicionándose agua pura, agitando para lograr una solución homogénea.

Se pasó la muestra a un Erlenmeyer rotulado, para determinar así el fósforo presente por medio del método del ácido ascórbico.

Al observar una óptima digestión, sin turbidez, se procedió a la lectura en el espectrofotómetro.

Determinación de Nitrógeno total

Se utilizó el método de Kjeldahl, digestión en calefactores bajo campana, marca DALVO-mod DK4, destilación por arrastre de vapor y lectura por espectrofotometría en espectrofotómetro UV-Visible SHIMADZU UV 1601.

Todas las drogas utilizadas en la preparación de patrones y reactivos de las distintas determinaciones fueron pesadas en balanzas analíticas de la marca Mettler- Toledo AB 204.

Determinación de clorofila a por espectrofotometría

Parámetro útil en la estimación de la biomasa planctónica, para la cuantificación a través de espectrofotometría.

- Equipo de filtración, filtros de membrana de 0,45 micras.
- Frascos para muestras, frascos o recipientes para guardar los filtros, etiquetas.
- Suspensión de carbonato de magnesio.

Las muestras fueron tomadas en envases de plástico opacos de 5 l, con resguardo de la luz solar y se refrigeraron a 4°C hasta el momento de la filtración.

Se filtraron entre 3 y 5 litros de muestra usando un filtro de membrana de 0,45 micras y sin incidencia de luz directa. Cuando quedaban pocos mililitros para filtrar, se lavaron las paredes del recipiente con agua destilada o desionizada y antes que el agua de lavado se termine de filtrar se agregaron 2 ó 3 gotas de suspensión de carbonato de magnesio; para luego agitar suavemente el aparato de filtración para que el carbonato se distribuya sobre todo el filtro. Se anotó la cantidad exacta de muestra filtrada.

Utilizando una pinza limpia, se retiró cuidadosamente el filtro del portafiltros y colocarlos en un recipiente con cierre hermético. También se pueden colocar los filtros previamente sobre un filtro de papel común (tipo Whatman).

Se llevó al laboratorio inmediatamente manteniendo las muestras filtradas refrigeradas y en oscuridad.

Para la extracción de los pigmentos fotosintéticos se utilizó acetona con una concentración del 90 % como solvente. Los filtros fueron colocados en tubos de centrífuga con 2 ó 3 ml de acetona para macerar, luego se completó hasta 10 ml con acetona dejando reposar 60 minutos en heladera, luego de este tiempo se procedió a la

centrifugación y a la lectura en un espectrofotómetro UV-Visible SHIMADZUUV1601, donde se midió la absorbancia a 750 y 665 nm antes y después de la acidificación con dos gotas de HCL 1N (APHA, 1989).

Finalmente, para calcular la concentración de clorofila *a* corregida por feopigmentos se aplicó la ecuación de Lorenzen:

$$\text{Chla mg/m}^3 = A \times K \times (665_o - 665_a) \times v / V_f \times l$$

Donde:

A = coeficiente de absorción de la clorofila *a* = 11,0

K = factor para igualar la reducción en la absorbancia a la concentración inicial de la clorofila = 2,43

665_o = absorbancia del extracto antes de la acidificación, corregida por la lectura a 750 nm

665_a = absorbancia del extracto después de la acidificación, corregida por la lectura a 750 nm

v = volumen de acetona utilizado para la extracción (ml)

V_f = volumen de muestra filtrado (litros)

l = camino óptico de la celda (cm)

R = máxima proporción de $665_o : 665_a$ en ausencia de feopigmentos = 1,7 (Lorenzen, 1967).

Índice trófico de Carlson

Índice de Estado Trófico de Carlson (TSI, Trophic Status Index) de acuerdo a las modificaciones de Aizaki et al. (1981).

Utiliza como variables los valores medios anuales de la profundidad de visión del disco de Secchi (Sec, m) y de las concentraciones superficiales de Fósforo Total (PT, mg/m³) y de clorofila 'a' (Chla, mg/m³):

$$\text{TSI (Sec)} = 60 - 14,41 \ln \text{Sec}$$

$$\text{TSI (PT)} = 14,42 \ln \text{PT} + 4,14$$

$$\text{TSI (Chla)} = 9,81 \ln \text{Chla} + 30,6$$

$$\text{Media TSI} = (\text{TSI (Sec)} + \text{TSI (PT)} + \text{TSI (Chla)})/3$$

El índice TSI de Carlson está basado en una escala global que va de 0 a aproximadamente 100, aunque teóricamente no tiene límites superior ni inferior. Un valor <40 comúnmente se considera indicativo de condiciones oligotróficas; valores entre 40 y 50 se consideran indicativo de condiciones mesotróficas; entre 50 y 70 de condiciones eutróficas y >70 de condiciones hipertróficas (Carlson & Simpson, 1996).

Categorías según los valores del índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por (Carlson & Simpson, 1996).

Tabla 10. Categorías de estado trófico

TSI	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Profundidad de Secchi (m)	Fósforo total ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Estado trófico
0 – 30	<0,95	>8	<6	Oligotrófico
30 – 40	0,95 – 2,6	8 – 4	6 – 12	
40 - 50	2,6 – 7,3	4 – 2	12 – 24	Mesotrófico
50 – 60	7,3 – 20	2 – 1	24 – 48	Eutrófico
60 – 70	20 – 56	0,5 - 1	48 – 96	
70 – 80	56 – 155	0,25 – 0,5	96 – 192	Hipertrófico
> 80	>155	<0,25	192 - 384	

Análisis de componentes principales.

El PCA (análisis de componentes principales) es una herramienta que tiene por objetivo reducir la dimensión de un conjunto de observaciones con una cantidad de variables elevada,

haciendo uso del análisis de la varianza-covarianza entre las variables de entrada. A partir de este cálculo se realiza una proyección de los datos de entrada con mayor variando, donde los componentes con menor varianza podrán ser eliminados sin perder información relevante, dando como resultado un nuevo espacio de representaciones.

Reduce el número de dimensiones para facilitar la observación de los datos sin perder ninguno que sea realmente importante, para este caso se cuenta con 8 dimensiones correspondientes a cada una de las filas de columna “Estaciones de monitoreo” Anexo A, lo primero que el software realiza es la centralización de los datos hallando el valor medio por cada fila, luego este valor medio pasará a ser el centro de coordenadas del grafico que ayudará a realizar los cálculos (este grafico lo realiza el software de manera interna), en este grafico los puntos que representan cada uno de los valores de las variables en las columnas cambian de posición (por el nuevo origen de coordenadas) pero mantengan la proporcionalidad.

Una vez hecho lo anterior, se debe encontrar una línea de ajuste que pase por el origen de coordenadas y que maximice la suma de las proyecciones de las distancias al cuadrado de cada uno de los puntos al origen, la línea de ajuste ideal es la que será llamada como “Componente principal” y se debe verificar para cuál de las dimensiones es más importante este componente principal, es decir, la dimensión a la que mejor representa el componente principal y como resultado se obtendrá el “Eigenvector” y el “Eigenvalue”; todo este proceso debe repetirse por cada dimensión, teniendo en cuenta que las líneas de ajuste deben ser perpendiculares entre ellas, al final se obtendrán tantos componentes como dimensiones se tengan y se pasara a seleccionar aquellos dos componentes cuya suma del valor de representación sea la mayor, esto permitirá representar los datos en dos dimensiones sin perder información importante.

Por lo tanto, en el gráfico resultante los puntos en color rojo representan los valores que poseen cada una de las variables observadas (variables que afectan el comportamiento del taxon) con relación a los dos componentes escogidos, mientras que los puntos de color azul representan a cada una de las estaciones de monitoreo (campo que permite observar el comportamiento de una misma variable) (Sanchez, 2012).

Otras herramientas estadísticas que se utilizaron fueron (StatGraphics, 2020), que es un software diseñado para facilitar el análisis de datos, él (XLSTAT, 2020) es un complemento de análisis de datos para Excel potente a la vez que es flexible, permite a los usuarios analizar, personalizar y compartir resultados en (Microsoft Excel, 2020). Gracias a sus más de 240 funciones estadísticas estándar y avanzadas, XLSTAT es la herramienta preferente de análisis estadístico en empresas y universidades, grandes y pequeñas.

Variables climáticas

Los datos meteorológicos de heliofanía, humedad, precipitación y temperatura mínima y máxima, fueron suministrados por la Dirección Nacional de Aeronáutica Civil (DINAC), obtenidos en los años 2016, 2017, 2018 de la base de registros diarios (CLIMATE-DATA.ORG, 2020), ver Anexo D.

Marco Analítico

Presentación de los Resultados

Son expresados los resultados obtenidos a través del trabajo y el relevamiento de los datos que fueron procesados y tabulados, utilizando la estadística inferencial visualizando de una forma más amplia los resultados encontrados.

Análisis de Datos

Para el análisis de los datos fueron utilizados programas estadísticos. Mediante su aplicación es posible realizar un análisis descriptivo de una o varias variables, utilizando gráficos que expliquen su distribución o calculando sus medidas características. Las medidas de tendencia central (promedio, media, varianza, desvío estándar) fueron realizadas para conocer la relación existente entre las variables estudiadas.

Resultados Integrales de la Investigación

La diversidad taxonómica del fitoplancton

Al respecto, se presentan los resultados obtenidos en los subembalses estudiados:

En Mbói Ka'ẽ se identificaron 125 taxones de fitoplancton, entre microalgas y cianobacterias, los porcentajes encontrados por número de especies en el subembalse Mbói Ka'ẽ Crysophyta 51,2 % mientras que Chlorophyta 30,4 %, Cyanophyta 12,8% y por último la Euglenophyta 5,6%.

En el subembalse de Quiteria se identificaron 138 taxones, que corresponden Crysophyta 52,2 % mientras que Chlorophyta 26,8 %, Cyanophyta 15,2% y por último la Euglenophyta 5,8%, por número de especies encontradas.

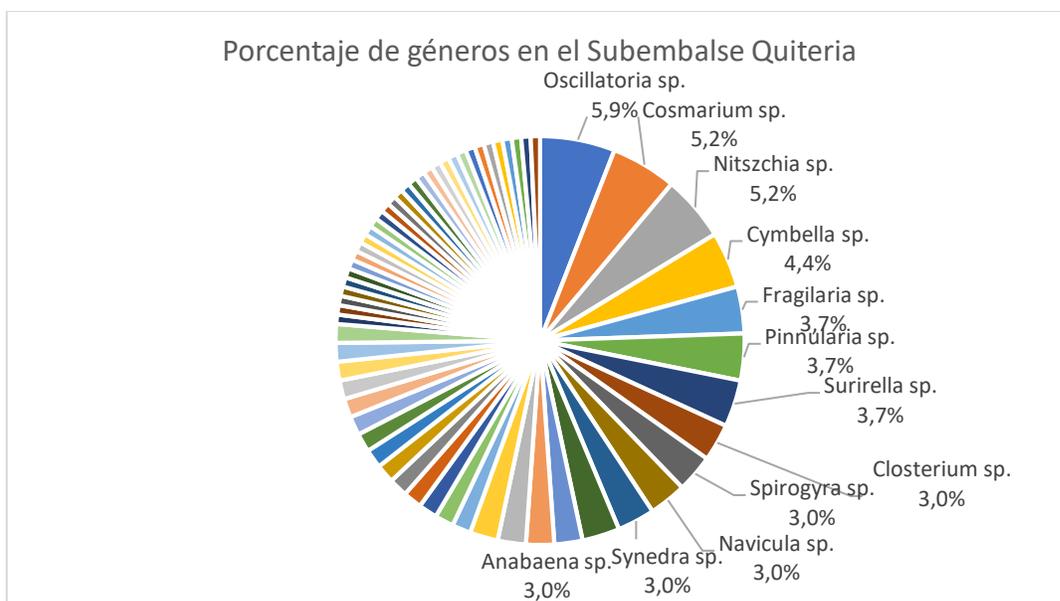


Figura 9. Porcentaje de Géneros en el Subembalse Quiteria

En la figura 9 se pueden observar los géneros más abundantes del subembalse Quiteria.

Con respecto al taxón Chlorophyta la mayor cantidad de especies están representadas por los géneros *Cosmarium sp.*, *Closterium sp.* En el taxón Crysophyta, los géneros más abundantes fueron *Cymbella sp.*, *Nitzschia sp.*, *Fragilaria sp.* y *Navícula sp.* Por último, en el taxón Cyanophyta; *Anabeana sp.* y *Oscillatoria sp.*

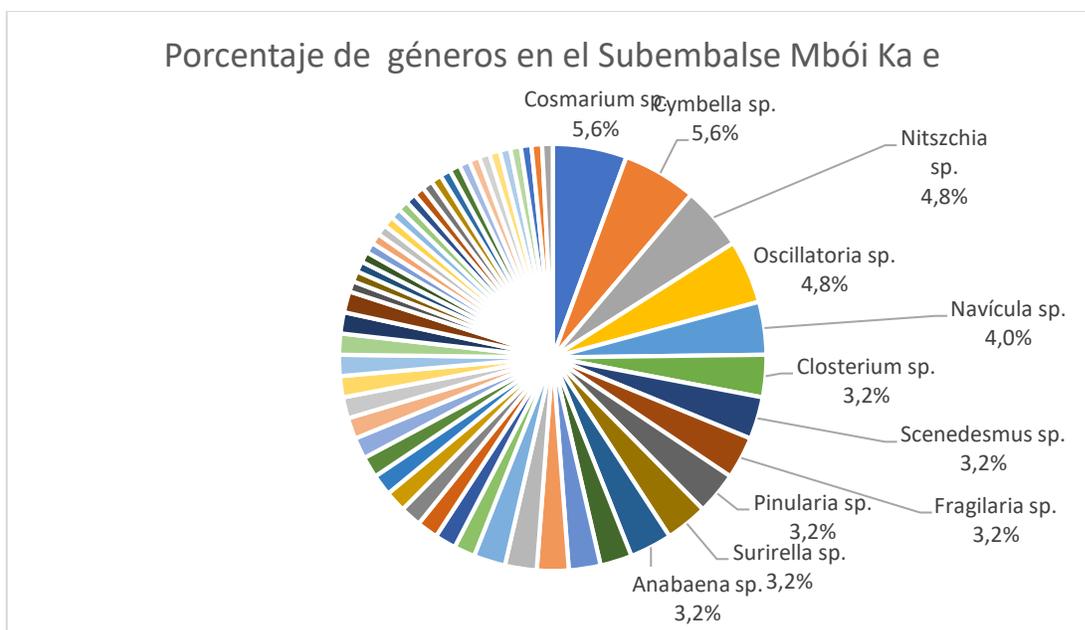


Figura 10. Porcentaje de Géneros en el Subembalse Mbói Ka e

En la figura 10 se pueden observar los géneros más abundantes del Subembalse Mbói Ka e

En el taxón Chlorophyta la mayor cantidad de géneros están representadas por Cosmarium sp., Closterium sp. y Scenedesmun sp.. Con respecto al taxón Crysophyta, los géneros más abundantes fueron Cymbella sp., Nitzschia sp. y Navícula sp. Y, por último, en el taxón Cyanophyta; Anabeana sp. y Oscillatoria sp.

Se encontró sobre la diversidad taxonómica, que ambos subembalses estudiados, presentan una similitud en la presencia de los géneros: Chlorophyta, Crysophyta, Cyanophyta y Euglenophyta y, que estos géneros tuvieron variación en cantidad similar al estudio realizado por Bauer (2009). También se presentó variación de los mismos en las cuatro estaciones del año, durante los periodos 2016, 2017 y 2018 (Anexo B). Con relación a lo último mencionado en el párrafo anterior, los subembalses estudiados se encuentran fitogeográficamente en la región Neotropical, dominio Amazónico. El clima en Itapúa y en el Distrito de Encarnación es cálido y

templado. Es una región con precipitaciones significativas, incluso en el mes más seco hay mucha lluvia (CLIMATE-DATA.ORG, 2020).

La composición taxonómica identificada y señalada en el Anexo B, corresponde la diversidad específica:

La Chlorophyta que en ambos embalses presentaron mayor diversidad de especies durante las estaciones del año más cálidas como ser primavera y verano, también este taxón fue representado con 37 especies en el subembalse Quiteria y 38 Mbói Ka'ẽ, similar a los resultados obtenidos por (Ferrer, Cony, Forneron, & Piccolo, 2012).

En cuanto a las Cyanobacterias en el subembalse Quiteria, se observó mayor diversidad de especies que en el embalse Mbói ka'ẽ; aunque se identificaron especies similares entre embalses, datos que concuerdan con el estudio realizado por (Cobo F. , 2015).

En cuanto a las Crysophyta en el subembalse Mbói Ka'ẽ se tienen 64 especies y en el subembalse Quiteria 72 especies son taxones que predominan en ambos subembalses que caracteriza al ecosistema léntico, así como el estudio realizado por (Barros, 2019).

El taxón Euglenophyta presentes en ambos embalses de estudio con las mismas especies, indicando también la presencia de materias orgánicas en el ecosistema, en concordancia con los estudios de (Oliva, Godinez, & Zuñiga, 2014).

Los grupos que representan al fitoplancton continental son organismos como las Cyanobacterias, las Crysophyta , Chlorophyta y Euglenophyta, se desarrolla en aguas lenticas que incluyen lagos, embalses, en ambientes loticos de agua corriente unidireccional, como los manantiales, ríos, arroyos, cascadas y canales (Oliva et al., 2014). Los ciclos de vida de las algas fitoplanctónicas son cortos e incluyen la formación de esporas de resistencia, con las cuales sobreviven durante periodos desfavorables y como una forma de conservar su diversidad

genética, incluye procesos asexuales y sexuales, se define por el sitio donde ocurre la meiosis durante la reproducción sexual. Existen embalses con mayor diversidad taxonómica como son 200 especies, incluidas variedades y formas en Yacyretá, Argentina y Paraguay (Meichtry, Vogler, Llano, & Martens, 2013), muchos de los embalses en América Latina se caracterizan por tener menor número de taxones infragenéricos. Umaña & Collado (1990) identificaron 119 especies en la presa Arenal, Costa Rica., mientras que en el embalse Rapel de Chile se han encontrado 60 especies (Peraza, 2017). En la presa La Angostura de Argentina se han identificado 66 especies (Seeligmann & Tracanna, 2009). Otro ejemplo es el embalse Los Laureles de Honduras donde se ha detectado baja diversidad taxonómica, con solo 21 especies (Carranza & Hernández, 2017).

La relación de los parámetros físico-químicos del agua y la abundancia del fitoplancton

Con relación al segundo objetivo específico, se señala que el fitoplancton se ha venido estudiando sistemáticamente desde hace mucho tiempo, pero su investigación se ha incrementado en los últimos años debido al interés por utilizarlo como indicador de cambios ambientales en un tiempo corto.

Debido a su interacción con el agua por su ciclo de vida, su rápida respuesta a cambios ambientales, su pequeño tamaño, presentar géneros tolerantes a concentraciones tóxicas de metales pesados y por su gran abundancia, representa una herramienta fundamental en estudios de calidad del agua y; a su vez dadas las propiedades físico-químicas del agua, que se comporta como un magnífico disolvente tanto de compuestos orgánicos como inorgánicos, ya sean de naturaleza polar o apolar; de forma que puede encontrarse en su seno una gran cantidad de sustancias sólidas, líquidas y gaseosas diferentes que modifican sus propiedades. A su

comportamiento como disolvente hay que añadir su capacidad para que se desarrolle vida en su seno, lo que la convierte en un sistema complejo.

Puesto que la alteración de la calidad del agua puede venir provocada tanto por efectos naturales como por la actuación humana derivada de la actividad industrial, agropecuaria, doméstica o de cualquier otra índole, no es de extrañar que se hayan relacionado los parámetros de calidad del agua y la abundancia de fitoplancton en las aguas de los subembalses estudiados.

Se estableció la relación entre la población de fitoplancton y los parámetros fisicoquímicos analizados (DBO5, Conductividad, DQO, Oxígeno total, pH, Sólidos suspendidos, Sólidos totales, TDS, Temperatura, Turbiedad, Clorofila a, Fósforo total, Nitrato, Nitrito, NTK) y se describió el comportamiento de los taxones más importantes estudiados; Chlorophyta, Cyanophyta, Crysophyta frente a estas variables.

Conductividad

Con relación a la conductividad, en el subembalse Mbói Ka'ẽ se notó un promedio máximo en el año 2016 en verano equivalente a 68,23 us/cm. Sin embargo, en el 2017 y 2018 se presentaron valores máximos de 84,93 y 83,93 us/cm en la estación primavera, en relación a Quiteria se encontró que el promedio máximo fue en verano en los tres años de estudio con valores de 65,56; 73,82 y 67,73 us/cm. En la investigación realizada por (Vogler, Llano, & Martens, 2013) en el río Paraná se presenta un valor menor de conductividad, con valores homogéneos en las distintas regiones del embalse. Los niveles encontrados, pueden estar relacionado al uso del suelo agropecuario en el área de influencia del embalse, reflejando un alto contenido de electrolitos como también se puede considerar un cierto grado mineralización según (Martinez & Delgado, 2016).

DBO

En el subembalse Mbói ka'ẽ, en el año 2016 y 2017 se presentaron los promedios máximos en otoño con valores iguales a 2,04 mgO₂/l y 4,41 mgO₂/l. En el año 2018 en primavera con un valor de 1,54 mgO₂/l. En Quiteria, en los tres años en la estación primavera se presentaron los máximos promedios equivalentes a 2,77; 1,52 y 1,64 mgO₂/l. Según lo establecido en la resolución número (Resolución N° 222, 2002) del padrón de calidad de las aguas, establece que el DBO debe ser hasta 5 mg/l, con los valores obtenidos podemos notar que en las estaciones y los años de muestro, están dentro del rango, considerándose un agua embalsada con materia orgánica biodegradable según (Averhoff, 2016).

En otros estudios indica que la presencia de DBO sirve como indicador de contaminación, por materia orgánica, pudiendo ser por descargas de aguas residuales tanto domesticas como industriales (Giannuzzi, 2011). La misma nos puede dar información de la cantidad de materia orgánica biodegradable presente en una muestra, sin aportar información sobre la naturaleza de la misma, al tener un bajo valor de DBO no tiene por qué ser indicativo de un bajo nivel de contaminación orgánica, dado que existen sustancias difícilmente biodegradables (sustancias refractarias) o que incluso inhiben el proceso biológico según (Aznar, 2000).

DQO

Con relación al DQO en el subembalse Mbói Ka'ẽ, en el verano 2016 y 2017 se presentaron los máximos promedios de 9,31 y 9,08 mgO₂/l y en el año 2018 en la primavera con un valor de 2,56 mgO₂/l. Mientras que en Quiteria, en la primavera 2016 y 2017 se observaron los máximos promedios: 6,97 y 8,09 mgO₂/l y en el 2018 en verano se presentó un máximo promedio equivalente a 8,09 mgO₂/l. Según la resolución (Resolución N° 222, 2002) no se estable parámetros para aguas de clase dos, si para aguas de clase cuatro con un valor inferior de

150 mgO₂/l, este no sería nuestro caso. La determinación de cantidad de DQO nos permite determinar las condiciones de biodegradabilidad y el contenido de sustancias tóxicas, así como la eficiencia de las unidades de tratamiento (Aznar, 2000).

Oxígeno Disuelto

En el subembalse Mbói Ka'ẽ en el año 2016 en el verano se presentó el promedio máximo igual a 8,97 mgO₂/l. En el 2017 y 2018 fue en la primavera con un valor de 11,53 mgO₂/l en ambos años, En Quiteria en el otoño 2016 se determinó el promedio máximo con un valor de 10,79 mgO₂/l; en la primavera 2017 15,34 mgO₂/l y en el verano 2018 13,84 mgO₂/l.

El oxígeno es un parámetro importante en los embalses y lagos, dado que es fundamental para el metabolismo de todos los organismos acuáticos que tienen respiración aeróbica, sobre todo, la distribución del mismo son primordiales para comprender el comportamiento y el crecimiento fisiológico de los organismos acuáticos, los valores obtenidos en los embalses son no inferiores a 6 mg/l correspondiente a lo establecido en la resolución (Resolución N° 222, 2002). De modo que, la vida acuática tiene grandes problemas para poder sobrevivir en agua estancada con altos niveles de materia orgánica en descomposición, especialmente durante el verano cuando los niveles de oxígeno disuelto se encuentran en sus niveles estacionales más bajos, y se pueden producir efectos nocivos en determinadas especies (Ajcabul, 2016)

PH

En el subembalse Mbói Ka'ẽ, en el año 2016 tuvo valores entre 7,6 y 8,5 en el verano y otoño mientras que en el 2017 los valores fueron entre 7,15 y 7,34 en el verano e invierno respectivamente. En el año 2018 los valores fueron entre 7,35 y 7,65 en verano y primavera. En el subembalse Quiteria en el 2016 el pH varió entre 7,23 y 7,58 en el verano e invierno. En el año 2017 varió entre 6,66 y 7,37 en las estaciones de otoño e invierno mientras que en el 2018

los valores fueron de 7,17 y 7,83 en el invierno y verano. Según lo establecido en la resolución (Resolución N° 222, 2002) el pH permitido esta entre 6,0 y 9,0 para aguas de clase 2, podemos notar que los valores están dentro del margen permitido en las estaciones del año. Cabe destacar que, la contaminación puede cambiar el pH del agua, lo que a su vez puede dañar la vida animal y vegetal que existe en ella (Ajcabul, 2016).

Sólidos Suspendidos

En el subembalse Mbói Ka'ẽ en el 2016 y 2018 en la primavera se observó el promedio máximo equivalente a 26,12 y 46,57 mg/l respectivamente. En el año 2017 se obtuvo un promedio máximo de 60,87 mg/l en el invierno. En el subembalse Quiteria, en el otoño del 2016 y 2017 se obtuvieron los máximos promedios equivalentes a 34,12 y 45,87 mg/l respectivamente.

En el 2018 fue en la estación Verano con un valor de 39,5 mg/l. A partir de los datos podemos observar los valores de sólidos suspendidos, son bajos en comparación; el aumento de la misma puede presentar un problema cuando se evidencia contaminación, ya sea por la erosión que sufren los embalses, ocasionado principalmente por el desmonte y la remisión de la cobertura vegetal.

TDS

En el 2016 en el subembalse Mbói Ka'ẽ, en el verano se alcanzó el promedio máximo de 83,21 mg/l. En el 2017 en el verano y otoño se tuvo el valor promedio máximo de 80,45 mg/l y en el año 2018 en el otoño 71,1 mg/l.

En cuanto al de Quiteria en el año 2016 y en el año 2017 en el invierno se obtuvo un valor de 67,85 mg/l, mientras que en el año 2018 fue en el verano el promedio máximo equivalente a 72,41 y 64,13 mg/l respectivamente, los TDS se asocian a la turbidez, color del agua, obedece también a la dinámica de los ríos, en cuanto al tipo de material del cauce y el clima de la región

precipitación, es importante tener en cuenta que cuando es alto ($>1000 \text{ mg L}^{-1}$) afectan la entrada de luz, limitando el desarrollo de la vida acuática, en los valores encontrados en cada año, son bajos, por lo que posibilita el crecimiento de los seres vivos en el agua, así como es posible que transporte sustancias tóxicas o nocivas cuando existe partículas pequeñas según estudios realizados por (Ramírez, 2000).

Temperatura del agua

En el subembalse Mbói Ka'ẽ los valores de temperatura mínima y máxima promedio fueron en las estaciones invierno y verano en los tres años, de 2016 (19,27-26,97 °C) en el 2017 (18,63-27,62 °C) y en el 2018 (17,8-27,5°C). En Quiteria los valores de temperatura promedio mínima y máxima fueron en el invierno y verano en todos los años de estudio.

En el 2016 fue (17,46-27,11°C) en el 2017 (19,32-26,75°C) y en el 2018 (18,73-27,62°C), Cuando la temperatura dentro de las aguas del embalse no presenta mayor heterogeneidad, puede deberse a un comportamiento que está asociada a la presencia de algas o sólidos suspendidos que impiden la refrigeración de la parte superficial encontrada. En cuanto a los datos se presenta una homogénea distribución de la temperatura y de oxígeno, haciendo que más en la superficie adopte la temperatura del ambiente (Meichtry et al., 2013).

Turbiedad

En el subembalse Mbói Ka'ẽ, los máximos valores fueron en el otoño del 2016 con un valor de 50,7 UNT, en el 2017 en el invierno con un valor de 21,35 UNT y en el 2018 en la primavera 17,52 UNT. En relación a Quiteria en el 2016 se vieron los máximos valores en el invierno, con un promedio de 52,62 UNT y en el 2017 y 2018 en el verano con promedios de 38,68 y 37,2 UNT, De ello se puede deducir que, en estos embalses, la transparencia viene fundamentalmente influida por los sólidos en suspensión, según (Delegido et al., 2019), los datos

evidencian que se encuentra dentro del rango permitido, establecido por la resolución (Resolución N° 222, 2002) donde es de 100 UTN, para clase de agua dos.

A diferencia de lo que se observó en el Lago Ypakarai, donde los valores fueron mayores a lo establecido, una de las principales causas es debido, al aporte de contaminantes procedentes no solo de las zonas aledañas al mismo, sino también de la misma cuenca, contribución que se acentúa en época de lluvia durante la cual, por medio de escorrentías, arrastra una gran cantidad de materiales de desecho de las actividades antropogénicas desarrolladas en de dicha cuenca .(CEMIT, DGICT, & UNA, 2015).

Siempre que la turbidez es baja o muy baja, el contenido en sólidos en suspensión es reducido, aunque ligeramente superior al valor que toma la turbidez, pero sin diferir mucho de ésta. Sin embargo, cuando el valor de la turbidez es alto o muy alto, la discrepancia entre uno y otro factor es muy elevada.(Murillo, 2009).

Clorofila a

En el subembalse Mbói Ka'ẽ durante los tres años los valores máximos se observaron en el Verano: 1,57; 1,74 y 1,82 mg/m³. En cuanto a Quiteria coincide con el Mbói Ka'ẽ obteniéndose los valores máximos en el Verano: 1,18; 1,57 y 1,87 mg/m³ en 2016 2017 y 2018 respectivamente. El estudio que realizo (Tapia, 2012) registró una baja concentración de 0.02 mg/m³ de clorofila a; así también menciona que es la zona de menor diversidad y abundancia relativa de células fitoplanctónicas. En Brasil los valores presentados según resolución (Nacional & Meio, 2005) el cual es el ente regulador de calidad de agua, se tiene que para clorofila a es de 10 mg/m³, clase uno y dos de aguas dulces, esto nos da una pauta que nuestros embalses están dentro de los rangos con valores no menores a uno y son de buena calidad, en Paraguay no existe parámetros para medir clorofila a.

Es importante tener en cuenta que, en sistemas acuáticos con alta turbidez, la concentración de clorofila puede ser relativamente baja y no reflejar el estado trófico que se pretende conocer con el indicador (MVOTMA, 2018), en este sentido en los años de estudio la turbidez fue baja y por lo tanto la clorofila a es la adecuada ,aumentando la cantidad de fitoplancton .

Fósforo total

En el subembalse Mbói Ka'ẽ en el año 2016 en el verano se obtuvo el promedio máximo 0,04 mg/l. En el 2017 y 2018 en la primavera con valores de 0,036 y 0,073 mg/l respectivamente. Mientras que en Quiteria el Fósforo total tuvo los valores más altos en el verano en los tres años de estudio de 0,044; 0,022 y 0,061 mg/l. El fósforo junto con el nitrógeno, son dos de los nutrientes fundamentales de todos los seres vivos, de forma que contenidos anormalmente altos de estos en las aguas pueden producir un crecimiento incontrolado de la biomasa acuática (eutrofización) (Aznar, 2000).

Nuestros datos revelan que en el 2018 se tiene un valor promedio máximo, que supera lo establecido en la resolución (Resolución N° 222, 2002) que establece como límite superior de 0,050 mg/l para agua de clase dos, esto puede deberse a que ambos embalses se encuentren en cercanías de zonas urbanas, en Quiteria se tiene la planta de tratamiento de aguas residuales de toda la ciudad, que podría ser un factor en el aumento de este parámetro mencionado más arriba, también en las zonas de desembocadura del arroyo se cuenta con la producción agrícola y un porcentajes elevado con poca cobertura boscosa (Amador, 2011).

Nitrato

En el subembalse Mbói Ka'ẽ en el año 2016 en la primavera se obtuvo el máximo promedio 0,042 mgN-NO₃/l, en el 2017 en el verano y otoño con un valor promedio de 0,19 mgN-NO₃/l en ambas estaciones y en el año 2018 en el verano 0,27 mgN-NO₃/l. En Quiteria los

mayores valores del 2016 se observaron en otoño 0,28 mgN-NO₃/l, en 2017 en el verano 0,18 mgN-NO₃/l y en el 2018 en primavera 0,14 mgN-NO₃/l. Los valores obtenidos son menores según lo establecido en la resolución (Resolución N° 222, 2002), la presencia de nitratos en el agua puede ser a consecuencia de una nitrificación del nitrógeno orgánico que procede de la disolución de los suelos por escorrentía. Pueden ser contaminantes antropogénicos que provienen de compuestos orgánica o de fertilizantes químicos, considerando que las aguas de los embalses tienen contacto con zonas agrícolas y también puede existir descargas de efluentes domiciliarios, que contribuyen al aumento de nutrientes.

Nitrito

En el subembalse Mbói Ka'ẽ en los años 2016 2017 y 2018 los valores promedio máximo se observaron en la Primavera: 0,037; 0,029 y 0,040 mgN-NO₂/l respectivamente.

En el subembalse Quiteria en los años 2016 y 2018 los máximos valores se observaron en el Verano: 0,09 y 0,034 mgN-NO₂/l respectivamente. En cambio, en el 2017 fue en el invierno con un valor promedio máximo de 0,034 mgN-NO₂/l. La presencia de nitrógeno en forma de nitritos es un indicador de que la calidad de agua está siendo afectada en menor grado por contaminación orgánica (Aguirre, González, & Guerrero, 2015). Los valores están dentro de lo permitido según (Resolución N° 222, 2002) donde el máximo es de 1 mg/l.

NTK

En el subembalse Mbói Ka'ẽ en el año 2016 el máximo promedio fue visto en verano 0,032 mg-N/l, en el 2017 y 2018 en el invierno con valores de 0,69 y 0,63 mg-N/l.

En el subembalse Quiteria en el año 2016 se vieron valores mayores en la primavera 0,56 mg-N/l y en el 2017 y 2018 en el verano con valores de 0,62 y 0,51 mg-N/l respectivamente. Los nutrientes más necesarios son aquellos para los que existe una limitación natural, principalmente

nitrógeno, el cual puede ser extraído de la atmosfera por cianobacterias (Martínez & Arquiola, 2009), los valores en el 2018 son los más altos en ambos embalses teniendo en cuenta la resolución (Resolución N° 222, 2002) que el máximo permitido es de 0,6 mgN/l, se puede considerar que el aumento se deba a los desagües cloacales en algunos sectores, como también a las aguas residuales de las zonas urbanas.

La correlación de las variables cuantificadas que permiten analizar las interdependencias de las mismas se presentan en las siguientes tablas, se puede observar que en el subembalse Mbói Ka'ẽ Tabla N° 13, una correlación positiva entre la conductividad, los sólidos totales, demanda química de oxígeno, pH, sólidos suspendidos, clorofila a, nitratos y fósforo lo que sugieren que contribuyen de manera importante al número total de iones y nutrientes del sistema, sin embargo en el embalse Quiteria Tabla N° 14 la correlación positiva fue con pH, sólidos suspendidos, temperatura, turbiedad (ATALC, 2016).

Teniendo en cuenta la demanda bioquímica de oxígeno se observa en el subembalse Mbói Ka'ẽ con una relación positiva con pH, turbidez clorofila a, nitrato y nitrógeno total, y en relación a la demanda química de oxígeno con la conductividad sólidos suspendidos, temperatura fósforo, nitrato y nitrógeno total. En Quiteria la correlación positiva entre demanda química de oxígeno, sólidos suspendidos, nitrato, turbidez, nitrito, en relación a la demanda química de oxígeno la relación positiva, con demanda bioquímica de oxígeno, oxígeno disuelto, turbiedad, nitrato, nitrito, nitrógeno total, estos datos coinciden con (Vázquez, Catro, González, Pérez, & Castro, 2006).

En cuanto al Ph en Mbói Ka'ẽ Tabla N° 13 tiene una correlación positiva con la conductividad, demanda bioquímica de oxígeno, sólidos suspendidos turbiedad, clorofila a,

nitrate, in the subembalse Quiteria Tabla N° 14 in this same parameter has a positive correlation with conductivity, turbidity and nitrate.

The parameter suspended solids in Mbói Ka'ẽ has a positive correlation with conductivity, chemical oxygen demand, total solids and with temperature with phosphorus and nitrate, in Quiteria Tabla N° 14 the positive correlation is with biochemical oxygen demand, total solids and total nitrogen.

In Mbói Ka'ẽ Tabla N° 13 turbidity has a positive correlation with biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, pH, chlorophyll a, phosphorus, nitrate, nitrite and total nitrogen, in Quiteria Tabla N° 14 the positive correlation is with conductivity, biochemical oxygen demand, dissolved oxygen, pH, phosphorus, nitrate and total nitrogen.

With respect to chlorophyll a in the subembalse Mbói Ka'ẽ Tabla 13 its correlation is positive with conductivity, biochemical oxygen demand, phosphorus, nitrate, suspended solids and turbidity, in Quiteria -Tabla N° 14 - chlorophyll a is positively correlated with dissolved oxygen, phosphorus and nitrate, according to (Aguirre et al., 2007) it indicates the population of phytoplankton and for this reason they have the availability of nutrients for their growth.

In the subembalse Mbói Ka'ẽ Tabla N° 13 the degree of positive correlation of phosphorus is given with conductivity, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, suspended solids, total solids, turbidity, nitrate, in Quiteria Tabla N° 14 with biochemical oxygen demand, dissolved oxygen, total solids, turbidity and nitrate, indicate the degree of eutrophication of the water.

In the subembalse Mbói Ka'ẽ Tabla N° 13 nitrate is positively correlated with conductivity, biochemical oxygen demand, pH, suspended solids, temperature, turbidity, total phosphorus, total nitrogen, in Quiteria Tabla N° 14 they are positively related with

demanda química de oxígeno disuelto, pH, sólidos totales disueltos, temperatura, turbiedad y nitrógeno total.

En cuanto al nitrógeno total en el subembalse Mbói Ka'ẽ Tabla N° 13 tiene una correlación positiva con demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, pH, sólidos suspendidos turbiedad, nitrato, en Quiteria Tabla N° 14 la relación también es positivo con demanda química de oxígeno, sólidos suspendidos, temperatura, turbiedad, nitrito y nitrato.

Tabla 11. Correlación de Variables Subembalse Mbóí ka'ẽ

	Conductividad(μs/cm)	D.B.O 5 Total (mgO2 /L)	DQOmg O2/L	Oxígeno disuelto(mg O2/L)	Ph (UpH)	Sólidos suspendidos (mg/L)	Sólidos totales mg/L	TDS (mg/L)	Temperatura agua(°C)	Turbiedad (UNT)	Clorofila a (mg/m3)	Fósforo Total(mg -P/L)	Nitrato(mgN-NO3/L)	Nitrito(mgN-NO2/L)	NTK(mg-N/L)
Conductividad(μs/cm)			x		x	x	x				x	x	x		
D.B.O5 Total (mgO2/L)					x			x		x	x		x		x
DQOmgO2/L	x					x	x	x	x	x		x	x		x
Oxígeno disuelto(mgO2/L)										x					
Ph (UpH)	x	x				x				x	x		x		x
Sólidos suspendidos (mg/L)	x		x		x		x	x	x			x	x		x
Sólidos totales mg/L	x		x			x					x	x	x	x	
TDS (mg/L)		x	x			x				x					x
Temperatura agua(°C)			x			x							x		
Turbiedad (UNT)		x	x		x			x			x	x	x		x
Clorofila a (mg/m3)	x	x				x	x			x		x	x		
Fósforo Total(mg-P/L)	x	x	x			x	x			x			x		
Nitrato(mgN-NO3/L)	x	x			x	x	x		x	x		x			x
Nitrito(mgN-NO2/L)							x								
NTK(mg-N/L)		x	x		x	x		x		x			x		

Tabla 12. Correlación de Variables Subembalse Quiteria

	Conductividad (µs/cm)	D.B.O5 Total (mgO2/L)	DQOmg O2/L	Oxígeno disuelto(mg O2/L)	Ph (UpH)	Sólidos suspendidos (mg/L)	Sólidos totales mg/L	TDS (mg/L)	Temperatura agua(°C)	Turbiedad (UNT)	Clorofila a (mg/m3)	Fósforo Total(mg-P/L)	Nitrato (mgN-NO3/L)	Nitrito (mgN-NO2/L)	NTK (mg-N/L)
Conductividad(µs/cm)					x	x			x	x					
D.B.O5 Total (mgO2/L)			x			x				x				x	
DQOmgO2/L		x		x						x			x	x	x
Oxígeno disuelto(mgO2/L)			x							x	x	x	x		
Ph (UpH)	x									x			x		
Sólidos suspendidos (mg/L)		x					x								x
Sólidos totales mg/L						x								x	
TDS (mg/L)										x			x		x
Temperatura agua(°C)	x												x		x
Turbiedad (UNT)	x	x	x	x	x			x				x	x		x
Clorofila a (mg/m3)				x								x	x		
Fósforo Total(mg-P/L)		x		x		x				x			x		x
Nitrato (mgN-NO3/L)			x	x	x			x	x	x					x
Nitrito(mgN-NO2/L)		x	x				x								x
NTK (mg-N/L)			x			x		x	x	x		x	x	x	

Análisis de datos subembalse Mbói Ka'ẽ

Tabla 13. Análisis de Varianza para el taxón Chlorophyta (n° de células/ml) en relación a A,B,C.

- Suma de Cuadrados Tipo III

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
EFFECTOS PRINCIPALES					
A: Año	3158,06	2	1579,03	4,77	0,0110
B: Estaciones del año	2135,88	3	711,958	2,15	0,1002
C: Estaciones de muestreo	1161,96	7	165,994	0,50	0,8312
RESIDUOS	27495,7	83	331,274		
TOTAL (CORREGIDO)	33951,6	95			

Se ha observado diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los años de estudio con un incremento en el número de células en el año 2017 y 2018.

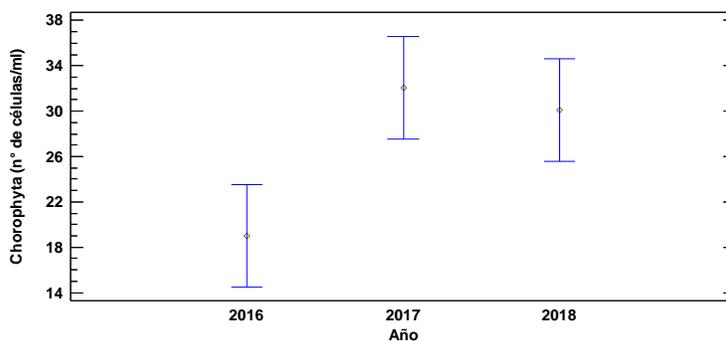


Figura 11. Número de células por mililitros de Chlorophyta por años de estudios.

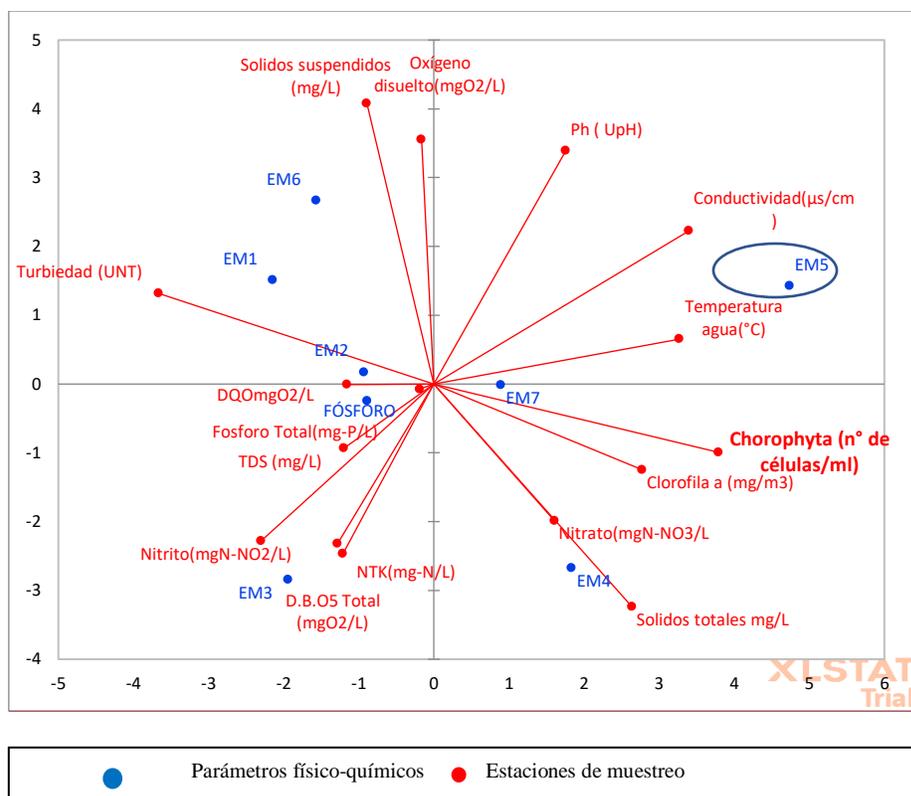


Figura 12. Análisis de Componentes Principales entre el taxón Chlorophyta y los parámetros físico-químicos

En cuanto al Análisis de Componentes Principales (PCA) del taxón Chlorophyta Figura 12, se observa una significancia positiva en cuanto al pH, temperatura, clorofila a, conductividad. El pH obtenido nos indica que las aguas de río se encuentran ligeramente alcalinas el cual favorece a la producción primaria fotosintética (Giannuzzi, 2011).

Las temperaturas de los climas cálidos hacen propicias para el crecimiento de las Chlorophytas en los cuerpos de agua lénticos. La conductividad junto con la temperatura modifica la solubilidad de las sustancias por lo que, si ambos se complementan, esto hace que la materia orgánica esté más disponible para los procesos metabólicos fotosintéticos, un comportamiento similar se determinó en (Aznar, 2000).

La clorofila a está relacionada positivamente ya que su aumento indica el incremento de este taxón. La turbidez tiene una correlación negativa ya que al aumentar la misma llega menos luz solar al agua y esto hace que disminuya la producción primaria (Moreno A. , 2011).

En cuanto a la estación de muestreo EM5 en la Figura 12, se puede observar que tuvo un comportamiento diferente a las demás estaciones. Esto es debido a que la misma presenta un mayor número de Chlorophytas para la estación del año verano.

Tabla 14. Análisis de Varianza para Crysophyta (n° de células/ml) - Suma de Cuadrados Tipo III

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
EFFECTOS PRINCIPALES					
A: Año	40175,3	2	20087,6	154,54	0,0000
B: Estaciones del año	2311,03	3	770,344	5,93	0,0010
C: Estaciones de muestreo	235,073	7	33,5818	0,26	0,9680
RESIDUOS	10788,6	83	129,983		
TOTAL (CORREGIDO)	53510,0	95			

Se ha observado diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los años de estudio con un incremento en el número de células en el año 2018. También entre estaciones del año con un aumento importante en la primavera.

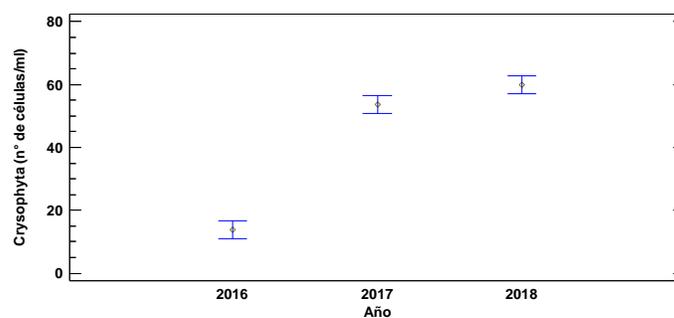


Figura 13. Número de células de Crysophyta por año

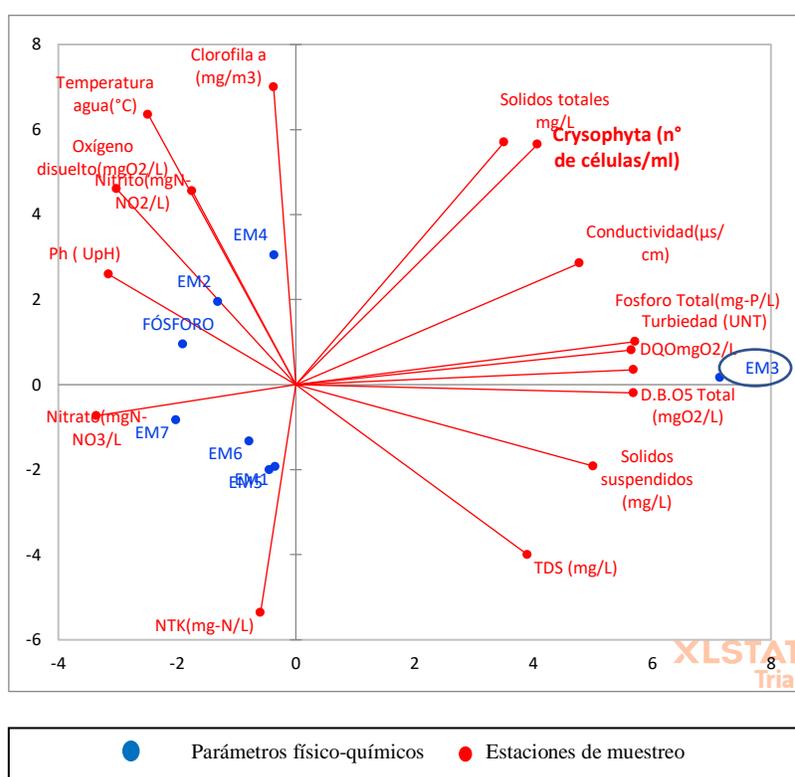


Figura 14. Relación entre Crysophyta y parámetros físico-químicos

El taxón Crysophyta es muy estudiado como indicador de calidad del agua porque ellas toleran cambios bruscos debido a la eutrofización e incremento de materia orgánica, lo cual se puede observar en la Figura 14 de que el aumento de la población se da en las condiciones en donde se presenta un valor de conductividad adecuado para su crecimiento. Además, otro

parámetro con el que está relacionado es la turbiedad, ya que son microalgas que pueden coexistir en zonas medias y profundas del embalse donde cuenta con altos valores. La relación con la demanda química de oxígeno (DQO) es debido a que las mismas realizan reacciones oxidativas de la materia orgánica disuelta en el agua y otros nutrientes como el fósforo (Taboada, Martínez, Alderete, Gultemirian, & Tracanna, 2018)

En cuanto a la estación de muestreo EM3 de la Figura 14, se puede observar que las características fisicoquímicas en relación a la misma, fueron favorables para su desarrollo donde este taxón presentó un mayor número de Crysophytas para la estación primavera.

Tabla 15. Análisis de Varianza para Cyanophyta (n° de células/ml) - Suma de Cuadrados Tipo III

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
EFFECTOS PRINCIPALES					
A: Año	215092,	2	107546,	4,24	0,0176
B: Estaciones del año	1,02435E6	3	341451,	13,48	0,0000
C: Estaciones de muestreo	182999,	7	26142,7	1,03	0,4154
RESIDUOS	2,10299E6	83	25337,2		
TOTAL (CORREGIDO)	3,52543E6	95			

Se pudo observar en la tabla 3 diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los años de estudio con un incremento en el número de células en el año 2017. También entre estaciones del año con un aumento importante en el verano.

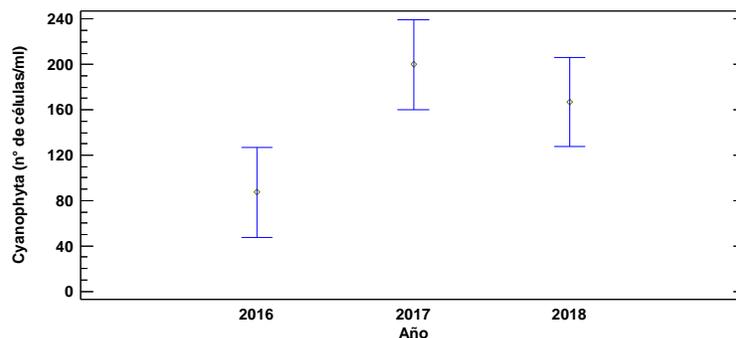


Figura 15. Número de células de Cyanophyta por año

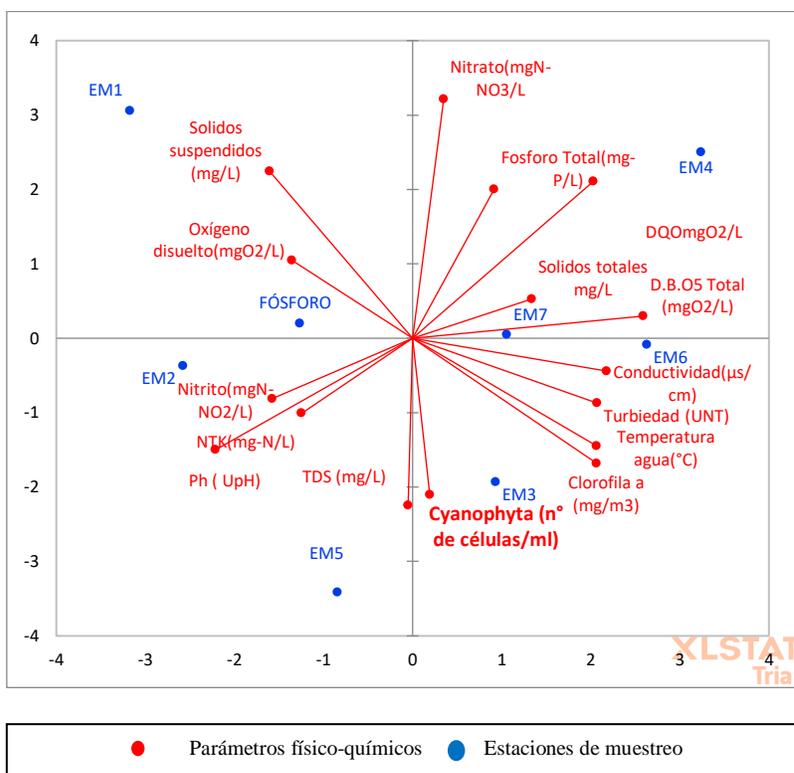


Figura 16. Relación entre Cyanophyta y parámetros físico-químicos

Las Cyanobacterias forman parte de una comunidad que se encarga del proceso de degradación biológica de la materia orgánica del agua. Son las responsables de proporcionar

oxígeno a los microorganismos que son capaces de degradar dicha materia. Los procesos de eutrofización de las aguas de cuerpos lénticos en gran medida favorecen al desarrollo de proliferaciones de microalgas a menudo establecidas por floraciones de Cyanobacterias.

De acuerdo con el comportamiento del taxón Cyanophyta que se observa en la figura 16, en cuanto a los parámetros fisicoquímicos como el pH y la temperatura están relacionadas con las mismas ya que las condiciones óptimas de crecimiento en este caso son las adecuadas. En cuanto a la conductividad, se tuvo una correlación favorable, que indica la cantidad de sustancias orgánicas en el agua que serán utilizadas por este taxón en los procesos biofotosintéticos.

Teniendo en cuenta los nutrientes, los cuales son considerados factores limitantes para las Cyanobacterias se puede observar que están correlacionadas tanto con el fósforo como con los derivados del nitrógeno (Graham, Wilcoz, & Graham, 2016), en muchos casos ha sido evidente la incapacidad de prevenir y hacer frente a una intoxicación masiva por cianobacterias tóxicas, debido fundamentalmente, al desconocimiento del fenómeno.

Ante todas estas características fisicoquímicas particulares estudiadas en la estación verano del subembalse Mbói Ka'ẽ, indican el aumento en la población en EM4, como se observa en la figura 16.

Análisis de datos subembalse Quiteria

Tabla 16. Análisis de Varianza para Chlorophyta (n° de células/ml) - Suma de Cuadrados Tipo

III

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
EFFECTOS PRINCIPALES					
A: Año	6397,75	2	3198,88	3,74	0,0278
B: Estaciones del año	2198,88	3	732,958	0,86	0,4664
C: Estaciones de muestreo	3626,79	7	518,113	0,61	0,7491

RESIDUOS	70922,2	83	854,484		
TOTAL (CORREGIDO)	83145,6	95			

Se ha observado diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los años de estudio con un

incremento en el número de células en el año 2018.

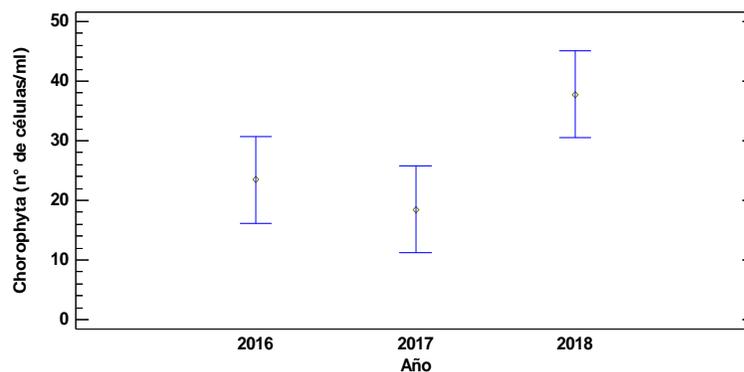


Figura 17. Número de células de Chlorophyta por año

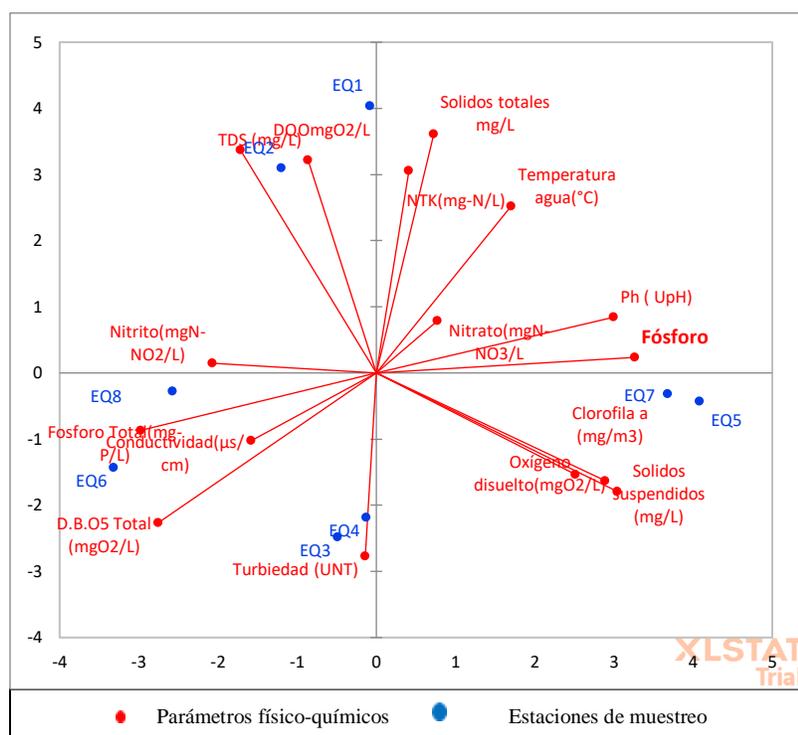


Figura 18. Relación entre Chlorophyta y parámetros físico-químicos

Las Chlorophytas constituyen una de las microalgas más importantes de la naturaleza pues son productores primarios y se les atribuye la fijación de miles de toneladas de carbono al año en las masas de agua con la producción de oxígeno que sustenta la vida acuática (López & Barrientos, 2005).

En cuanto a su comportamiento con los parámetros fisicoquímicos se puede observar en la figura número 18 que tiene una relación positiva con la temperatura y el pH, las cuales favorecen su crecimiento. También está relacionado con el oxígeno disuelto debido a que son un grupo de microalgas que realizan fotosíntesis, así que se relacionan con la producción de oxígeno en el agua que asegura la supervivencia de los demás seres vivos. También está relacionada con la clorofila a cuya determinación indica directamente la abundancia en la Chlorophyta, lo cual se evidencia en el EQ5 (Dobal, Loza, & Lugioyo, 2011).

Tabla 17. Análisis de Varianza para Cryosphyta (n° de células/ml) - Suma de Cuadrados Tipo III

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
EFFECTOS PRINCIPALES					
A: Año	17634,9	2	8817,45	44,64	0,0000
B: Estaciones del año	1361,46	3	453,819	2,30	0,0835
C: Estaciones de muestreo	776,125	7	110,875	0,56	0,7852
RESIDUOS	16395,5	83	197,536		
TOTAL (CORREGIDO)	36168,0	95			

Se ha observado diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los años de estudio con un incremento en el número de células en el año 2018.

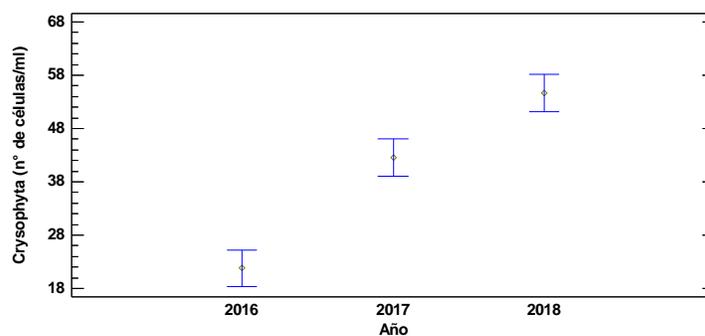


Figura 19. Número de células de Crysophyta por año

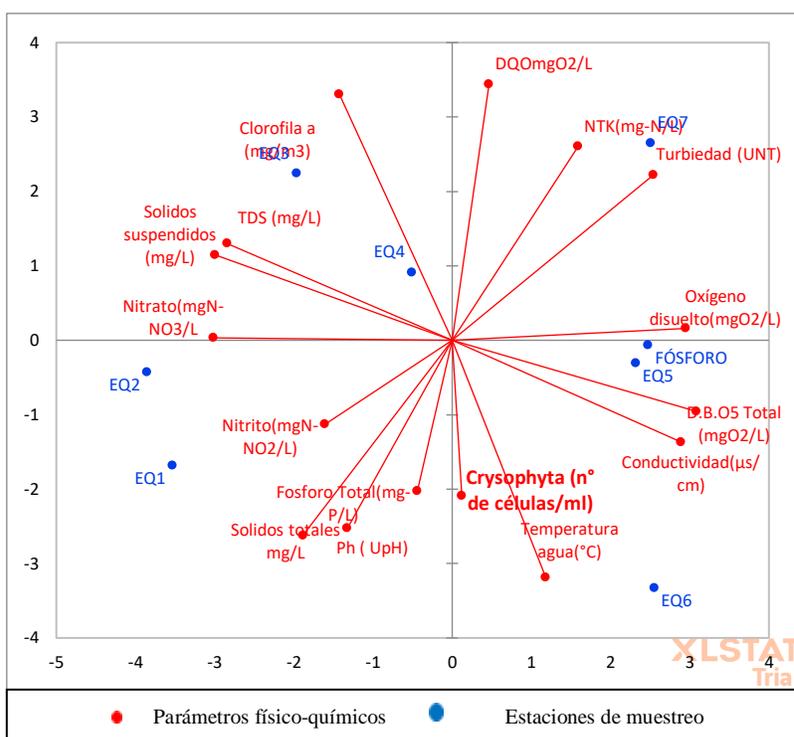


Figura 20. Relación entre Crysophyta y parámetros físico-químicos

El taxón Crysophyta se relacionó positivamente con algunos parámetros fisicoquímicos como ser la turbiedad ya que se desarrollan fácilmente en cuerpos lénticos de alta turbiedad, también con la conductividad que indica la dispersión de la materia orgánica en el agua que son aprovechadas por estas para degradar la materia orgánica, así como también la temperatura

(Taboada et al., 2018) . Estas correlaciones positivas aseguran un desarrollo en aumento de las Crysophytas específicamente en el EQ6.

Tabla 18. Análisis de Varianza para Cyanophyta (n° de células/ml) - Suma de Cuadrados Tipo III

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Año	719421,	2	359711,	10,50	0,0001
B:Estaciones del año	1,97108	3	657026,	19,17	0,0000
C:Estaciones de muestreo	2,54293	7	363276,	10,60	0,0000
RESIDUOS	2,84434	83	34269,2		
TOTAL (CORREGIDO)	8,07778	95			

Se ha observado diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los años de estudio con un incremento en el número de células en el año 2018 también entre estaciones del año, viéndose un aumento en primavera y verano.

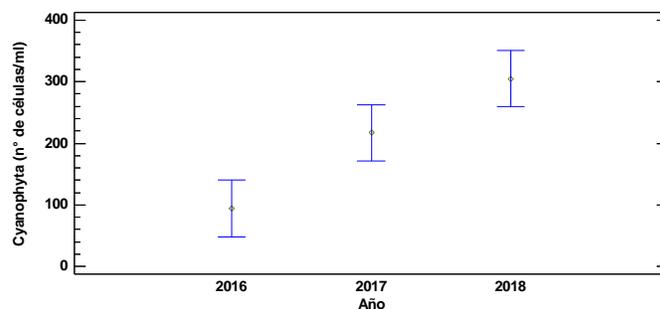


Figura 21. Número de células de Cyanophyta por año

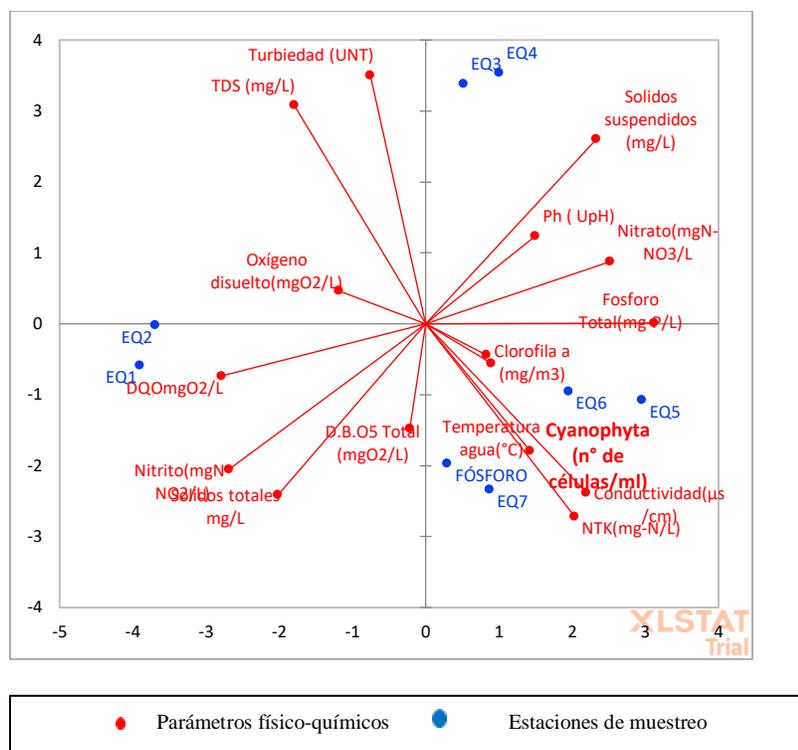


Figura 22. Relación entre Cyanophytas y parámetros físicoquímicos

El taxón Cyanophyta es un indicador del estado de la calidad del agua, la eutrofización por lo que se puede observar la figura 22 que está correlacionada en forma positiva con los nutrientes fósforo, nitrato y nitrógeno total, los cuales condicionan su desarrollo y crecimiento poblacional. Así como también los parámetros temperatura y pH respectivamente. Estas condiciones favorables hacen que se evidencie un crecimiento exponencial en el punto EQ5 y EQ7 (Ledesma, Bonansea, Rodríguez, & Sánchez, 2013).

La dinámica del fitoplancton como indicador de calidad de agua y su importancia para la gestión ambiental

En las siguientes figuras se representan la totalidad de los cuatro taxones estudiados y su comportamiento en los tres años de investigación, las cuatro estaciones del año y las ocho estaciones de muestreo. Se han observado diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los años, estaciones del año y las estaciones de muestreo.

Tabla 21. Análisis de Varianza para Chlorophyta (n° de células/ml) – Suma de Cuadrados Tipo III

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Año	5376,22	2	2688,11	4,77	0,0096
B:Estaciones del año	2813,17	3	937,722	1,66	0,1766
INTERACCIONES					
AB	7443,36	6	1240,56	2,20	0,0450
RESIDUOS	101477,	180	563,758		
TOTAL (CORREGIDO)	117109,	191			

Los valores-P prueban la significancia estadística de cada uno de los factores. Puesto que la variable Año y la interacción entre Año y Estaciones poseen valores-P menores que 0,05, estos factores tienen un efecto estadísticamente significativo sobre Chlorophyta (n° de células/ml) con un 95,0% de nivel de confianza.

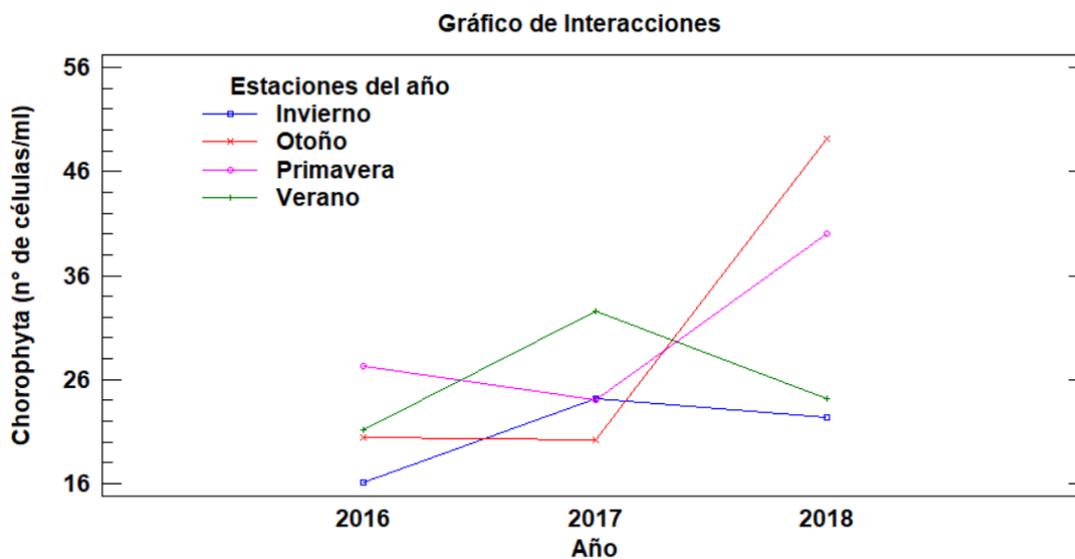


Figura 23. Interacción entre años de estudio y estaciones del año para el comportamiento de Chlorophyta.

Tabla 22. Análisis de Varianza para Crysophyta (n° de células/ml) - Suma de Cuadrados Tipo III

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Año	54734,7	2	27367,4	181,17	0,0000
B:Estaciones del año	1794,6	3	598,2	3,96	0,0092
INTERACCIONES					
AB	6351,82	6	1058,64	7,01	0,0000
RESIDUOS	27190,7	180	151,059		
TOTAL (CORREGIDO)	90071,8	191			

Puesto que los valores de los factores Año y Estaciones del año poseen valores-P menores que 0,05, estos factores tienen un efecto estadísticamente significativo sobre Crysophyta (n° de células/ml) con un 95 % de nivel de confianza.

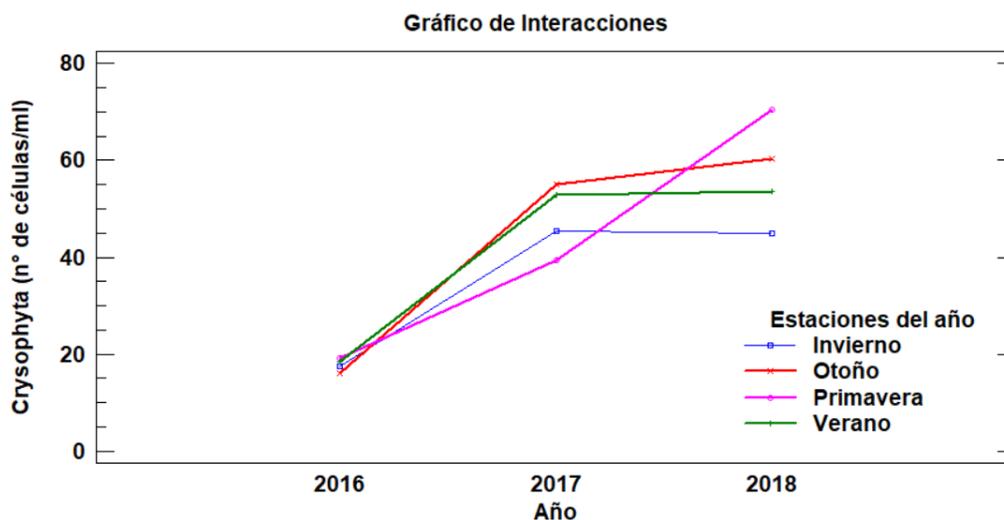


Figura 24. Interacción entre años de estudio y estaciones del año para el comportamiento de Crysophyta

Tabla 23. Análisis de Varianza para Cyanophyta (n° de células/ml)

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Año	763461,	2	381731	9,18	0,0002
B:Estaciones del año	2,70689	3	902296	21,70	0,0000
INTERACCIONES					
AB	7,86482	6	131080	3,15	0,0058
RESIDUOS	7,4857	180	41587,2		
TOTAL (CORREGIDO)	1,17425	191			

Puesto que valores-P son menores que 0,05, estos factores tienen un efecto estadísticamente significativo sobre Cyanophyta (n° de células/ml) con un 95,0% de nivel de confianza.

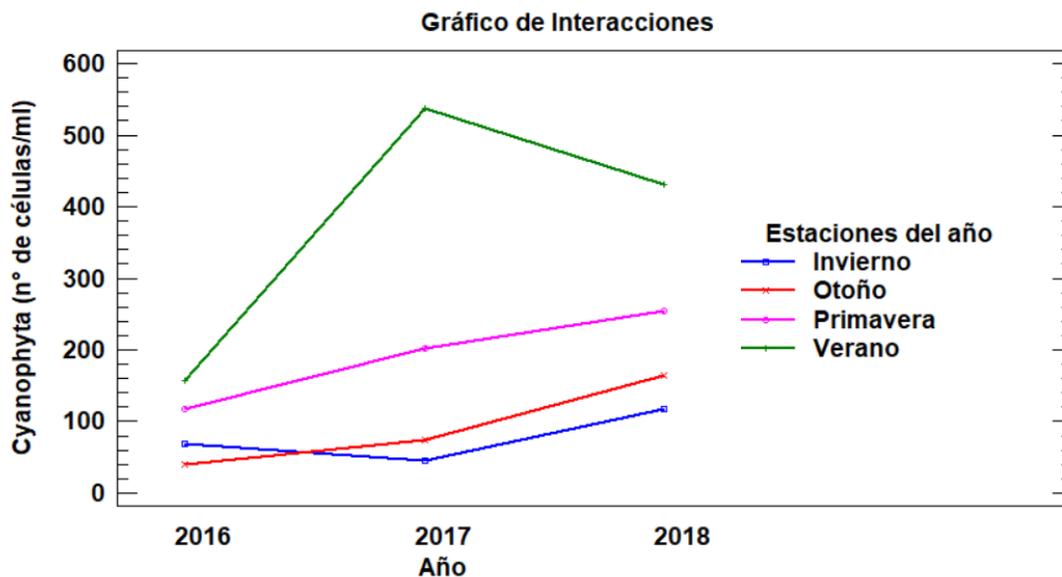


Figura 25. Interacción entre años de estudio y estaciones del año para el comportamiento de Cyanophyta.

Tabla 24. Análisis de Varianza para Euglenophyta (n° de células/ml)

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Año	281,292	2	140,646	14,38	0,0000
B:Estaciones del año	80,3073	3	26,7691	2,74	0,0449
INTERACCIONES					
AB	337,083	6	56,1806	5,74	0,0000
RESIDUOS	1760,31	180	9,77951		
TOTAL (CORREGIDO)	2458,99	191			

Puesto que los factores analizados presentan valores-P menores que 0,05, estos tienen un efecto estadísticamente significativo sobre Euglenophyta (n° de células/ml) con un 95,0% de nivel de confianza.

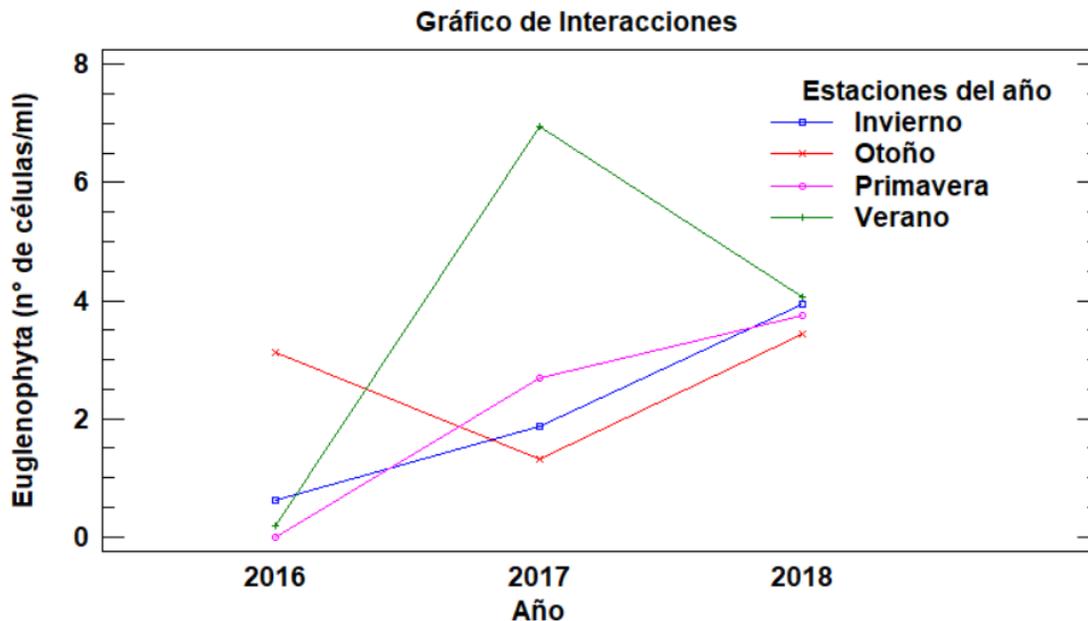


Figura 26. Interacción entre años de estudio y estaciones del año para el comportamiento de Euglenophyta.

La dinámica del fitoplancton en los cursos de agua es importante, ya que arroja conocimiento sobre el impacto antropogénico que puede tener el vertimiento de residuos domésticos o cloacales y drenajes agrícolas. El aumento de los niveles de abundancia entre los años de estudio y las estaciones del año de las microalgas y cianobacterias deja en evidencia la sensibilidad de estos organismos a los cambios ambientales como parámetros fisicoquímicos y nutrientes presentes en el embalse.

En cuanto a la figura 23 se observa el comportamiento de la Chlorophyta que tiene un aumento importante en el año 2018 en primavera y otoño, manteniéndose constante y disminuido en invierno, estos taxones son sensibles a los cambios de temperatura y pH del agua, su crecimiento se ve favorecido por climas templados según (González E. , y otros, 1999).

Teniendo en cuenta el taxón Crysophyta se observa un aumento en todo el año 2017, en cambio en el 2018 se mantuvo constante en todas las estaciones del año excepto en primavera donde se evidencia un crecimiento exponencial del mismo. Esto se debe a que estas algas son

valiosos indicadores de la calidad del agua y por tanto referentes geoambientales. Las relaciones entre las diatomeas y las características de su hábitat se utilizan por tanto para caracterizar ambientes acuáticos presentes y pasados (Baigún, 2018).

El taxón Cyanophyta fue aumentando durante los años de estudio y se evidenció una proliferación en el verano. Tuvo una variación en la abundancia y composición de la población de las cianobacterias en cuanto a sitios de muestreo y épocas del año (Cobo F. , 2015).

Considerando el taxón Euglenohyta se identificó un aumento en el verano en el año 2017 con un descenso en el 2018, a diferencia del otoño en donde se observó un aumento en el mismo año, crecen en aguas ricas en nutrientes y materia orgánica aportando oxígeno evitando condiciones anóxicas, permitiendo el crecimiento de bacterias anaeróbicas que depuran el agua según lo encontrado en investigaciones realizadas (Sanchez, 2012).

La degradación de los ambientes lóticos muchas veces limita la posibilidad de contar con agua de buena calidad para el hombre, como así también para el sistema acuático, por lo que es relevante analizar el estado del agua, se observa en la figura 23, donde en el otoño y primavera se tuvo un incremento de microalgas en ambos subembalses, por lo que es importante evaluar la salud ecológica de los sistemas de microalgas, encontradas en los mismos (Bojorge & Cantoral, 2016).

El crecimiento exponencial de las microalgas y las cianobacterias en las estaciones del año de verano y primavera, figura 25 se ven favorecidas por los ambientes cálidos que se generan en estas épocas del año y además la cantidad de luz solar que reciben estos organismos fotosintéticos, comportamientos similares se han dado en estudios (González E. , y otros, 1999).

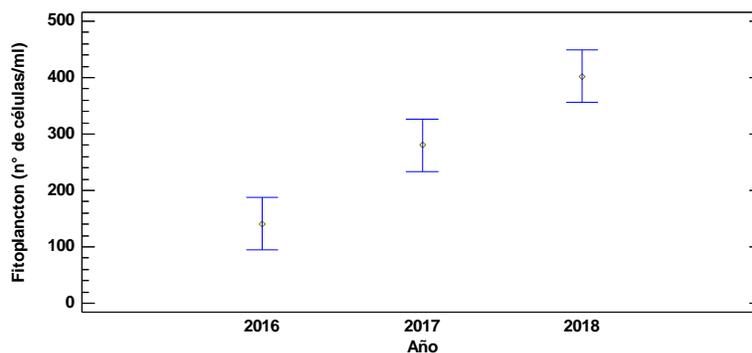


Figura 27. Variación del Fitoplancton en los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria en los tres años de estudio.

El sistema de subembalses alberga una gran cantidad de microorganismos, por lo que la contaminación puede producir cambios en los mismos, más aún en su estructura taxonómica así se puede ver en la figura 27 tenemos que en el año 2018 en ambos subembalses tuvieron un incremento del fitoplancton, según (Taboada, Martínez, Alderete, Gultemirian, & Tracanna, 2018) los índices biológicos informan de la situación tanto momentánea como de lo acontecido algún tiempo antes de la toma de muestras, es decir, es como tener información del presente y pasado de lo que está sucediendo en las aguas y se puede predecir escenarios futuros.

También es importantes tener en cuenta, que las respuestas de estos organismos frente a los cambios de las condiciones del medio los convierten en finos sensores de la calidad del agua y en referentes del estado ecológico del ambiente que habitan.

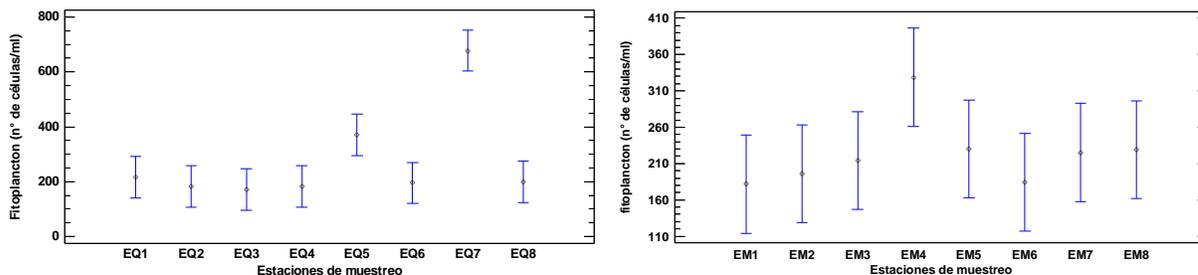


Figura 28. Fitoplancton (n° de células por mililitros) en relación a estaciones de muestreo de los subembalses Quiteria y Mbói Ka'ẽ.

Es así que se puede ver en la figura 28 en las estaciones de muestreo en EQ5 y EQ7, donde hay un incremento del fitoplancton en el subembalse Quiteria. En cuanto al subembalse Mbói Ka'ẽ en la estación de muestreo EM4 se encuentra el mayor número de fitoplancton. Esto puede estar en directa relación con las posibles fuentes de contaminación, ya sea aquellas puntuales o difusas, las primeras ocurren en zonas o lugares de vuelcos de efluentes cloacales, aguas servidas revelados en estudios, según (López M. , 2013), que en este caso sería la estación de muestreo EQ7 que se encuentra muy próximo a la planta de tratamientos de efluentes cloacales de la ciudad de Encarnación.

En tanto lo difuso es lo que llega por arrastre de otras zonas más alejadas o bien por percolación de soluciones de herbicidas y plaguicidas, entre otros factores, proveniente de áreas agropecuarias en estrecha relación con la cuenca fluvial ,estas características son similares al caso de la estación de muestreo EQ5 que podría estar influenciado por esa descarga de la planta de efluentes que está muy próximo al mismo y por las actividades agropecuarias que se tienen en la cuenca alta de Quiteria.

Un comportamiento similar ocurre en las estaciones de muestreo EM4 y EM7 de subembalse Mbói Ka'ẽ que está influenciado por las actividades antropogénicas de los habitantes

de la zona céntrica de la ciudad de Encarnación.

El proceso de eutrofización ocurre debido a la descarga de las aguas de desecho sin tratamiento previo o parcialmente tratadas en los cuerpos de agua, una de las manifestaciones más importantes de este fenómeno son aumentos en la cantidad del fitoplancton y en la proporción de cianobacterias en el cauce hídrico. En los cuerpos de agua tropicales eutróficos, como es el caso del embalse estudiado, según (González et al., 2004) se encontraron bajos valores de transparencia, altas concentraciones de nutrientes en especial de fósforo y de nitrógeno, como altos valores de producción primaria y dominancia de las cianobacterias durante todo el año.

Para el monitoreo y la evaluación ambiental, en relación al impacto de las actividades antropogénicas, que pueden causar sobre un cauce hídrico se suelen utilizar indicadores, donde un indicador es una característica del ecosistema, cuya medida cuantifica la magnitud del estrés y permite aislar aspectos clave del ambiente a distintos niveles de capacidad de síntesis. Se lo puede considerar como una señal física, química o biológica que transmite un mensaje complejo y puede ayudar a describir los sistemas en términos más simples.

Cada indicador provee información parcial con respecto al sistema total, pero las respuestas biológicas integran los efectos independientes de muchos factores de estrés y esta propiedad las hace indicadoras más robustas de la condición del ecosistema, en este caso, el acuático según estudios de Badii, Garza, & Landeros (2005); Ferrer, Cony, Fornerón, & Piccolo (2010). De esta manera se ha podido verificar, que a partir del uso de análisis químicos se puede lograr dar un panorama instantáneo de la calidad del agua y específico de las sustancias analizadas, y esto ha dado el avance hacia el empleo de los organismos acuáticos como indicadores, que tienen la capacidad de integrar las condiciones ambientales en el tiempo y dar

información del estado ecológico del sistema (Galea, Bazán, Alvarez, & Martínez, 2014).

Mediante el monitoreo biológico con observaciones periódicas directas del estado de las comunidades en su hábitat natural se pueden detectar alteraciones en el ambiente antes de que el deterioro sea obvio y generalizado (Forján, y otros, 2008).

Como se ha mencionado más adelante en este estudio, el fitoplancton juega un papel muy importante como base de las redes tróficas y como indicadores de la calidad del agua.

Índice trófico de Carlson

El monitoreo de la calidad del agua de los embalses es fundamental para planificar su gestión y los usos que se le puede dar a los mismos, para ello es importante considerar el estado trófico el cual es un buen indicador del estado de la calidad de un cuerpo de agua léntico, el cual se refuerza con los parámetros limnológicos, este tipo de estudio a largo plazo, se ha convertido en una herramienta esencial para el seguimiento, control y toma de decisiones para la preservación y la gestión de embalses.

Para la obtención del estado trófico de los subembalses de Mbói Ka'ẽ y Quiteria se aplicaron “los índices del estado trófico (TSI) de Carlson y Simpson” (UNPL, 2020), donde según los valores medios anuales de la profundidad de visión del disco de Secchi (Sec, m) y de las concentraciones superficiales de Fósforo Total (PT, mg/m³) y de clorofila ‘a’ (Chla, mg/m³) y con valores de TSI (Tabla 21).

Tabla 19. Índices de estado trófico (TSI)

TSI	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	Profundidad de Secchi (m)	Fósforo total ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	Estado trófico
0 – 30	<0,95	>8	<6	Oligotrófico
30 – 40	0,95 – 2,6	8 – 4	6 – 12	
40 - 50	2,6 – 7,3	4 – 2	12 – 24	Mesotrófico
50 – 60	7,3 – 20	2 – 1	24 – 48	Eutrófico
60 – 70	20 – 56	0,5 - 1	48 – 96	
70 – 80	56 – 155	0,25 – 0,5	96 – 192	Hipertrófico
> 80	>155	<0,25	192 - 384	

Los resultados obtenidos en el estudio de ambos subembalses en los tres años fueron:

Resultados de estudios

Tabla 20. Tabla de Índice Trófico (TSI, Trophic Status Index) Subembalse Mbói Ka'ẽ

Subembalse Quiteria

Índice Trófico (TSI, Trophic Status Index)		
Año	Subembalse Mbói Ka'ẽ	Subembalse Quiteria
2016	21,97	23,13
2017	23,64	24,42
2018	27,35	28,67

En la Tabla 22 se observa la variación del Índice trófico de Carlson para los subembalses Quiteria y Mbói Ka'ẽ respectivamente, verificándose que corresponden a un estado Oligotrófico los dos subembalses en los tres años de estudio.

En el subembalse Mbói Ka'ẽ y Quiteria se obtuvieron, en relación a la clorofila *a* un TSI (Clha) con valores entre 30 y 35 los cuales indican un estado oligotrófico en los años 2016, 2017 y 2018 respectivamente, se observan resultados similares en López & Madroño (2015).

Con respecto a los valores de TSI (PT) para el embalse Quiteria en el año 2018 se observa un estado mesotrófico respecto a este nutriente, un aumento en la concentración de la misma, principalmente fósforo total puede producir, la aparición de floraciones algales, que se debe a la descarga de efluentes, sistemas de drenajes y por escorrentías, según Ledesma et. al (2013).

Considerando el TSI de Carlson que es calculado a partir de dos o más variables es normal, que ocurran diferencias en los valores esto también fue evidenciado en (AEET, 2007), donde hay una clara tendencia a un sistema productivo en los embalses, lo cual coincide con el desarrollo en aumento de la población de fitoplancton, en los meses de verano y primavera en el año 2018 y en ambos subembalses.

El valor del índice trófico calculado a partir de la concentración de fósforo total en relación a otras variables, coinciden que el fitoplancton es probablemente limitado en su crecimiento por este factor.

Variables Climáticas

Se registraron resultados en los años de estudio 2016, 2017 y 2018 de heliofanía, en donde la variación de luz mensual tuvo una duración menor de horas de luz solar, que fue en el otoño en los tres años y la mayor cantidad de horas luz fue en verano.

La humedad relativa promedio en los tres años fue del 60%, registrándose valores más bajos en verano y mayor porcentaje en otoño. En cuanto a la precipitación promedio mensual en los mismos años fueron de 2000 mm/año observándose mayor precipitación en otoño y primavera con un promedio de 400 mm mensual. La temperatura ambiente en °C los promedios fueron similares, observándose un descenso a fines de otoño y temperaturas máximas en verano (Anexo D).

Protocolo de ensayos recomendado para el monitoreo de las aguas de los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria de la ciudad de Encarnación, Itapúa

En función de la metodología, de los resultados y de las conclusiones obtenidas en este trabajo de investigación se sugiere un protocolo donde se establece el procedimiento de muestreo y análisis, para un monitoreo de la calidad de las aguas de los subembalses, ver Anexo C. Esto sería muy importante para la gestión integrada de los recursos hídricos ya que el fitoplancton puede ser utilizado como un indicador biológico de los cuerpos de agua.

Este documento podría ayudar a la regulación y control de la calidad del recurso, para los distintos usos y de esta manera las autoridades competentes poder contar con información basada en hechos científicos evidenciados en esta investigación.

Conclusiones

El análisis de la diversidad fitoplanctónica en los subembalses Mbói Ka'ẽ se han encontrado 125 taxones entre microalgas y cianobacterias y en Quiteria se identificaron 138 taxones, esto ha permitido corroborar que en ambos, el taxón predominante con mayor número de especies ha sido *Crysochyta*, estaría indicando que el curso de agua es rico en materia orgánica, relacionándose directamente con las actividades antropogénicas que existen en torno a estos subembalses y las características propias de cuerpo léntico, los cuales incluyen géneros más representativos de este grupo como ser *Nitzschia* sp., y *Navícula* sp. donde ambos tienen cierta afinidad por aguas contaminadas, ricas en nutrientes.

Los análisis de correlación efectuados entre la abundancia del fitoplancton y los parámetros fisicoquímicos revelan una estrecha interdependencia, que condicionan la existencia y abundancia de ciertos taxones y especies específicas, que responden directamente a las condiciones de los ecosistemas acuáticos donde se desarrollan, especialmente aquellos nutrientes limitantes como ser el fósforo y nitrógeno para las cianobacterias que en este estudio realizado aunque en menor porcentaje fueron representadas por las especies *Anabeana* sp. y *Oscillatoria* sp., donde la primera es indicadora de alta carga de contaminación provenientes de vertidos de aguas cloacales tratadas y no tratadas la cual se evidencio en la estación de muestreo EQ7 que presento un comportamiento diferenciado con relación a la diversidad en cianobacterias donde se puede inferir que esto se debe a su proximidad a la planta de tratamiento de efluentes de la ciudad..

El estudio de la dinámica de la comunidad fitoplanctónica para los dos subembalses estudiados evidenció una variación estacional con un aumento de la población a través de los

años de la investigación, siendo las estaciones más cálidas de verano, primavera la de mayor abundancia y manteniéndose estable y disminuida en el invierno.

Esta alta especificidad que tienen las microalgas y cianobacterias con los factores abióticos y las variables climáticas hacen que sean muy útiles como indicadores biológicos para medir la calidad del agua, por lo que se convierte en una herramienta muy importante para el monitoreo y preservación de los cuerpos de aguas lénticas como los embalses.

En cuanto a la gestión ambiental de los recursos hídricos surge de esta investigación, la propuesta de un protocolo que ayudara al monitoreo de la calidad del agua, teniendo en cuenta que a nivel regional no existen datos que ayuden al manejo adecuado de este recurso.

Recomendaciones

El fitoplancton juega un papel fundamental en la columna de agua considerando que forman parte como productores primarios de la cadena trófica de los ecosistemas dulceacuícolas. por ello a través de esta investigación se recomienda la utilización de estos bioindicadores.

- Utilizar el fitoplancton como indicador de calidad de agua.
- La gran diversidad de diatomeas encontradas sugiere su utilización como indicadores biológicos de calidad de agua para los subembalses.
- Seguir el monitoreo de la cyanobacterias y también el aporte de nutrientes (fósforo y nitrógeno) ya que se ha observado un aumento a través de los años de estudio.
- Aumentar los muestreos de fitoplancton durante las estaciones de verano y primavera debido a que se evidenció mayor crecimiento de la comunidad fitoplanctónica en este periodo más cálido.
- Se recomienda la utilización del protocolo elaborado en base a las evidencias encontradas para la mejor gestión del recurso hídrico de los subembalses.

Referencias

- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) . (2013). *Captación y almacenamiento de agua de lluvia*. Santiago de Chile: FAO.
- 222/02, R. N. (2002). *Padrón de calidad de las aguas en el territorio nacional*. Asunción. AEET. (2007). Contaminación por Nitrógeno. *Ecosistema*, 98-110.
- Aguirre, C., González, E., & Guerrero, H. (2015). *Elaboración y aplicación de metodologías analíticas e instrumentales para la cuantificación de parámetros fisicoquímicos en agua y su aplicación en el laboratorio de Ingeniería Química*. San Salvador: Universidad de El Salvador.
- Ajcabul, A. (2016). *Análisis comparativo entre el índice simplificado de calidad del agua (ISQA) y el índice de calidad del agua (ICA) , aplicados al monitoreo de aguas superficiales en el río La Quebrada, El Frutal*. Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Akselman, R. (2006). Estudios Ecológicos en el Golfo San Jorge y adyacencias (Atlántico Sudoccidental): Distribución, abundancia y variación estacional de Fitoplancton en relación a Factores Fisicoquímicos y la Dinámica Hidrológica. *(Tesis Doctoral)*. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Alarcón, G., & Pesallacia, M. (2019). Percepción del Impacto Social de la Itaipú Binacional en 5 distritos de su zona de influencia del Departamento del Alto Paraná. *CICTIA*, 21-29.

- Alonso, C., De la Fuente, D., Del Pozo, L., Bueno, A., Garcia, M., Ramos, M., & Althofer y Garcia, J. (2008). Problemas de las cianobacterias en aguas de recreo y aguas de consumo. *Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX.* , 63-69.
- Amador, V. (2011). Potencialidades de las cianobacterias planctónicas como bioindicadores. *Serie Oceanológica. No. 9.*
- Amador, V. (2011). Potencialidades de las cianobacterias planctónicas como bioindicadores de. *Serie Oceanológica. No. 9.*
- American Public Health Association . (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* Washington: APHA.
- APHA. (1989). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17ed.* . Washington, D. C.: APHA/ American Water Work Association/ Water Environment Federation.
- Argañaraz, G., Parodi, E., & Cáceres, E. (2005). *Caracterización Citomorfométrica de Anabaena Circinalis (Cyanophyta) en una proliferación masiva en el embalse paso de las piedras (Provincia de Buenas Aires, Argentina).* Buenos Aires: Instituto Argentino de Oceanografía.
- Arocena, R., & Conde, D. (1999). *Métodos en Ecología de Aguas Continentales, con Ejemplos de Limnología en Uruguay.* Montevideo: DIRAC/FC/UDELAR.
- ATALC. (2016). *Estado del Agua en América Latina y el Caribe, Amigos de la Tierra América y el Caribe.* Ántropos Ltda.
- Atlas, R., & Bartha, R. (2005). *Ecología microbiana y Microbiología Ambiental, Cuarta Edición.* Madrid: Pearson Educación, S.A.

- Aznar, A. (2000). *Determinación de los Parámetros Físico-Químicos de la Calidad de las Aguas*. Madrid: Instituto Tecnológico de Química y Materiales "Álvaro Alonso Barba".
- Badii, Z., Garza, C., Garza, A., & Landeros, F. (2005). Los indicadores biológicos en la evaluación de la contaminación por agroquímicos en ecosistemas acuáticos y asociados. *CULCyT*, 6, 4-20.
- Baigún. (2018). *Impactos ecológicos y socioeconómicos de la construcción de represas sobre la ictiofauna y las pesquerías de los grandes ríos de América del Sur*. San Martín: Universidad Nacional de San Martín.
- Banco Mundial . (20 de Julio de 2019). *Agua. Panorama mundial*. Obtenido de <https://www.bancomundial.org>
- Barros, K. (2019). *Fitoplancton como indicador del estado ecológico del embalse Chongón*. Guayaquil: Universidad de Guayaquil.
- Bauer, D. (2009). Ecología del Fitoplancton de arroyos pampeanos y su valor como indicador de calidad del agua. (*Tesis Doctoral*). Universidad Nacional de la Plata, La Plata.
- Bellinger, E., & Sigeo, D. (2010). *reshwater Algae. Identification and Use as Bioindicators*. . Oxford, UK: John Wiley y Sons.
- Betancourt, C., Suárez, R., & Toledo, L. (2010). Variabilidad iónica y características tróficas del embalse Abreus, Cuba. *Limnetica*, 29 (2), 341-352.
- Bojacá, R. (2004). *Informe de Pravalidación del fósforo total*. Bogotá: IDEAM.
- Bojorge, M., & Cantoral, E. (2016). La importancia ecológica de las algas en los ríos. *Hidrobiología*, 1-8.
- Briñez, L., Castro, S., Cifuentes, D., Díaz, P., Guepe, A., Matoma, A., & Zarate, S. (2011). *H2O. Habemus2Oikos*. Ibagué: Universidad de Ibagué y Universidad Autónoma de Occidente.

- Brites, W. (2012). *Proyecto de gran escala y cambio urbano. Una aproximación a la nueva configuración urbana de dos ciudades medias*. Rosario: XI Congreso Argentino de Antropología Social.
- Carlson, R., & Simpson, J. (1996). A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods. *North American Lake Management Society*, 96.
- Chapa, C. (2010). *Eutrofización: Abundancia que mata*. Mexico.: Universidad del Mar.
- CLIMATE-DATA.ORG. (junio de 2020). *Clima Paraguay*. Obtenido de Temperatura, Climatografía: <https://es.climate-data.org/america-del-sur/paraguay/itapua>
- Cobo, F. (2015). Métodos de Control de la Floración de Cianobacterias en Aguas Continentales. *AIL*, 247-268.
- Cobo, F. (2015). Métodos de control de las floraciones de cianobacterias en aguas continentales. *Limnetica*, 34 (1), 247-268.
- Comunidad Valencia. (20 de Marzo de 2020). *EL CICLO DEL AGUA*. Obtenido de EL CICLO DEL AGUA: <http://www.cma.gva.es>
- Confederación Hidrográfica del Ebro. (2005). *Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua*. Protocolos de muestreos y análisis para fitoplancton.
- Confederación hidrográfica del Ebro. (2008). CONTROL DEL ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA (CEMAS). INFORME DE SITUACIÓN. AÑO 2008. *CHEbro*.
- Cuevas, V. (2015). *Modelo de Gestión de un embalse en tiempo real*. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.
- Curtis, H. S., & Schnek, A. F. (2000). *Biología*. Médica Panamericana.

- de la Lanza, S., & Carbajal, J. (2000). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)*. Plaza y Valdez, Mexico.
- De La Lanza, S., & Carbajal, J. (2000). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)*. Córdoba.
- Delgado, M., Lozano, F., & Facetti, J. (2014). Aspectos limnológicos del Lago Ypacaraí estudios hídricos III. *Sociedad Científica del Paraguay*, 86-96.
- Dirección Nacional de Medio Ambiente. (1996). *Manual de procedimientos analíticos para aguas y efluentes*. Uruguay: Laboratorio de DINAMA.
- Dobal, V., Loza, S., & Lugioyo, G. (2011). *Potencialidades de la Cianobacterias Planctónicas como bioindicadores de estrés ambiental en ecosistemas costeros*. Habana: Instituto de Oceanología.
- Duarte, P., & Franco, J. (2016). *Identificación de la biodiversidad de microalgal proveniente del embalse del Muña para evaluar su potencial en biorremediación*. Soacha: Revista Nova Colombia.
- EBY. (junio de 2012). *Entidad Binacional*. Obtenido de <http://eby.gov.py>
- EBY. (2017). *Actualización del Diagnóstico de la Cuenca Hídrica del Subembalse del Arroyo Quiteria*. Asunción.
- EBY; SEAM; Global Consultores. (2008). *Visión diagnóstica de los escenarios de las cuencas de los arroyos Mbói Ka`e y Quiteria*.
- Entidad Binacional Yacyreta. (2008). *Gestión Integrada de las cuencas de los arroyos Quiteria y Mbói Ka`e*. Global Consultores.
- Fabre, A., Carballo, C., Hernández, E., Piriz, P., Bergamino, L., Mello, L., . . . Kruk, C. (2010). El nitrógeno y la relación zona eufótica/zona de mezcla explican la presencia de

- cianobacterias en pequeños lagos subtropicales, artificiales de Uruguay. *Panamjas* 5(1), 112-125.
- Facetti, F. (2013). *Reflexiones sobre el Estado Ambiental de la Cuenca del Lago Ypacarai*. Asunción: Universidad Nacional de Asunción.
- Ferrer, N., Cony, N., Forneron, C., & Piccolo, M. (2012). *Caracterización del Fitoplancton y Estado Trófico de la Laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina) en el Otoño del 2010*. Buenos Aires: Biología Acuática.
- Forján, E., Domínguez, M., Vilchez, C., Miguel, R., Costa, C., & Reis, M. (2008). *Alerta: estrategia para predecir el desarrollo de cianobacterias tóxicas en embalses*. *Ecosistemas*, 17 (1), 37-45.
- Galea, M., Bazán, G., Alvarez, S., & Martínez, A. (2014). Estudio del fitoplancton en aguas arriba y aguas abajo del Dique embalse casa de piedra, Río Colorado (La Pampa, Argentina). *Biología Acuática* N° 30, 287-300.
- Gárate, I., Siqueiros, D., Verdugo, G., & Guerrero, R. (2014). *Dinámica del Fitoplancton en el Sistema Lagunar Magdalena-Almejas*. Ciudad de México: Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Garza, R., & Orio, A. (2012). Valoración del potencial ecológico en los embalses de la cuenca de la cuenca hidrográfica del Tajo (2008-2010). *Confederación Hidrográfica del Tajo*, 5.
- Gianello, D., Aguer, I., & Crettaz, M. (2017). Aportes al conocimiento del fitoplancton de la laguna del Parque Unzué (Gualeguaychú, Argentina). *Natura Neotropicalis* (48), 37-43.
- Giannuzzi, L. (2011). *Cianobacterias como determinantes Ambientales de la Salud*. Buenos Aires: Ministerio de salud de la nación.

Global Consultores. (2008). *Gestión Integral de las Cuencas de los Arroyos Quiteria y Mbói Ka'e*. Encarnación: Entidad Binacional Yacyreta.

Gobierno Brasileño. (2020). *Calidad del Agua*. Obtenido de <https://capacitacao.ead.unesp.br>

Gobierno Español. (2015). *Sistema Español de Gobernanza del Agua*. Madrid: Gobierno Español.

Gobierno Municipal. (2020). *PLANIFICACIÓN URBANA*. Obtenido de www.encarnacion.gov.py

Gobierno Nacional . (2007). *BACN*. Obtenido de www.bacn.gov.py

González, A. (1988). *El plancton de las aguas continentales*. Washington, D.C.: ecretaría General de la Organización de los Estados Americanos.

González, E., Ortaz, M., Peñaherrera, C., Montes, E., Matos, M., & Mendoza, J. (1999). Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos. *Universidad Central de Venezuela*, 15.

González, E., Ortaz, M., Peñaherrera, C., Montes, E., Matos, M., & Mendoza, J. (2003). Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos. *Limnetica*, 22, 15-35.

Graham, L., Wilcoz, L., & Graham, J. (2016). *Algae- 3rd Edition*. San Francisco: Pearson Education Inc.

Hellawell. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. London y New York.: Jones and Bartlett Publishers.

Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C., & Baptista, P. (2010). *Metodología de la Investigación*. México D.F.: McGRAW-HILL / INTERAMERICANA EDITORES, S.A.

- Hernández, C. (2017). ESTIMACIÓN DE LA PRESENCIA DE ALGAS EN CUERPOS DE AGUA MEDIANTE ÍNDICES DE VEGETACIÓN. México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Herrera, J., Martín, M., & Díaz, V. (1999). Variaciones del topplancton en cuatro lagunas costeras del Estado de Yucatán, México. *Rev. Biol. Trop.*, 47, 47-56.
- Kim, J., Linton, E., & Shin, W. (2015). Taxon-rich multigene phylogeny of the photosynthetic euglenoids. *Frontiers*.
- Lassaletta, L. (2016). *Flujos superficiales nutricionales en una cuenca agrícola de Navarra*. Madrid: Navarra.
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodríguez, C., & Sánchez, A. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse del Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Ciencia Agroquímica*, 419-425.
- Lehman, J., & Scavia, D. (1982). Microscale patchiness of nutrients in plankton communities. *Science (216)*, 729-730.
- Ley N° 3239 -. (Julio de 2007). *DE LOS RECURSOS HIDRICOS DEL PARAGUAY*. Asunción, Paraguay: Congreso de la Nación.
- López, F., & Siqueiros, D. (2011). Diatomeas como indicadores de la calidad ecológica de los oasis de Baja California Sur, México. CONABIO. *Biodiversitas* 99, 8-11.
- López, M. (2013). *Microalgas del Fitoplancton del Arroyo "Tacuary", ciudad del Carmen del Paraná, Departamento de Itapúa, Paraguay*. Encarnación: Universidad Nacional de Itapúa.
- Lorenzen, C. (1967). Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*. 12(2), 343-346.

- MADES . (2020). *RECURSOS HÍDRICOS*. Obtenido de <http://www.mades.gov.py>
- Marcovál, M. A. (2008). *Efectos de la radiación ultravioleta y de nutrientes sobre la comunidad planctónica de ambientes marinos patagónicos*. Bariloche, Argentina.: Universidad Nacional del Camahue.
- Marins, M. (2006). *El viento como factor ambiental importante en un estudio ecológico del fitoplancton de agua dulce*. San Carlos: Universidad Federal de San Carlos.
- Martínez, P., & Delgado, J. y. (2016). Diversidad de géneros del fitoplancton del embalse de Betania-HJuila y su importancia como bioindicadores. *Revista Científica CIDC*, 241-251.
- McComas, S., & Stuckert, J. (2010). *Water Quality and Aquatic Plant Conditions in 28 Lakes and Ponds in Bloomington*. Minnesota: Blue Water Science.
- Meichtry, N., Boltovskoy, A., Costigliolo, C., & Rodríguez, R. (2014). Primer registro del dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 en la Argentina y su distribución en el área de influencia del Embalse Yacyretá (río Paraná, Argentina-Paraguay). *AIL*.
- Meichtry, N., Vogler, R., Llano, V., & Martens, S. (2013). *Fitoplancton del embalse Yacyretá (Argentina-Paraguay) a una década de su llenado*. Posadas: Revista Mexicana de Biodiversidad. doi:10.7550/rmb026831
- Microsoft Excel. (02 de 08 de 2020). *Microsoft Excel*. Obtenido de <https://www.microsoft.com/en-us/microsoft-365/excel>
- Migens, A. (2020). *AGUA*. Obtenido de <https://www.iagua.es>
- Montoya, Y. (2008). *Caracterización morfométrica de un sistema fluviolacustre tropical, Antioquia, Colombia*. Antioquia: Universidad de Antioquia.

- Morales, B., & Chávez, G. (2010). *Estimación de la carga de nutrientes procedentes de la cuenca de drenaje superficial del río Tepenaguasapa*. Nanagua: NEXO.
- Moreno. (2000). *Informes de Prevalidación y Validación de fósforo soluble*. Santafé de Bogotá: IDEAM.
- Moreno, A. R. (10 de 06 de 2011). *mailxmail*. Obtenido de <http://www.mailxmail.com/cursos-agua-calidad-contaminacion-2-2/indice-simplificado-calidad-aguas-isqa>
- Moreno, D., Quintero, J., & López, A. (2010). *Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de Eutrofia*. D. F. México: Instituto de Ciencias y Tecnología del Distrito Federal.
- MVOTMA. (2018). INDICADORES AMBIENTALES, (Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente) . *DINAMA*.
- Oliva, M., Godínez, J., & Zuñiga, C. (2014). *Biodiversidad de Fitoplancton de Aguas continentales en México*. Ciudad de México: Reviste Mexicana de Biodiversidad.
- Oliva, M., Ramirez, J., Garduño, G., Cañetas, J., & Ortega, M. (2005). *Caracterización Diatomológica en tres cuerpos de agua de los humedales Jilotepec-Ixtlahuaca, Estado de México*. Ciudad de México: Universidad Nacional de México.
- OMS. (2006). *Guías para la calidad del agua potable*. Suiza.
- OMS. (Febrero de 2020). *AGUA, SANEAMIENTO E HIGINE*. Obtenido de <https://www.who.int>
- ONU. (10 de 06 de 2017). <http://www.bibliotecaonuagua.org>. Obtenido de <http://www.bibliotecaonuagua.org>:
<http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/quality.shtml>
- OPS Paraguay. (21 de Setiembre de 2012). *PAHO*. Obtenido de <https://www.paho.org>

- Pacheco, V., Servin, M. R., Vázquez, J., & Servín, M. A. (2015). Situación actual de la calidad de agua del sub embalse Mbói Caé de la ciudad de Encarnación mediante el empleo del Índice Simplificado de Calidad de Agua. *BGDIGITAL*.
- PARR. (2009). *Plan de Acción para el Reasentamiento y Rehabilitación. Informe: «Desarrollo social en ambas márgenes»*. Posadas: Entidad Binacional Yacyretá.
- Peraza, R. (2017). *Diversidad y Abundancia de Fitoplancton del Embalse Abreus (Cienfuegos, Cuba)*. Cienfuegos: Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos (CEAC).
- Pinilla, G. A. (2008). *Indicadores Biológicos en Ecosistemas Acuáticos Continentales en Colombia*. Bogotá: Centro de Investigación Científica.
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). (2020). *OBJETIVOS DE DESARROLLO SOSTENIBLE*. Obtenido de <https://www.undp.org>
- Pucheu, A. (2019). *Sistema Medidor de Conductividad en Soluciones Acuosas*. Mar del Plata: Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Ramírez. (2000). *Fitoplancton de agua dulce: aspectos ecológicos, taxonómicos y sanitarios. (1era Ed.)*. Colombia: Editorial Universidad de Antioquia.
- Ramírez, C., & Martín, C. (2006). *Ecosistemas dulceacuícolas*. In Saball, P. et al. (Eds.), *Biodiversidad de Chile. Patrimonio y Desafíos*. Santiago: Comisión Nacional del medio Ambiente.
- Ramirez, D., Giraldo, A., & Tovar, J. (2004). *Producción Primaria, Biomasa y Composición Taxonómica del Fitoplancton costero y oceánico en el Pacífico Colombiano*. Tumaco: Universidad San Andrés.
- Reyes, F. (2013). *MacroInvertebrados Acuáticos de los cuerpos lénticos de la región Maya, Guatemala*. Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala.

- Rodríguez, M., Busso, F., Bustamante, M., Ruibal, A., Ruiz, M., & Angelaccio, C. (2005). *FLORACIONES DE ALGAS EN EL EMBALSE SAN ROQUE (CÓRDOBA)*. Córdoba: Instituto Nacional del Agua.
- Rojas, H. (2010). Calidad de agua del Embalse de Yacyretá en la cota de 76 metros sobre el nivel del mar. *Scielo*.
- Roldán, G. (2002). *Limnología y eutrofización de embalses en Colombia. El agua en Ibero América. De la Limnología a la Gestión en Sudamérica*. Buenos Aires: Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo CYTED.
- Ryding, S., & Rast, W. (1992). *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. Madrid: Pirámide.
- Salusso, M., & Moraña, L. (2015). Fitoplancton de dos embalses de la Provincia de Salta . *Instituto de Ecología y Ambiente Humano*, 35-39.
- Sánchez, C. (2010). *Gestión sostenible del agua en el desarrollo urbano*. Buenos Aires: FODECO.
- Sande, P. (2011). Formas de fósforo y su relación con la erosión en aguas superficiales bajo clima atlántico. *Universidad de Coruña*, 1.
- Sandí, W. (2008). *Caracterización fisicoquímica de las aguas superficiales de la cuencia del río Rincón en la Península de Osa, Puntarenas, Costa Rica*. San Pedro de Montes de Oca: Universidad de Costa Rica.
- SEAM . (22 de Abril de 2002). Resolución por la cual se establece el padrón de la calidad de las aguas en el territorio nacional. Asunción, Asunción.
- Secretaría del Ambiente. (2006). Clasificación de las aguas superficiales de la República del Paraguay. Asunción, Paraguay.

- Sergi, A. (2009). *Conceptos y Tecnicas en Ecologia Fluvial*. España.
- StatGraphics. (02 de 08 de 2020). *statgraphics18*. Obtenido de <https://www.statgraphics.com/>
- Taboada, M., Martínez, S., Alderete, M., Gultemirian, M., & Tracanna, B. (2018). Evaluación del fitoplancton y la calidad del agua de un arroyo subtropical del Noroeste Argentino. *Bonplandia (2)*, 135-155.
- Toledo, A., Talarico, M., Chinez, S., & Agudo, E. (1983). *A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais*. Camboriú: XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- Treviño, I. (2008). *Estudios taxonómicos en algas verdes cocales del sur de España*. Granada: Universidad de Granada.
- UNPL. (2020). <https://www.fcnym.unlp.edu.ar/catedras/proteccion/tp1/tp1.pdf>. Obtenido de Eutrofización: <https://www.fcnym.unlp.edu.ar/catedras/>
- Vargas, J. (2008). *Distribución Horizontal y vertical de la comunidad fitoplanctónica, alrededor de las islas de Providencia y Santa Catalina, Caribe Colombiano (época húmeda de 2005)*. Bogota: Universidad de Bogota Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Ciencias Naturales.
- Vázquez, G., Catro, G., González, I., Pérez, R., & Castro, T. (2006). Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *ContactoS*, 60, 41-48.
- Vila, I., Barends, I., & Montecino, V. (1987). Abundancia y Distribución temporal del fitoplancton en el Embalse Rapel, Chile Central. *Revista Chilena de Historia Natural*, 37-55.
- WCD/CMR . (2000). *El informe final de la WCD/CLas presas y el desarrollo: Un nuevo marco para la toma de decisiones*. EEUU.

XLSTAT. (02 de 08 de 2020). *XLSTAT by Addinsoft*. Obtenido de <https://www.xlstat.com/es/>

Anexo

Anexo A. Dimensiones analizadas PCA.

Estaciones de monitoreo	Conductividad(µs/cm)	D.B.O5 Total (mgO2/L)	DQOmgO2/L	Oxígeno disuelto(mgO2/L)	Ph (UPH)	Sólidos suspendidos (mg/L)	Sólidos totales mg/L	TDS (mg/L)	Temperatura agua(°C)	Turbiedad (UNT)	Clorofila a (mg/m3)	Fósforo Total(mg-P/L)	Nitrato(mgN-NO3/L)	Nitrito(mgN-NO2/L)	NTK(mg-N/L)	Chlorophyta (n° de células/ml)
EM1	65,3	0	9,6	10,6	7,45	36	67	93	26,4	53,6	1,2	0,06	0,32	0,053	0,03	8
EM2	66,2	0	8,2	9,33	7,6	28	69	66,4	26,4	48	0,9	0,03	0,33	0,059	0,75	19
EM3	54,8	4,7	8,1	8,52	7,39	4	75	78,9	26,1	50,6	1,8	0,04	0,27	0,11	0,65	16
EM4	68,8	4	12	7,23	7,42	15	81	88	27	46,2	1,8	0,045	0,6	0,013	0,29	36
EM5	81,2	0	6,6	10,52	8,21	25	77	65,8	28,1	44,5	2,1	0,04	0,36	0,01	0,17	51
EM6	66,7	4	12	9,63	8,1	63	65	77,2	26,4	52,3	1,5	0,033	0,28	0,01	0,15	5
EM7	73,2	0	9,3	7,41	7,39	12	69	97	28	48,4	1,85	0,04	0,2	0,02	0,03	16
EM8	69,7	4	8,7	8,52	7,6	15	67	99,4	27,4	51,6	1,44	0,033	0,3	0,02	0,56	10

Anexo B. Diversidad Taxonómicas de subembalses Mbói Ka´ẽ, Quiteria.

Subembalse Mbói Ka´ẽ				Subembalse Quiteria			
Taxon	Años			Taxon	Años		
	2016	2017	2018		2016	2017	2018
CHLOROPHYTA	2016	2017	2018	CHLOROPHYTA	2016	2017	2018
<i>Asterococcus sp.</i> Scherffel, 1908	1	10	28	<i>Asterococcus sp.</i>	2	43	20
<i>Chlorella vulgaris</i> M.W. Beijerinck	1			<i>Chlorococcum echinozygotum starr</i>	8		41
<i>Chlorococcum echinozygotum starr</i> R.C.Starr 1955	1	43	10	<i>Chlorococcum sp.</i>	1		16
<i>Chlorococcum sp.</i> Meneghini, 1842	2	42	33	<i>Chodatella quadriseta</i>	1	2	11
<i>Chodatella quadriseta</i> Lemmermann 1898		7	9	<i>Clamdomonas reinhardi</i>	7	21	3
<i>Clamdomonas reinhardi</i> P.A.Dangeard 1888	4	22	12	<i>Clorococcum infusionum</i>	14		17
<i>Clorococcum infusionum</i> (Schränk) Meneghini 1842	10	23	14	<i>Closterium cetaceum</i>	4		18
<i>Closterium cetaceum</i> Ehrenberg ex Ralfs 1848		26	20	<i>Closterium ehrenbergii</i>	4		
<i>Closterium ehrenbergii</i> Meneghini ex Ralfs 1848	8		14	<i>Closterium leibleinii</i>	3		
<i>Closterium leibleinii</i> Kützing ex Ralfs 1848	4	27	14	<i>Closterium sp.</i>	13		42
<i>Closterium sp.</i> kuetzingii Brébisson 1856	24	42	58	<i>Coelastrum sp.</i>	1	38	13
<i>Coelastrum pulchrum</i> Schmidle 1892	8			<i>Coelosphaerium sp.</i>	5		11
<i>Coelastrum sp.</i> Nägeli, 1849	3	15	32	<i>Cosmarium bioculatum</i>	5		12
<i>Coelosphaerium sp.</i> Nägeli, C. (1849)	9	23	17	<i>Cosmarium conspersum</i>	8	46	32
<i>Cosmarium bioculatum</i> Brébisson ex Ralfs 1848	2	16	14	<i>Cosmarium formosulum</i>	4	34	33
<i>Cosmarium conspersum</i> (Brébisson) 1912	9	26	7	<i>Cosmarium marginatum</i>	1		
<i>Cosmarium formosulum</i> Nordstedt 1888	1	33	25	<i>Cosmarium phaseolus</i>	4		52
<i>Cosmarium marginatum</i> Willi Krieger 1932			20	<i>Cosmarium sp.</i>	15		37
<i>Cosmarium phaseolus</i> Brébisson ex Ralfs 1848	6	14	35	<i>Cosmarium thwaitesii</i>	3	24	15
<i>Cosmarium sp.</i> Corda ex Ralfs, 1848	19	43	53	<i>Euastrum dentriculatum</i>	1	16	23
<i>Cosmarium thwaitesii</i> Ralfs 1848	4		21	<i>Micratinium sp.</i> Fresenius, 1858	1	25	
<i>Euastrum dentriculatum</i> F.Gay 1884	1	23	22	<i>Oedogonium sp.</i>	97	63	38
<i>Oedogonium sp.</i> Link ex Hirn, 1900	90	122	57	<i>Penium margarituceum</i>	4		21
<i>Penium margarituceum</i> Brébisson in Ralfs 1848	16	46	17	<i>Penium sp.</i> J.Barker 1869	2		
				<i>Phanktosphaeria gelatinosa</i>	8		
				<i>Pleurotaenium sp.</i>	3		15
				<i>Scenedesmus bijugatus</i>	10		67
				<i>Scenedesmus quadricauda</i>	16	64	70
				<i>Sphaerocystis chodat</i>	1		
				<i>Sphaerocystis schoroetei</i>	1		4

<i>Phanktosphaeria gelatinosa</i> G.M.Smith 1918	9		10	<i>Sphaerocystis sp.</i>	7	41	12
<i>Pleurotaenium sp.</i> (Ralfs) De Bary 1858	5	17	27	<i>Spirogyra condensata</i> (Vaucher) Dumortier 1822	64		
<i>Scenedesmus acuminatum</i> (Lagerheim) Chodat 1902	4			<i>Spirogyra crassa</i>	105		326
<i>Scenedesmus acutiformis</i> Schröder 1897	4			<i>Spirogyra sp.</i>	259	145	175
<i>Scenedesmus bijugatus</i> Kützing 1834	24	78	60	<i>Spyrogyra sobreticulata</i>	47		
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson 1835	30	42	46	<i>Ulotrix subtilissima</i>	17		32
<i>Sphaerocystis chodat</i> Chodat, 1897	4		12	<i>Volvox carteri</i>	4		4
<i>Sphaerocystis schoroetzi</i> Chodat, R. (1897)		28	10	CRYSOPHYTA	2016	2017	2018
<i>Sphaerocystis sp.</i> Chodat, R. (1897)	1	25	6	<i>Achnanthes</i>	13	175	
<i>Spyrogyra angustina</i>	65			<i>Achnanthes clevei</i>	10		19
<i>Spirogyra crassa</i> (Kützing) Kützing 1843		10	10	<i>Achnanthes sp.</i>	20		149
<i>Spyrogyra sp.</i> Link, 1820	224	168	185	<i>Amphipleura lindheimeri</i>	25		
<i>Ulotrix subtilissima</i> Rabenhorst 1857	15	49	41	<i>Amphora ovalis</i>	14		89
<i>Volvox carteri</i> F.Stein 1878	1	6	11	<i>Amphora sp.</i>	3		
CRYSOPHYTA	2016	2017	2018	<i>Anomoeoneis</i>	6		21
<i>Achnanthes clevei</i> Grunow in Cleve & Grunow 1880	6	57	66	<i>sphaerophora</i>			
<i>Achnanthes sp.</i> Bory de Saint- Vincent, J.B.G.M. (1822)	5	58	106	<i>Caloneis silicula</i>	4		
<i>Amphora ovalis</i> Kützing 1844	12	33	44	<i>Caloneis sp.</i>	12		37
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> Pfitzer 1871		18	17	<i>Characium sp</i>	4	69	
<i>Caloneis sp.</i> Cleve, P.T. (1894)	8	24	69	<i>Cocconeis placentula</i>	6		
<i>Characium naegeli</i> A.Braun in Nägeli 1849	2			<i>Cocconeis sp.</i>	1		43
<i>Characium sp.</i> A. Braun, 1849	4			<i>Cymbella affinis</i>	1		29
<i>Cocconeis sp.</i> Ehrenberg, C.G. (1836)	1	48	12	<i>Cymbella helvética</i>	1		26
<i>Cymbella affinis</i> Kützing 1844		36	11	<i>Cymbella lanceolata</i>	7	27	29
<i>Cymbella helvética</i> Kützing 1844	2	39	13	<i>Cymbella prostata</i>	11		34
<i>Cymbella lanceolata</i> (C.Agardh) Kirchner 1878	3	28	61	<i>Cymbella sp.</i>	7		
<i>Cymbella próstata</i> (Berkeley) Cleve 1894	5	38	34	<i>Cymbella tumida</i>	9		13
<i>Cymbella reinhardtii</i> Grunow in A.W.F.Schmidt 1875	4			<i>Cymbopleura</i>			
<i>Cymbella sp.</i> (Ehrenberg)	6		22	<i>parunculoides</i>	3		
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck 1880	3	15	35	<i>Cymbopleura solea</i> (W.Smith) Ralfs in Pritchard 1861	2	28	
<i>Cymbopleura parunculoides</i>	14		40	<i>Diatoma mezodon</i>	1		
<i>Diatoma mezodon</i> (Ehrenberg) Kützing 1844	3		21	<i>Diatoma vulgare</i>	25	33	26
				<i>Diploneis sp.</i>	4		
				<i>Eunotia arcus</i>	2	31	24
				<i>Fragilaria capuccina</i>	21	65	105
				<i>Fragilaria capuccina var.</i> <i>mesolepta</i>	49	91	53
				<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow 1862	6		
				<i>Fragilaria sp.</i>	6	70	102
				<i>Frustulia rhomboides</i>	12	54	57

<i>Diatoma vulgare</i> Bory de Saint-Vincent, J.B.G.M. (1824)	7	31	53	<i>Frustulia</i> sp.	16	56	39
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve 1894	3			<i>Gonphonema</i> sp. Ehrenberg 1832	11		42
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve 1891	2			<i>Gyrosygma atenuatum</i>	15	29	
<i>Diploneis</i> sp. Ehrenberg ex Cleve, 1894		23	49	<i>Hantzschia</i> sp.	12	29	24
<i>Eunotia arcus</i> Ehrenberg 1837	5	14	41	<i>Melosira granulata</i>	47	139	43
<i>Fragilaria capuccina</i> Desmazières 1830	15	192	68	<i>Melosira nummuloides</i>	16	21	17
<i>Fragilaria capuccina</i> var. <i>Mesolepta</i> (Rabenhorst) Rabenhorst 1864	41	88	51	<i>Navícula bryophila</i>	2		29
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton 1869	4			<i>Navícula pupula</i>	28	30	35
<i>Fragilaria</i> sp. Lyngbye, 1819	8	113	66	<i>Navícula radiosa</i>	10		39
<i>Frustulia romboides</i> (Ehrenberg) De Toni 1891	13	49	32	<i>Navícula</i> sp.	33	54	100
<i>Frustulia</i> sp. Rabenhorst, 1853	7	55	46	<i>Neidium amphigomphus</i>	3		
<i>Gomphonema stonci</i> E.Reichardt 1999	8			<i>Neidium iridis</i> (Ehrenberg) Cleve 1894	1		
<i>Gyrosygma atenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst 1853	1			<i>Neidium</i> sp.	6	25	53
<i>Gyrosygma</i> sp. Hassall, 1845	1			<i>Nitzschia linearis</i>	9	25	
<i>Hantzschia</i> sp. Grunow, 1877	3	26	39	<i>Nitzschia prostata</i>	5		20
<i>Melosira granulata</i> (Ehrenberg) Ralfs in Pritchard 1861	36	41	73	<i>Nitzschia</i> sp.	17		51
<i>Melosira nummuloides</i> C.Agardh 1824	16	21	20	<i>Nitzschia anphybia</i>	2		
<i>Navícula brasiliensis</i> Grunow 1863	1			<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst 1860	3		
<i>Navícula bryophila</i> J.B.Petersen 1928		35	18	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith 1856	5		
<i>Navícula pupula</i> Kützing 1844	5	36	29	<i>Nitzschia sigmoidea</i>	2		
<i>Navícula radiosa</i> Kützing 1844	6	57	72	<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve 1891	7		
<i>Navícula</i> sp. Ehrenberg 1832	30	32	60	<i>Pinnularia pisciculus</i> var. <i>angusta</i>	9		30
<i>Neidium amphigomphus</i> (Ehrenberg) Pfitzer 1871	9		10	<i>Pinnularia rostratissima</i> var. <i>ventricosa</i>	4		
<i>Neidium</i> sp. Pfitzer, 1871	5	38	21	<i>Pinnularia</i> sp.	10	44	
<i>Nitzschia linearis</i> W.Smith 1853	7			<i>Pinnularia subgibba</i>	4		25
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W.Smith 1853	3		19	<i>Placoneis placentula</i>	6		30
<i>Nitzschia próstata</i> (Berkeley) Cleve		25	4	<i>Sellaphora rectangularis</i>	2		
<i>Nitzschia</i> sp. Hassall 1845	2	28	60	<i>Sellaphora</i> sp.	1		
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith 1853	2			<i>Staurastrum</i> sp. Meyen, 1829	1		
<i>Nitzschia anphybia</i> Grunow 1862	2		15	<i>Stauroneis anceps</i>	43	27	18
<i>Pinnularia rostratissima</i> var. <i>Ventricosa</i> Metzeltin & Lange-Bertalot, 1998	13		26	<i>Stauroneis</i> sp.	18	55	36
				<i>Surirella angustata</i>	2		8
				<i>Surirella bisserata</i>	9		49
				<i>Surirella capronii</i>	1		16
				<i>Surirella demereae</i>	3		32
				<i>Surirella</i> sp.	7	78	41
				<i>Synedra acus</i>	5		

<i>Pinnularia pisciculus</i> var <i>angusta</i> Metzeltin & Krammer	25	7		<i>Synedra goulardii</i> Brébisson ex Cleve & Grunow 1880	1			
<i>Pinnularia</i> sp. Ehrenberg, 1843	3		52	<i>Synedra</i> sp. Ehrenberg, 1830	2			
<i>Pinnularia subgibba</i> Krammer 1992	10		6	<i>Synedra ulna</i>	1	35		19
<i>Sellaphora rectangularis</i> (W.Gregory) Lange-Bertalot & Metzeltin 1996:	8		18	<i>Tabellaria fanestrada</i> (Lyngbye) Kützing 1844	1			
<i>Placoneis placentula</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky 1903	23		6	<i>Tabellaria</i> sp.				37
<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg 1843	11	20	43	<i>Terpsinoë música</i>	13	37		25
<i>Sellaphora</i> sp. Mereschowsky, 1902	4		37	CYANOPHYTA	2016	2017		2018
<i>Stauroneis</i> sp. Ehrenberg, C.G. (1843)	19	34	23	<i>Anabaena constricta</i>	7	359		17
<i>Surirella angustata</i> Kuetzing, 1844	1	26	26	<i>Anabaena solitaria</i>	15	578		221
<i>Surirella bisserata</i> Brébisson & Godey 1835	4	43	45	<i>Anabaena</i> sp.	692	709		1065
<i>Surirella capronii</i> Brébisson & Kitton in Kitton 1869		18	24	<i>Anabaena sphaerica</i>	21	606		170
<i>Surirella demereae</i> A.W.F.Schmidt	1	32	24	<i>Aphanocapsa dilicatissima</i> West & G.S.West 1912	1			
<i>Synedra acus</i> Kützing 1844	4		22	<i>Gomphosphaeria</i> sp.	38	251		495
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg 1832	10	21	11	<i>Lynbya limnetica</i>		630		1332
<i>Tabellaria</i> sp. Ehrenberg ex Kützing, 1844	6	67	12	<i>Lynbya martensiana</i>	375			
<i>Terpsinoë música</i> Ehrenberg 1843	13	34	59	<i>Merismopedia elegans</i>	323	271		742
CYANOPHYTA	2016	2017	2018	<i>Nostoc verrucosum</i>	10	112		165
<i>Anabaena constricta</i> (Szafer) Geitler 1925	111	116	28	<i>Merismopedia glauca</i>		94		227
<i>Anabaena solitaria</i> Klebahn 1895		75	95	<i>Oscillatoria angina</i> Bory ex Gomont 1892	11			
<i>Anabaena</i> sp.	287	325	184	<i>Oscillatoria brevis</i>	516	1139		1540
<i>Anabaena sphaerica</i> Bornet & Flahault 1886		266	81	<i>Oscillatoria chlorina</i> Kützing ex Gomont 1892	25			
<i>Gomphosphaeria</i> sp. Kützing 1836	126	186	35	<i>Oscillatoria limnetica</i>	12	1292		1684
<i>Lynbya limnetica</i> Lemmermann 1898	190	955	778	<i>Oscillatoria limosa</i>		661		1453
<i>Lynbya martensiana</i> Meneghini ex Gomont 1892	340	330	520	<i>Oscillatoria pútrida</i> Schmidle 1901	50			
<i>Merismopedia elegans</i> A.Braun ex Kützing 1849	628	1053	611	<i>Oscillatoria sancta</i> Kützing ex Gomont 1892	52			
<i>Nostoc verrucosum</i> Vaucher ex Bornet & Flahault 1886	4	84	187	<i>Oscillatoria</i> sp. Vaucher ex Gomont, 1892	27			
<i>Oscillatoria brevis</i> Kützing ex Gomont 1892	179	851	998	<i>Oscillatoria tenuis</i>	300			
<i>Merismopedia glauca</i> Ehrenberg) Kützing 1845			411	<i>Phormidium retzii</i> Kützing ex Gomont 1892	15			
<i>Oscillatoria Formosa</i> Bory ex Gomont 1892	15		577	EUGLENOPHYTA	2016	2017		2018
<i>Oscillatoria glauca</i> Kützing ex Forti C	207			<i>Cercomonas crassicauda</i>	10			2
				<i>Characium nasutum</i> Rabenhorst 1855	3			
				<i>Euglena sanguina</i>	6			11
				<i>Euglena</i> sp.	15	38		57
				<i>Phacus oscillans</i>	3	26		22
				<i>Phacus triqueter</i>	8			30
				<i>Trachelomonas oblonga</i>	8			12

<i>Oscillatoria limnetica</i> Lemmermann 1900	87	1341	529	<i>Trachelomonas sp.</i>	5	14
<i>Oscillatoria limosa</i> C.Agardh ex Gomont 1892	218	824	311			
<i>Oscillatoria tenuis</i> C.Agardh ex Gomont 1892	381					
EUGLENOPHYTA	2016	2017	2018			
<i>Cercomonas crassicauda</i> Dujardin, 1841		8	1			
<i>Euglena sanguina</i> Ehrenberg 1832			23			
<i>Euglena sp.</i> Anton van Leeuwenhoek (1632-1723)	2	32	25			
<i>Phacus oscillans</i> G.A.Klebs 1883		28	6			
<i>Phacus triqueter</i> (Ehrenberg) Dujardin 1841		36	15			
<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann 1899		16	15			
<i>Trachelomonas sp.</i> Ehrenberg, 1835		21	10			

Nota. El cuadro señala la diversidad taxonómica por especies y su variación por número de células por mililitro, cada una de ellas en los subembalses Mbói Ka ã y Quiteria, durante los años 2016, 2017 y 2018.

Anexo C. Protocolo de ensayos recomendado para el monitoreo de las aguas de los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria de la ciudad de Encarnación, Itapúa

1-Introducción

Las comunidades de fitoplancton (microalgas) y cianobacterias responden de manera muy rápida a los cambios ambientales, en especial al aporte de nutrientes que pueden contener los ecosistemas acuáticos y a la disponibilidad de la luz solar. Por lo tanto, el continuo monitoreo de su diversidad, abundancia, biomasa y su correlación con los factores abióticos puede utilizarse en la mayoría de los casos para caracterizar el ambiente acuático y las consecuencias de los impactos sufridos debido a la contaminación por nutrientes. Los nutrientes que son considerados como limitantes para el crecimiento del fitoplancton deben estar presentes en concentraciones adecuadas para asegurar su subsistencia ya que forman la base de las redes tróficas en los ecosistemas de cuerpos lénticos de agua. Sin embargo, un aporte excesivo (especialmente de compuestos de nitrógeno y/o fósforo) puede causar un crecimiento acelerado de algas y cianobacterias que puede resultar perjudicial, tanto para el funcionamiento del ecosistema como para los usos del agua, esto puede llevar procesos de eutrofización.

Este documento tiene como objetivo establecer un procedimiento para la toma de muestras, datos de campo, así como para los análisis en el laboratorio de los subembalses Mbói Ka'ẽ y Quiteria de la ciudad de Encarnación, siguiendo la metodología del muestreo de agua para las determinaciones analíticas de parámetros fisicoquímicos, concentración de clorofila-a, así como la composición taxonómica y abundancia celular del fitoplancton.

2-Normativa de referencia

Norma Paraguaya, Ley 1640 ERSSAN

Resolución 222/02 MADES

Standard Methods for the Analysis of Water and Waste Water, 2000

American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater.

3-Equipos y materiales

- Red de fitoplancton de 25 μm
- Viales de vidrio o plástico con tapón hermético adecuados para contener las muestras de agua para análisis fisicoquímicos.
- Botellas de vidrio de 125 - 250 ml traslúcidas y de color ámbar, para proteger las muestras de fitoplancton de la luz.
- Botella tipo Van Dorn
- Botellas opacas de plástico (2 L) para contener las muestras para la determinación de la concentración de clorofila-a previamente lavados con ácido sulfúrico 1N y enjuagados tres veces con agua destilada.
- Balde de plástico
- Pipetas Pasteur
- Disco de Secchi (DS).
- Sonda multiparamétrica con sensores de temperatura, conductividad, pH y oxígeno disuelto.
- Neveras portátiles para transporte de la muestra
- Bolígrafo o rotulador permanente, si se usan etiquetas, éstas deben ser resistentes al agua.
- Libreta de campo.
- GPS.

4-Toma de muestra

Se establece de 4 a 8 estaciones de muestreos localizadas en zonas representativas de los subembalses donde se deberán medir la abundancia celular de los diferentes taxones que componen la comunidad fitoplanctónica y los factores abióticos relacionados.

Por las características particulares estudiadas de estos cuerpos de agua se tomarán muestras de las costas de los mismos en una frecuencia de cuatro muestreos al año (invierno, primavera, verano y otoño) con esta estrategia se busca estudiar la variabilidad anual que presentan las comunidades fitoplanctónicas, pudiéndose repetir los muestreos en temporadas cálidas como primavera y verano, considerando que en estas épocas del año se evidencian una mayor proliferación de comunidades específicas del fitoplancton.

Las muestras asociadas a la determinación de parámetros fisicoquímicos y biológicos se extraerán a nivel superficial, considerando 0.5 m

El muestreo de fitoplancton se realizará mediante el filtrado de 50 litros de agua a través de una red de plancton de abertura de malla de 25 μm , una parte de la muestra se colocará en botella tipo Van Dorn fijadas con una solución de Lugol destinadas al análisis cuantitativo de fitoplancton y otra parte de las muestras se utilizaron para la observación al microscopio óptico para la identificación taxonómica.

5-Análisis cuantitativo del fitoplancton

El análisis cuantitativo se debe realizar mediante microscopio óptico 10x, 40x, 100x para las misma se utilizará cámara de Sedwick-Rafter por campos o bandas al azar. El número de campos contados dependerá de la densidad del fitoplancton, que se cuente en lo posible, un mínimo de 100 individuos de la especie más abundante, de modo que el intervalo de confianza fue del 95%, con

un error de recuento inferior al 20% (Lund *et al.*, 1958; APHA, 1992). Los resultados se expresarán como individuos (células, cenobios, colonias o filamentos) por mililitro (ind. mL⁻¹).

Finalmente, los valores obtenidos en el conteo se extrapolarán a número de células por mililitro utilizando las siguientes ecuaciones:

$$C = N/V_b \qquad V_b = A_b \times V/A_t$$

Donde:

C = concentración de células (células por ml)

N = número de células contadas en el “volumen barrido” (V_b)

A_b = “área barrida” obtenida multiplicando el área del campo por el número de campos contados

V = volumen de muestra sedimentado (ml)

A_t = área total de la cámara de conteo

La identificación de las especies presentes se efectuará bajo microscopio binocular convencional, ocular micrométrico y dispositivo de cámara clara. Para la ordenación de los grupos de algas se siguió el criterio de Bourrelly (1970, 1972, 1981) y para determinación sistemática se recomienda utilizar la bibliografía específica para cada taxon *Euglenophytas* Huber-Pestalozzi, (1955); Tell & Conforti, (1986); Menezes, (1994); *Chlorophyta* Prescott, 1982; Komárek & Fott, (1983); *Cryptophyta* Kramer & Lange-Bertalot, (1986, 1991); *Cyanophyta* Anagnostidis & Komárek, (1989, 1999); Bicudo & Menezes, (2005), entre otros.

Para el cálculo de la Diversidad (H') de Shannon (Shannon, 1948)

s

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \cdot \log_2 p_i$$

$i=1$

Donde:

$$p_i = n_i/n$$

n_i = número total de individuos de cada taxón

n = número total de individuos en la muestra

6-Análisis de parámetros fisicoquímicos

En el punto de muestreo se realizará la medición in situ de:

- Temperatura del agua (°C).
- Conductividad eléctrica a 20°C (μS/cm).
- Oxígeno disuelto (concentración y saturación) (mg O₂ / L y % sat O₂).
- pH (ud pH).

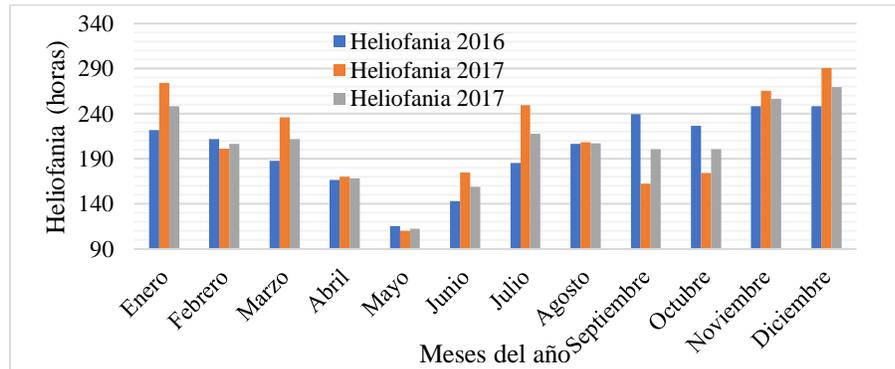
Las muestras destinadas al análisis de las variables fisicoquímicas se refrigerarán a 4°C y se preservarán de la luz, serán trasladadas al laboratorio en donde se procesarán siguiendo lo que indiquen las respectivas normas del Standard Methods for the Analysis of Water and Waste Water, 2000.

Determinaciones	Métodos	Baremo de comparación: Res. 222/05 SEAM Máximos permisibles (mg/l)
pH	SM 2310 B	SR
Sólidos Suspendidos a 103-105°C	SM 2540 D	SR
Sólidos Totales a 103-105°C	SM 2540 B	SR
Nitrato (como N-NO ₃)	Reducción con Cinc – o con Cadmio SM 4500-NO3-E-2000	10
Nitrito (como NO ₂)	ASTM D 3867-09 B NO ₂	1
N.T.K. (como N)	Kjeldall	0,6
Fósforo Total	SM 4500-P B. SM 4500-P E	0,05
Clorofila “a”	SM 10200 H 1y2	SR
D.B.O. 5 – 20°C	SM 5210 B	5
D.Q.O.	SM 5220 B	SR
Temperatura		
Conductividad	SM 2510 B	SR

Anexo D Variables Climáticas.

En la Figura 29 se presentan los resultados de heliofanía de los años 2016, 2017 y 2018, en el mismo se puede notar la variación de la cantidad de hora luz mensual, se puede observar que en los tres años el mes de mayo fue el de menor duración de hora de la luz solar y el mes de diciembre el que en promedio resultó con la mayor cantidad de hora luz mensual en los tres años.

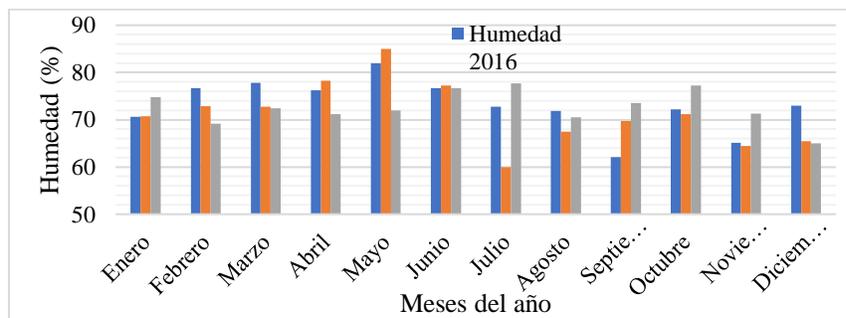
Figura 29. Resultados de heliofanía



Nota. Heliofanía mensual de los años 2016, 2017 y 2018.

La humedad del ambiente de los años 2016, 2017 y 2018 se presenta en la Figura N° 30, los promedios mensuales demuestran que la humedad relativa siempre está por encima de los 60%. Con relación a los meses de año se puede ver que la humedad fue más bajas en los meses de noviembre y diciembre, sien mayor el porcentaje de humedad en los meses de mayo y junio.

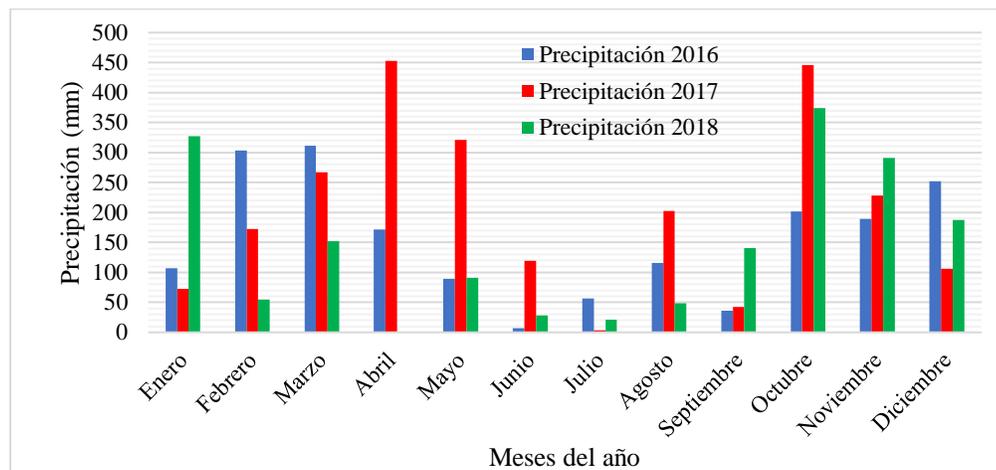
Figura 30. Humedad ambiental



Nota. Humedad relativa del ambiente, mensual de los años 2016, 2017 y 2018.

La precipitación promedio mensual de los años 2016, 2017 y 2018 se presenta en la Figura N° 31, la sumatoria total de la precipitación entre los 3 años superaron siempre los 2.000 mm/año. En el año 2017 se puede observar que en los meses de abril y octubre los promedios superaron 400 mm, en términos de promedios mensuales entre los tres años se observar que junio y julio fueron los meses más secos.

Figura 31. Promedio de precipitación mensual

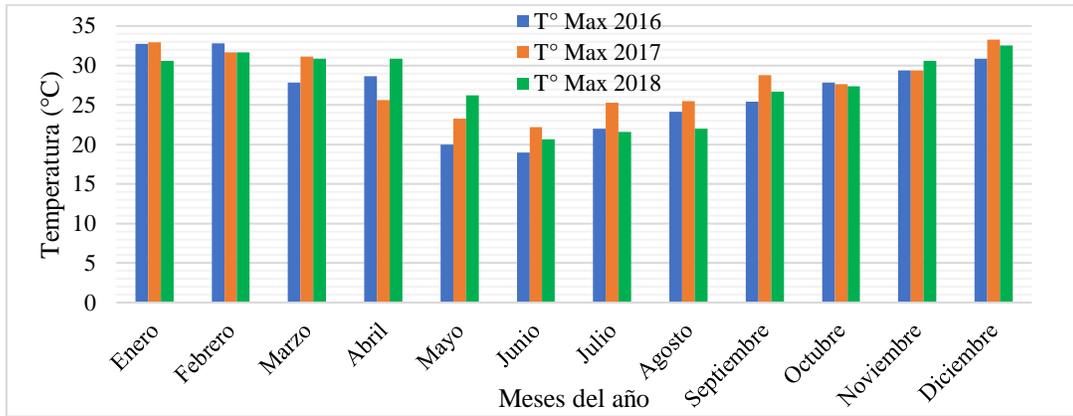


Nota. Precipitación mensual de los años 2016, 2017 y 2018.

La variable temperatura máxima en grados Celsius (°C) se muestra en la Figura N° 32. Los promedios muestran, que, entre los tres años presentados en este trabajo de investigación, los promedios fueron similares, observándose variación debido a las estaciones del año, entre los meses mayo, junio y julio.

Se observan las temperaturas máximas más bajas, de tal forma se tiene que junio es el mes donde la temperatura máxima alcanza los menores valores, situándose en 20 °C en promedio, aumentos de las temperaturas máximas en promedio va aumentando desde el mes de agosto hasta alcanzar niveles máximos en los meses de diciembre, enero y febrero.

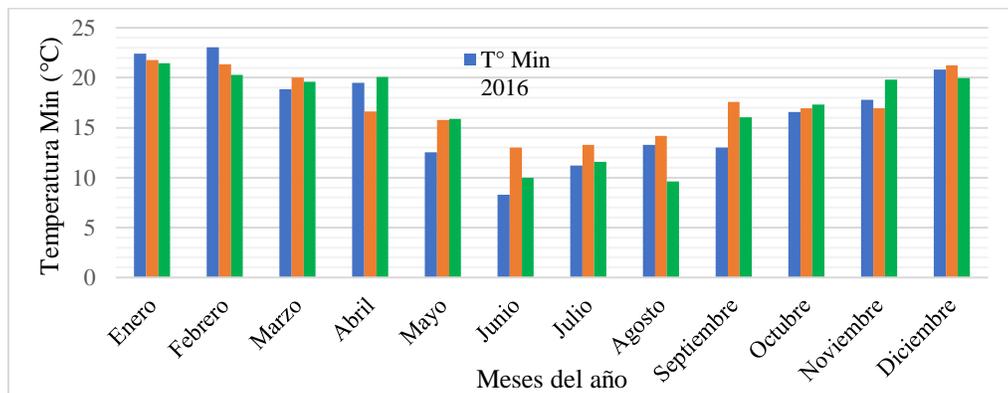
Figura 32. Promedio de temperatura



Nota. Temperatura máxima, mensual de los años 2016, 2017 y 2018.

La temperatura mínima mensual de los años 2016, 2017 y 2018 se presenta en la figura 33, el mes con la temperatura mínima más baja fue junio del 2016 con 8 °C; así mismo se puede notar que junio fue el mes que en los tres años presentó la temperatura mínima más baja. Mientras que la temperatura mínima más alta se observó en los meses de diciembre, enero y febrero en los tres años, en estos meses las temperaturas mínimas superaron los 20 °C.

Figura 33. Temperaturas mínimas



Nota. Temperatura mínima, mensual de los años 2016, 2017 y 2018.

