



**COORDINACIÓN DE DESARROLLO
PROFESIONAL E INSTITUCIONAL
SUBCOORDINACIÓN DE POSGRADO**

T E S I S

**EVALUACIÓN DEL TIPO Y DENSIDAD DE MICROALGAS, ASÍ COMO
DE LAS VARIABLES DE OPERACIÓN, EN LA EFICIENCIA DE
SISTEMAS ELECTROQUÍMICOS DE POTABILIZACIÓN**

que para obtener el grado de

Maestro en

Ciencias y Tecnología del Agua

presenta

Georgina Ruiz Pérez

Tutor: Dra. Alejandra Martín Domínguez

Jiutepec, Morelos

2021





Con fundamento en los artículos 21 y 27 de la Ley Federal del Derecho de Autor y como titular de los derechos moral y patrimoniales de la obra titulada “EVALUACIÓN DEL TIPO Y DENSIDAD DE MICROALGAS, ASÍ COMO DE LAS VARIABLES DE OPERACIÓN, EN LA EFICIENCIA DE SISTEMAS ELECTROQUÍMICOS DE POTABILIZACIÓN”, otorgo de manera gratuita y permanente al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, autorización para que fijen la obra en cualquier medio, incluido el electrónico, y la divulguen entre su personal, estudiantes o terceras personas, sin que pueda percibir por tal divulgación una contraprestación.

Georgina Ruiz Pérez

Jiutepec, Morelos, México, enero 2021



MAESTRÍA EN CIENCIAS Y TECNOLOGÍA DEL AGUA

Ante el Jurado integrado por:

Presidente: Dr. Carlos David Silva Luna

Secretario: Dra. María del Pilar Saldaña Fabela

Vocal 1: Dra. Alejandra Martín Domínguez

Vocal 2: M.C. Yolanda Pica Granados

Vocal 3: M.I. María de Lourdes Rivera Huerta

Tutor de tesis

Dra. Alejandra Martín Domínguez

Jiutepec, Morelos, enero 2021

Instituto Mexicano de Tecnología de Agua

El universo es asimétrico y estoy convencido de que la vida es un resultado directo de la asimetría del universo, o de sus consecuencias indirectas.

-Louis Pasteur

La vida no es blanca ni negra, sino que está compuesta por infinitos tonos de gris que fluctúan en función de las situaciones con las que nos vamos encontrando a lo largo de la existencia.

-Roger Johnson

Dedicado a mi familia y amigos...

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Mexicano de Tecnología (IMTA)

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT)

A la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)

A la Dra. Alejandra Martín Domínguez, por la dirección y mejora de esta tesis a lo largo del tiempo, así como su gran disponibilidad y atención. Gracias.

Al Dr. Carlos Silva Luna por su pronta atención, su ayuda en campo para llevar a cabo este proyecto de investigación, y sus recomendaciones.

A la Maestra Lourdes Rivera por su apoyo, ayuda y orientación.

A la Maestra Yolanda Pica por sus conocimientos, visión biológica y comentarios hacia este trabajo.

A la Dra. Pilar Saldaña por sus sugerencias, comentarios y aportes hacia este trabajo.

A todos los profesores que han formado parte de mi vida, por sus conocimientos y consejos.

A mis compañeros y amigos de generación de este posgrado. Al personal y compañeros de laboratorio de Potabilización del IMTA.

A todas las personas que participaron directa o indirectamente en este proceso de metamorfosis.

ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN	5
2	ANTECEDENTES	10
3	OBJETIVO	13
4	HIPÓTESIS.....	13
5	MARCO TEÓRICO	14
5.1	Microalgas.....	14
5.2	Electrocoagulación y Electroflotación.....	16
5.2.1	Descripción general.....	16
5.2.2	Tipo de reactores.....	16
5.2.3	Proceso fisicoquímico.....	16
5.2.4	Reacciones químicas.....	17
5.2.5	Ley de Faraday.....	19
5.2.6	Factores que afectan	19
5.3	Diseño de experimentos.....	22
5.3.1	Descripción general.....	22
5.3.2	Etapas del diseño de experimentos.....	23
5.3.3	Clasificación de los diseños experimentales	24
5.3.4	Factoriales 2^k	25
6	METODOLOGÍA	27
6.1	Descripción general.....	27
6.2	Muestreo del agua.....	28
6.3	Caracterización del agua de estudio	30
6.3.1	Muestreo e identificación de fitoplancton.....	30
6.3.2	Medición de parámetros fisicoquímicos.....	31
6.4	Dispositivos experimentales.....	32

6.4.1	Reactor de Electrocoagulación y Electroflotación.....	32
6.4.2	Equipo de Jarras.....	35
6.5	Técnica experimental	36
6.5.1	Diseño del experimento	36
6.5.2	Descripción de las pruebas	38
7	ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	40
7.1	Caracterización del agua de estudio	40
7.1.1	Parámetros fisicoquímicos medidos en campo	40
7.1.2	Parámetros fisicoquímicos medidos en laboratorio	41
7.1.3	Parámetros microbiológicos.....	47
7.2	Diseños de experimentos.....	77
7.2.1	Eficiencias del Reactor de Electrocoagulación	77
7.2.2	Eficiencias del Reactor de Electroflotación.....	90
7.2.3	Análisis de varianza para el color y la turbiedad.....	105
7.2.4	Estadísticos para selección del modelo	106
7.2.5	Superficie de respuesta	107
7.2.6	Factores principales y sus interacciones	110
7.2.7	Comparación de los procesos de Electrocoagulación y Electroflotación	
	116	
7.3	Verificación del cumplimiento de la NOM-127.....	118
8	CONCLUSIONES	120
9	RECOMENDACIONES	122
10	REFERENCIAS.....	123
11	ANEXOS	142

11.1	Anexo 1. Diferencias entre los procesos de Electrocoagulación (1) y Electroflotación (2), en diferentes épocas del año, con diferentes condiciones experimentales.	142
11.2	Anexo 2. Procesos de Electroflotación, floculación y sedimentación Con el ref en le mes de diciembre-2020.....	143
11.3	Anexo 3. Lago mayor del parque alameda solidaridad y lago del museo jardín borda.....	144
11.4	Anexo 4. Diversidad biológica registradas en los sitios MJB y PAS ...	145
11.5	Anexo 5. Tablas de Análisis de Varianza de los mejores modelos	147
11.6	Anexo 6. Gráficas de superficie de las variables de respuesta color y turbiedad con el Proceso de Electrocoagulación y Electroflotación del sitio de muestreo lago mayor del Paque Ameda Solidaridad.....	151
11.7	Anexo 7. Gráficas de superficie de las variables de respuesta color y turbiedad con el Proceso de Electrocoagulación y Electroflotación del sitio de muestreo lago lago del museo jardín borda.....	153

LISTA DE ABREVIATURAS

E1	Sitio de muestreo parque Alameda Solidaridad
E2	Sitio de muestreo Museo Jardín Borda
EC	Electrocoagulación
EF	Electroflotación
MJB	Museo Jardín Borda
PAS	Parque Alameda Solidaridad
REC	Reactor de Electrocoagulación
REF	Reactor de Electroflotación
LP	Límite Permisible

RESUMEN

La Electrocoagulación (EC) es una tecnología emergente que utiliza los principios de la coagulación en un reactor electrolítico, en la que predomina la sedimentación de los flóculos producidos. Cuando la generación de burbujas de gas en la superficie de los electrodos propicia la flotación de los contaminantes, se le denomina Electroflotación (EF).

En este trabajo se identificaron las variables de operación que afectan de forma significativa la clarificación, al utilizar EC y EF con agua que contiene microalgas, y también se analizó la influencia de las variables biológicas del agua cruda en la eficiencia de los procesos.

Las pruebas se realizaron del mes de julio del 2019 a enero del 2020, utilizando agua proveniente de dos cuerpos lénticos, el lago mayor del parque Alameda Solidaridad (PAS) y el lago del Museo Jardín Borda (MJB), ambos localizados en el estado de Morelos, México. Se eligieron estas fuentes, debido principalmente a que cumplen con algunas de las características de la mayoría de las que se utilizan como abastecimiento en el país, entre ellas que reciben agua residual tratada; pero también se tomó en cuenta su cercanía al laboratorio de pruebas, lo que facilitó el transporte de agua cada vez que se requería.

En laboratorio se midieron parámetros fisicoquímicos y se realizó un análisis taxonómico de las microalgas a cada volumen de agua colectada en los lagos durante los meses de pruebas. El análisis taxonómico reveló la presencia principal de cuatro grupos de fitoplancton en las fuentes de estudio, medidos en número de organismos por mililitro (org/mL): phylum Bacillariophyta, Chlarophyta, Chlorophyta y Cyanophyta; un grupo de zooplancton conformado por phylum Rotífera, además del phylum Pyrrophygota, considerado dinoflagelado, así como phylum Ciliophora y Euglenozoa en menor cantidad.

En el agua del MJB la densidad de microalgas varió entre 2,669 org/mL en agosto del 2019 y 7,823 org/mL en enero del 2020. En cuanto a la densidad en el PAS, la

mínima fue de 224 org/mL en julio del 2019 y la máxima de 4,340 en noviembre del mismo año.

Con el agua recolectada de cada fuente se corrieron diseños factoriales 2^4 con cuatro centros, con la finalidad de analizar el efecto en la eficiencia de los procesos de EC y EF, de las siguientes variables de operación: pH (en intervalo de 6 a 8), intensidad de corriente (1.5-7.5 A), tipo de polímero (catiónico o aniónico) y concentración de polímero (0.001-0.450 mg/L); las variables de respuesta fueron la turbiedad (UTN) y el color aparente (UPt-Co).

Los experimentos se llevaron a cabo en un reactor que operó en condiciones de Electrocoagulación (EC) o de Electroflotación (EF), a flujo continuo, con un caudal de 2 L/min, un volumen de 7 L y provisto de 12 electrodos de aluminio conectados en paralelo a una fuente de poder de corriente directa.

De los diseños de experimentos realizados cada mes, se obtuvieron los modelos matemáticos que mejor representaban los resultados, y con ellos se seleccionaron los factores que tuvieron efecto significativo en las variables de respuesta. Se concluye que los factores de operación que afectan la eficiencia del proceso, ya sea de EC o EF, son la intensidad de corriente, el pH y la concentración de polímero.

Las condiciones experimentales para la mejor respuesta de remoción de color aparente en los dos lagos, con el reactor de Electrocoagulación, fueron: pH = 6, intensidad de corriente = 7.5 A y polímero aniónico a concentración de 0.450 mg/L; teniendo remociones que van del 97.33% al 100% con respecto al agua de estudio.

En cuanto al reactor de Electroflotación, también para la remoción de color, la condición de operación para asegurar la máxima eficiencia siempre fue a pH = 6, pero la intensidad de corriente y el tipo y concentración de polímero, variaron dependiendo de mes y del lago.

Considerando el promedio de las mejores eficiencias obtenidas durante los meses de estudio, con el agua del lago del Parque Alameda Solidaridad, la Electroflotación (99.91% en color y 99.12% en turbiedad) dio mejores resultados que la

Electrocoagulación (98.59% en color y 98.51% en turbiedad), aunque con porcentajes de remoción promedio muy similares.

Con el agua del lago del Museo Jardín Borda fue más eficiente la Electroflotación (99.58%) que la Electrocoagulación (98.60%), en la remoción del color aparente, mientras que para la turbiedad fueron muy similares los dos procesos (98.89% con EC y 98.28% con EF).

Es importante señalar que, con las mejores condiciones de operación para el lago del Museo Jardín Borda y con el proceso de Electroflotación, el color aparente y la turbiedad cumplen con los límites máximos permitidos por la MODIFICACIÓN a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, *Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización (NOM-127)*.

En lo que respecta al aspecto biológico del agua (número de algas, phylum o especie), los resultados mostraron algunas tendencias con relación a la eficiencia de los procesos. En el PAS, al utilizar la Electrocoagulación, se observa que el porcentaje de remoción del color aparente y de la turbiedad, pasa por un máximo cuando se tienen aproximadamente 1000 org/mL de microalgas, y después disminuye al aumentar estas. Este mismo comportamiento lo presentan los phylums Bacillariophyta (32.19% de abundancia) y Cyanophyta (7.86% de abundancia), a diferencia de la Chlorophyta (59.29% de abundancia), la cual tuvo una relación lineal directa con el porcentaje de remoción de ambos parámetros de estudio en este lago.

Por el contrario, en el PAS, cuando el agua se trata con Electroflotación, no se observa relación alguna que muestre influencia de las microalgas con la eficiencia del proceso.

En cuanto al agua del MJB, los resultados muestran un comportamiento inverso, es decir, la cantidad de microorganismos presentes en el agua no parece tener ninguna influencia en la eficiencia de la Electrocoagulación; sin embargo, al utilizar la Electroflotación se observa una relación directa con la remoción de color aparente,

e inversa con la remoción de turbiedad. Específicamente se encontró que la especie *Radiococcus planktonicus* (perteneciente al phylum Chlorophyta) es la responsable de este comportamiento, con una densidad que varió entre 2,717 org/mL en octubre del 2019 y 4,034 org/mL en enero del 2020.

Finalmente, se realizó un análisis más completo de varios de los parámetros que establece la NOM-127 del agua obtenida después del tratamiento de EF, lo que permitió verificar que el agua tratada con este tipo de procesos cumple con los requerimientos de la norma, y que por lo tanto la EC y la EF pueden ser propuestas para nuevas tecnologías con fines de potabilización.

Palabras clave:

Electrocoagulación, Electroflotación, Microalgas, Potabilización.

1 INTRODUCCIÓN

Los recursos hídricos en México, al igual que en el resto del mundo, se encuentran bajo una presión progresiva. El crecimiento demográfico, la urbanización y el incremento en el consumo de agua ha aumentado significativamente el uso global de la misma (De la Peña et al., 2013).

El abastecimiento de agua potable en el país ha seguido un mismo patrón en la gestión de los recursos hídricos, privilegiando a las zonas urbanas y a la industria. Los problemas en las ciudades resultan de circunstancias que incluyen no sólo la disponibilidad del recurso, sino también aspectos demográficos, legales, administrativos, políticos y de comportamiento social (Torres-Rodríguez, 2013).

Las principales fuentes de abastecimiento de agua en México para su potabilización son las aguas subterráneas, y en menor porcentaje las superficiales (ríos, presas y lagos) (CONAGUA 2018). El deterioro de estas incide directamente en el nivel de riesgo sanitario y en el tipo de tratamiento requerido para su purificación (Torres et al., 2009).

El aumento de la materia orgánica en los cuerpos de agua, cuando son utilizados como fuentes de abastecimiento, causa problemas como cambio en el color, sabor y olor del agua potabilizada; además que, desde el punto de vista operativo, se requiere una mayor dosis de coagulante y desinfectante (que a su vez da como resultado un aumento de los volúmenes de lodo y la producción de subproductos de desinfección nocivos a la salud); también promueve el crecimiento biológico en el sistema de distribución (Matilainen et al., 2010).

Otro factor que afecta la potabilización del agua son las microalgas, cuya presencia en las fuentes de abastecimiento puede causar obstrucción en los filtros y aumento en la demanda de coagulante (Wu et al., 2011; Jaramillo, 2013), y son un riesgo por su capacidad para producir toxinas, así como alterar el sabor y olor del agua tratada.

Las floraciones algales, también conocidas como “Bloom”, son eventos de multiplicación y acumulación de las microalgas que viven libres en los sistemas

acuáticos como fitoplancton y que presentan un incremento significativo de la biomasa en períodos de horas a días. Estos eventos ocurren naturalmente en los sistemas acuáticos, sin embargo, se ha registrado un incremento mundial en su frecuencia y duración, asociado con las condiciones de eutrofización de los cuerpos de agua (De León, 2000).

Los florecimientos algales pueden ser provocados por diversas especies de fitoplancton pertenecientes a las Clases: Bacillariophyceae (diatomeas), Chlorophyceae (algas verdes), Dinophyceae (dinoflagelados), Chrysophyceae y Cryptophyceae dentro de las microalgas eucariotas y Cyanophyceae (cianobacterias) como procariota (Paerl et al; 2001).

Las cianobacterias son el grupo más conocido y problemático en los cuerpos de agua dulce, poseen características de algas y de bacterias. Los florecimientos o crecimientos excesivos de algas se presentan generalmente una o dos veces por año (verano y otoño), especialmente en los ecosistemas limnéticos (Pérez et al, 2008).

Son varias las especies de cianobacterias que desarrollan florecimientos en ambientes de agua dulce, salobre o marinos. Algunos géneros de cianobacterias de aguas continentales (dulce y salobre), han registrado floraciones tóxicas con mayor frecuencia a nivel mundial. Se destacan *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix*, *Cylindrospermopsis* y *Nodularia*, por su amplia distribución y por los efectos sobre otros organismos debido a la presencia de toxinas, denominadas genéricamente Cianotoxinas (De León, 2000).

Las Cianotoxinas son metabolitos secundarios biológicamente activos que se dan en la formación de foto pigmentos y se acumulan en el citoplasma (Ruiz Cano y Axpucac Aspucac, 2014; Cantoral Uriza et al., 2017). La mayor parte de las Cianotoxinas identificadas son peligrosas para mamíferos terrestres, estas se clasifican según su estructura química como péptidos cíclicos, alcaloides y lipo sacáridos, y según su modo de acción farmacológico como: 1) las que causan envenenamiento letal agudo (neurotoxinas y hepatotoxinas), 2) que son altamente

letales, pero muestran una mayor bioactividad selectiva y 3) las que generan irritación en la piel o dermatotóxicas (He et al., 2016; Cantoral Uriza et al., 2017).

Entre los casos reportados con problemas de eutrofización se encuentran: el lago de Chapala en Jalisco (considerado el Lago más importante de México) (Chávez-Alcántar et al., 2011); la presa Valle de Bravo, la cual provee de agua a la Ciudad de México (Oliveros; 2014); el embalse Ignacio Allende en Guanajuato; los Lagos urbanos de la Ciudad de México, como el de Xochimilco; el Lago viejo de Chapultepec (Balcorta y Guerrero, 2010); el Lago Tezozomoc al norte de la Ciudad de México (Elías-Fernández et al., 2006); el Lago de Tequesquitengo en Morelos (Hernández y Peña, 1987); el Lago de Pátzcuaro en Michoacán; la presa Zimapán en Hidalgo (Bravo-Inclán et al., 2006); el sistema de Lagos que integran al Cutzamala (Mercado, 2017); el Sistema Lerma-Chapala (Pérez-Morales et al., 2016). Algunos de estos se utilizan como fuentes de abastecimiento a la población y/o para la producción piscícola y para recreación.

En el cierre del 2016 se tenían registradas 908 plantas potabilizadoras a nivel nacional con una capacidad instalada de 140 metros cúbicos por segundo y un caudal potabilizado de 101.4 metros cúbicos por segundo (CONAGUA, 2017). El proceso de potabilización básico comprende los procesos de coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección; que incluye la dosificación de reactivos como el sulfato de aluminio y polielectrolito como floculante, además de cloro para la desinfección (CONAGUA, 2018). En el proceso de coagulación-floculación las partículas presentes en el agua se aglomeran formando pequeños gránulos con un peso específico mayor que el agua; de esta forma las partículas sedimentan y ocurre la remoción de los materiales en suspensión, lo que permite que el agua alcance las características físicas y organolépticas idóneas para el consumo humano, según las normas y estándares de salud pública (Arcilla y Peralta, 2016).

Las microalgas generalmente no son un problema para los procesos de tratamiento de agua cuando se presentan en bajas concentraciones, sin embargo, hay crecimientos drásticos estacionales que afectan la eficacia del proceso (Choi et al.,

2006; Henderson et al., 2008; Ghernaout et al., 2010; Wu et al., 2011; Jaramillo, 2013).

Ningún proceso de tratamiento convencional logra la eliminación completa de las microalgas, ni de las sustancias químicas que de ellas se desprenden (Lucena, 2008); a pesar de los distintos métodos que se han utilizados para su eliminación, estas se han convertido en obstáculos fundamentales en las plantas de potabilización (Ghernaout et al., 2010; Meneses, 2011; Fast et al., 2014;).

Debido a que el tamaño y forma de las microalgas son extremadamente variados, así como su densidad, hacen que el asentamiento y flotabilidad sean diferentes a la de las partículas inorgánicas, lo que hace más difícil removerlas por procesos convencionales (Choi et al., 2006).

Existen otros tratamientos para eliminar microalgas de los cuerpos de agua, como la flotación con burbujas de aire (Henderson et al., 2008), la microfiltración (Hanotu et al., 2012), los procesos de oxidación avanzada y convencional (Gad y El-Tawel, 2016), la electro-oxidación/desinfección o su combinación con electro floculación y Electroflotación (Azarian et al., 2007; Cui, 2012). Este último es un método de descontaminación altamente efectivo para diversos tipos de contaminantes disueltos (García et al., 2016; García-Segura et al., 2017).

La Electrocoagulación es una técnica emergente de potabilización de agua, que involucra la adición electrolítica de iones metálicos coagulantes directamente de electrodos de sacrificio. Estos iones permiten que los contaminantes se aglomeren y precipiten, de la misma forma que si se adicionaran productos químicos como el sulfato de aluminio o el cloruro férrico, entre otros (Gao et al., 2010; Tumsri y Chavalparit, 2011; Jaramillo, 2013; Wiley y Trent, 2016;). Comparando los procesos convencionales (coagulación-floculación) y la Electrocoagulación y/o Electroflotación, estos últimos son más eficientes para la remoción de contaminantes en el agua y permiten remover microalgas satisfactoriamente (Martínez, 2007; Cui, 2012; Almazán-García et al., 2012; Pérez, 2012; Wiley y Trent, 2016).

La Electrocoagulación (EC) y Electroflotación (EF) tienen ventajas (véase más adelante en el subcapítulo 5.2) sobre los procesos convencionales de purificación de agua, es por esto por lo que se requiere de más investigación y énfasis en su aplicación para la remoción de microalgas.

La mayoría de los trabajos encontrados en la literatura, solo remueven una especie de microalga la vez, y cultivada bajo condiciones controladas. El presente estudio utiliza cuerpos de agua en condiciones naturales y se pretende analizar si el tipo y cantidad de microalgas es una variable que influye en la eficiencia de los procesos de EC y EF.

2 ANTECEDENTES

Como tecnología emergente con diversos beneficios sobre los tratamientos convencionales la Electrocoagulación y la Electroflotación han tenido un creciente desarrollo en el ámbito de la investigación y utilización de electrotecnologías.

Cabe mencionar que estos ensayos se han llevado acabo a nivel laboratorio (reactores a escala, valores de energía bajos, agua sintetica o cultivos especificos de microlagas, etc.) o como reactores prototipo. Entre los trabajos de investigación realizados para la remoción de microalgas mediante Electrocoagulación y Electrofotación se encuentran los siguientes:

Azarian y colaboradores (2007) realizaron un estudio que examinó un reactor a escala laboratorio de Electrocoagulación para eliminar algas del efluente final de una planta de tratamiento de aguas residuales de origen industrial. Para este reactor se utilizaron tres ánodos de aluminio. Los tres valores de energía que se emplearon en el experimento fueron 100 Wd/m^3 , 375 W dm^3 y 500 W dm^3 , este último teniendo una eficiencia de 95% y 100% aproximadamente, en sólidos suspendidos totales (SST) y clorofila, con un tiempo de retención de 15 minutos.

Gao y colaboradores (2010) llevaron a cabo experimentos en un reactor de polietileno de 1000 mL, utilizando aluminio y hierro como materiales de los electrodos, y con una solución de microalgas de la especie *Microcystis aeruginosa* cultivadas en el laboratorio. Comprobaron que el aluminio es un excelente material para la eliminación de estas de microalgas, obtuvieron que los parámetros óptimos para remoción de los sólidos son: densidad de corriente de 1 mA cm^2 , pH de 4 a 7, temperatura del agua de 18 a 36 °C y la densidad de las microalgas para fácil remoción de 0.55×10^9 a 1.55×10^9 células/L. En las condiciones óptimas se logró el 100% de eliminación de microalgas con un consumo de energía bajo; el sistema se comportó de manera adecuada en condiciones ácidas y neutrales. En general, los resultados concluyen que esta es una tecnología efectiva para la eliminación de microalgas, tanto desde el punto de vista técnico como económico.

Tumsri y Chavalparit (2011) realizaron un experimento para medir la efectividad de la remoción de microalgas mediante estos procesos, prepararon una solución con la especie *Chorella vulgaris* (especie dominante e indicadora de contaminación), el alga fue cultivada en el laboratorio. Los resultados indican que la remoción de algas es completa utilizando aluminio como ánodo y grafito como cátodo, a una densidad de corriente de 20 A/m² y con un consumo de 1.84 kW/m³; con estas condiciones los resultados marcan una remoción desde los primeros 30 min. Concluyen que este proceso puede ser utilizado como método de pretratamiento para eliminar microalgas y altamente eficaz para cosecha de biomasa.

Zhang y colaboradores (2015) estudiaron el proceso de Electrocoagulación-floculación (ECF) para recolectar algas de la especie *Chorella vulgaris*, utilizando electrodos de aluminio. Se contabilizó la biomasa, el contenido de lípidos, pigmentos y la cantidad de metales en la biomasa. Los factores con los que se obtuvieron mejores resultados fueron con electrodos de aluminio, una densidad de corriente alta, electrolisis de 20 minutos de tratamiento, agitación con 59 rpm, pH ácido y neutro. La mayor remoción con el proceso de EFC fue del 99.4% en comparación con el proceso de coagulación química con 93.5%.

Wiley y Trent (2016) combinaron las técnicas de Electroflotación y Electrocoagulación como un solo proceso y construyeron un sistema para estudiar la energía requerida para eliminar microalgas de una solución (*Chlorella vulgaris*). Realizaron 18 experimentos indicando una mejora del 95% en la calidad de agua, con una energía de 1.25 kWh m³. Se encontró la dosis óptima de coagulante, teniendo así una remoción efectiva de microalgas. Concluyeron que este proceso puede mejorar la calidad de agua en zonas rurales con recursos limitados y problemas de contaminación de algas.

Fayad y colaboradores (2017) realizaron una investigación cuyo objetivo fue evaluar la recolección de la microalga *Chlorella vulgaris* por medio de un proceso de Electrocoagulación-floculación (ECF), utilizando electrodos de aluminio y hierro. Se evaluaron los factores responsables de la mejora en la recolección de microalgas, la cuantificación de los metales producidos, la biomasa, así como la energía

requerida y el efecto de la ECF sobre el contenido de lípidos y pigmentos de la biomasa recolectada. Los factores que se evaluaron fueron el material del electrodo, tiempo de sedimentación, densidad de corriente, velocidad de agitación, pH inicial y distancia entre los electrodos. Las mejores condiciones fueron a un pH 4 y 6, electrodos de aluminio, electrolisis de 60 min con una densidad de corriente de 2.9 mA cm², velocidad de agitación de 250 rpm y 1 cm de distancia entre electrodos. La ECF no afectó significativamente la cantidad de lípidos y pigmentos lo que quiere decir que no hubo lisis celular de las microalgas.

Landels y colaboradores (2019) describen en su estudio la Electrocoagulación-flotación para remover las células de nueve tipos de microalgas con electrodos de aluminio. Se investigó qué factores mejoran el proceso y obtuvieron que el dopaje de proteínas mejora la estabilidad de la espuma sin inducir lisis celular, además que los lavados con oxalato disuelven el coagulante sin producir ninguna diferencia observable en los perfiles finales de pigmentos o lípidos de las microalgas, dejando las células viables al final del proceso. Debido a los beneficios de este proceso se puede concluir que puede remplazar a la centrifugación y sedimentación.

Pandey y colaboradores (2020) realizaron la separación de microalgas del género *Scenedesmus* sp por medio del proceso de Electrocoagulación-floculación para la producción de lípidos. Se utilizó un diseño Plackett-Burman para identificar los factores significativos en el proceso, mientras que un diseño Taguchi se utilizó para la optimización. Las condiciones óptimas fueron pH 5.0, tiempo de electrolisis de 15 min, distancia de electrodo de 2 centímetros, tiempo de sedimentación de 60 minutos y densidad de corriente de 12 mA cm², para una máxima recolección. Concluyen que el proceso de Electrocoagulación es eficiente en la recolección de microalgas, con un costo de operación bajo, además de que neutraliza el pH, no requiere suplementación de macro y micronutrientes y el proceso no afecta la cantidad de lípidos ni clorofila a.

3 OBJETIVO

Identificar las variables de operación que afectan de forma significativa la clarificación, al utilizar Electrocoagulación (EC) y Electroflotación (EF) con agua que contiene microalgas, analizando la influencia de las variables fisicoquímicas, así como la composición y abundancia de estos microorganismos, en la eficiencia de los procesos.

Objetivos particulares

- Identificar, mediante diseño de experimentos, las variables de operación con influencia significativa en la clarificación de agua de cuerpos lénticos, utilizando procesos de EC y EF.
- Analizar si las características fisicoquímicas y biológicas del agua cruda influyen en la remoción de color aparente y turbiedad, al utilizar EC o EF.

4 HIPÓTESIS

Las eficiencias de remoción de color y turbiedad, utilizando EC o EF, variarán dependiendo de la especie, phylum y/o densidad poblacional de las microalgas presentes en el agua cruda.

5 MARCO TEÓRICO

5.1 MICROALGAS

La eutrofización es el enriquecimiento de nutrientes en las fuentes de agua (Romero, 2010), este proceso produce un crecimiento excesivo de algas. Un florecimiento algal es un incremento masivo en el número de células fitoplanctónicas; la preocupación por estos eventos no solo es por su aumento, sino porque puede consumir el oxígeno o los nutrientes del agua (Giraldo, 2016), provocar cambios drásticos en la turbidez, pH, olor y sabor, producir sustancias químicas (toxinas) y otros tipos de materia orgánica (Anderson et al; 2012; Walker, 2014; Lin et al., 2018).

La eutrofización ocurre naturalmente a medida que los lagos envejecen y se llenan con sedimentos, sin embargo, las actividades humanas han acelerado la velocidad y el alcance de la eutrofización a través de descargas de fuentes puntuales y no puntuales de nutrientes limitantes como nitrógeno y fósforo, en los ecosistemas acuáticos (Boeykens et al., 2017); esto afecta las fuentes de agua potable, la pesca y el aspecto recreativo, entre otros factores (Chislock et al., 2013).

La materia orgánica natural (NOM por sus siglas en inglés) es un componente natural de las fuentes de agua superficial (Pivokonsky et al., 2016). La materia orgánica alogénica es una sustancia orgánica autóctona, derivada de las algas, que se produce por eventos como la exudación o lisis celular durante el proceso de eutrofización (Anderson et al., 2012; Hua et al., 2019). Su composición depende en gran medida de la especie, fase de crecimiento, edad y condiciones del cultivo (Huang et al., 2012, Pivokonsky et al., 2016; Ghernaout et al., 2017). Es una mezcla de compuestos de hidrocarburos aromáticos y alifáticos que tienen ácidos carboxílicos unidos, fenoles, hidroxilos, cetonas, aldehídos, aminas, amidas y varios otros grupos funcionales (Chon et al., 2013; Xing et al., 2015), lo que puede generar color y turbiedad en el agua (Lin et al., 2018; Zhao, 2020).

La materia orgánica alogénica no se elimina de forma eficiente mediante clarificación convencional y causa graves impactos en el rendimiento de las

potabilizadoras, incluido la gran demanda de coagulantes, obstrucción de sitios de filtración, entre otros (Lin et al., 2018; Qi et al., 2018; Zhao, 2020). Es por esto por lo que, dentro de las potabilizadoras, se deben tomar medidas cuando se presentan eventos de floraciones algales, especialmente en la unidad de coagulación (Giraldo, 2016). Si la coagulación no es satisfactoria se generará poca sedimentación y altos residuos de coagulante y células que pueden disminuir la eficiencia de los filtros posteriores (Henderson et al., 2010); y en el proceso de desinfección puede producir subproductos de desinfección (SPD), entre ellos trihalometanos, (THMs), haloacéticos, haloacetónitrilos y haloacetonas, fenoles clorados, etc. (Sánchez et al., 2011; Arjona-Rodríguez et al., 2012).

Entre los principales problemas generados por la presencia de microalgas se encuentran:

Coagulación/Floculación	Sedimentación y Filtración	Desinfección
<p>Obstrucción de las rejillas a la entrada del tratamiento.</p> <p>Se incrementa la cantidad de coagulante necesario.</p> <p>En algunas ocasiones se requiere poner productos adicionales en el pretratamiento (carbón activado, polímeros, oxidantes).</p>	<p>Flotación de algas en los tanques de sedimentación.</p> <p>Obstrucción de los filtros.</p> <p>Pérdida hidráulica por los constantes retrolavados.</p> <p>El agua del retrolavado no puede ser reutilizada si hay lisis celular.</p>	<p>Aumento en la demanda de cloro por desinfección.</p> <p>Se producen olores y sabores desagradables.</p> <p>Producen toxinas e incrementan el riesgo de crecimiento microbiano en los sistemas de distribución.</p> <p>Se generan subproductos de la desinfección.</p>

(Joh et al., 2011; Ortiz, 2012; Moreno, 2017; Jahanshahi y Taghizadeh, 2018; Lin et al., 2018).

5.2 ELECTROCOAGULACIÓN Y ELECTROFLOTACIÓN

5.2.1 Descripción general

La Electrocoagulación es un proceso que utiliza los principios de la coagulación–floculación en un reactor electrolítico (Ghenaout y Elbouhdiri, 2010). Se aplica una corriente directa a un conjunto de electrodos de sacrificio que liberan los iones positivos que se mezclan en la solución para formar el coagulante; en el caso de las algas, atraen las células neutralizando las cargas y se crean flóculos más grandes que las algas individuales, que pueden eliminarse más fácilmente por flotación (en cuyo caso se le denomina Electroflotación), o sedimentación, que es cuando se le denomina directamente como Electrocoagulación (Mollah et al., 2001; Morante, 2002; Morrison, 2012; Ghenaout y Elboughdiri, 2019).

5.2.2 Tipo de reactores

Los reactores de electroquímicos pueden clasificarse, en primera instancia, como reactores de flujo continuo o por lotes (Rodríguez, 2014).

Los sistemas de flujo continuo tienen una alimentación de agua constante, de tal forma que la composición de reactivos y productos dentro de la celda es siempre estable (Westres, 2013). El rendimiento está en función del tiempo de residencia, la operación es en estado estacionario y el comportamiento varía entre mezcla perfecta y flujo pistón (Holt et al., 2005). Los sistemas por lotes operan con un volumen fijo y la concentración del coagulante y el pH en la solución varían con el tiempo.

Al aplicar una diferencia de potencial entre los electrodos, no se agrega reactivos ni se retiran productos en el curso de la operación; pueden tener agitación por cualquier medio mecánico o hidráulico (Westres, 2013).

5.2.3 Proceso fisicoquímico

En el proceso de Electrocoagulación y Electroflotación se llevan a cabo tres etapas sucesivas: (i) formación de coagulantes por oxidación electrolítica de los electrodos

de sacrificio, (ii) desestabilización de los contaminantes, y (iii) formación de flóculos (Mollah et al., 2004, Perozo Cuicas y Abreu Cuadra, 2017).

En esta técnica, cuando una corriente eléctrica circula por los electrodos (generalmente de hierro o aluminio), se genera el siguiente proceso: El ánodo se disuelve dando origen a iones metálicos, los cuales son hidrolizados inmediatamente para formar hidróxidos o polihidróxidos (Aguilar, 2015; Carnejo, 2018); estas sustancias son excelentes agentes coagulantes. La coagulación ocurre cuando estos cationes son atraídos por las partículas negativas presentes en la solución. Los contaminantes se remueven por medio de reacciones químicas, precipitación o combinación con material coloidal, para después ser removidos por flotación, sedimentación o filtración (Mollan et al., 2001; Mollah et al., 2004; Ruíz, 2016).

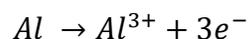
Durante la formación de los hidróxidos metálicos, la generación de los iones está acompañada de la concentración electroforética de partículas alrededor del electrodo, las cuales neutralizan su carga coagulando. Durante las reacciones electrolíticas el agua es hidrolizada, produciendo burbujas de oxígeno en el ánodo y de hidrógeno en el cátodo (Perozo y Abreu, 2017); estas burbujas ayudan a que los flóculos, con el contaminante, floten para una fácil separación (Mollah et al., 2004).

5.2.4 Reacciones químicas

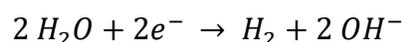
Las reacciones químicas que se llevan a cabo son las siguientes (Chen, 2004; Mouedhen et al., 2008; Piña-Soberanis et al; 2011).

Con aluminio

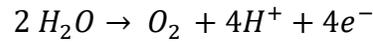
En el ánodo:



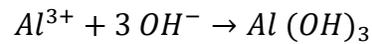
En el cátodo:



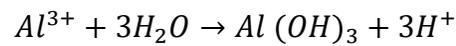
Cuando el potencial del ánodo es suficientemente alto, pueden ocurrir reacciones secundarias:



En condiciones alcalinas:

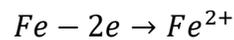


En condiciones ácidas:

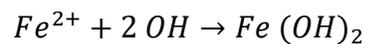


Con hierro

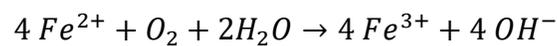
En el ánodo



En condiciones alcalinas:



En condiciones ácidas:

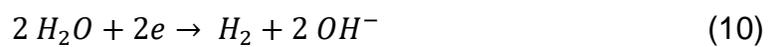


La electrólisis del agua produce oxígeno e hidrógeno de la siguiente forma:

En el ánodo:



En el cátodo:



5.2.5 Ley de Faraday

La ley de Faraday calcula la masa de iones Fe o Al producidos electroquímicamente como lo indica la siguiente ecuación:

$$n = \frac{I t}{z F}$$

Donde n es el número de moles de metal disueltos, I es la corriente en amperios, t es el tiempo de electrolisis en segundos, F es la constante de Faraday ($F = 96,500 \text{ C mol}^{-1}$) y z es la carga del catión (3 para el Al o 2 para el Fe).

La concentración debe corresponder a la cantidad teórica máxima de iones electroquímicos de Al o Fe producidos y la eficiencia actual debe ser 100%, sin embargo, los datos experimentales sugieren que la concentración de iones puede ser superior del que se calcula. A esto se le conoce como eficiencia super faradaica. Este efecto puede ser beneficioso para el proceso ya que se requiere menos energía o tiempo de proceso para obtener la dosis de coagulante deseada (Martínez-Huitile et al., 2018).

5.2.6 Factores que afectan

Existen muchos factores que afectan los procesos de Electrocoagulación y Electroflotación. Entre ellos se encuentran:

Densidad de corriente. - Es uno de los parámetros de mayor relevancia en los procesos electroquímicos (Mouedhen et al., 2008, Piña-Soberanis et al., 2011). La densidad de corriente es un factor clave en la Electrocoagulación, ya que este parámetro controla las reacciones anódicas y catódicas y también la velocidad química (Martínez-Huitile et al., 2018).

Una densidad de corriente demasiado alta produce una disminución significativa en la eficiencia (Arango Ruíz, 2005), debido a la producción de oxígeno y a la pasivación de los electrodos (Piña-Soberanis et al., 2011). La selección de la densidad podría realizarse teniendo en cuenta otros parámetros de operación como pH y temperatura (Arango Ruíz, 2005).

pH.- El pH de la solución influye en la eficiencia de los procesos de Electrocoagulación y Electroflotación, así como en la solubilidad de los hidróxidos metálicos (Kılıç, et al., 2010; Nguyen et al., 2016). En general la remoción depende de la naturaleza de los contaminantes, la mejor eliminación de estos es cuando hay un pH cerca de 7 (Ruíz, 2016; Piña-Soberanis et al., 2011). El pH puede influir en la formación de H₂ en el cátodo, la agregación de iones hidroxilo en la solución y el mecanismo de eliminación de contaminantes en el agua (Isa et al., 2014).

Temperatura.- La temperatura afecta la formación de flóculos y la velocidad de reacción. En las reacciones electroquímicas, al igual que en otro tipo de reacciones, la velocidad aumenta en forma proporcional con la temperatura (Arboleda Camacho et al., 2015). Sin embargo, se ha encontrado que grandes incrementos en la temperatura no mejoran de forma significativa el desempeño de la Electrocoagulación (Rodríguez, 2014).

Conductividad.- La conductividad es un factor operativo importante que tiene impacto en la eficiencia y en los costos de los procesos electroquímicos (Nguyen et al., 2016); impacta directamente en la cantidad de energía que se requiere para llevar a cabo un nivel de eficiencia (González, 2019). El incremento de la conductividad, manteniendo la densidad de corriente constante, permite la disminución del voltaje aplicado (Ruíz, 2016).

Concentración de aniones.- La concentración de aniones en la solución afecta la estabilidad de la capa pasiva de los electrodos de aluminio. Los aniones sulfato son agentes pasivantes y por tanto reducen la producción de cationes metálicos. El cloruro, por otro lado, induce la descomposición de la capa pasiva por corrosión. Se sabe también que el anión sulfato aumenta el consumo eléctrico y tiene un efecto negativo en la eficiencia de la producción del coagulante (Vepsäläinen, 2012).

Algunas de las ventajas de la Electrocoagulación con respecto a la coagulación convencional son (Mollah et al., 2001; Arango Ruíz, 2005; Mouedhen et al., 2008; Arango Ruíz, 2012):

- a) Elimina requerimiento de almacenamiento y uso de productos químicos.
- b) Los floculos formados son similares a los producidos químicamente, pero más grandes, contienen menos agua ligada, son más estables y pueden ser separados rápidamente por filtración.
- c) Produce menor cantidad de lodos, esto reduce los costos por disposición de residuos.
- d) Alta efectividad en la remoción de un amplio rango de contaminantes.
- e) Produce efluentes con menor cantidad de SDT comparado con los tratamientos químicos; si esta agua se reusa, los bajos niveles de SDT contribuye a bajos costos de tratamiento de agua.
- f) Remueve las partículas coloidales más pequeñas, ya que el campo eléctrico aplicado las pone en movimiento más rápidamente facilitando la coagulación.
- g) Las burbujas de gas producidas pueden llevar el contaminante a la superficie de la solución, donde puede concentrarse fácilmente, ser recuperado y removido.

Esta técnica también tiene desventajas que dificultan su aplicación industrial, por ejemplo:

- a) Los ánodos de sacrificio que se disuelven en el agua como resultado de la oxidación, deben ser reemplazados periódicamente.
- b) La pasivación con el tiempo de los electrodos aumenta el voltaje requerido y por lo tanto el consumo de energía.
- c) Si la conductividad en el agua es baja, el consumo energético es más elevado; el costo de la energía eléctrica es un factor que depende de la región en donde se tenga esta tecnología.
- d) El costo de la energía eléctrica es un factor que puede jugar en su contra (Comninellis y Chen, 2010).

5.3 DISEÑO DE EXPERIMENTOS

5.3.1 Descripción general

Un diseño de experimentos consiste en planear y realizar un conjunto de pruebas, con el objeto de generar datos que, al ser analizados estadísticamente, proporcionen evidencias objetivas que permitan responder las interrogantes planteadas por el experimentador sobre determinada situación. Para entender el diseño de experimentos es importante comprender algunos conceptos (Díaz, 2009; Gutiérrez y De la Vara, 2012):

Un **experimento** es un cambio en las condiciones de operación de un sistema o proceso, que se hace con el objetivo de medir el efecto del cambio sobre una o varias propiedades del producto o resultado.

Por otro lado, una **unidad experimental** es la(s) pieza(s) o muestra(s) que se utiliza(n) para generar un valor que sea representativo del resultado del experimento o prueba.

A través de las(s) **variable(s) de respuesta** se conoce el efecto o los resultados de cada prueba experimental.

Los factores son variables independientes que se evalúan en la investigación, en todo proceso intervienen distintos tipos como los que se enuncian a continuación:

Factores controlables: son variables de proceso o características experimentales que se pueden fijar en un nivel dado.

Factores no controlables o de ruido: son variables o características de materiales y métodos que no se pueden controlar durante el experimento o la operación normal del proceso.

Factores estudiados: son las variables que se investigan en el experimento, respecto de cómo influyen o afectan a la(s) variable(s) de respuesta.

Los diferentes valores que se asignan a cada factor estudiado en un diseño experimental se llaman **niveles**. Una combinación de niveles de todos los factores estudiados se llama **tratamiento o punto de diseño**.

Un **error aleatorio** es la variabilidad observada que no se puede explicar por los factores estudiados; resulta del efecto de los factores no estudiados y del error experimental. Un **error experimental** es un componente del error aleatorio que refleja los errores del experimentador en la planeación y ejecución del experimento.

El arreglo formado por los diferentes tratamientos que serán corridos, incluyendo las repeticiones, recibe el nombre de **matriz de diseño o sólo diseño**.

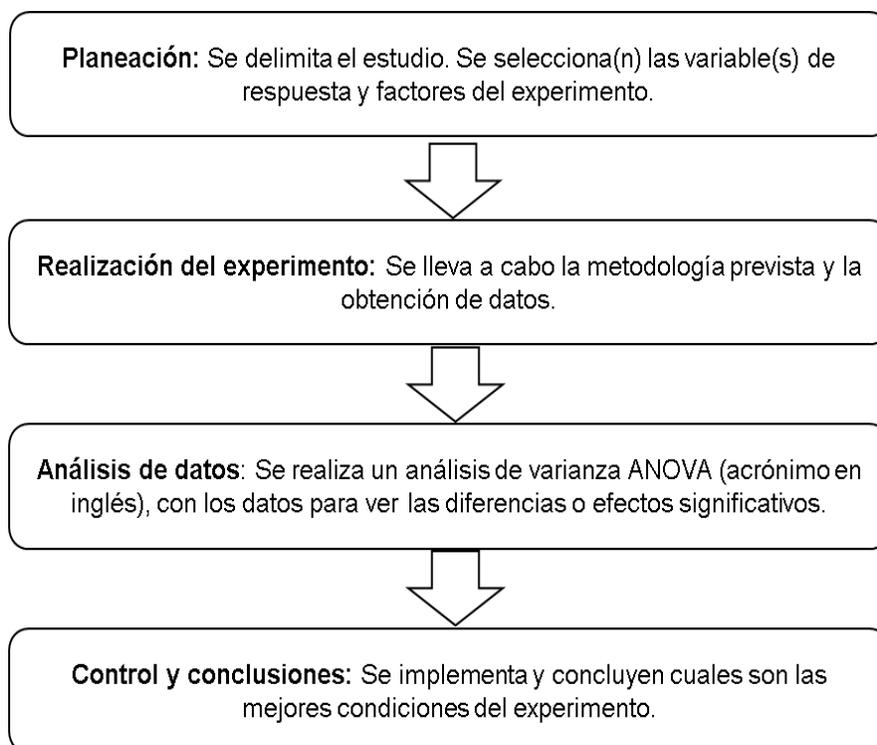
La **aleatorización** consiste en hacer corridas experimentales en orden aleatorio (al azar); este principio aumenta la posibilidad de que el supuesto de independencia de los errores se cumpla.

La **repetición** es correr más de una vez un tratamiento o combinación de factores.

El **análisis de varianza (ANOVA)** es la técnica central en el análisis de datos experimentales. La idea general de esta técnica es separar la variación total, en las partes con las que contribuye cada fuente de variación en el experimento.

5.3.2 Etapas del diseño de experimentos

Para que un estudio experimental sea confiable y exitoso es necesario realizar una planeación. En el siguiente esquema se observan de manera resumidas las etapas generales de un diseño de experimentos:



5.3.3 Clasificación de los diseños experimentales

Existen diferentes tipos de diseños de experimentos, cada uno de ellos con diferentes métodos y análisis. En la Tabla 1 se muestra la clasificación general de los diseños experimentales de acuerdo con su objetivo. Cada diseño se puede clasificar de acuerdo con el número de factores, el tipo de efectos que se pretende estudiar y según las posibilidades existentes. En este estudio se realizó un diseño factorial 2^k con puntos centrales.

Tabla 1. Clasificación de los diseños de experimento (Gutiérrez y De la Vara, 2012).

Diseños para comparar dos o más tratamientos	Diseño completamente al azar Diseño de bloques completos al azar Diseño de cuadros latino y grecolatino	
Diseños para estudiar el efecto de varios factores sobre una o más variables de respuesta.	Diseños factoriales 2^k Diseños factoriales 3^k Diseños factoriales fraccionados 2^{k-p} Diseños anidados Diseño en parcelas divididas	
Diseños para la optimización de procesos	Diseños para el modelo de primer orden	Diseño factoriales 2^k y 2^{k-p} Diseño de Plakett-Burman Diseño simplex

	Diseños para el modelo de segundo orden	Diseño de composición central Diseño de Box-Behnken Diseños factoriales 3^k y 3^{k-p}
Diseños robustos	Arreglos ortogonales (diseños factoriales) Diseño con arreglos interno y externo	
Diseños de mezclas	Diseño simplex-reticular Diseño simplex con centroide Diseño con restricciones Diseño axial	

5.3.4 Factoriales 2^k

Los diseños factoriales son ampliamente utilizados en experimentos en los que intervienen varios factores para estudiar el efecto conjunto de éstos sobre una variable de interés. Existen varios casos especiales del diseño factorial general que resultan importantes porque se usan ampliamente en el tratamiento de investigación, además de constituir la base para otros diseños de gran valor práctico.

El diseño 2^k es de utilidad en las etapas iniciales del trabajo experimental cuando se estén investigando muchos factores. Este diseño proporciona el menor número de corridas con las que pueden estudiarse k factores en un diseño factorial completo. Por lo tanto, estos diseños se usan ampliamente en los experimentos de tamizado o selección de factores. Puesto que sólo hay dos niveles para cada factor, se supone que la respuesta es lineal en el rango elegido para los niveles de los factores (Montgomery, 2004).

Cuando en un diseño factorial 2^k los factores admitan un valor de prueba intermedio, es recomendable implementar un tratamiento adicional formado por la combinación del nivel intermedio o medio de todos los factores. Esta combinación se le conoce como punto central.

Hay dos razones por las que es deseable correr el punto central con cierto número de réplicas:

1. Obtener grados de libertad adicionales para el error en la tabla ANOVA, sin perjudicar el balance en la estimación de los efectos de estudio. Es conveniente interpretar los ANOVAS con al menos 8 grados de libertad en el error, condición que a veces es difícil de cumplir cuando por razones económicas el experimento se corre sin replicas suficientes.
2. Si los factores son de tipo cuantitativos, las repeticiones al centro permiten detectar a posible presencia de curvatura en al menos uno de los factores de estudio. La curvatura es producida por los efectos cuadráticos A^2 , B^2 , etc. Una vez detectados este tipo de efectos, el experimento se aumenta con más corridas para estudiar dicha curvatura. No es conveniente utilizar de entrada un experimento que permita estudiar la curvatura, ya que de no existir esta se estarían desperdiciando recursos.

6 METODOLOGÍA

6.1 DESCRIPCIÓN GENERAL

Las actividades realizadas en cada uno de los meses de estudio, que iniciaron en julio del 2019 y concluyeron en enero del 2020, se describen a continuación:

- a) Se extraía un volumen de 300 L de los cuerpos de agua: lago mayor del Parque Alameda Solidaridad ($18^{\circ}55'06.3''$ N y $99^{\circ}11'27.7''$ W) y Lago del Museo Jardín Borda ($18^{\circ} 55'16.0''$ N y $99^{\circ}14'15.6''$ W), localizados en Cuernavaca, Morelos, México.
- b) Al agua muestreada se le medían ciertos parámetros fisicoquímicos en sitio y otros en el laboratorio de Potabilización del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- c) Se llevaba a cabo la identificación y conteo de las microalgas presentes en el agua.
- d) Se realizaba un diseño de experimentos factorial 2^4 con puntos centrales para evaluar las variables de influencia significativa en la remoción de color y turbiedad, al utilizar los procesos de Electrocoagulación y Electroflotación.

La Figura 1 describe de forma resumida la metodología:

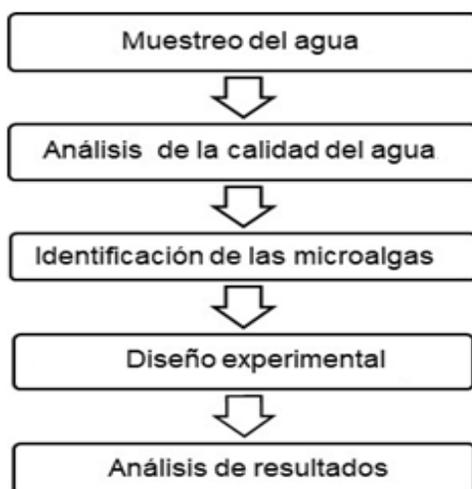


Figura 1. Diagrama general de la metodología.

6.2 MUESTREO DEL AGUA

Se llevaron a cabo muestreos de agua de julio-2019 a enero-2020, en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad (PAS) y en el lago ubicado en el Museo Jardín Borda (MJB) (Figura 2 y Figura 3.); el sitio exacto de muestreo puede verse en la imagen como E1 y E2 respectivamente. Estos sitios se eligieron como fuentes de agua, porque tienen características similares a la mayoría de las fuentes de abastecimiento del país, entre ellas que reciben agua residual tratada.



Figura 2. Sitio de muestreo E1. Lago mayor del Parque Alameda Solidaridad, Cuernavaca, Morelos, México.



Figura 3. Sitio de muestreo E2. Lago del Museo Jardín Borda. Cuernavaca, Morelos, México.

En cada estación (Figura 2 y Figura 3) se extrajeron 300 L de agua desde una profundidad de 40 cm, utilizando una bomba sumergible marca TRUPER modelo BOS-3/4LP; el agua se almacenó en un tinaco de 400 litros para su posterior traslado al Laboratorio de Potabilización del IMTA. En sitio se registró la temperatura ambiente y porcentaje de nubosidad mediante la aplicación digital Clima, Google Play, la profundidad y visibilidad se midieron con disco de Secchi (Figura 4) y el oxígeno disuelto, así como la temperatura del agua, con un equipo YSI 55 Dissolved oxygen.



Figura 4. Medida de la visibilidad (cm) con disco de Secchi.

6.3 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA DE ESTUDIO

6.3.1 Muestreo e identificación de fitoplancton

De cada lote de agua extraída de los lagos se tomó una muestra, la cual se filtró por una red de 20 μm hasta conseguir un filtrado visible o llegar a la saturación de la red. Esto permitió la concentración de microalgas de diversos taxones, no obstante, se estandarizó el muestreo de forma que los resultados dieran la abundancia de las diferentes especies, estimándose mediante el caudal filtrado. El filtrado se introdujo en un recipiente de vidrio ámbar, se le añadió un fijador que consistió en una solución ácida de Lugol y se mantuvo en refrigeración (4°C) para su posterior observación e identificación taxonómica con un microscopio óptico con aumento 80x marca Triocular Olympus modelo BX53.



Figura 5. Red para fitoplancton (20 μm) utilizada para la obtención de las microalgas.

Para el recuento e identificación del fitoplancton se aclimató la muestra a temperatura ambiente, para favorecer la distribución al azar de los microorganismos. La muestra se homogenizó manualmente, combinando giros horizontales y verticales del recipiente durante 1 y 3 minutos. Para el conteo del fitoplancton se colocó 1 mL de esta agua en una celda Sedgwick Rafter (Figura 6), evitando la formación de burbujas de aire, y se contabilizó el número total de organismos por campo.



Figura 6. Celdas de conteo de microorganismos Sedgwick Rafter.

La identificación de los taxones se realizó mediante el apoyo de claves, guías e investigación bibliográfica (Bellinger y Sigee, 2015; Guamán y González, 2016), comprobando las descripciones escritas de las especies y teniendo en cuenta la información ecológica (distribución, hábitat, requerimientos, entre otros).

6.3.2 Medición de parámetros fisicoquímicos

El análisis de calidad del agua de cada lote se realizó en el Laboratorio de Potabilización utilizando un equipo multiparamétrico ThermoScientific Orion Star A215 (previamente calibrado), con el que se midieron: pH, SDT y conductividad.

Además de las mediciones anteriores, el agua por tratar se caracterizó analizando diferentes parámetros (Tabla 2) utilizando un equipo HACH, modelo DR 2800.

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos analizados.

Parámetro	Unidad	Método
Alcalinidad	mg/L CaCO ₃	8203, A la fenolftaleína y total, usando ácido sulfúrico.
Dureza de calcio	mg/L CaCO ₃	8204, Titulador digital con EDTA
Color aparente y real	Pt-Co	Estándar APHA de platino-cobalto
Nitratos	mg/L	8507, Diazotización
Nitritos	mg/L	8507, Diazotización
Aluminio	mg/L	8012, Aluminón
Sulfato	mg/L	8051, SulfaVer 4
Fósforo	mg/L	8048, PhosVer 3 - Ácido ascórbico y reactivo (Ortofosfato)
Hierro	mg/L	8008, FerroVer
Turbiedad	NTU	Turbidímetro, modelo 2100Q

6.4 DISPOSITIVOS EXPERIMENTALES

6.4.1 Reactor de Electrocoagulación y Electroflotación

Al inicio de este proyecto de investigación se tenía contemplado utilizar un reactor denominado reactor de Electrocoagulación, en el cual se comenzaron pruebas en el mes de julio-2019, sin embargo, después de 3 meses (septiembre-2019) se hizo un cambio en la configuración de los electrodos y se notó que este acomodo favoreció la remoción de microalgas, ya que en cada prueba se formaban flóculos que se mantenían flotando en la superficie del reactor sin pasar al siguiente proceso; a este reactor se le llamo de Electroflotación. Debido a que se observaron mejores remociones y eficacia se decidió seguir la investigación con este modelo (sep-19 a ene-2020).

Los procesos de Electrocoagulación y de Electroflotación se llevaron a cabo en un reactor de flujo continuo a escala piloto (Figura 7), construido en acrílico y con un volumen total de 7 L. El reactor contiene 12 electrodos conformados por placas rectangulares de aluminio (14.5 cm de ancho x 20.4 cm de largo x 0.1 cm de espesor), separados entre ellos una distancia de 0.5 cm. La entrada del agua al reactor se llevó acabo con una bomba peristáltica marca Masterflex modelo 77601-

10, manteniendo un caudal constante de 2 L/min. Esta bomba se alimentaba de agua de un recipiente de 50 L de capacidad.

La diferencia entre el reactor de Electrocoagulación (REC) y el reactor de Electroflotación (REF) es el arreglo de los electrodos, el primero tiene los electrodos en los módulos cercanos a la salida del agua, y el segundo en los cercanos a la entrada del agua.

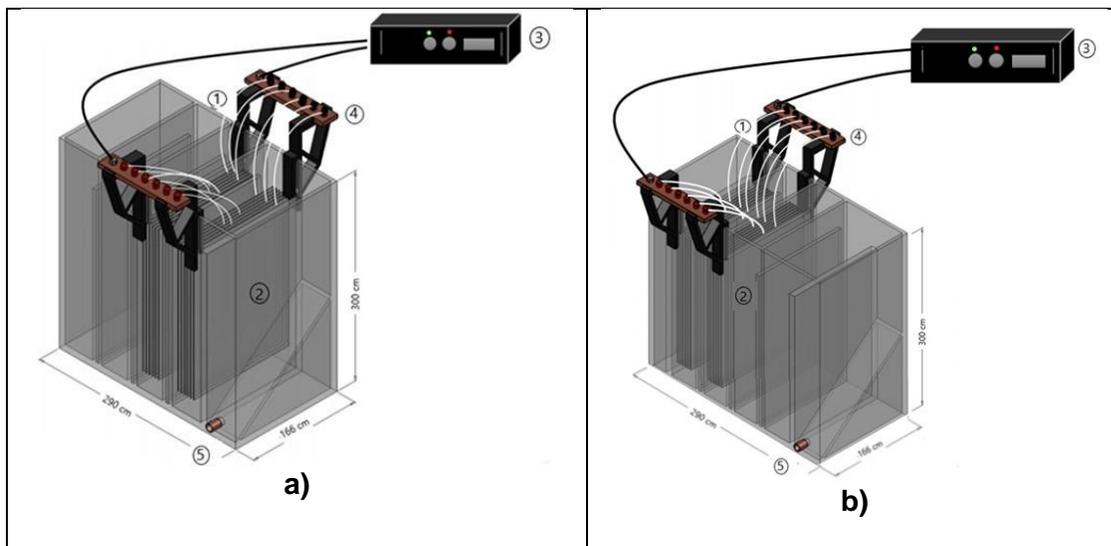


Figura 7. Reactor de Electrocoagulación (a) y de Electroflotación (b): (1) entrada del agua, (2) electrodos de sacrificio, (3) fuente de poder, (4) conexiones eléctricas, (5) salida del agua.

La conexión entre electrodos es bipolar y en paralelo, mediante una fuente de poder de corriente directa marca Soresen modelo DLM-15. Los 12 electrodos se distribuyen en dos módulos de flujo ascendente trabajando en serie, teniendo un total de 10 caras anódicas.

A la salida del reactor se conectó una manguera para recolectar el agua coagulada con el aluminio liberado durante la reacción electroquímica.

El tren de tratamiento de agua se puede observar en la Figura 8, la diferencia entre los reactores de Electrocoagulación y Electroflotación se puede observar en la Figura 9 y en el Anexo 1..

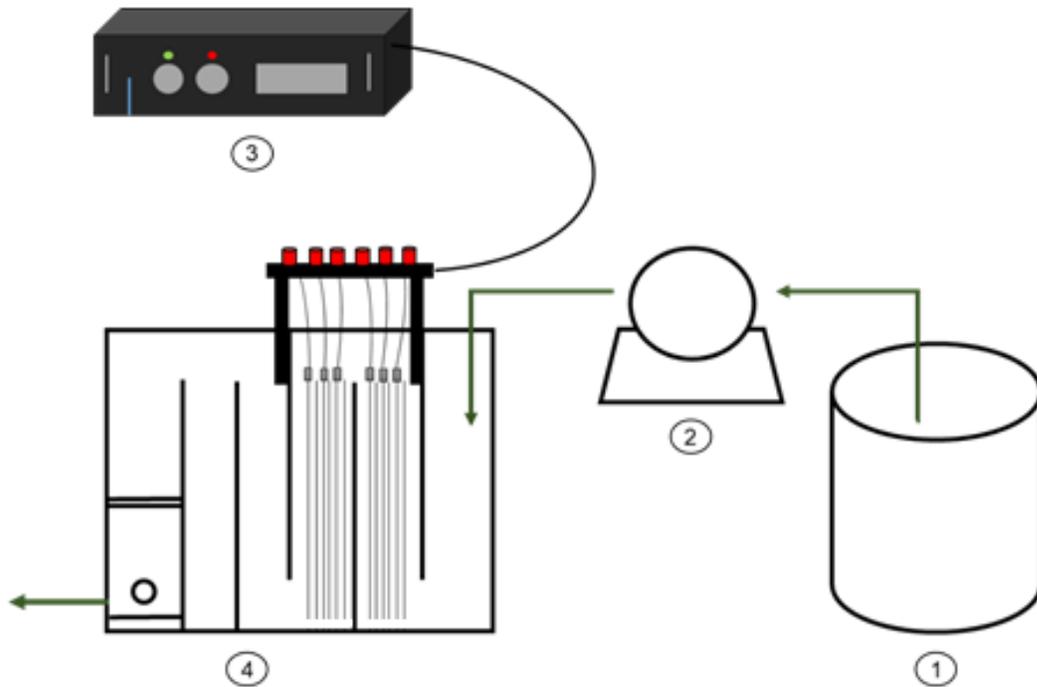


Figura 8. Sistema de tratamiento de Electrocoagulación/Electroflotación: 1) Recipiente con agua cruda, 2) Equipo de bombeo, 3) Fuente de poder, 4) Reactor de Electrocoagulación/Electroflotación.



Figura 9. Diferencia entre los reactores de Electrocoagulación (1) y Electroflotación (2); acomodo de los electrodos al final o al inicio del dispositivo

6.4.2 Equipo de Jarras

La floculación y la sedimentación del agua coagulada previamente en el reactor, se llevaron a cabo en un equipo de Jarras JARTESTER PB 700 PHIPPS & BIRD (Figura 10). En la Tabla 3 se muestran las condiciones de operación establecidas para estas etapas. Las pruebas fueron realizadas en lotes, cuatro simultáneas. La floculación se realizó basándose en la técnica estandarizada ASTM D2035-80.

La configuración de las jarras es cuadrada, con una capacidad de 2 litros, fabricadas en acrílico transparente y con un puerto de muestreo a 6 cm de la base. Las características y tipo de polímeros utilizados en la prueba de jarras pueden verse en la Tabla 4.



Figura 10. Equipo de prueba de Jarras utilizado en la experimentación para el proceso de floculación.

Tabla 3. Condiciones de operación en las pruebas de Jarras.

Proceso	Dosificación	Velocidades de agitación (RPM)	Tiempo (min)	Tiempo acumulado (min)
Floculación	Polímero	66, 46, 26	7, 7, 7	21
Sedimentación		0	60	60

Tabla 4. Características de los polímeros utilizados.

Nombre	Nombre comercial	Sustancia activa	Descripción
Floculante aniónico	FLOC 920-A	Poliacrilamida aniónica.	Polímero aniónico en polvo de peso molecular y anionicidad altos.
Floculante catiónico	WTS-40	Poliacrilamida catiónica.	Polímero de muy alto peso molecular.

6.5 TÉCNICA EXPERIMENTAL

6.5.1 Diseño del experimento

El objetivo del diseño de experimentos fue estudiar el efecto de diferentes factores de operación sobre la eficiencia de los procesos electroquímicos (medida esta con la remoción de color y turbiedad), para cada mes de muestreo, y para ello se propuso un diseño factorial 2^4 con puntos centrales.

En cada diseño los factores de estudio fueron: pH, intensidad de corriente (para establecer la dosis teórica de coagulante), tipo de polímero y dosis de polímero. A cada uno de los factores se les asignó dos niveles, y se añadieron tres puntos centrales. Los niveles para los factores en el diseño se seleccionaron tomando en cuenta la revisión bibliográfica realizada previamente a la experimentación (Tabla 5), y mediante una prueba de Jarras preliminar para establecer intervalos de dosis del coagulante.

Tabla 5. Estudios existentes en la literatura sobre remoción de microalgas.

Tipo de coagulante	Dosis (mg/L)	pH	Efluente	Remoción (%)	Referencia
$Al_2(OH)_3Cl_3$ Al_2O_3	20-56	4-9	Agua natural de un lago eutrófico.	70.0- 95.0	Hu et al., 2006
$Al_2(OH)_3Cl_3$	1-10	4-10	Diferentes especies de algas.	94.0-98.4	Henderson et al., 2008
$Al_2H)_3Cl_3$ Al_2O_3	8-20	5-9	Agua sintética con <i>Mycrotystis auruginosa</i>	96.0-98.0	Wu et al., 2011
$Al_2(SO_4)$	20-100	5-8	Agua de un lago y cultivo de <i>M. auruginosa</i>	81.9 - 92.9	Şengül et al., 2016

Tipo de coagulante	Dosis (mg/L)	pH	Efluente	Remoción (%)	Referencia
Al ₂ (SO ₄), Al ₂ (OH) ₃ Cl ₃ , Floculantes orgánicos, aniónicos y catiónicos.	1-80	6-11.5	Agua de un lago artificial.	97.2-99.3	Tomasini-Ortiz et al., 2017

Tabla 6. Factores con sus valores codificados y reales en los niveles del diseño de experimentos.

Factor	Nivel mínimo (-1)	Nivel central (0)	Nivel máximo (1)	Unidades
pH (x1)	6	7	8	Unidades de pH
Intensidad de corriente (x2)	1.5	3	7.5	Amperes (A)
Tipo de polímero (x3)	Catiónico	Catiónico	Aniónico	-
Dosis de polímero (x4)	0.001	0.22	0.45	mg/L
Dosis teórica de Al correspondiente (ver ecuación de Faraday)	4.2	9.8	21	mg/L
Densidad de corriente	5.0	11.8	25.39	A/m ²

Con este diseño se analizó si los parámetros de estudio afectan de manera significativa la eficiencia del proceso electroquímico, considerando además las características fisicoquímicas y biológicas del agua cruda. En cada mes de muestreo el agua de los lagos tenía características diferentes, dado que las condiciones del agua varían significativamente dependiendo de la temperatura ambiente y del nivel de concentración de los lagos; esto permitió analizar la influencia de estas sobre las mejores condiciones de operación obtenidas en el diseño de experimentos.

Las variables de respuesta en cada diseño fueron la turbiedad (NTU) y el color aparente (Pt-Co).

En la Tabla 7 se muestran las 20 corridas, sin duplicado, con los cuatro factores evaluados codificados y sin codificar, siendo esta la matriz experimental para cada mes de muestreo en cada lago.

Tabla 7. Matriz experimental con los valores codificados y no codificados de las variables de estudio.

Corrida	Valor codificado				Valor natural			
	x1	x2	x3	x4	x1	x2	x3	x4
1	-1	-1	-1	-1	6	1.5	aniónico	0.001
2	1	-1	-1	-1	8	1.5	aniónico	0.001
3	-1	1	-1	-1	6	7.5	aniónico	0.001
4	1	1	-1	-1	8	7.5	aniónico	0.001
5	-1	-1	1	-1	6	1.5	catiónico	0.001
6	1	-1	1	-1	8	1.5	catiónico	0.001
7	-1	1	1	-1	6	7.5	catiónico	0.001
8	1	1	1	-1	8	7.5	catiónico	0.001
9	-1	-1	-1	1	6	1.5	aniónico	0.45
10	1	-1	-1	1	8	1.5	aniónico	0.450
11	-1	1	-1	1	6	7.5	aniónico	0.450
12	1	1	-1	1	8	7.5	aniónico	0.450
13	-1	-1	1	1	6	1.5	catiónico	0.450
14	1	-1	1	1	8	1.5	catiónico	0.450
15	-1	1	1	1	6	7.5	catiónico	0.450
16	1	1	1	1	8	7.5	catiónico	0.450
17	0	0	0	0	7	3	catiónico	0.225
18	0	0	0	0	7	3	catiónico	0.225
19	0	0	0	0	7	3	catiónico	0.225
20	0	0	0	0	7	3	catiónico	0.225

6.5.2 Descripción de las pruebas

A continuación, se describe el procedimiento experimental realizado para cada lote de agua recolectado de los lagos:

- 1) En tres recipientes separados, dos con 92 litros y otro con 48 litros (para los centros), del agua muestreada, se ajustan los pH indicados en la Tabla 6.
- 2) Con el pH ajustado, se pasa cada lote de agua por el reactor de Electrocoagulación o Electroflotación, con un caudal de 2 L/min, durante 20 minutos, con las intensidades de corrientes indicadas para la corrida correspondiente.
- 3) La secuencia de pruebas inicia con la coagulación (que se lleva a cabo dentro del reactor).

- 4) En el minuto 15 del proceso se toman cuatro muestras de 2 L de agua, las cuales se colocan en el equipo de Jarras para llevar a cabo la floculación y posteriormente la sedimentación (Tabla 3).
- 5) Al inicio de la floculación se adiciona, en cada una de las jarras, el valor predeterminado por el diseño de experimentos del floculante aniónico o catiónico y se fijan las condiciones de operación establecidas en la floculación.
- 6) Finalizando el tiempo de floculación se deja sedimentar el agua por un periodo de 60 min. Los tres procesos pueden verse en el Anexo 2.
- 7) Pasados los 60 minutos se toman muestras de 20 mL del sobrenadante de cada jarra, para medir las variables de respuesta (color aparente y turbiedad). Adicionalmente se mide la cantidad de lodos producidos, se registra en foto el comportamiento de los lodos y se anotan las observaciones pertinentes de cada Jarra.

7 ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

7.1 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA DE ESTUDIO

7.1.1 Parámetros fisicoquímicos medidos en campo

Para el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad (PAS) (Tabla 8), el mes con el pH más alto (10) fue noviembre del 2019 y con el más bajo (7) diciembre del 2019. La conductividad varió entre los 97.6 y 199.9 $\mu\text{S/cm}$. La turbiedad cambió en el agua cruda entre 16.3 y 84.3 NTU, este último valor se registró en el mes de enero del 2020 (secas-frio).

Tabla 8. Parámetros de campo en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

Mes	pH	Cond. ($\mu\text{S/cm}$)	SDT (ppm)	Turbiedad (NTU)	Profundidad (cm)	Visibilidad (cm)	Temp. amb. ($^{\circ}\text{C}$)
jul	9.3	199.4	98.2	16.3	120	55	28.8
ago	9.1	143.9	71.0	27.8	105	45	21.8
sep	9.8	145.3	71.6	17.9	105	-	27.8
oct	9.0	97.6	48.3	62.2	110	25	16.0
nov	10.0	140.1	69.1	45.0	-	35	-
dic	7.0	199.9	95.1	24.4	175	50	19.6
ene	8.6	170.0	83.8	84.3	-	25	-

La Tabla 9 muestra los valores de los parámetros medidos durante el muestreo del agua del lago del Museo Jardín Borda (MJB). El valor más alto de pH fue de 9.7 en el mes de octubre del 2019, la conductividad varió entre 133.6 y 154.5 $\mu\text{S/cm}$, la turbiedad más alta se registró en el mes de diciembre con 82 NTU y la menor de 34.0 NTU en el mes de agosto.

Tabla 9. Parámetros de campo del lago del Museo Jardín Borda.

Mes	pH	Cond. ($\mu\text{S/cm}$)	SDT (ppm)	Turbiedad (NTU)	Profundidad (cm)	Visibilidad (cm)	Temp. amb. ($^{\circ}\text{C}$)
ago	9.3	145.3	71.69	36.0	70	45	24
sep	9.4	137.7	65.82	34.6	77	37	26.5
oct	9.7	133.6	65.94	43.4	72	27	20.0
nov	9.4	134.8	66.54	74.5	140	60	21.9
dic	9.2	152.6	75.28	82.0	120	30	19.7
ene	9.3	154.5	76.26	68.0	120	45	20.06

Los mayores valores de turbiedad en los dos lagos no coincidieron con el periodo de lluvias (julio-2019 a octubre-2019), aunque hay un ligero aumento de la turbiedad con la profundidad en el caso del lago del Museo Jardín Borda; esto indicaría un posible arrastre de sedimentos y materia orgánica al lago durante las lluvias. Los valores de turbiedad altos en la época considerada de secas-frías (noviembre-2019 - enero-2020) podrían deberse a la concentración de partículas y nutrientes.

Es importante mencionar que, cada uno de los lagos durante el periodo de muestreo, tuvo características específicas particulares, entre ellas la profundidad, la vegetación dentro y a los alrededores, la fauna (peces y aves), fuente de aireación e impactos antropogénicos. El lago mayor del Parque Alameda Solidaridad (PAS) fue vaciado y vuelto a llenar en una ocasión para limpieza (en mayo del 2019, dos meses antes de comenzar la experimentación), lo que provocó un cambio en la comunidad de peces y las relaciones tróficas, y a su vez en las características fitoplanctónicas y químicas en el agua. Por otro lado, el lago del Museo Jardín Borda nunca ha sido alterado desde su construcción (según lo mencionado por el personal administrativo del Museo), esto promueve la estabilidad entre las redes tróficas y en los parámetros fisicoquímicos. Una diferencia fue el color del agua en los cuerpos que se puede observar en el Anexo 3.

7.1.2 Parámetros fisicoquímicos medidos en laboratorio

En laboratorio se midieron diferentes parámetros para caracterizar el agua cruda, la Tabla 10 y la Tabla 11 muestran los resultados de la calidad de agua de los dos sitios de estudio: lago mayor Parque Alameda Solidaridad y el lago del Museo Jardín Borda, respectivamente.

En las siguientes secciones se muestran las gráficas de los parámetros que, de acuerdo con la bibliografía, se considera que afectan principalmente el proceso de coagulación; entre ellos está la alcalinidad y dureza total, el color y la turbiedad.

Tabla 10. Calidad de agua del Lago Mayor del Parque Alameda Solidaridad

Parámetro	jul	ago	sep	oct	nov	dic	ene
Aluminio (mg/L)	0.17	0.05	0.02	0.80	0.07	0.01	0.05
Fósforo (mg/L)	2.94	1	0.53	0.40	0.13	0.15	0.22
Hierro (mg/L)	0.11	0.32	0.13	0.47	0.25	0.27	0.35
Sulfatos (mg/L)	21	3	2	3	11	7	9
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	0.44	0.49	0.33	0.92	0.65	0.75	0.85
Nitrato (mg/L)	0.75	0.15	0.10	N/M	0.30	0.10	N/M
Alcalinidad total (mg/L CaCO ₃)	16	31	26	37	35	75	76
Dureza total (mg/L CaCO ₃)	38	46	50	66	50	73	75
Color aparente (Pt-Co)	225	266	178	580	355	284	607
Color verdadero (real) (Pt-Co)	20	14	37	40	30	1	14

*N/M = no medido

Tabla 11. Calidad de agua del lago del Museo Jardín Borda

Parámetro	ago	sep	oct	nov	dic	ene
Aluminio (mg/L)	0.02	0.03	0.40	0.05	0.02	0.001
Fósforo (mg/L)	0.23	0.47	3.20	0.21	0.28	0.90
Hierro (mg/L)	0.21	0.38	0.12	0.05	0.10	0.03
Sulfatos (mg/L)	7	7	7	7	10	7
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	0.80	0.67	0.75	1.09	0.99	1.02
Nitrato (mg/L)	0.15	0.50	0.50	0.55	0.35	0.30
Alcalinidad total (mg/L CaCO ₃)	26	30	34	26	26	48
Dureza total (mg/L CaCO ₃)	32	47	44	40	40	42
Color aparente (Pt-Co)	357	346	446	656	680	600
Color verdadero (real) (Pt-Co)	33	20	35	37	39	15

7.1.2.1 Color y turbiedad

Los valores de color verdadero (real) (Pt-Co) para el lago del Parque Alameda Solidaridad (PAS) variaron entre 1 y 40, mientras que para el lago del Museo Jardín Borda (MJB) entre 15 y 39.

Generalmente el color real del agua se debe a la descomposición de la materia orgánica presente, esto depende de una gran variedad de compuestos orgánicos, entre ellos las sustancias húmicas y fúlvicas (Matilainen et al., 2011; Arjona-Rodríguez et al., 2012; Sillanpää et al., 2018). Por otro lado, Hendricks (2010) menciona que los valores de turbiedad varían estacionalmente y cambian con la

temporada de lluvia debido a las escorrentías, o a la dilución, según sea el caso; estos cambios tienen que considerarse en los tratamientos de agua.

En el sitio de muestreo lago mayor del PAS, se observó un aumento en la turbiedad en el mes de octubre-2019 y enero-2020, mientras que el color verdadero en septiembre, octubre y noviembre de 2019, siendo los dos primeros como los de mayor precipitación en el estado de Morelos (CONAGUA, 2020). La lluvia pudo haber provocado que material alóctono, proveniente del parque, se incorporara al Lago, condición que prevaleció hasta el mes de noviembre-2019.

En el caso del lago del MJB, la turbiedad aumentó desde el mes de noviembre y el color se mantuvo relativamente estable hasta enero-2020, cuando descendió ligeramente; se desconoce cuál sería el manejo del agua en el parque que justificara estos cambios, que no pueden ser explicados con el periodo de lluvias o secas.

En ambos lagos se observa que la turbiedad y el color verdadero (real) siguen aproximadamente el mismo comportamiento (Figura 11 y Figura 12).

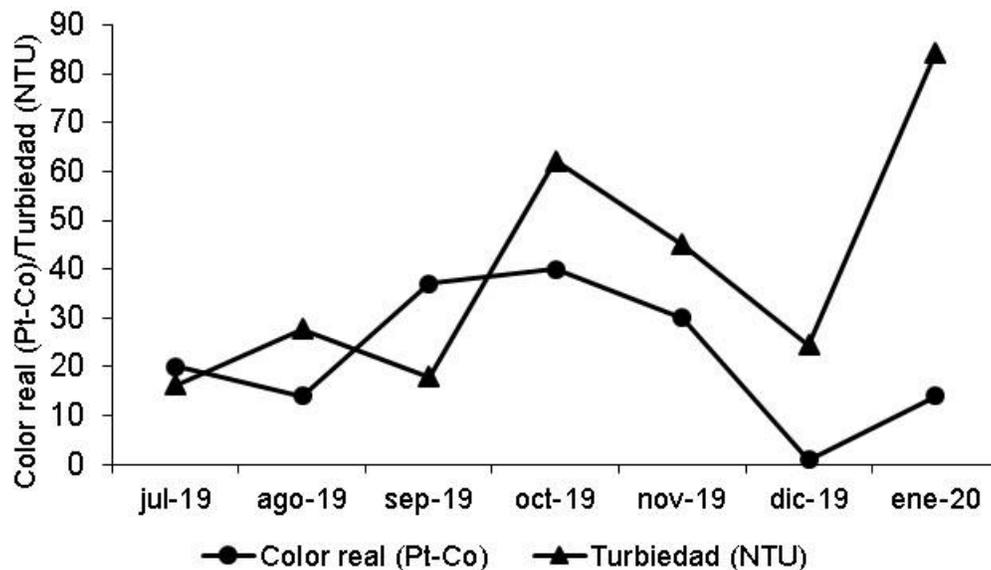


Figura 11. Comportamiento del color verdadero (real) (Pt-Co) y la turbiedad (NTU) a lo largo del periodo de muestreo en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

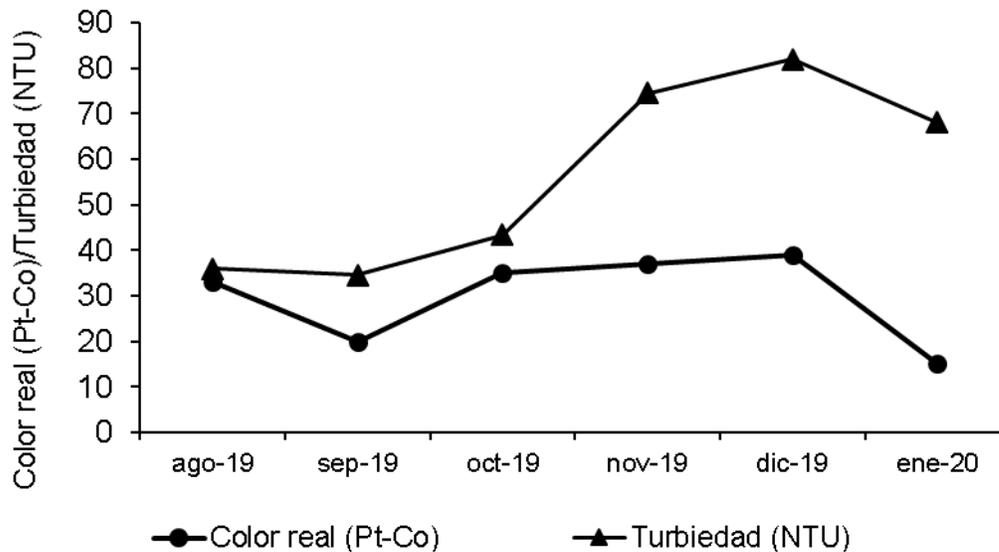


Figura 12. Comportamiento del color verdadero (real) (Pt-Co) y la turbiedad (NTU) a lo largo del periodo de muestreo en el lago del Museo Jardín Borda.

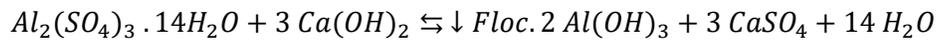
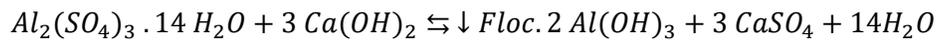
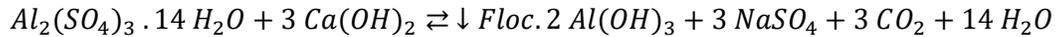
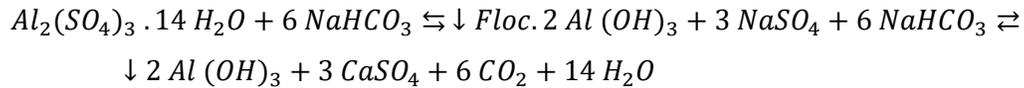
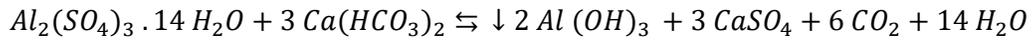
7.1.2.2 Dureza y alcalinidad

La alcalinidad es una medida de la capacidad del agua para neutralizar un ácido fuerte. En aguas naturales la alcalinidad se puede atribuir a bases como los carbonatos, bicarbonatos y iones OH^- , pero también a otras especies que se presentan en pequeñas concentraciones como amoníaco, fosfato y bases orgánicas (Snoeyink y Jenkins, 2004).

La dureza del agua se debe a cationes metálicos polivalentes (en gran medida calcio y magnesio) y se puede manifestar por reacciones de estos con ciertos aniones, como sulfatos o carbonatos (Rodríguez Medallo y Marin Gavin, 1999).

En cuanto al efecto de la química del agua en los procesos de coagulación, la alcalinidad tiene la capacidad de neutralizar o regular el pH del agua (Sigler y Bauder, 2017). El agua requiere cierto contenido de alcalinidad para que reaccione con el coagulante y forme las especies químicas que contribuyen a la coagulación y posteriormente a la floculación. A continuación, se muestran las reacciones

químicas que suceden con la alcalinidad del agua durante el proceso de coagulación química (con sulfato de aluminio) (Tomado de Pavón Bello y Chévez Lagos, 2019):



Por otro lado, en un agua natural las variaciones de alcalinidad dependerán mucho del tipo de organismos presentes (con su particular metabolismo), siendo el principal parámetro la relación entre el carbono precipitado como carbonato de calcio y carbono fijado fotosintéticamente en materia orgánica (Rodríguez Medallo y Marin Gavin, 1999).

Los valores de alcalinidad y dureza total (mg/L como CaCO₃) registrados en el lago mayor del PAS se pueden observar en Figura 13, siendo los menores valores (16 y 38 mg/L respectivamente) en el mes de julio-2019, y los mayores en el mes de enero-2020 (76 y 75 mg/L respectivamente). La Figura 14 muestra los valores registrados en el lago del MJB, observándose menos variación en el tiempo, con un promedio de 31.6 mg/L de alcalinidad total y 40.8 mg/L de dureza total. Zerbato (2013) menciona que los valores de alcalinidad apropiados para la coagulación varían entre 25 y 30 mg/L como CaCO₃.

El sulfato puede ser beneficioso para la coagulación (Davis y Edwards, 2014). debido a que ésta se ve influenciada por la fuerza iónica, favoreciendo la precipitación de los contaminantes y dando una mayor eficiencia a la colisión de partículas (Wang et al., 2002). Los valores de sulfatos en el lago mayor de PAS variaron entre 2 y 21 mg/L. Por otra parte, en el lago del MJB los valores del sulfato se mantuvieron constantes teniendo un valor promedio de 7.5 mg/L.

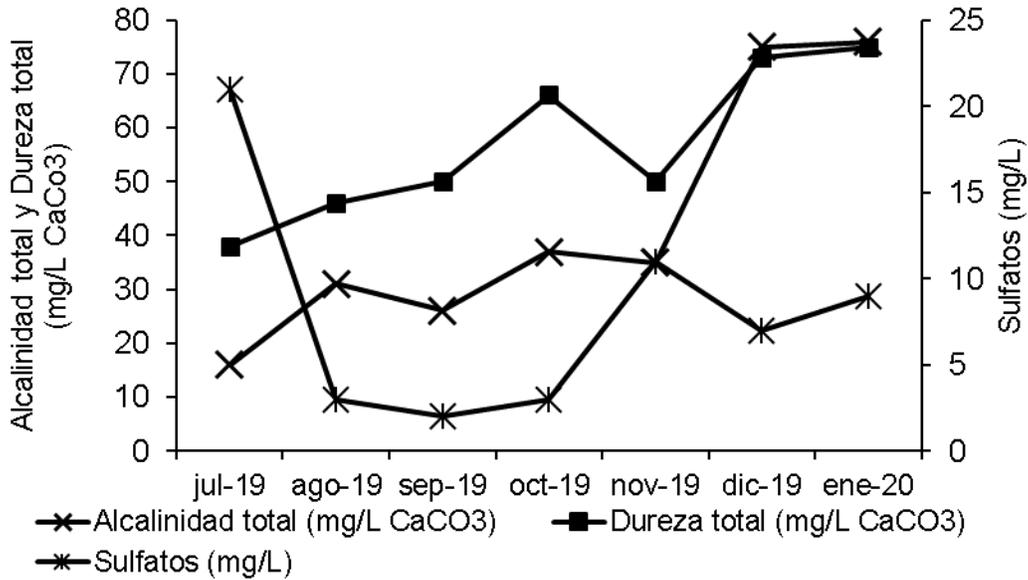


Figura 13. Comportamiento de la dureza total, la alcalinidad total y los sulfatos, a lo largo del periodo de muestreo en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

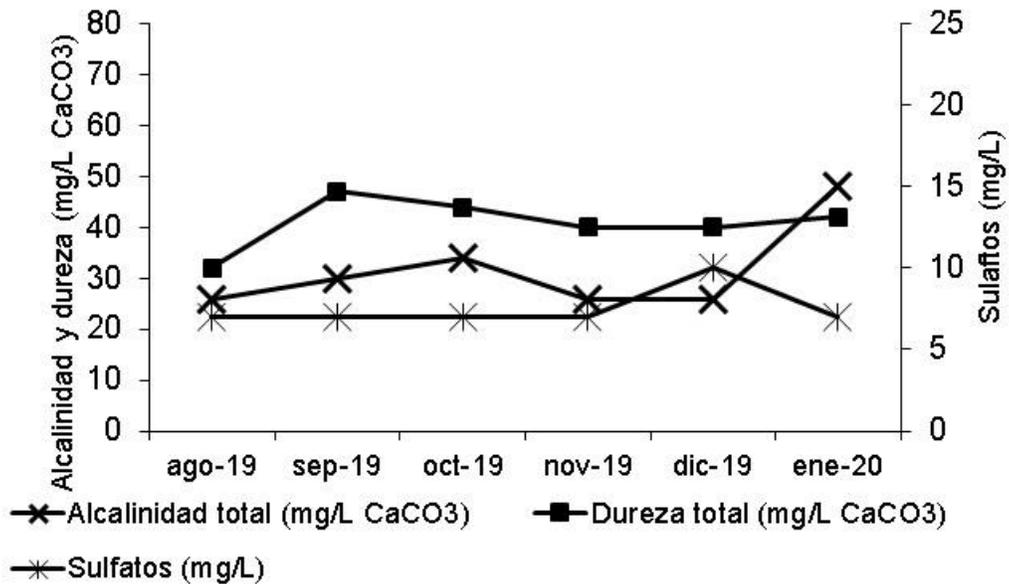


Figura 14. Comportamiento de la dureza total, la alcalinidad total y los sulfatos, a lo largo del periodo de muestreo en el lago del Museo Jardín Borda.

7.1.3 Parámetros microbiológicos

7.1.3.1 Análisis taxonómico

El análisis taxonómico de la biota encontrada en ambos sitios de muestreo reveló la presencia de cuatro grupos de fitoplancton, un grupo representativo de zooplancton (rotíferos), un grupo de dinoflagelados y un grupo de ciliados.

En el caso de los organismos del lago mayor del Parque Alameda, con la mayor abundancia para el período de muestreo se encuentra el phylum Chlorophyta con un 59.2%, seguido de las Bacillariophyta con un 32.1%, Cyanophyta con un 7.8% y en menor porcentaje se encuentran los phylum Pyrrophyta, Rotífera y Ciliophora (Figura 15).

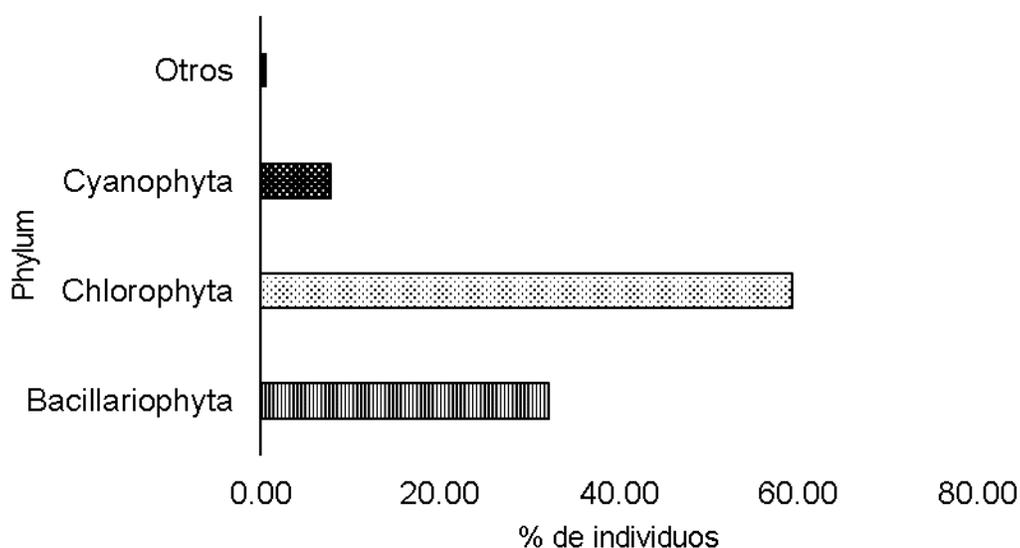


Figura 15. Composición porcentual de los grupos registrados durante el periodo de muestreo en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

En el caso del lago del Museo Jardín Borda, se registraron tres grupos de fitoplancton: Chlorophyta, Cyanophyta y Chlarophyta, con un 53.1%, 25.9% y 20.8% respectivamente; el resto de los grupos están conformando por el phylum Rotífera y Pyrrophyta con un 0.1 % (Figura 16).

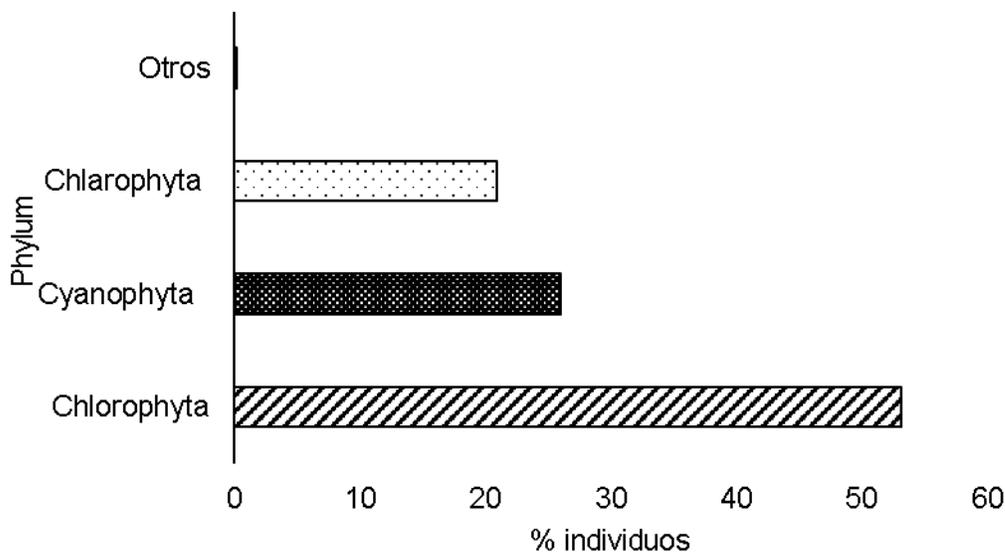


Figura 16. Composición porcentual de los grupos registrados en el periodo de muestreo en el lago del Museo Jardín Borda.

7.1.3.2 Variación temporal de la densidad de los phylums

Para el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad, el comportamiento de cada grupo de phylums se muestra en la Figura 17 el phylum Chlorophyta fue el más abundante en el mes de noviembre, con 4,340 org/mL, seguido por el grupo Bacillariophyta con 2,500 org/mL durante el mes de diciembre. En el caso del lago del Museo Jardín Borda (Figura 18) el phylum Chlorophyta fue el más abundante en el mes de enero con 4,389 org/mL, seguido por el grupo Chlarophyta con 2,413 org/mL en el mes de septiembre.

En ambos sitios de muestreo, durante todo el periodo de estudio, se presentó una mayor abundancia y diversidad del phylum Chlorophyta, estas microalgas son consideradas las más comunes en los ambientes dulceacuícolas lénticos debido a su alta tolerancia a cambios en el agua, lo que les permite desarrollarse en diversos hábitats. Constituyen en general el principal grupo (García- Rodríguez, 2015), seguido del phylum Cyanophyta. Castelán y colaboradores (2006) mencionan que, en lagos con tendencia a la eutrofia, el crecimiento de estas microlagas se

manifiesta con un reemplazamiento de Chlorophytas a Cyanophytas, este evento es uno de los factores de importancia en la clasificación de los ecosistemas eutróficos (Vammen at al., 2013).

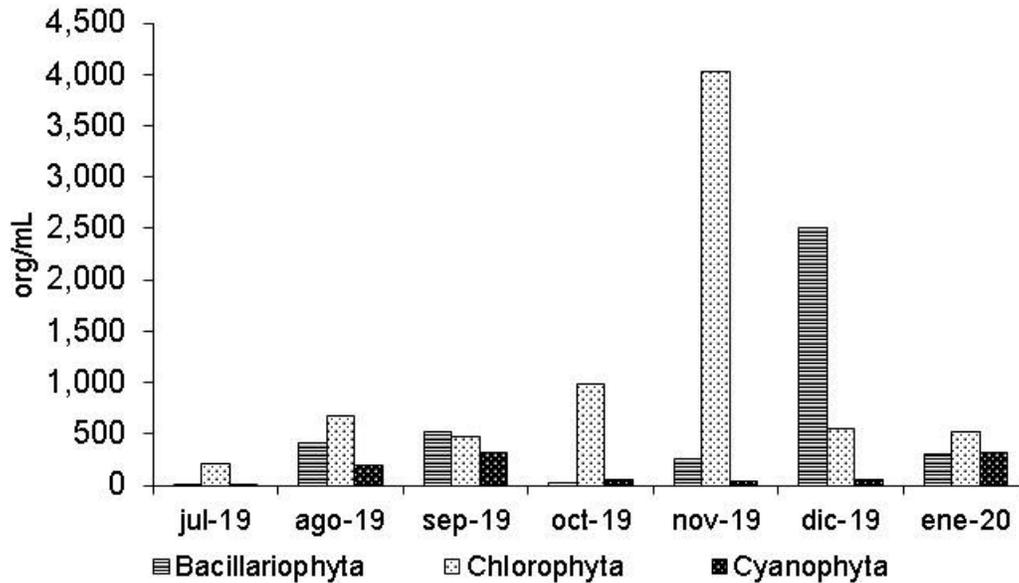


Figura 17. Comportamiento de los phylums a lo largo del periodo del muestreo, en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

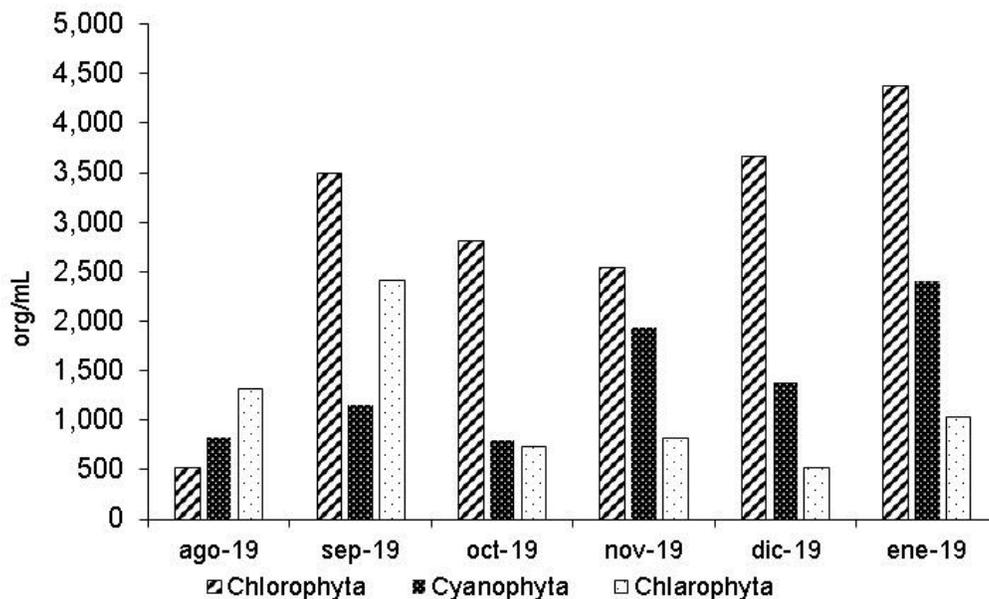


Figura 18. Comportamiento de los phylums a lo largo del periodo de muestreo, en el lago del Museo Jardín Borda.

Por otro lado, el phylum Bacillariophyta, también llamadas diatomeas, solo se registró en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad. Ramírez y Palta-Díaz (2008) citan que se han reportado variaciones en la abundancia de este grupo, como respuesta a cambios en las corrientes, temperatura, tipo de sustrato, concentración de nutrientes, conductividad y pH, existiendo una evidente complejidad en las interacciones que se presentan en las diatomeas y su ambiente. Es por esto por lo que este grupo es considerado como una herramienta bioindicadora, por su capacidad de responder rápidamente a cambios fisicoquímicos en el medio (Morales et al., 2010).

Es importante señalar que las microalgas, a pesar de su simplicidad y amplia distribución en los cuerpos de agua, se reproducen o habitan donde las condiciones son favorables para su colonización.

7.1.3.3 Especies registradas

En el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad se registraron un total de 25 especies: 17 de fitoplancton, cinco de rotíferos, una de dinoflagelado, una del phylum Euglenozoa y una de ciliado (Tabla 12).

En el caso del lago del Museo Jardín Borda se registraron un total de 14 especies de fitoplancton, dos de rotíferos y una especie de dinoflagelado (Tabla 13). Las fotografías e imágenes de los generos y especies pueden verse en el Anexo 4.

Tabla 12. Principales géneros de microalgas y otros microorganismos registrados en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

PHYLUM	CLASE	FAMILIA	GÉNERO	ESPECIE
Chlorophyta	Chlorophyceae	Hydrodictyceae	<i>Pediastrum</i>	<i>Pediastrum</i> sp. Meyen, 1829
Chlorophyta	Chlorophyceae	Scenedesmaceae	<i>Snedesmus</i>	<i>Snedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson 1835
Chlorophyta	Chlorophyceae	Scenedesmaceae	<i>Coelastrum</i>	<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A. Dangeard) Senn 1899
Chlorophyta	Zygnemophyceae	Hydrodictyceae	<i>Cosmaruim</i>	<i>Cosmaruim fosmosolum</i> Meneghini ex Ralfs 1848
Chlorophyta	Zygnemophyceae	Hydrodictyceae	<i>Cosmaruim</i>	<i>Cosmaruim</i> sp. Meneghini ex Ralfs 1848
Chlorophyta	Chlorophyceae	Hydrodictyceae	<i>Tetraedron</i>	<i>Tetraedron minium</i> Hansgirg 1889
Chlorophyta	Chlorophyceae	Neochloridaceae	<i>Golenkinia</i>	<i>Golenkinia radiata</i> Chodat 1894
Chlorophyta	Chlorophyceae	Radiococcaceae	<i>Radiococcus</i>	<i>Radiococcus planktonicus</i> J.W.G. Lund 1956
Chlorophyta	Volvocales	Volvocaceae	<i>Pandorina</i>	<i>Pandorina morum</i> Bory 1826
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Synechococcophycidae	<i>Merismopediaceae</i>	<i>Merismopedia minima</i> G.Beck 1897
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Synechococcophycidae	<i>Merismopediaceae</i>	<i>Merismopediaceae glauca</i> (Ehrenberg) Kützing 1845
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Selenastraceae	<i>Monoraphidium</i>	<i>Monoraphidium</i> sp. Komárková-Legnerová, 1969
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Nostocaceae	<i>Anabaena</i>	<i>Anabaena circularis</i> Woloszynska
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Oscillatoriophycidae	<i>Mycrocystis</i>	<i>Microcystis wesenbergii</i> Komárek 2006
Bacillariophyta	Fragilariophycidae	Fragilariaceae	<i>Synedra</i>	<i>Synedra</i> sp. Ehrenberg, 1830
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Bacillariaceae	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith 1
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira</i>	<i>Aulacoseira</i> sp. (Ehrenberg) Simonsen 1979
Rotifera	Monogonta	Synchaetidae	<i>Polyarthra</i>	<i>Polyarthra trigla</i> Ehrenberg, 1834
Rotifera	Monogonta	Synchaetidae	<i>Brachionidae</i>	<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766

Rotifera	Monogonta	Synchaetidae	<i>Brachionidae</i>	<i>Brachionus caudatus</i> Pallas, 1776
Rotifera	Monogonta	Filiniidae	<i>Filinia</i>	<i>Filinia longiseta</i> Ehrenberg, 1834
Rotifera	Monogonta	Trichocercidae	<i>Trichocerca</i>	<i>Trichocerca</i> sp. Lamarck, 1801
Pyrrophytophyta	Dinophyceae	Glenodiniaceae	<i>Glenodinium</i>	<i>Glenodinium</i> sp. Marchesoni 1941
Euglenozoa	Euglenozoa	Euglenaceae	<i>Euglena</i>	<i>Euglena</i> sp. Ehrenberg, 1830
Ciliophora	Ciliata	Vorticellidae	<i>Vorticella</i>	<i>Vorticella</i> sp. L. (1767)

Tabla 13 Principales géneros de microalgas y otros microorganismos registrado en el lago del Museo Jardín Borda..

PHYLUM	CLASE	FAMILIA	GÉNERO	ESPECIE
Chlorophyta	Chlorophyceae	Hydrodictyceae	<i>Pediastrum</i>	<i>Pediastrum</i> sp. Meyen, 1829
Chlorophyta	Chlorophyceae	Scenedesmaceae	<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson 1835
Chlorophyta	Chlorophyceae	Scenedesmaceae	<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus</i> sp. (Turpin) Brébisson 1835
Chlorophyta	Chlorophyceae	Radiococcaceae	<i>Radiococcus</i>	<i>Radiococcus planktonicus</i> J.W.G.Lund 1956
Chlorophyta	Chlorophyceae	Hydrodictyceae	<i>Tetraedron</i>	<i>Tetraedron gracile</i> (Reinsch) Hansgirg 1889
Chlorophyta	Chlorophyceae	Hydrodictyceae	<i>Tetraedron</i>	<i>Tetraedron minium</i> Hansgirg 1889
Chlorophyta	Zygnematophycidae	Selenastraceae	<i>Kirchneriella</i>	<i>Kirchneriella subsolitaria</i> G. S. West
Chlorophyta	Conjugatophyceae	Closteriaceae	<i>Closterium</i>	<i>Closterium</i> sp. Nitzsch ex Rálf
Chlorophyta	Conjugatophyceae	Desmidiaceae	<i>Straurastrum</i>	<i>Straurastrum</i> sp. (Meyen Ex' J. Rálf, 1848)
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Oscillatoriophycidae	<i>Mycrocystis</i>	<i>Microcystis wesenbergii</i> Komárek 2006
Cyanophyceae	Synechococcales	Synechococcaceae	<i>Cyanodictyon</i>	<i>Cyanodictyon planctonicum</i> B.A.Mayer 1994

Cyanobacteria	Cyanophyceae	Oscillatoriophycidae	<i>Mycrocystis</i>	<i>Microcystis</i> sp. Kützing, 1833
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Synechococcophycidae	<i>Merismopedia</i>	<i>Merismopedia minima</i> G.Beck 1897
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Merismopediaceae	<i>Merismopedia</i>	<i>Merismopediace glauca</i> (Ehrenberg) Kützing 1845
Rotifera	Monogonta	Brachionidae	<i>Keratella</i>	<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943
Rotifera	Monogonta	Trichocercidae	<i>Trichocerca</i>	<i>Trichocerca</i> sp. Lamarck, 1801
Pyrrophytophyta	Dinophyceae	Glenodiniaceae	<i>Glenodinium</i>	<i>Glenodinium</i> sp. Marchesoni 1941

7.1.3.4 Densidad de las microalgas y su relación con los parámetros fisicoquímicos

La densidad de las microalgas y otros microorganismos fluctuó a lo largo del periodo de muestreo. En el caso del lago mayor del Parque Alameda Solidaridad (Tabla 14), la mayor densidad de microorganismos se registró el mes de noviembre con 4,340 org/mL, considerado la época de secas y frío. El menor número de organismos se obtuvo en el mes de julio-2019, con 224 org/mL, considerado el inicio de la época de lluvias.

Tabla 14. Densidad de microorganismos registrados en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

Phylum	jul	ago	sep	oct	nov	dic	ene	Total (org/mL)
Bacillariophyta	2	418	517	33	260	2500	309	4039
Chlorophyta	208	676	471	981	4032	553	521	7442
Cyanophyta	2	203	315	51	44	50	321	986
Rotíferos	11	9	26	6	4	3	6	65
Pyrrophytophyta	0	3	10	6	0	0	0	19
Ciliophora	0	1	3	3	0	0	0	0
Total (org/mL)	224	1311	1342	1080	4340	3105	1157	12550

En el lago del Museo Jardín Borda, el mes con mayor densidad de microalgas y otros microorganismos fue enero-2020 con 7,824 org/mL (época de secas y frío), y el menor en el mes de agosto (época de lluvias), con 2,670 org/mL (Tabla 15).

Tabla 15. Densidad de microorganismos registrados en el lago del Museo Jardín Borda.

Phylum	ago	sep	oct	nov	dic	ene	Total (org/mL)
Chlorophyta	516	3500	2810	2545	3661	4380	17412
Cyanophyta	828	1155	793	1936	1378	2412	8502
Rotíferos	3	13	6	5	13	6	45
Chlarophyta	1323	2413	733	820	522	1026	6837
Pyrrophytophyta	0	13	6	0	0	0	19
Total	2670	7093	4348	5306	5574	7824	32815

Generalmente la densidad de microorganismos se ve influenciada por las condiciones climatológicas, y el volumen del cuerpo de agua puede ser un factor cuando hay dilución de microorganismos por las lluvias, y evaporación en la época de secas y frío.

También se analizó la relación de los parámetros de calidad de agua: color verdadero (real) (Pt-Co), turbiedad (NTU), fósforo (mg/L), nitrógeno amoniacal (mg/L), alcalinidad y dureza totales (mg/L como CaCO_3), con la densidad (org/mL) de microalgas y sus phylums en el periodo de muestreo, lo cual se muestra en los siguientes apartados.

7.1.3.4.1 Color y turbiedad

El color y la turbiedad son parámetros que frecuentemente son utilizados como indicadores de la densidad de microalgas. En el caso de la turbiedad en el agua, esta puede ser de naturaleza orgánica (bacterias, microalgas y zooplacton) y está en función de la concentración de las partículas y de su tamaño (Hendricks, 2010; Ferrando et al; 2015). Sin embargo, debido a la diversidad de especies, morfología y tamaño de las microalgas, resulta complicado tener una relación directa con la turbiedad. La determinación de la densidad de algas o biomasa, por turbidimetría, puede ser aplicable si hay una similitud morfológica, así que se necesitaría una curva de calibración específica para cada especie; además de que el medio de dilución, el pH, la temperatura y otras partículas que compiten con estas, son factores que pueden alterar los valores de turbiedad de la muestra (Berkman y Canova, 2007; Ferrando et al; 2015).

De Figura 19 a la Figura 24 se muestra la relación entre la densidad microalgal y sus phylums, con respecto al color (Pt-Co) y la turbiedad (NTU). En el agua del lago mayor del Parque Alameda Solidaridad se puede observar que no existe una relación directa entre estos factores. En el caso del agua del lago del Museo Jardín Borda, la relación entre la turbiedad y el color con la densidad de microalgas y sus phylums, se muestran de la Figura 25 a la Figura 30. Al igual que en el lago del Parque Alameda Solidaridad, no se observa una relación directa de la densidad de microalgas con estos parámetros.

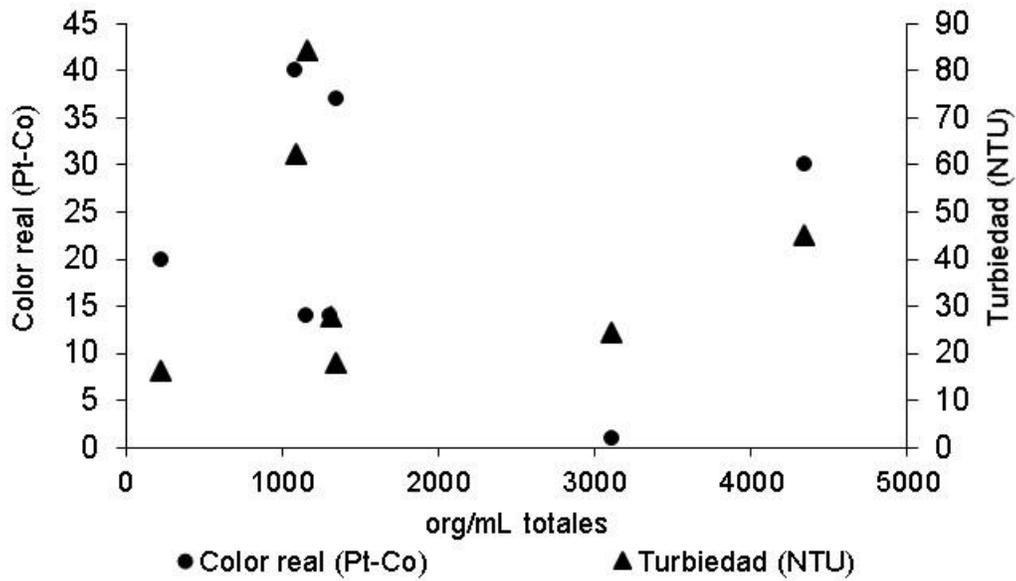


Figura 19. Relación de la densidad de microalgas y la presencia de turbiedad y color verdadero (real), en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

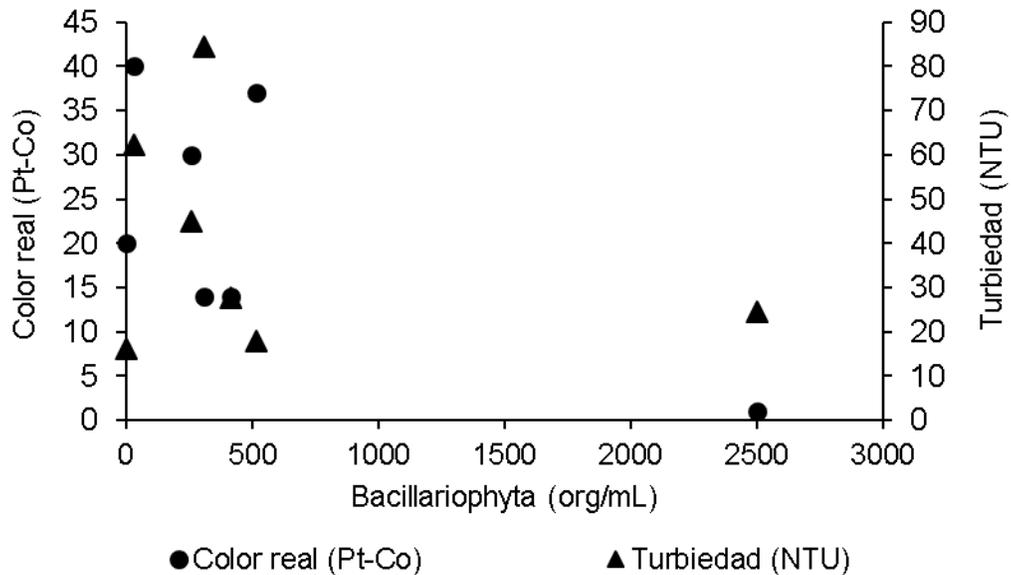


Figura 20. Relación del phylum Bacillariophyta y la presencia de turbiedad y color verdadero (real), en el lago del Parque Alameda Solidaridad.

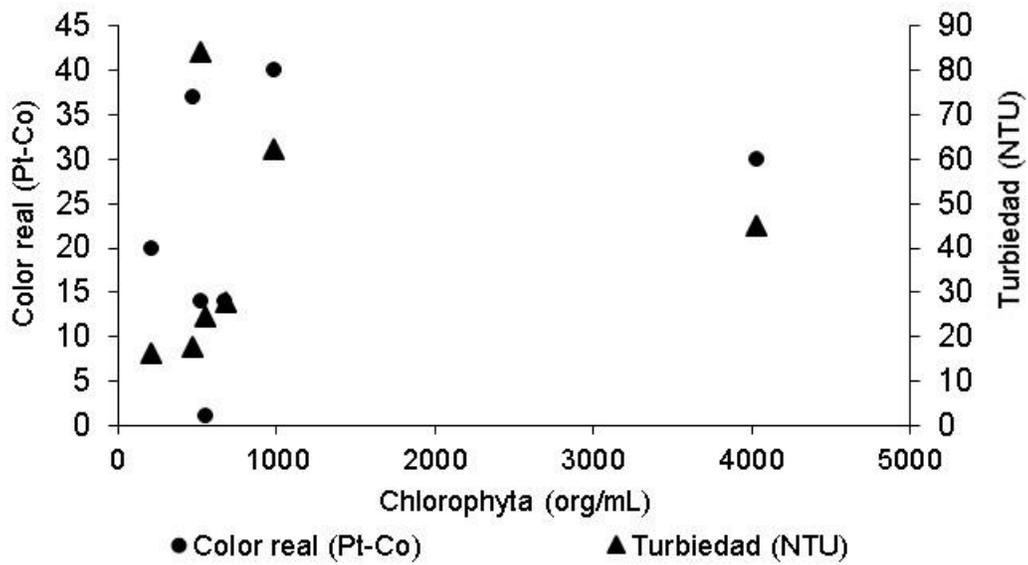


Figura 21. Relación del phylum Chlorophyta y la presencia de turbiedad y color verdadero (real), en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

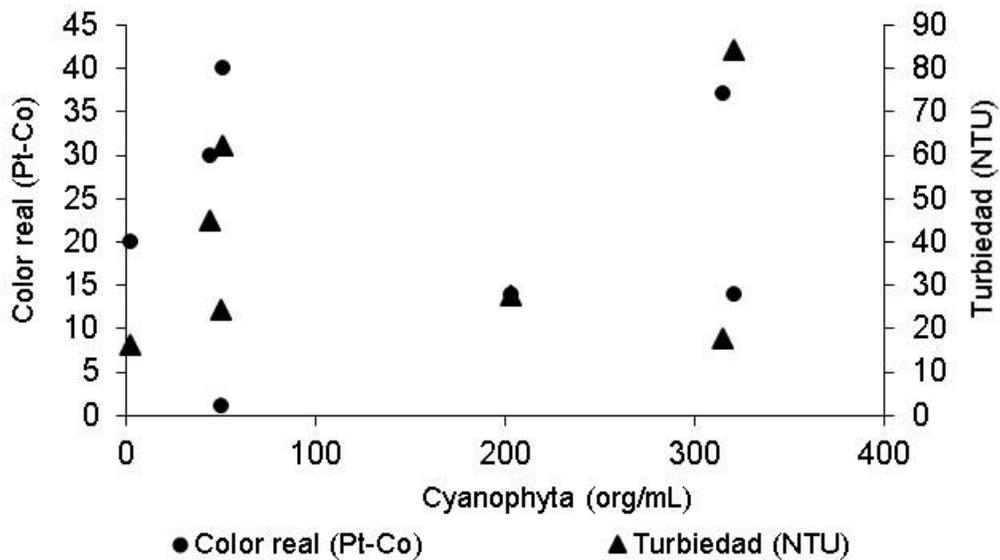


Figura 22. Relación del phylum Cyanophyta y la presencia de turbiedad y color verdadero (real), en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

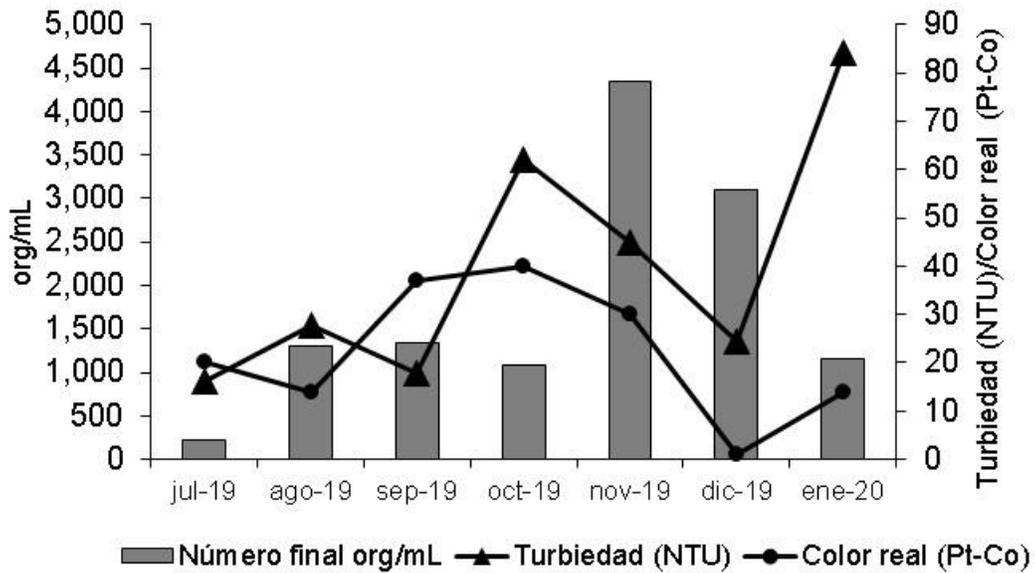


Figura 23. Variación estacional de la densidad de microalgas y los parámetros de turbiedad y color verdadero (real), en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

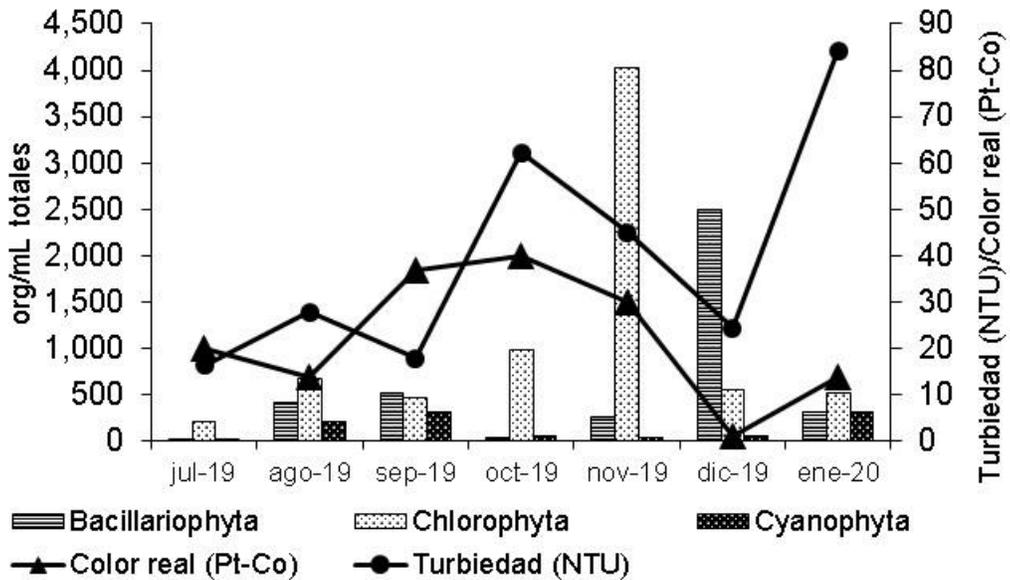


Figura 24. Variación estacional de phylums y los parámetros de turbiedad y color verdadero (real), en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

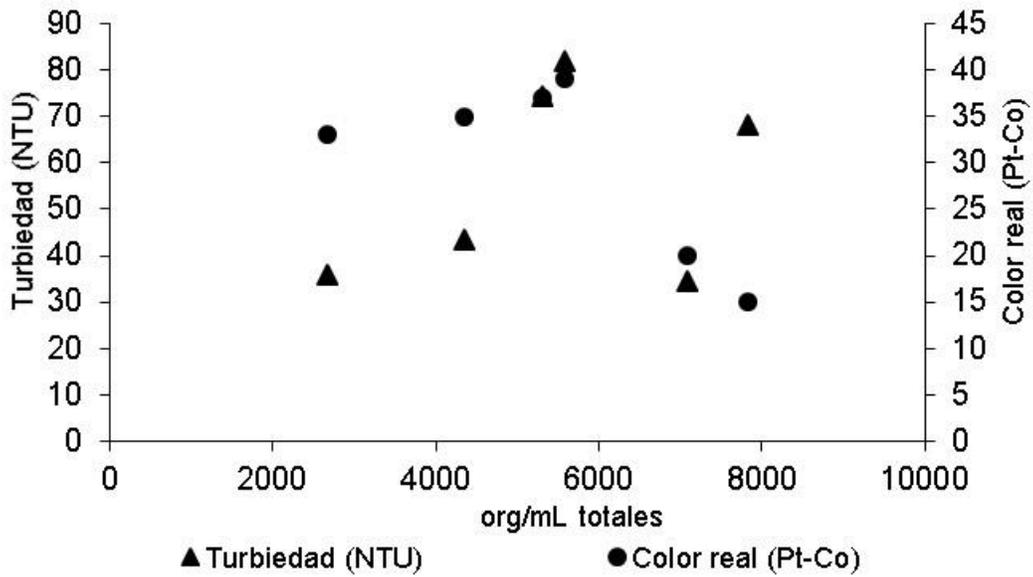


Figura 25. Relación de la densidad de microalgas y la presencia de turbiedad y color verdadero (real), en el lago mayor del Museo Jardín Borda.

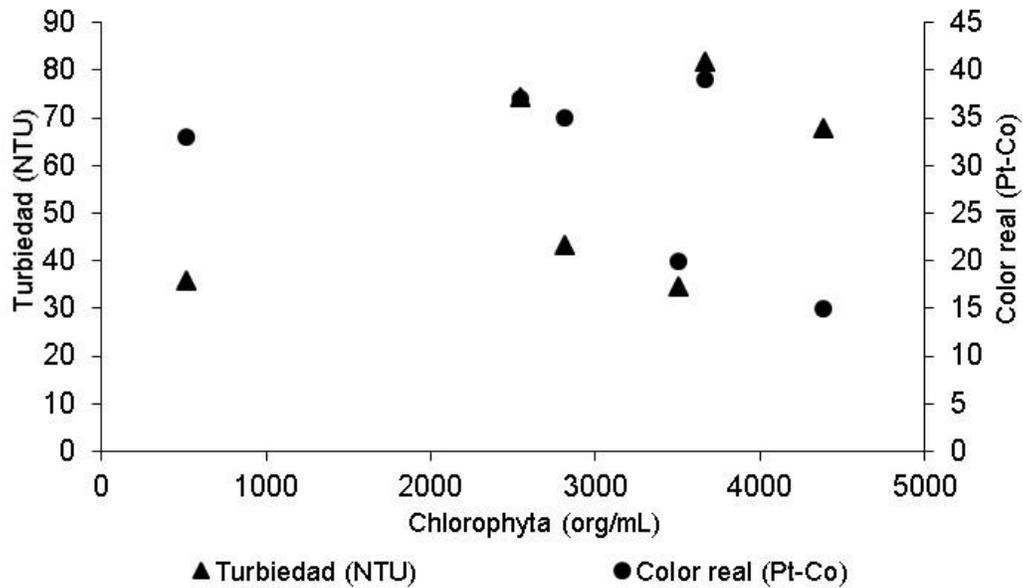


Figura 26. Relación del phylum Chlorophyta y la presencia de turbiedad y color verdadero (real), en el lago del Museo Jardín Borda.

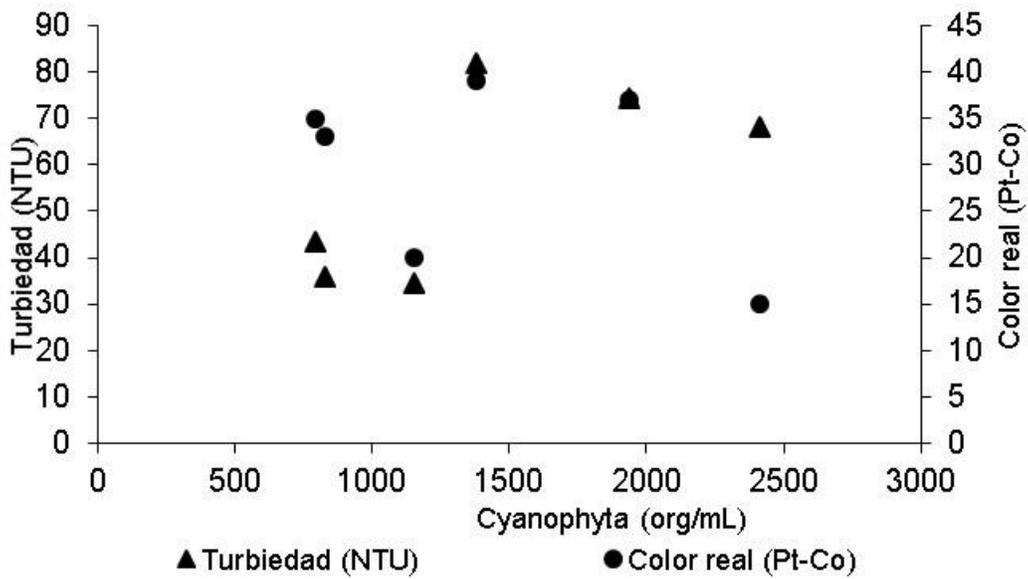


Figura 27. Relación del phylum Cyanophyta y la presencia de turbiedad y color verdadero (real), en el lago del Museo Jardín Borda.

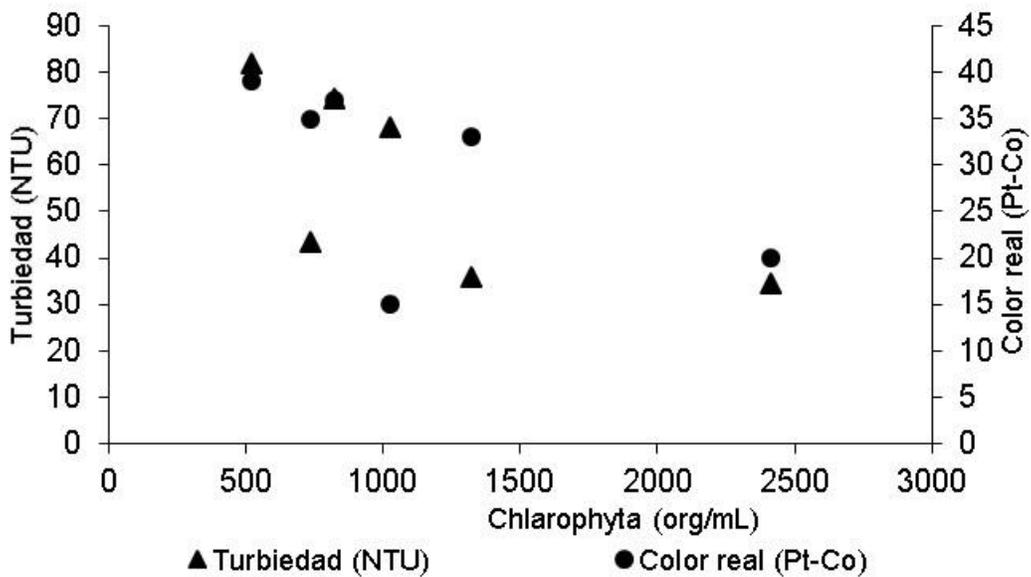


Figura 28. Relación del phylum Chlorophyta y la presencia de turbiedad y color verdadero (real), en el lago del Museo Jardín Borda.

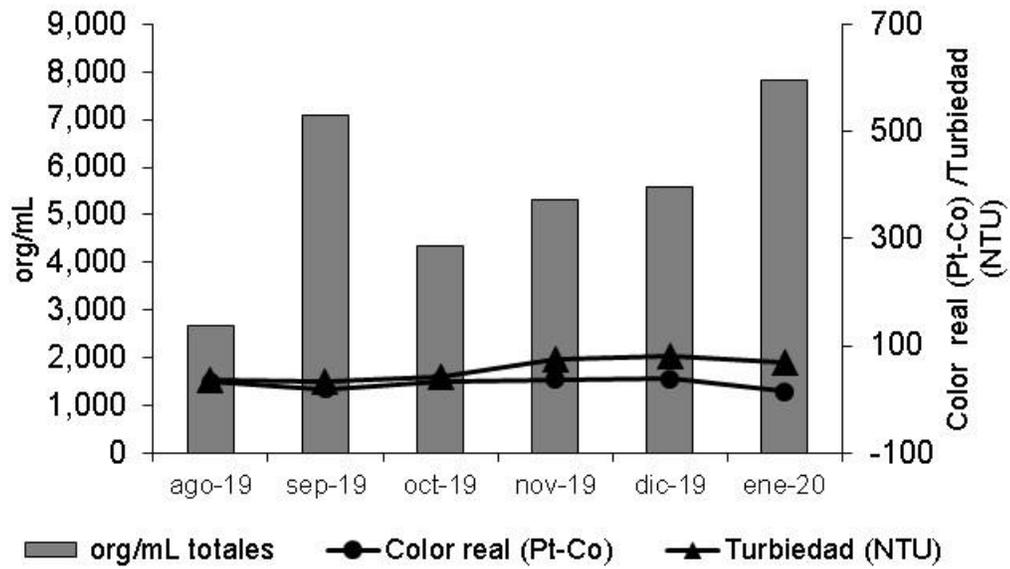


Figura 29. Variación estacional de la densidad de microalgas y la presencia de turbiedad y color verdadero (real), en el lago del Museo Jardín Borda.

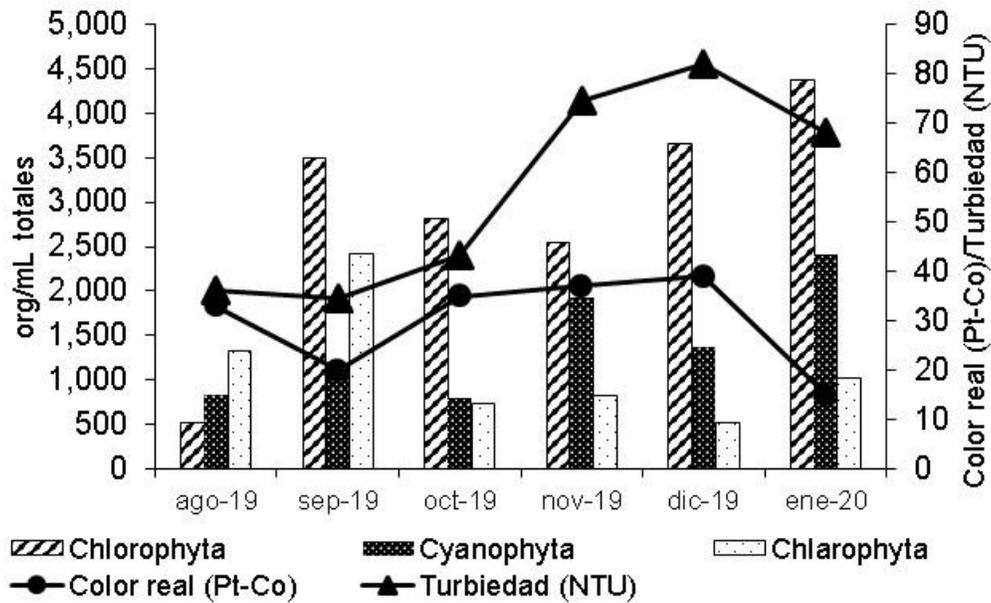


Figura 30. Variación estacional de los phylums y la presencia de turbiedad y color verdadero (real), en el lago del Museo Jardín Borda.

7.1.3.4.2 Fosforo y nitrógeno amoniacal

El nitrógeno y el fósforo son nutrientes limitantes en el crecimiento de microalgas; cuando hay un aumento en la concentración de estos elementos puede existir un evento de eutrofización (Xin et al., 2010; Lewis et al., 2011). Rangel et al., (2012), Boyd et al., (2016), así como Gómez-Márquez et al., (2013), mencionan que, a pesar de que estos nutrientes son indispensables para el crecimiento celular, el comportamiento de las microalgas puede estar influenciado por otros factores, como: precipitación, profundidad y volumen del cuerpo de agua, temperatura (aumenta la tasa metabólica), estratificación del sitio debido al viento (promueve el acceso a los micronutrientes), exposición al sol (estos organismos son fotosintéticos), organismos depredadores, cambios estacionales (cálida-lluviosa y fría-seca), tasa de renovación del agua (factor clave de la carga de nutrientes en los sistemas acuáticos), entre otros.

Algunas especies de algas tienen el potencial para competir y sobrevivir bajo condiciones limitantes de nutrientes, es por esto por lo que algunas especies son estimuladas a producir sustancias que tienen potencial aleloquímico (sustancias químicas que inhiben el crecimiento de otras especies de microalgas), lo que inhibe el crecimiento de otras especies y favorece su dominio en el medio, esto principalmente suele suceder con el phylum Cyanophyta (Dolman et al., 2012; Renuka et al., 2014).

De la Figura 31 a la Figura 36 se muestra la relación de la densidad de microalgas y sus phylums, con el fósforo y el nitrógeno amoniacal (mg/L) en el lago del Parque Alameda Solidaridad, y de la Figura 37 a la Figura 42, en el lago del Museo Jardín Borda. En ninguno de los dos sitios observa una relación clara entre las microalgas y estos parámetros.

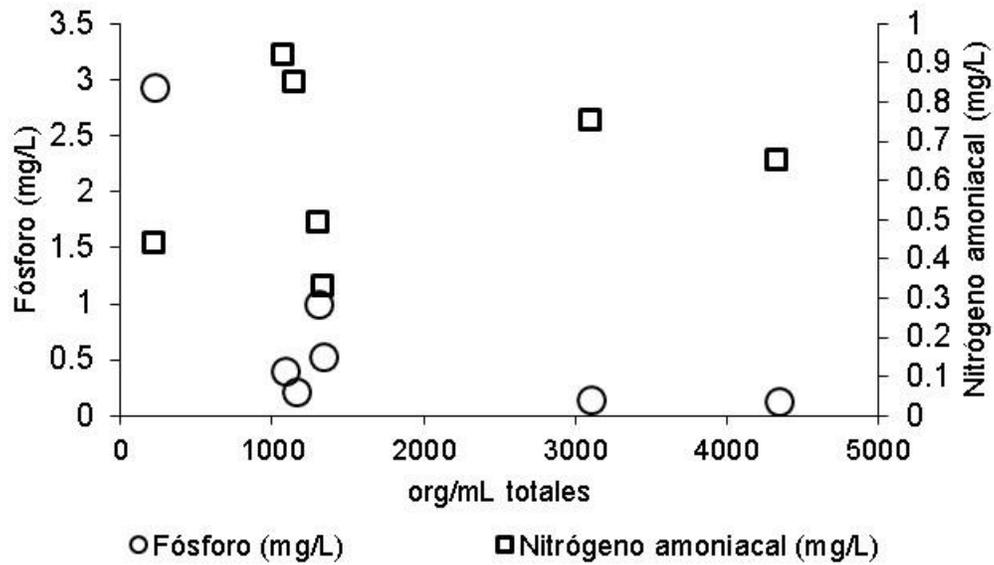


Figura 31. Relación de la densidad de microalgas y la presencia de fósforo y nitrógeno amoniaco, en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

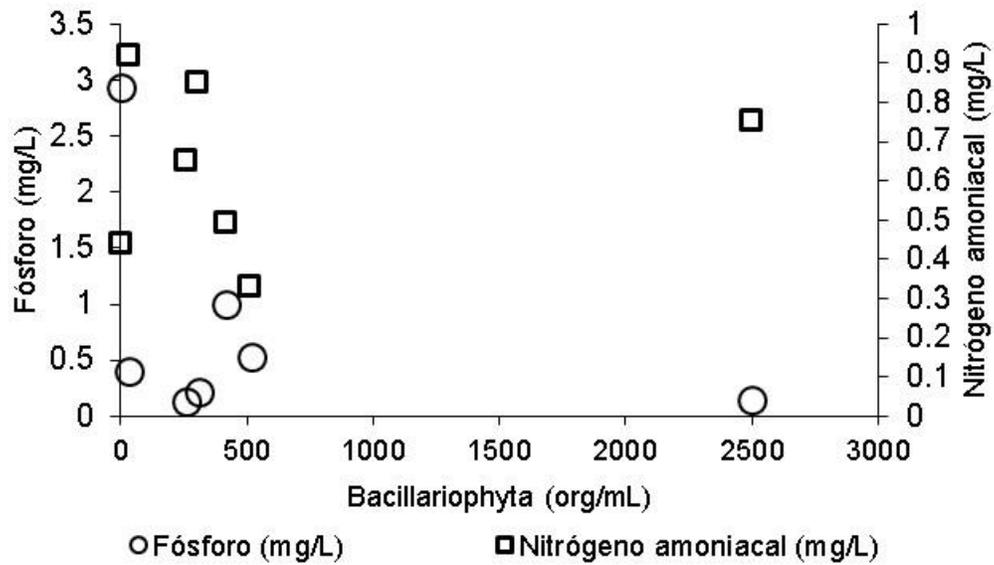


Figura 32. Relación del phylum Bacillariophyta y la presencia de fósforo y nitrógeno amoniaco, en el lago mayor de Parque Alameda Solidaridad.

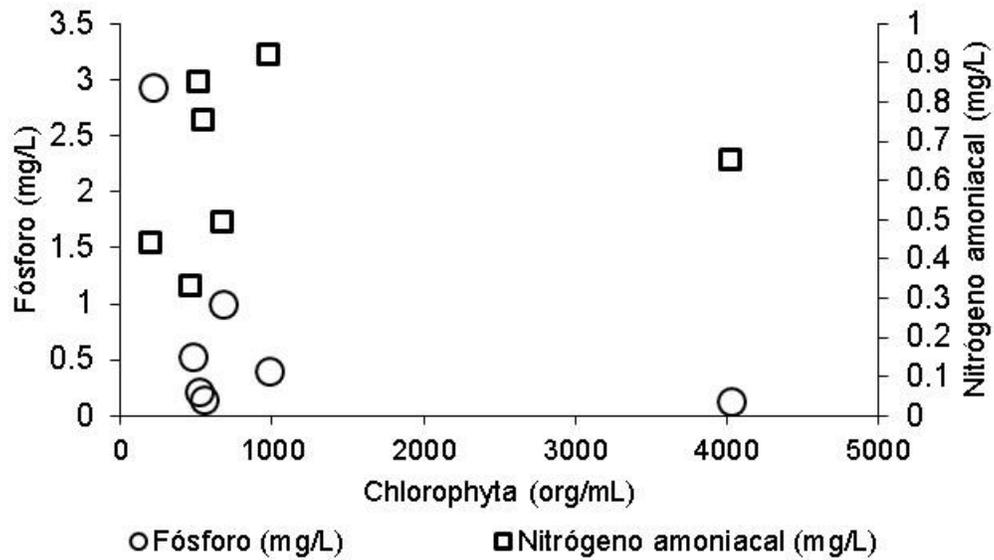


Figura 33. Relación del phylum Chlorophyta y la presencia de fósforo y nitrógeno amoniacal, en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

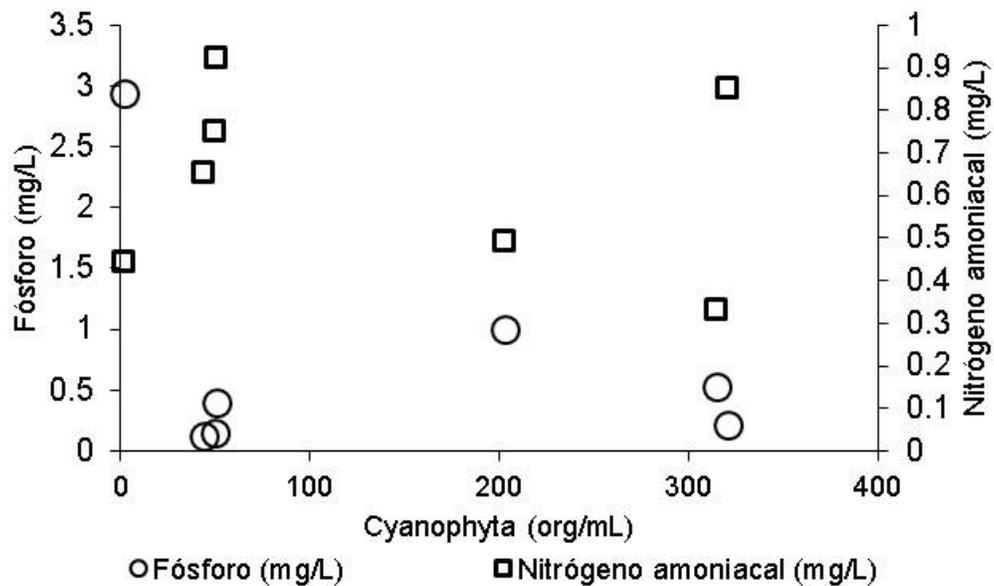


Figura 34. Relación del phylum Cyanophyta y la presencia de fósforo y nitrógeno amoniacal en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

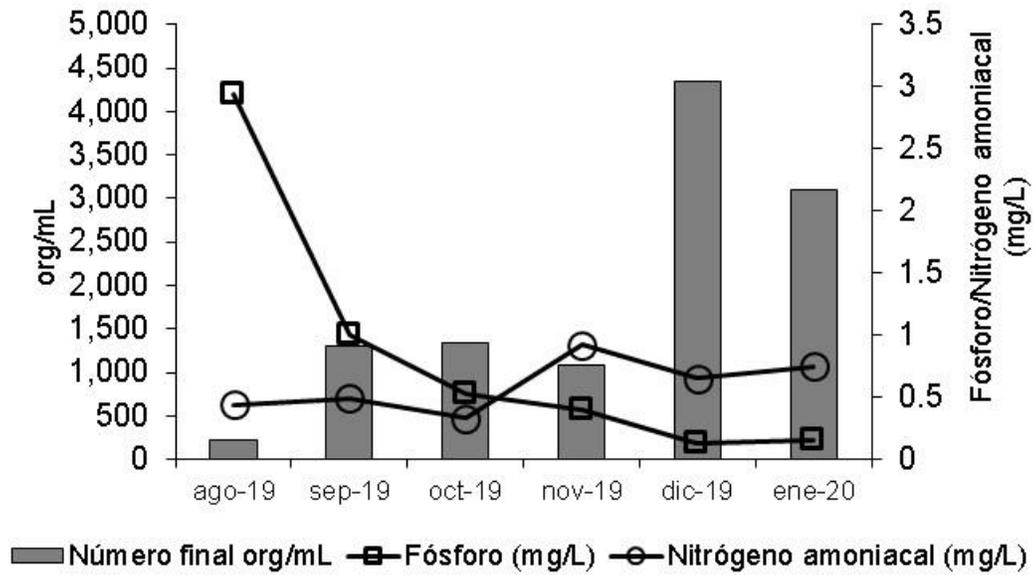


Figura 35. Variación estacional de la densidad de microalgas y la presencia de fósforo y nitrógeno amoniacal en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

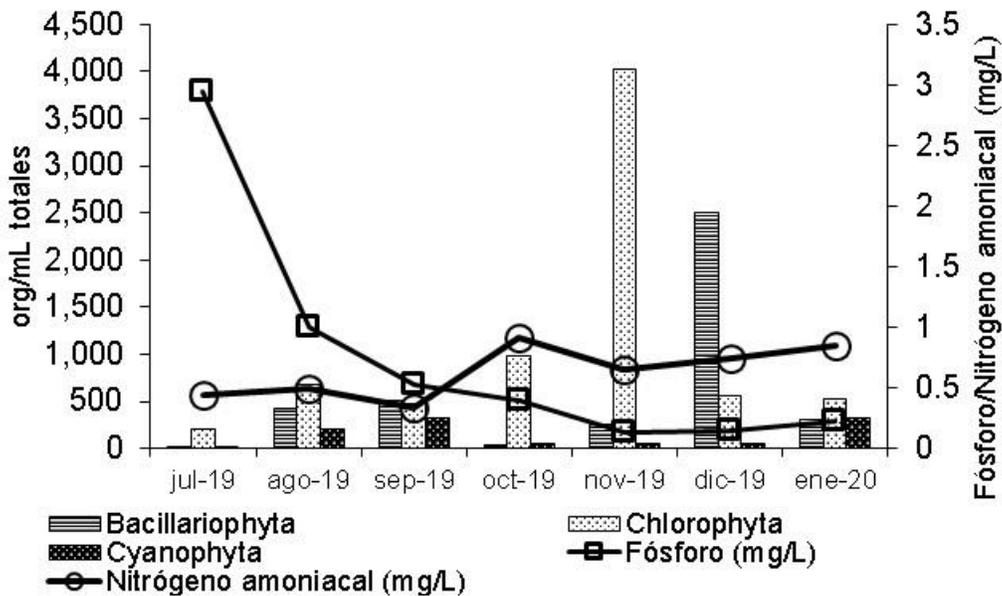


Figura 36. Variación estacional de los phylums y la presencia de fósforo y nitrógeno amoniacal, en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

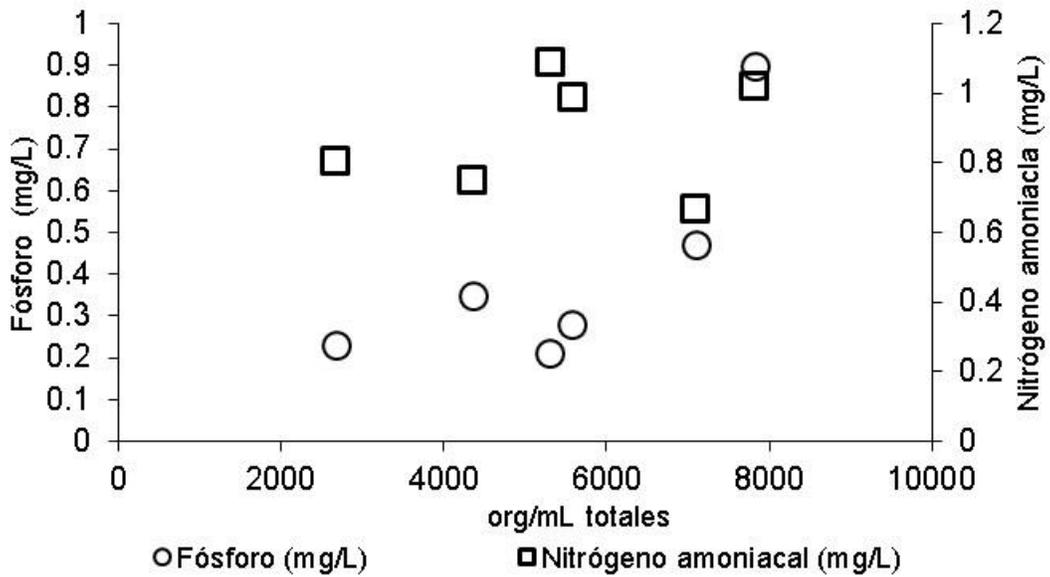


Figura 37. Relación de la densidad de microalgas y la presencia de fósforo y nitrógeno amoniaca, en el lago del Museo Jardín Borda.

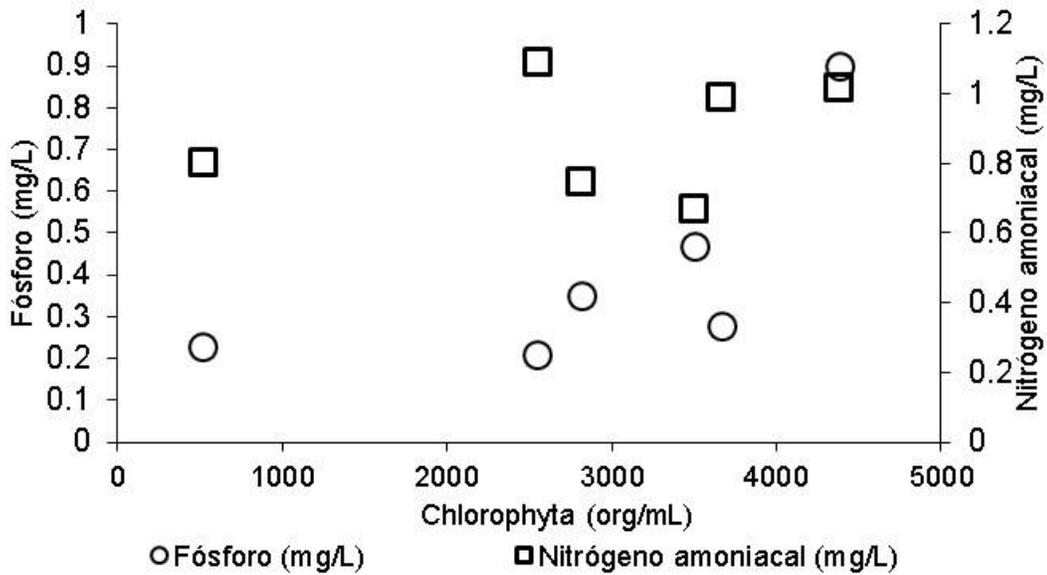


Figura 38. Relación del phylum Chlorophyta y la presencia de fósforo y nitrógeno amoniaca, en el lago del Museo Jardín Borda.

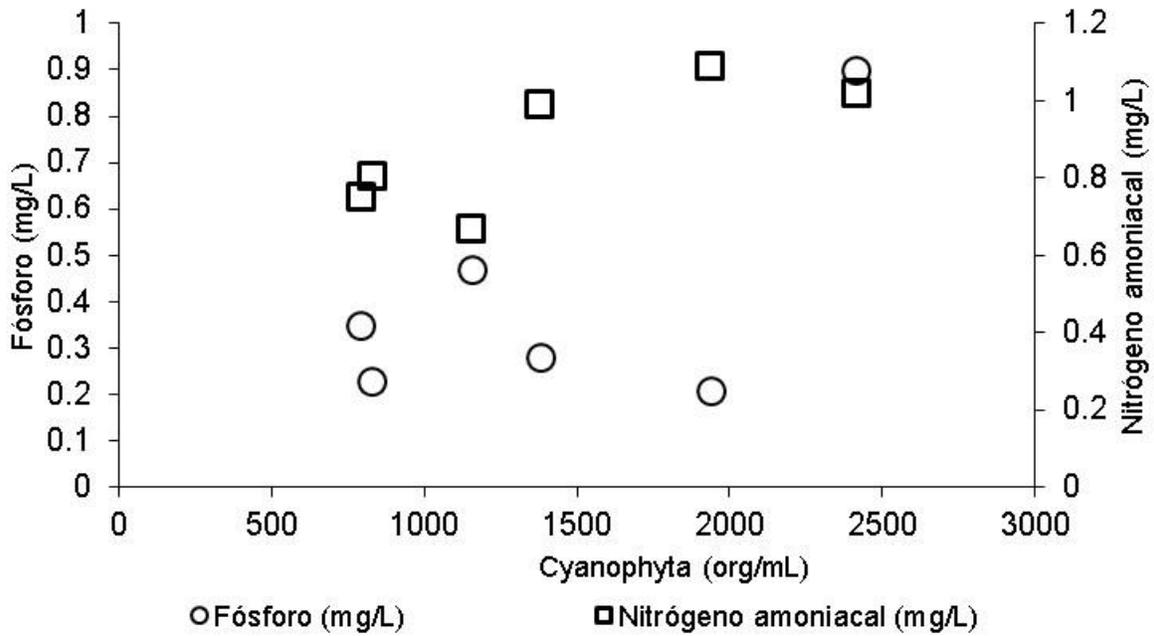


Figura 39. Relación del phylum Cyanophyta y la presencia de fósforo y nitrógeno amoniacal, en el lago del Museo Jardín Borda.

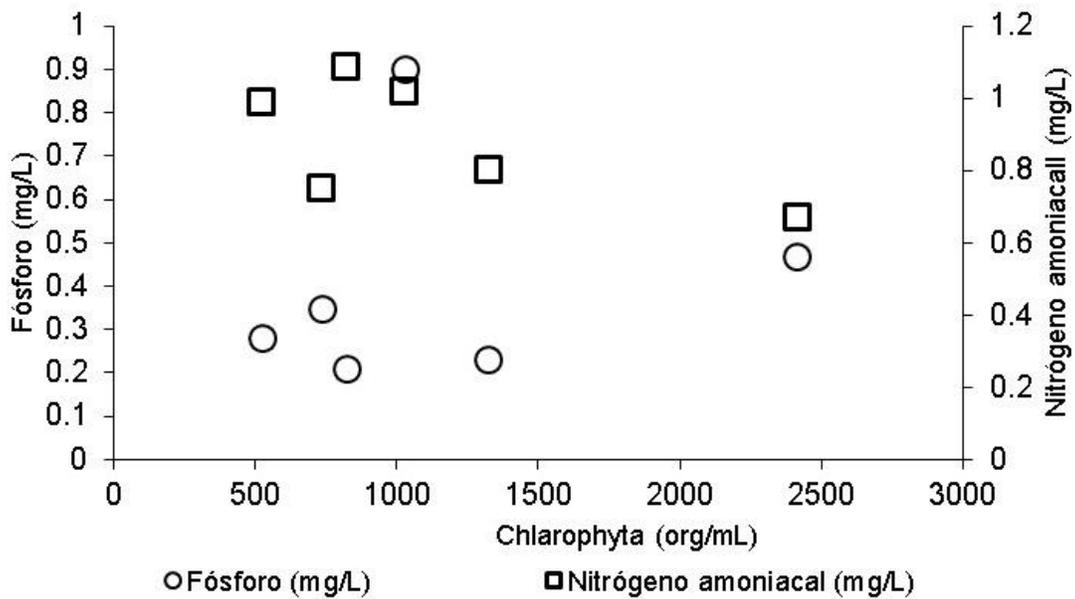


Figura 40. Relación del phylum Chlorophyta y la presencia de fósforo y nitrógeno amoniacal, en el lago del Museo Jardín Borda.

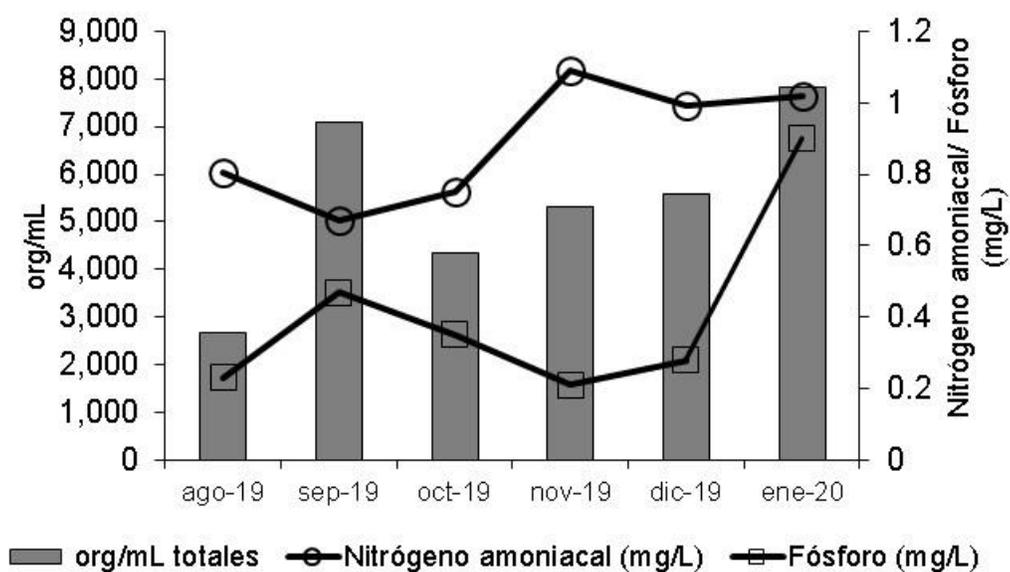


Figura 41. Variación estacional de la densidad de microalgas y la presencia de fósforo y nitrógeno amoniacal en el lago del Museo Jardín Borda.

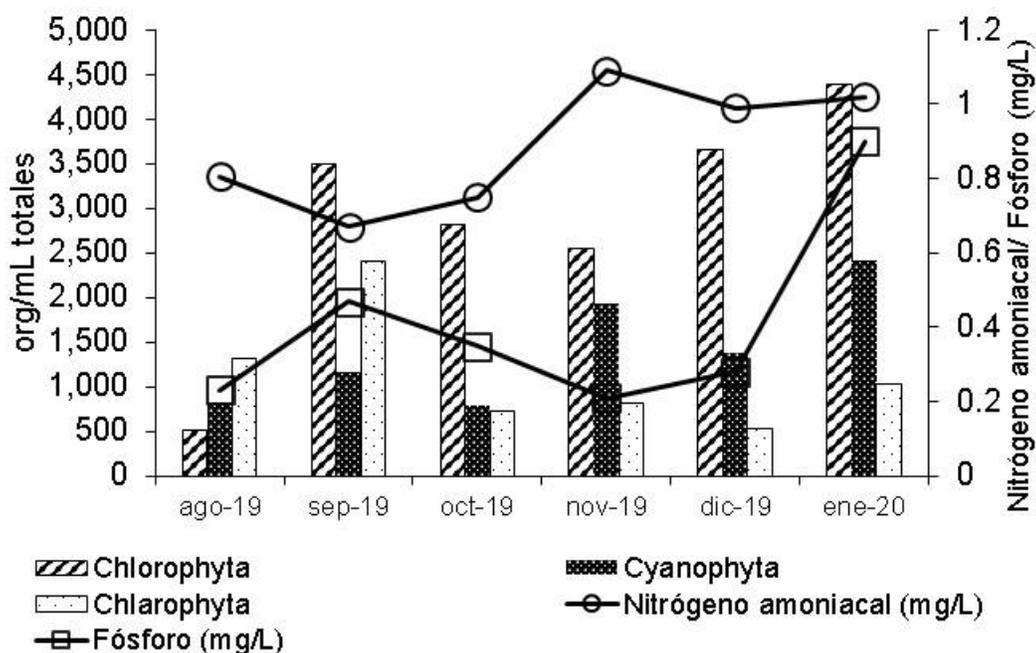
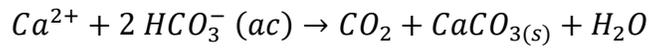


Figura 42. Variación estacional de los phylums y la presencia de fósforo y nitrógeno amoniacal, en el lago del Museo Jardín Borda.

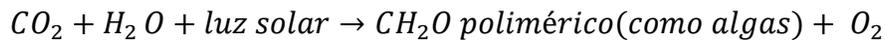
7.1.3.4.3 Dureza, sulfatos y alcalinidad

La concentración de estos parámetros está ampliamente relacionada con los procesos fisicoquímicos y biológicos que suceden en los sistemas acuáticos. Las especies que contribuyen mayoritariamente a la alcalinidad de un agua natural son las que conforman el sistema $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$.

Las algas extraen dióxido de carbono, que necesitan para la fotosíntesis, del ion bicarbonato (el cual es muy abundante en aguas calcáreas), por medio de la reacción inversa $\text{CO}_2/\text{CaCO}_3$ que se muestra a continuación:



En ocasiones se han observado pequeños cristales de carbonato de calcio en los lagos con actividad fotosintética, es decir:



En aguas no calcáreas, las cuales tienen alcalinidad y dureza bajas, la disociación del ion bicarbonato en el agua forma, no solamente dióxido de carbono, sino también ion hidróxido:



Las microalgas toman este CO_2 para la realizar la fotosíntesis, lo que hace que en el cuerpo de agua aumente el ion hidróxilo, provocando que el pH del lago sea básico, en algunos casos llegando a un pH de 12.3 (Wu y Kow et al.,2010; Chi et al., 2011; Boyd, 2016).

La dureza del agua es la suma de calcio y el magnesio, pero en la mayoría de los ambientes acuáticos, el calcio es el principal contribuyente a la dureza y tiene un efecto importante sobre el pH del sistema (Boyd et al.,2016; Romero Sánchez, 2018). Las concentraciones de calcio en el agua puede tener una influencia selectiva en el fitoplancton, principalmente las especies que tienen sensibilidades al pH y fuentes de

carbono, afectando el crecimiento de las microalgas (Luna Quiñónez, 2015); en los ecosistemas con valores de pH entre 8.4-10.8, generalmente existe un dominio de Cianophytas y de Chlorophytas, sin embargo, las diatomeas son muy susceptibles al pH y estas pueden ser indicadoras del estado trófico de los cuerpos de agua (Wu y Kow, 2010; Talling, 2010; Hervé et al., 2012; Riato et al., 2017).

Por otra parte, el sulfato desempeña un papel importante en el crecimiento de las microalgas, estos organismos fotosintéticos sintetizan una amplia variedad de compuestos de azufre, usando sulfato como fuente primaria. En las células microalgales, el sulfato se transporta al interior celular con la ayuda de proteínas transportadoras de membrana, una vez siendo transportado al interior celular, es almacenado en la vacuola o los cloroplastos, donde se asimila (Bochenek et al., 2013; Mera, 2016). A pesar de que el sulfato es un elemento que influye en el crecimiento de las microalgas, en ambos sitios de muestreo no se observa una relación directa con este parámetro y la densidad o phylum de las microalgas.

Para el sitio de muestreo lago mayor del Parque Alameda Solidaridad, la relación del fitoplancton con los sulfatos (mg/L), la alcalinidad y la dureza de calcio (mg/L como CaCO_3), puede verse de la Figura 43 a la Figura 48, y de la Figura 49 a la Figura 54 se muestra el número total de microalgas y sus phylums con estos parámetros, para el lago del Museo Jardín Borda. Al igual que en el caso anterior, no se observa una relación directa de estos parámetros con la densidad y los phylums de las microalgas.

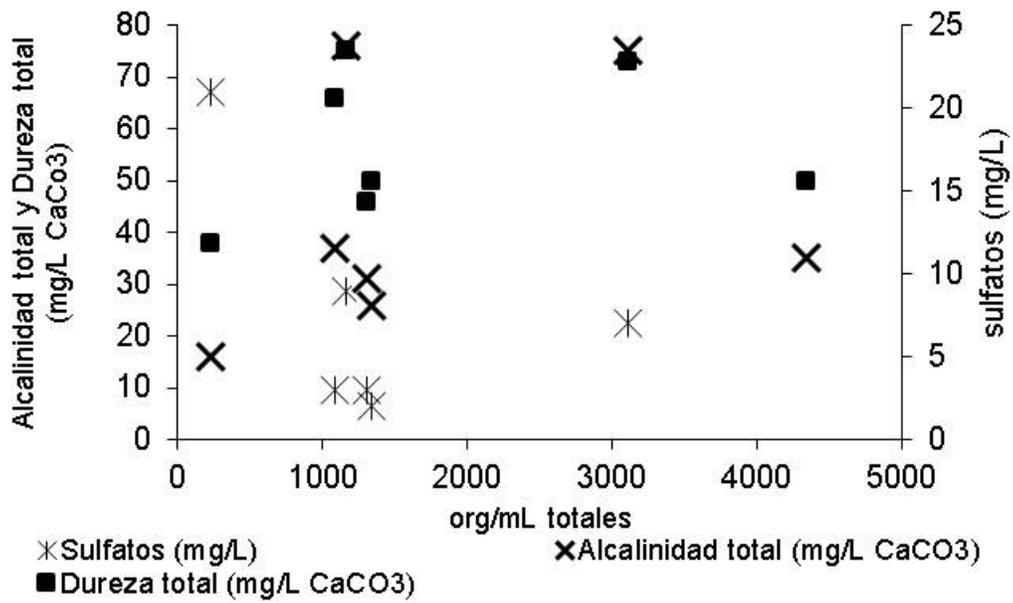


Figura 43. Relación de la densidad de microalgas y la presencia de dureza, sulfatos y alcalinidad, en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

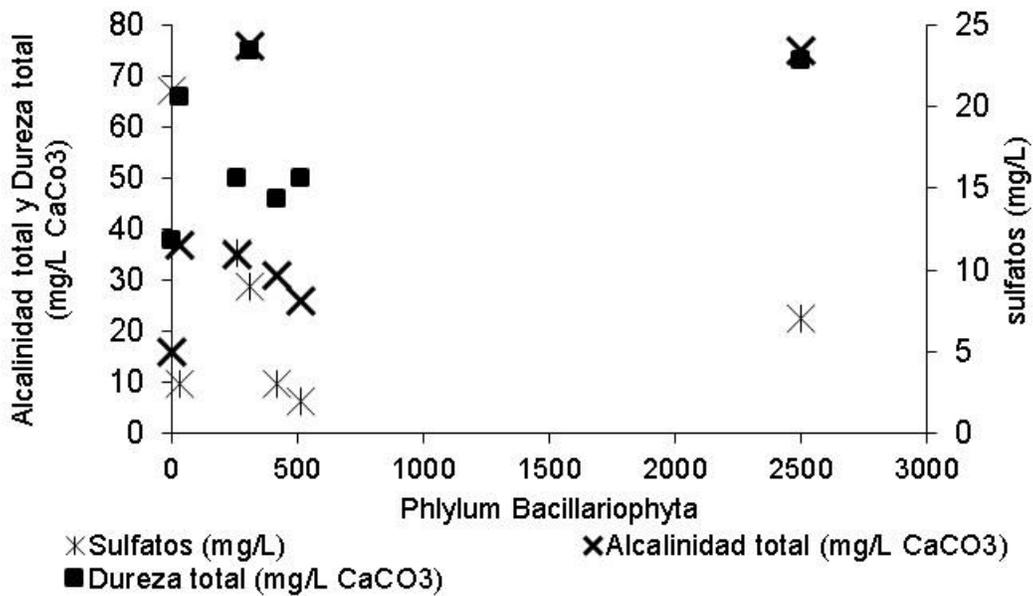


Figura 44. Relación del phylum Bacillariophyta y la presencia de dureza, sulfatos y alcalinidad, en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

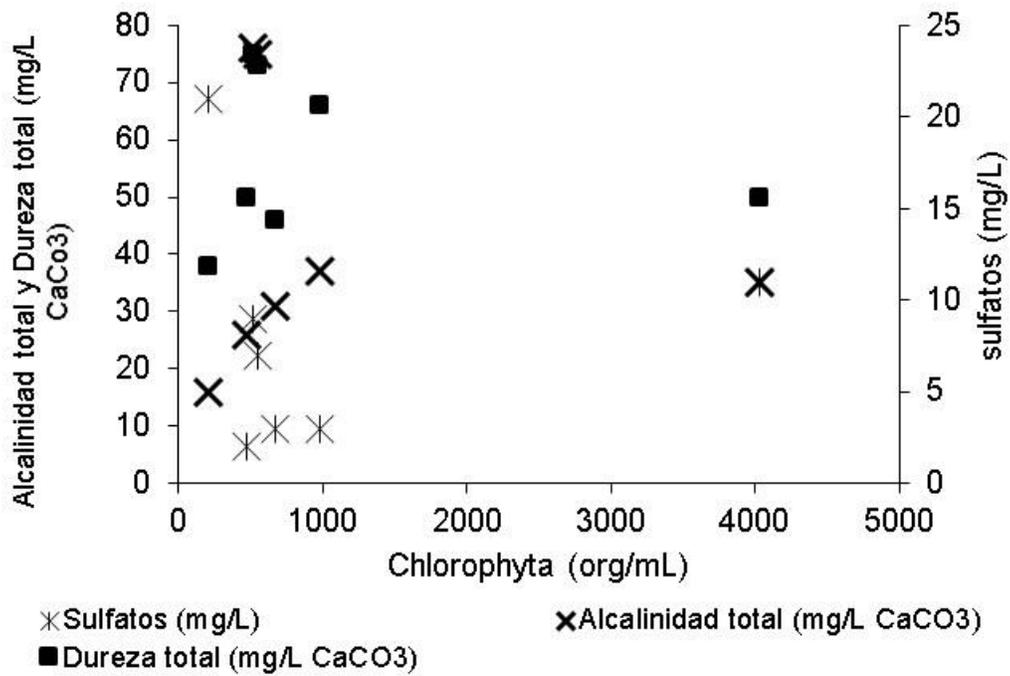


Figura 45. Relación del phylum Clorophyta y la presencia de dureza, sulfatos y alcalinidad, en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

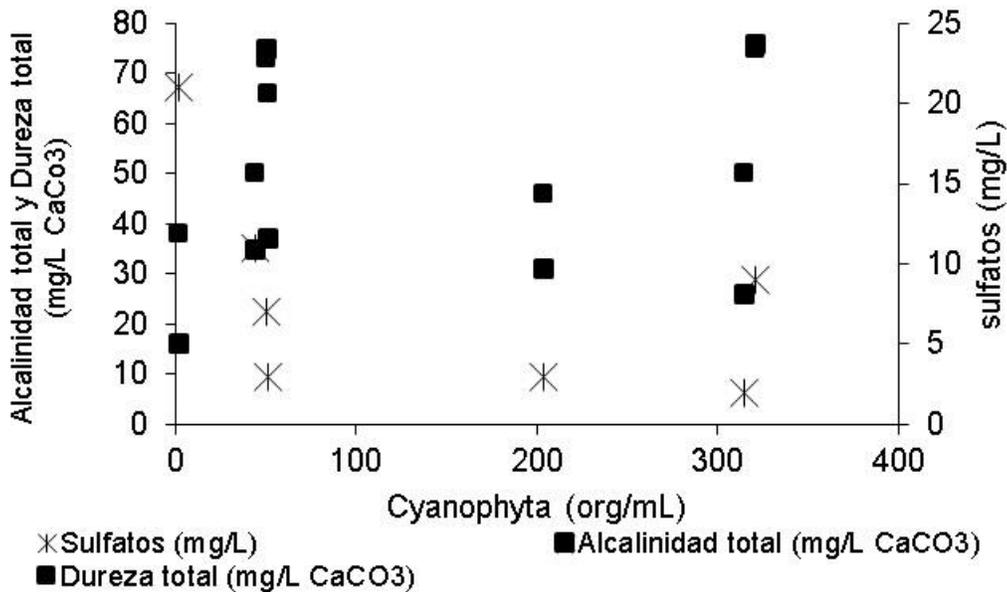


Figura 46. Relación del phylum Cyanophyta y la presencia de dureza, sulfatos y alcalinidad, en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

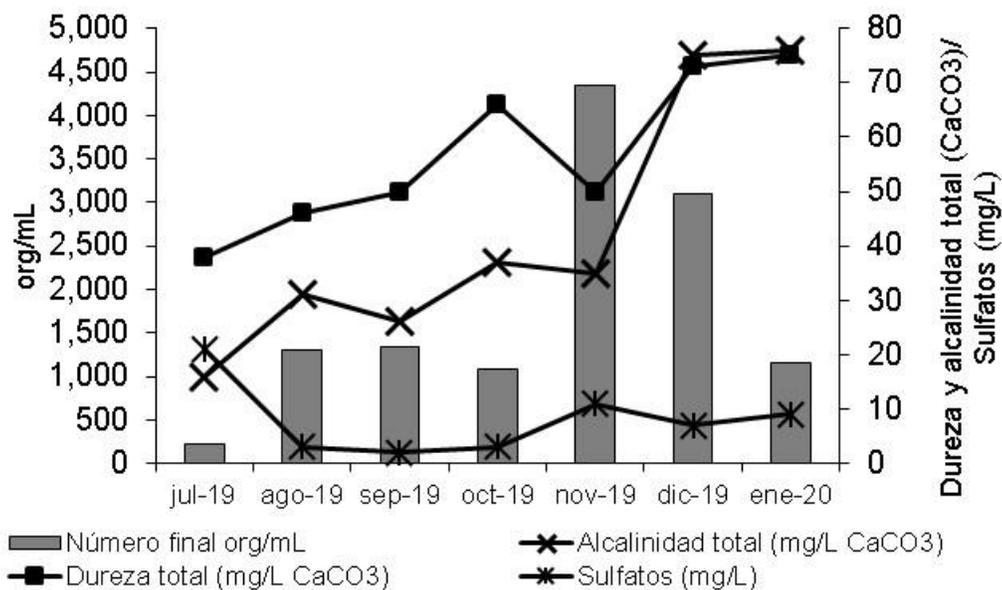


Figura 47. Variación estacional de la densidad de microalgas y la presencia de dureza, sulfatos y alcalinidad en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

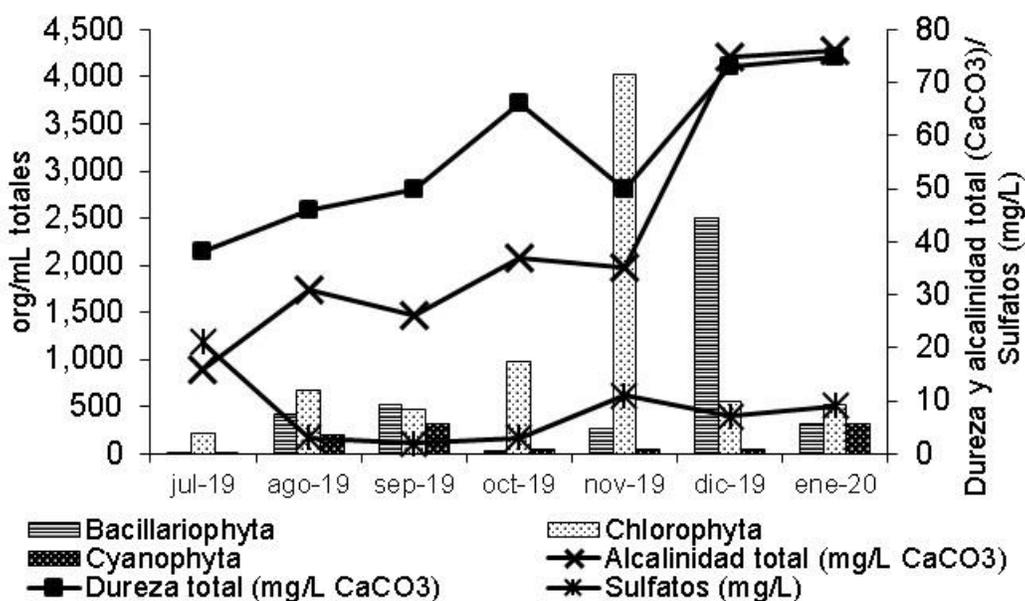


Figura 48. Variación estacional de los phylums de microalgas y la presencia de dureza, sulfatos y alcalinidad en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

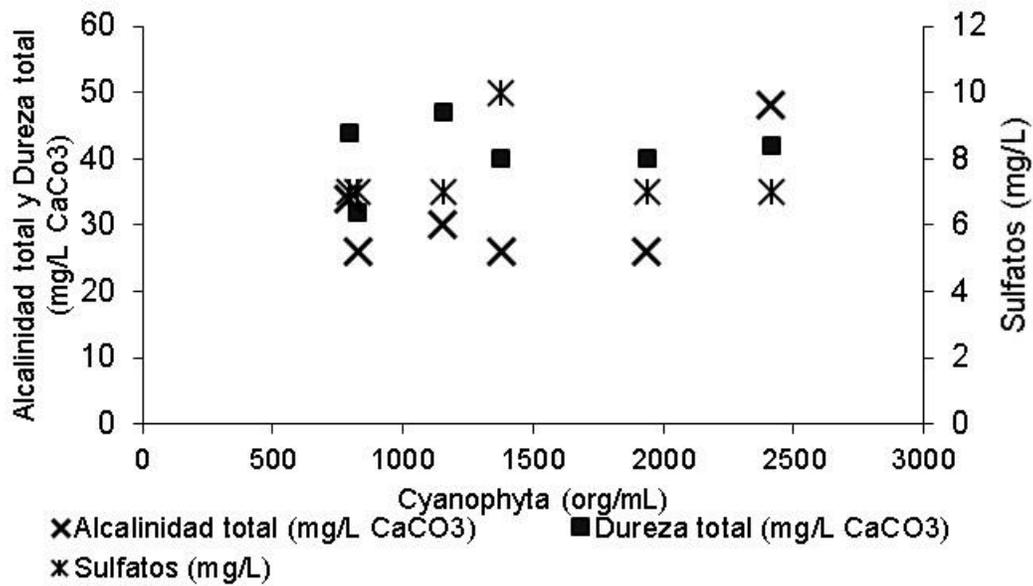


Figura 49. Relación de la densidad de microalgas y la presencia de fósforo y nitrógeno amoniacal, en el lago del Museo Jardín Borda.

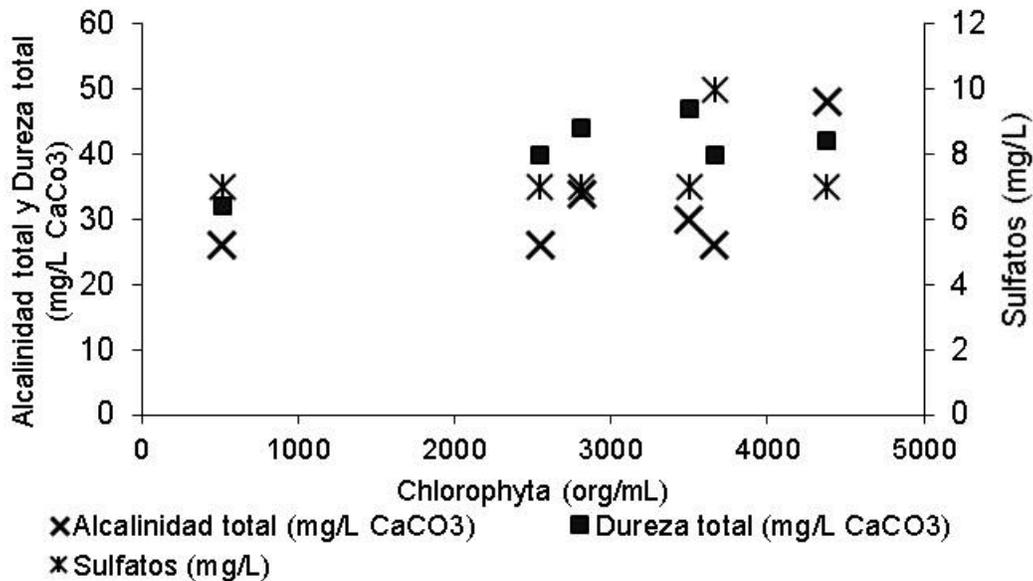


Figura 50. Relación del phylum Chlorophyta y la presencia de dureza, sulfatos y alcalinidad en el lago mayor del Museo Jardín Borda.

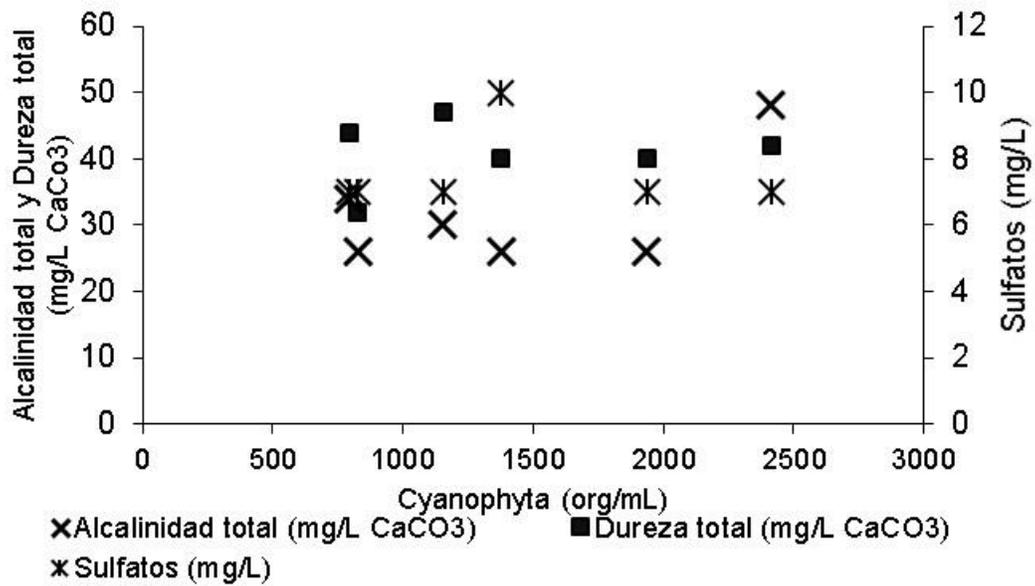


Figura 51. Relación del phylum Cyanophyta y la presencia de dureza, sulfatos y alcalinidad en el lago mayor del Museo Jardín Borda.

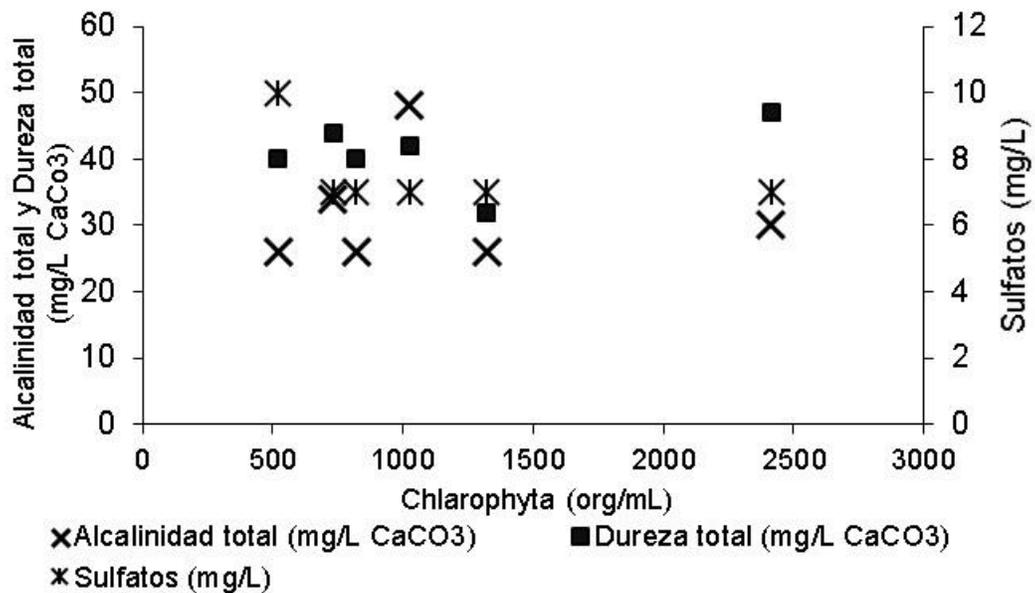


Figura 52. Relación del phylum Chlorophyta y la presencia de dureza, sulfatos y alcalinidad en el lago mayor del Museo Jardín Borda.

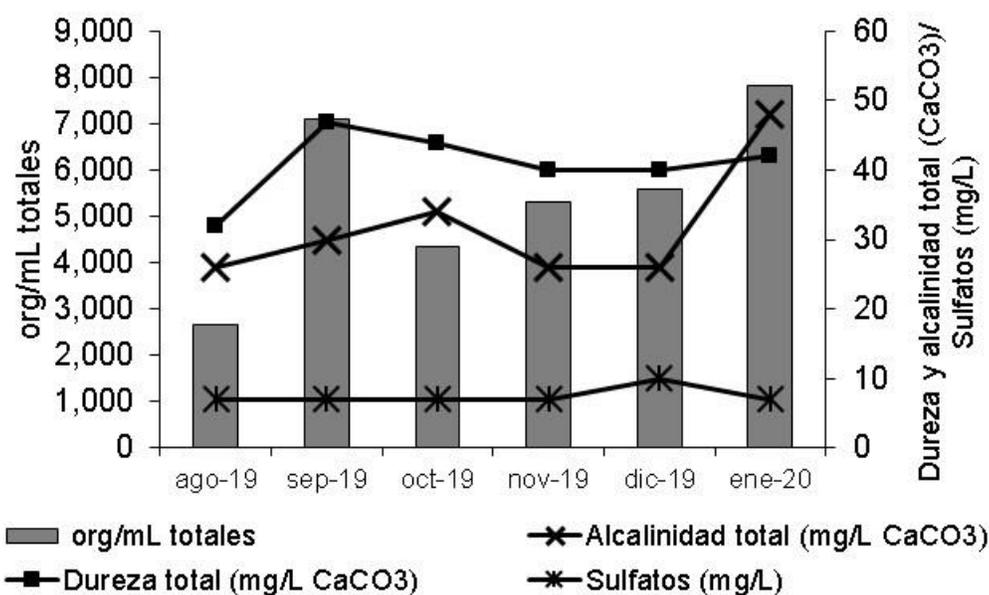


Figura 53. Variación estacional de la densidad de microalgas y la presencia de dureza, sulfatos y alcalinidad en el lago del Museo Jardín Borda.

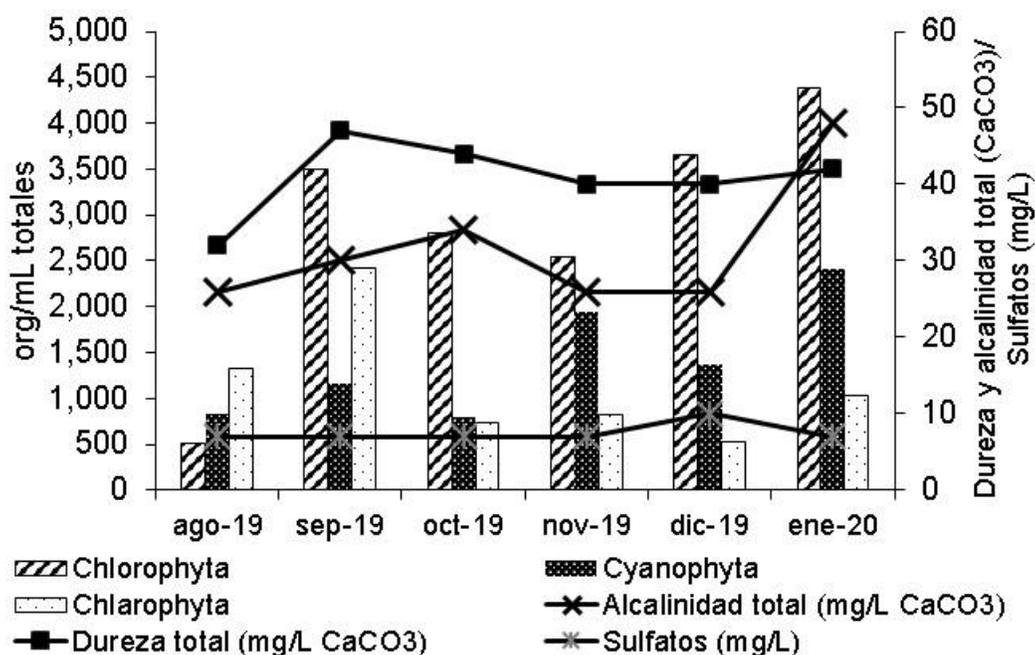


Figura 54. Variación estacional de los phylums de microalgas y la presencia de dureza, sulfatos y alcalinidad en el lago mayor del Museo Jardín Borda.

7.2 DISEÑOS DE EXPERIMENTOS

En este capítulo se describen los resultados de los diseños de experimentos realizados durante las pruebas de Electrocoagulación (EC) y Electroflotación (EF), en ambos sitios de muestreo (lago mayor del parque Alameda Solidaridad (PAS) y lago del Museo Jardín Borda (MJB)).

Se muestran los modelos lineales seleccionados, a partir de los cuales se obtuvieron las variables significativas en cada fecha de muestreo, así como los reportes del análisis de varianza, los coeficientes de determinación, las superficies de respuesta y los factores e interacciones para ambas variables de respuesta (color aparente y turbiedad). Los resultados se presentan por separado para cada reactor.

7.2.1 Eficiencias del Reactor de Electrocoagulación

7.2.1.1 Remoción de color y turbiedad

7.2.1.1.1 Lago del Parque Alameda Solidaridad

Los resultados finales de color aparente y turbiedad, obtenidos con el reactor de Electrocoagulación al utilizar agua del lago mayor del Parque Alameda Solidaridad, se pueden ver en la Tabla 16 para cada mes de muestreo, y el resumen de las mejores condiciones de operación en la Tabla 17.

Para la variable de respuesta color aparente (Tabla 17), se observa que el experimento número 11 (pH 6, 7.5 A y 0.450 mg/L de polímero aniónico), es el que da los porcentajes de remoción más elevados, con valores que van de 97.33% en el mes de julio a 99.83% en el mes de octubre.

En el caso de la turbiedad, se observó variación en cuanto a las mejores condiciones de operación cada mes, aunque las diferencias en los valores de turbiedad con respecto al experimento 11 (el mejor para remover color) no fueron significativas, y todas cumplen con la NOM-127 que indica un valor máximo de 5 NTU. Con las mejores condiciones de operación, la menor remoción de turbiedad (97.67%) se registró en el mes de julio y la mayor (99.50%) en el mes de octubre.

Dando prioridad a la remoción de color en el tratamiento, dado que la turbiedad se puede disminuir todavía más en una etapa posterior de filtración convencional (en arena), el experimento 11 sería el seleccionado para asegurar que ambos parámetros se encuentren dentro de la norma de agua potable (NOM-127).

Tabla 16. Resultados de los diseños de experimentos con el reactor de Electrocoagulación (EC) en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad.

Corrida	Colo (Pt-Co)r				Turbiedad (NTU)			
	jul	ago	sep	oct	jul	ago	sep	oct
1	44	35	7	1	2.49	2.25	0.67	0.81
2	82	114	75	204	5.94	8.81	7.78	29.3
3	15	6	5	6	0.91	0.39	0.73	0.5
4	63	24	6	8	5.17	2.13	0.75	0.44
5	42	40	6	17	2.24	2.15	0.45	0.69
6	82	115	88	205	5.93	8.47	7.29	24.2
7	12	17	21	5	0.65	0.55	0.65	0.41
8	53	33	22	5	5.12	2.2	0.8	0.44
9	44	27	4	6	2.24	2.24	0.36	1.00
10	88	47	63	210	5.78	4.43	6.55	24
11	6	3	3	1	0.38	0.45	0.42	0.72
12	54	22	6	5	4.60	2.47	0.70	0.31
13	46	28	8	8	1.57	1.62	0.31	0.53
14	100	101	73	209	5.56	7.98	6.73	24.5
15	11	5	9	7	0.64	0.53	0.44	0.41
16	70	24	6	7	4.55	2.27	0.73	0.58
17	63	59	23	4	5.16	4.97	2.25	0.4
18	64	52	29	2	5.26	4.85	2.81	0.45
19	61	56	27	3	5.41	4.99	2.75	0.30
20	60	52	27	5	5.45	4.99	2.56	0.35

Tabla 17. Condiciones de experimentación con las mejores respuestas de remoción obtenidas en el lago mayor Parque Alameda Solidaridad, con el proceso de EC.

Mes	Exp	pH	Intensidad de corriente (A)	Polímero		Color aparente (Pt-Co)		
				Tipo	mg/L	Inicial	Final	% Remoción
jul	11	6	7.5	aniónico	0.450	225	6	97.33
ago	11	6	7.5	aniónico	0.450	226	3	98.87
sep	11	6	7.5	aniónico	0.450	178	3	98.31
oct	11	6	7.5	aniónico	0.450	580	1	99.83
Mes	Exp	pH	Intensidad de corriente (A)	Polímero		Turbiedad (NTU)		
				Tipo	mg/L	Inicial	Final	% Remoción
jul	11	6	7.5	aniónico	0.450	16.3	0.38	97.67
ago	3	6	7.5	aniónico	0.001	27.8	0.39	98.60
sep	13	6	1.5	catiónico	0.450	17.9	0.31	98.27
oct	12	8	7.5	aniónico	0.450	62.2	0.31	99.50

7.2.1.1.2 Lago del Museo Jardín Borda

Los resultados obtenidos con el agua del lago del Museo Jardín Borda se muestran en la Tabla 18, y las mejores condiciones de operación en la Tabla 19.

Las mejores condiciones para la remoción del color aparente fueron bajo las condiciones del experimento número 11 (pH 6, 7.5 A y 0.450 mg/L de polímero aniónico), obteniendo remociones de color aparente entre 97.53 % (en octubre) y 100% (en agosto).

En el caso de la turbiedad, las mejores condiciones de remoción variaron en los tres meses de estudio; sin embargo, con el experimento 11, que fue el que mejores resultados dio para el color, la turbiedad no rebasa el valor límite permisible que indica la NOM-127 (5 NTU). Las mejores remociones de turbiedad variaron entre 98.79% en el mes de septiembre y 99.08% en el mes de octubre-2019.

Tabla 18. Resultados de los diseños de experimentos con el reactor de Electrocoagulación (EC) en el lago del Museo Jardín Borda

Corrida	Color aparente (Pt-Co)			Turbiedad (NTU)		
	ago	sep	oct	ago	sep	oct
1	61	95	52	8.28	12.30	5.55
2	131	134	204	17.20	17.40	20.50
3	15	8	30	1.48	1.79	0.62
4	128	21	32	5.55	6.02	3.70
5	84	88	64	8.24	11.60	5.50
6	141	113	218	17.30	17.40	20.00
7	14	6	24	1.43	0.42	0.55
8	31	18	42	4.00	5.35	3.81
9	52	67	44	6.87	9.75	2.10
10	121	110	200	17.30	16.30	16.90
11	0	6	11	1.37	1.95	0.40
12	31	20	41	4.83	6.20	2.55
13	36	77	37	0.95	9.74	2.90
14	128	109	185	17.40	17.20	17.10
15	21	21	19	0.43	1.40	0.40
16	19	21	32	4.50	5.05	2.17
17	110	38	60	9.92	9.82	7.54
18	108	49	62	9.81	9.65	6.14
19	86	48	68	9.30	9.86	5.60
20	81	49	68	11.00	9.02	6.45

Tabla 19. Condiciones de experimentación con las mejores respuestas de remoción obtenidas en el lago del Museo Jardín Borda, con el proceso de Electrocoagulación.

Mes	Exp	pH	Intensidad de corriente (A)	Polímero		Color aparente (Pt-Co)		
				Tipo	mg/L	Inicial	Final	% Remoción
ago	11	6	7.5	aniónico	0.450	357	0	100.00
sep	11	6	7.5	aniónico	0.450	346	6	98.27
oct	11	6	7.5	aniónico	0.450	446	11	97.53
Mes	Exp	pH	Intensidad de corriente (A)	Polímero		Turbiedad (NTU)		
				Tipo	mg/L	Inicial	Final	% Remoción
ago	15	6	7.5	catiónico	0.450	36.0	0.43	98.81
sep	7	6	7.5	catiónico	0.001	34.6	0.42	98.79
oct	11	6	7.5	aniónico	0.450	43.4	0.40	99.08

7.2.1.2 Relación de las microalgas con la eficiencia del proceso

Con la finalidad de observar si la presencia de microalgas tenía algún efecto en las condiciones de operación y/o en la eficiencia de los procesos, se analizó la relación de la densidad total, los phylums y las especies de las microalgas presentes en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad (PAS) y en el lago del Museo Jardín Borda (MJB), con las remociones de color aparente y turbiedad obtenidos con las mejores condiciones de operación, en el proceso de Electrocoagulación (EC).

7.2.1.2.1 Lago mayor del Parque Alameda Solidaridad (PAS)

En la Figura 55 y Figura 56 se observa la relación de la densidad total de microalgas en el lago mayor del PAS, con la remoción de color aparente y turbiedad. El porcentaje de remoción de las variables de respuesta pasa por un máximo al aumentar la densidad de microalgas, y después disminuye proporcionalmente con estas.

La relación de los phylums y la remoción de color aparente y turbiedad puede verse en la Figura 57 (PAS). En esta gráfica se observa un comportamiento similar entre el aumento y disminución de los porcentajes de remoción, con el comportamiento del phylum Chlorophyta en los diferentes meses de estudio; para verificar esto, en la Figura 58 se muestra el comportamiento de la cantidad de Chlorophytas con respecto a los porcentajes de remoción del color y la turbiedad, y se comprueba que hay un comportamiento directo con la eficiencia. En cuanto a los otros dos phylums prioritarios encontrados en el agua del PAS (Figura 59 y Figura 60), su comportamiento sigue la misma tendencia que la observada con la densidad total de microalgas, es decir, hay un máximo de remoción, y después su disminución, a medida que aumenta la cantidad de organismos en el agua cruda.

Como se mencionó en secciones anteriores, la eficiencia del proceso de coagulación-floculación depende en gran medida de las características de la superficie celular de las microalgas (especie, fase de crecimiento, condiciones del medio, etc.) (Ma et al., 2007). La materia orgánica que excretan las algas (OMA) compiten con el floculante e interfiere en el proceso (Rishid et al., 2019).

En las floraciones algales sucede la autofloculación (llamada así porque sucede espontáneamente) causada por biopolímeros extracelulares excretados por las células (Malik et al., 2007). Estos biopolímeros son sustancias complejas compuestas de polisacáridos, proteínas, ADN, lípidos y otros compuestos traza; su presencia depende de la etapa de crecimiento de las microalgas estos pueden estar en una capa externa de la pared celular, o ser liberados en el medio circundante (Bernaerts et al., 2019).

Algunas especies de microalgas forman colonias o agregados en forma de flóculos, lodos, esterillas, granulos o biopelículas en el medio. Los biopolímeros que sirven como materiales que mantiene unidas a estas células para formar una matriz, son una mezcla compleja de alto peso molecular, afectan la superficie de carga, viscosidad, floculación, estructura y propiedades de sedimentación (Xiao y Zheng, 2016).

Muchas especies de Chlorophytas pueden producir estos biopolímeros para generar la adición de células de la misma especie y así generar flóculos o colonias que benefician la flotación y así la fotosíntesis (Bernaerts et al., 2019). La relación de la eficacia de remoción de color y turbiedad en presencia de Chlorophytas pudo deberse a la producción biopolímero lo que ayudó al proceso de floculación y sedimentación.

En la relación de especies con las eficiencias de remoción del color y la turbiedad (Figura 61), no se observa ningún comportamiento que indique un efecto directo. Por otro lado, no se observó ninguna relación entre densidad, phylums o especies, con los niveles de los parámetros de operación del proceso.

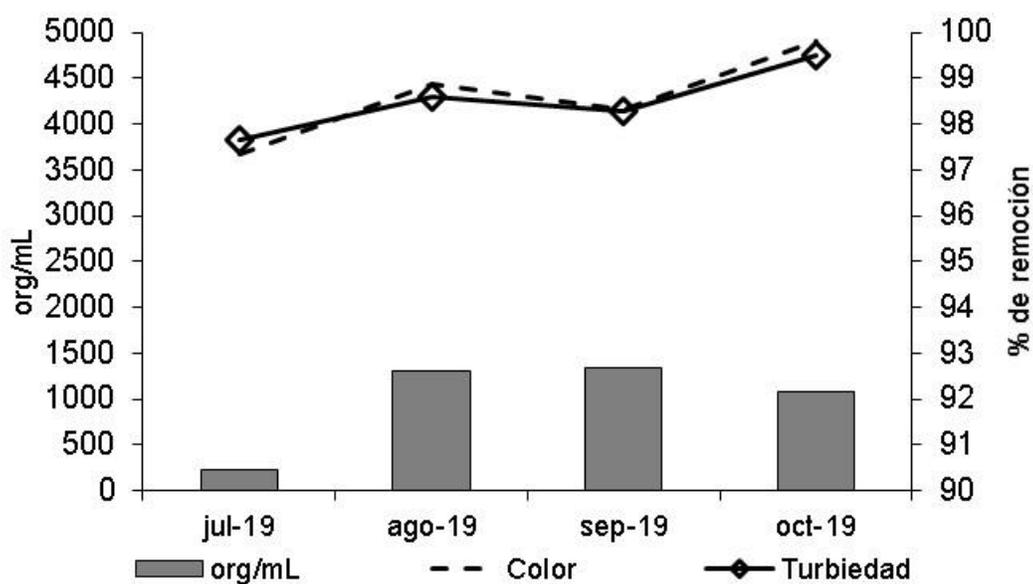


Figura 55. Relación de la abundancia de microalgas en los meses de muestreo en PAS, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EC.

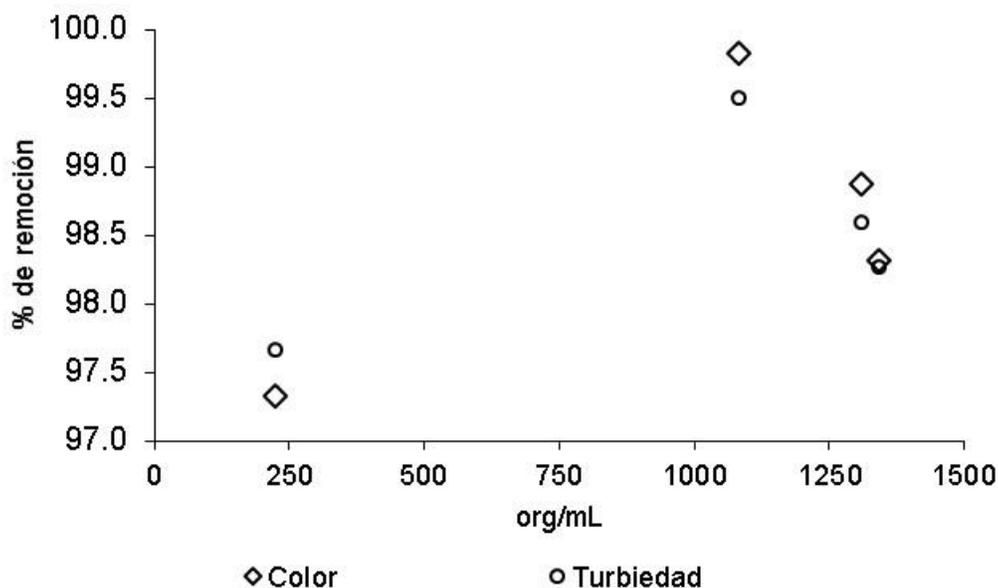


Figura 56. Relación de la abundancia de microalgas en PAS, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EC.

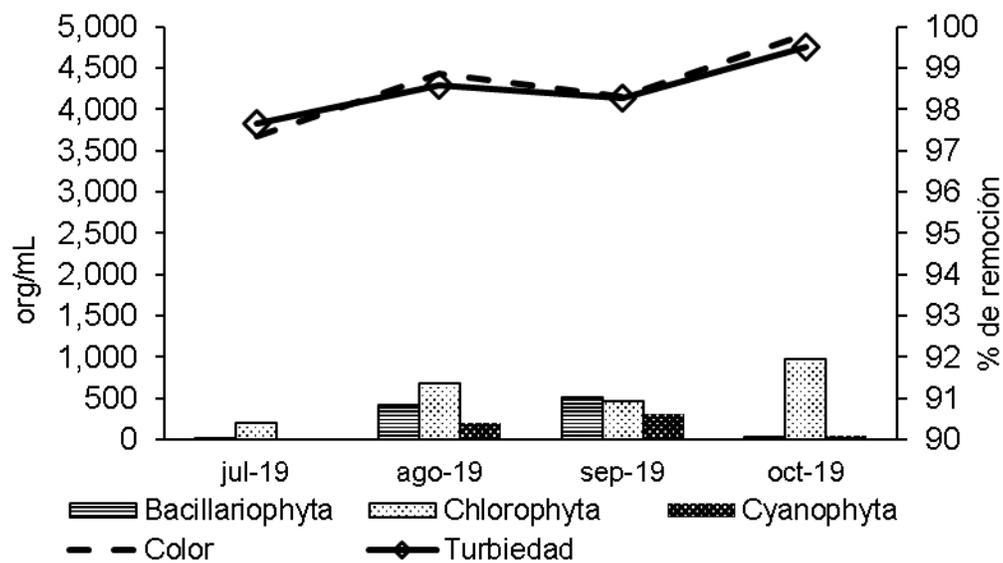


Figura 57. Relación de los phylums en PAS, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EC.

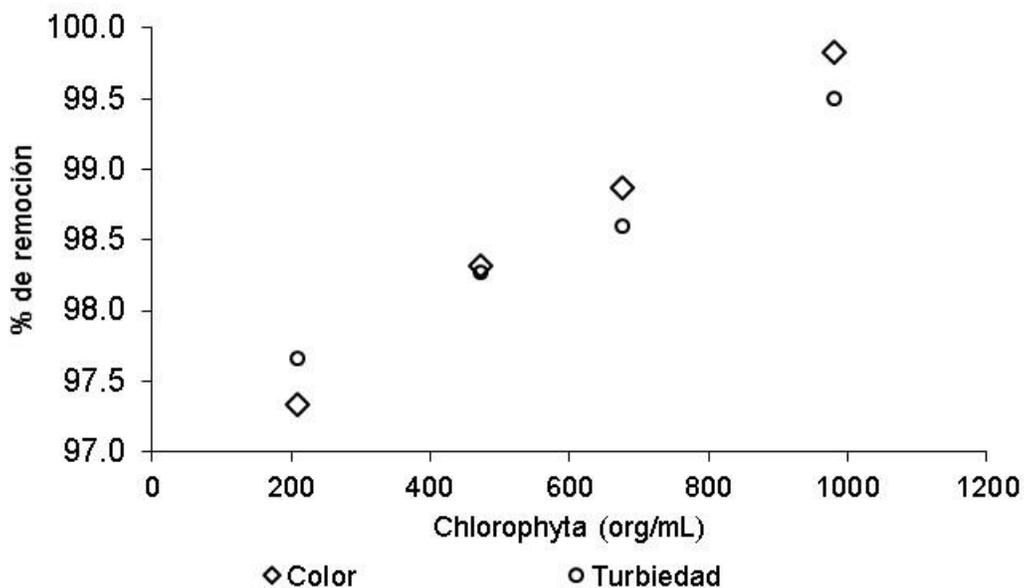


Figura 58. Relación de la cantidad de Chlorophyta en PAS, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EC.

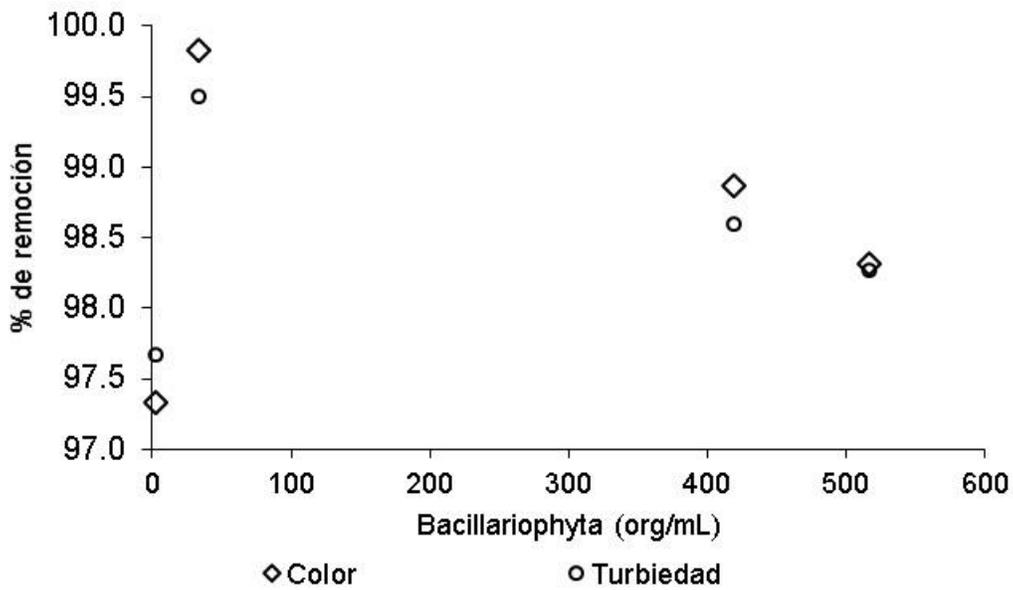


Figura 59. Relación de la cantidad de Bacillariophyta en PAS, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EC.

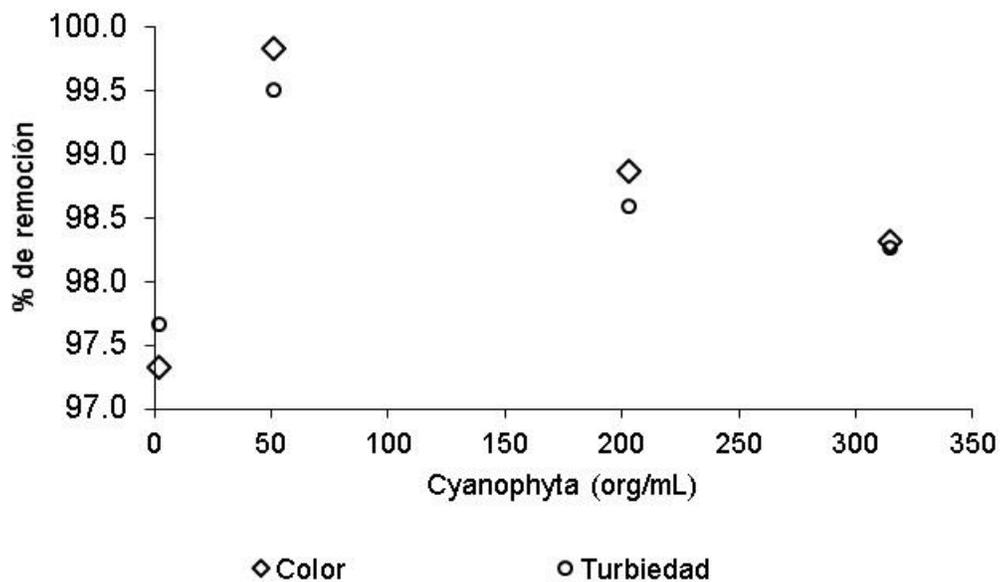


Figura 60. Relación de la cantidad de Cyanophyta en PAS, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EC.

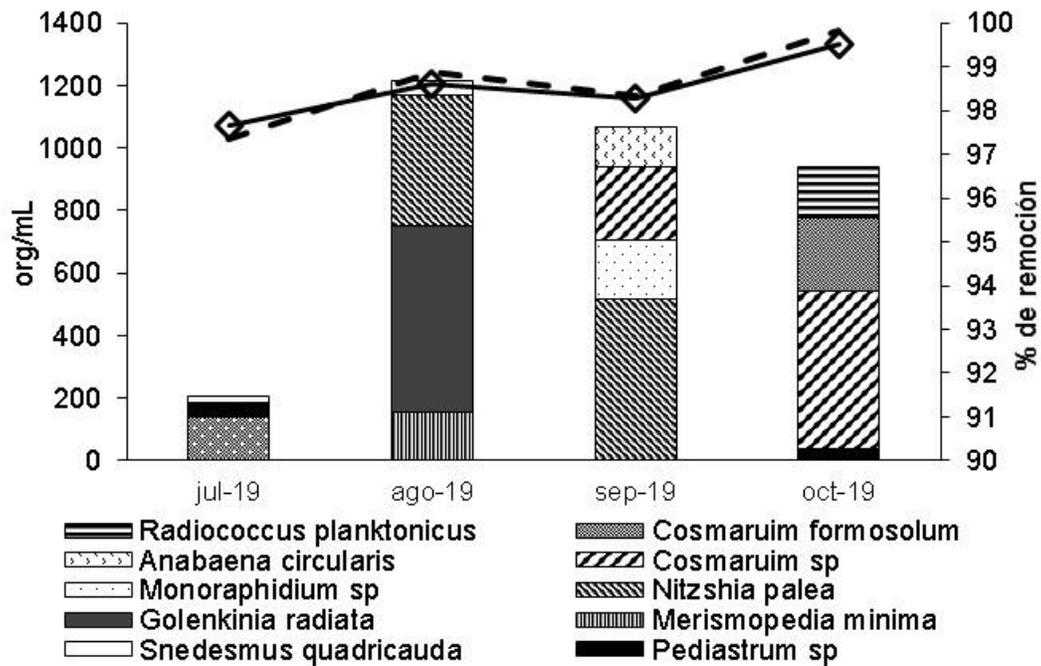


Figura 61. Relación de las especies de microorganismos en PAS, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EC.

7.2.1.2.2 Lago del Museo Jardín Borda

La relación de la densidad de microalgas en el agua del lago del Museo Jardín Borda (MJB) se muestra en la Figura 62 y Figura 63, concluyendo que, a pesar de que hay mayor cantidad de microorganismos en este sitio, la variación del número de microorganismos no influye en las eficiencias de remoción.

La relación de los phylums con la remoción de color aparente y turbiedad puede verse en la Figura 64, y a diferencia de los resultados obtenidos en el Parque Alameda Solidaridad, aquí no se observa ninguna tendencia de estos con las eficiencias. Esto se aprecia más fácilmente de la Figura 65 a la Figura 67.

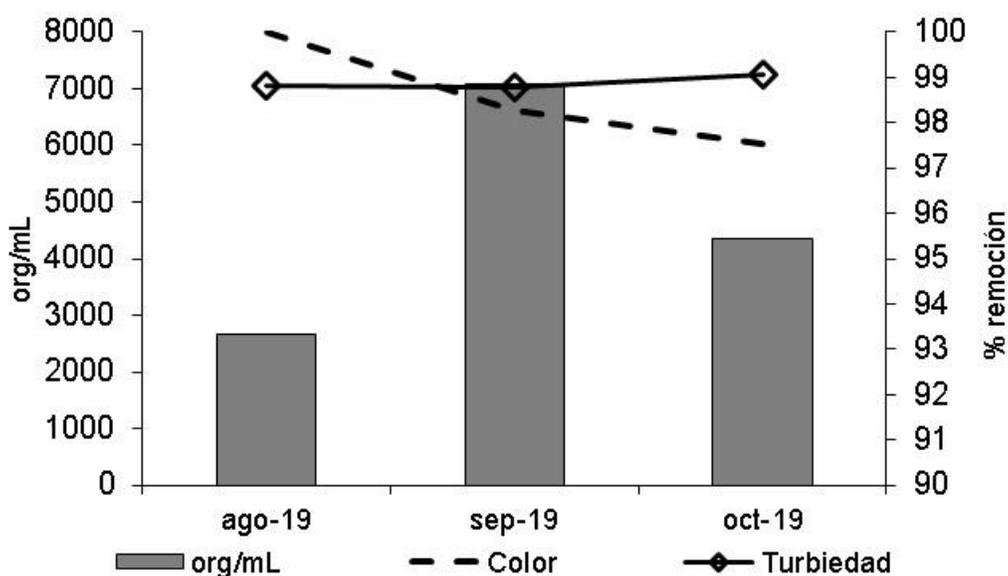


Figura 62. Relación de la abundancia de microalgas en los meses de muestreo en MJB, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EC.

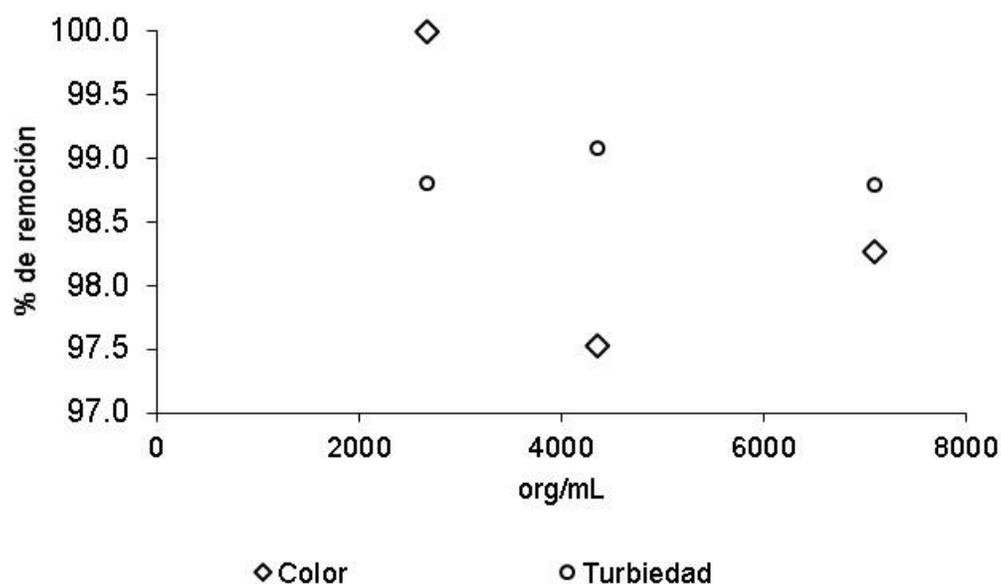


Figura 63. Relación de la abundancia de microalgas en MJB, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EC.

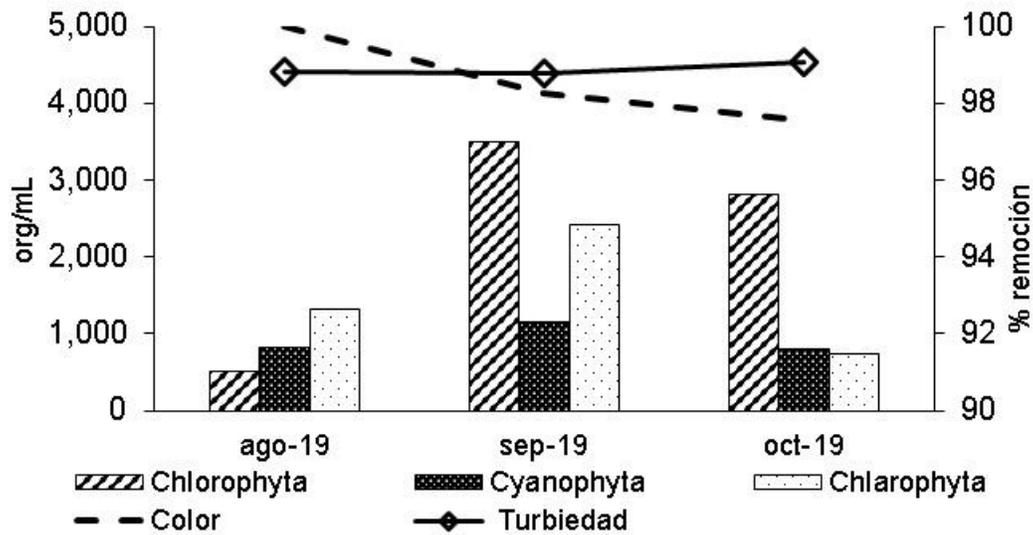


Figura 64. Relación de los phylums en MJB, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EC.

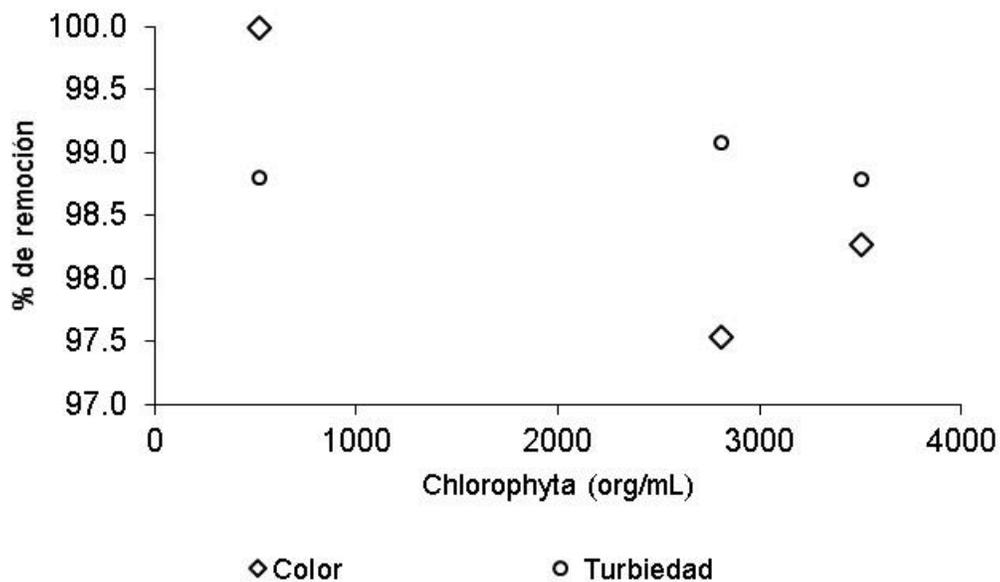


Figura 65. Relación de la cantidad de Chlorophyta en MJB, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EC.

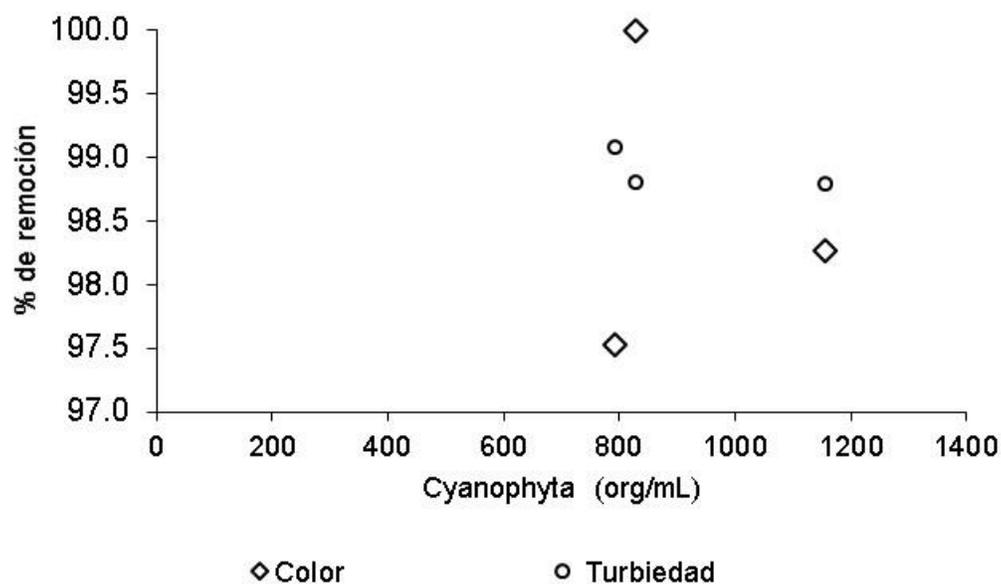


Figura 66. Relación de la cantidad de Cyanophyta en MJB, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EC.

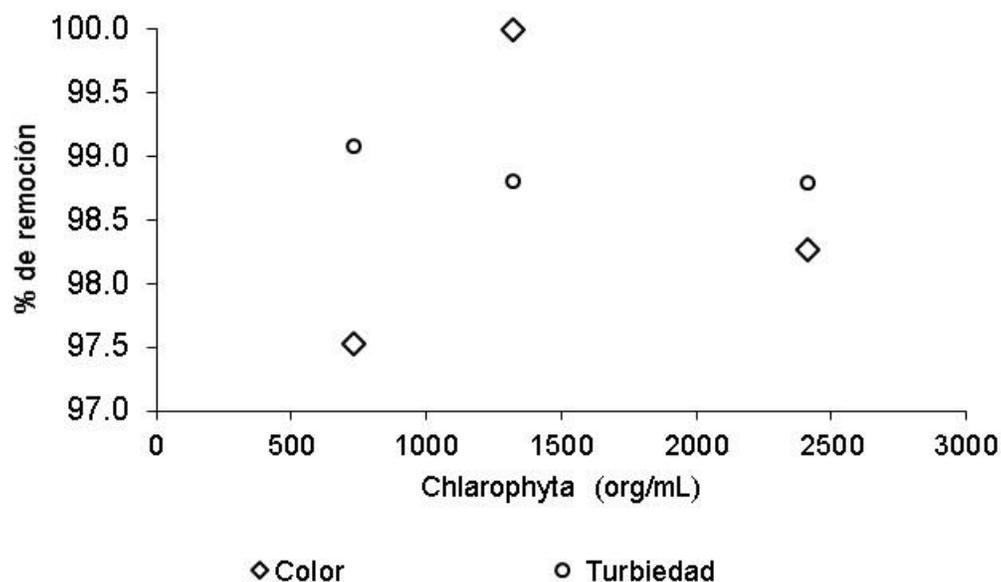


Figura 67. Relación de la cantidad de Chlorophyta en MJB, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EC.

La relación de especies de microorganismos con las eficiencias de remoción del color aparente y la turbiedad se pueden ver en la Figura 68, y tampoco hay una tendencia clara de ninguna ellas con las variables de respuesta del sistema de Electrocoagulación para el MJB. Cabe mencionar, que no se observó tampoco alguna relación entre densidad, phylums o especies, con los niveles de los parámetros de operación del proceso.

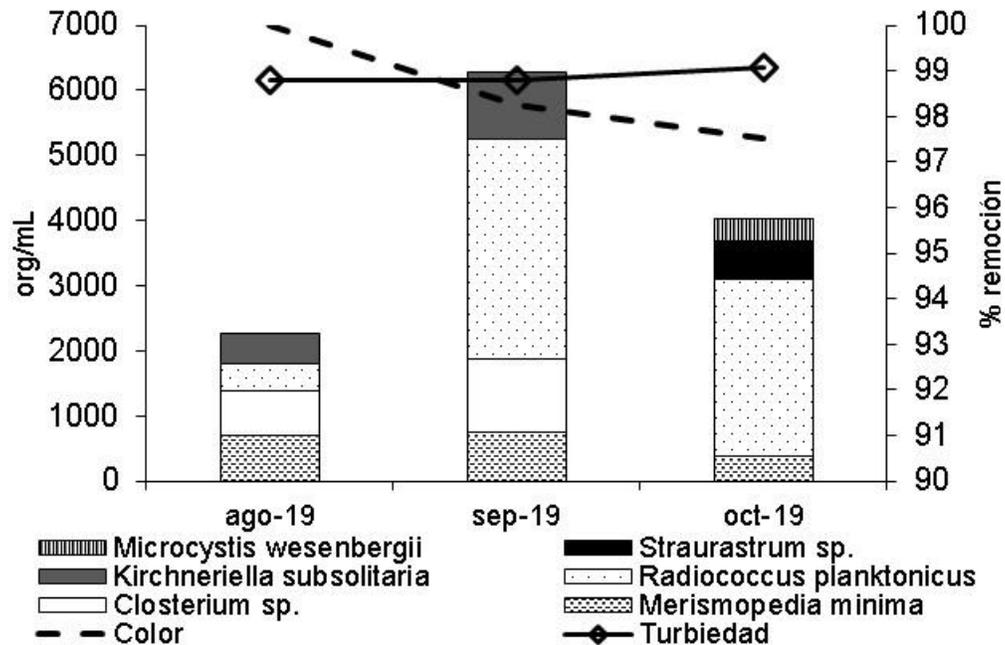


Figura 68. Relación de las especies de microorganismos en MJB, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EC.

7.2.2 Eficiencias del Reactor de Electroflotación

7.2.2.1 Remoción de color y turbiedad

7.2.2.1.1 Lago mayor del Parque Alameda Solidaridad

Los resultados finales obtenidos con el reactor de Electroflotación en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad se pueden ver en la Tabla 20, y las mejores condiciones para la remoción del color aparente y de la turbiedad en la Tabla 21.

Tabla 20. Resultados de los diseños de experimentos con el reactor de electroflotación (EF) en el lago mayor del Parque la Alameda Solidaridad.

Corrida	Color aparente (Pt-Co)				Turbiedad (NTU)			
	oct	nov	dic	ene	oct	nov	dic	ene
1	6	19	12	3	0.53	1.79	0.69	0.50
2	57	220	56	225	5.58	30.20	5.63	31.60
3	6	0	10	4	0.39	0.55	0.72	0.85
4	24	15	57	19	0.40	1.05	1.75	2.71
5	4	12	4	0	0.58	1.61	0.48	0.65
6	47	219	56	233	5.17	29.80	6.22	31.90
7	17	0	18	8	0.27	0.34	0.60	0.65
8	18	12	15	14	0.51	0.98	0.98	2.97
9	4	17	1	11	0.67	1.55	0.42	0.91
10	20	149	46	242	2.55	21.50	4.43	30.70
11	2	0	8	9	0.45	0.50	0.56	0.60
12	9	11	11	11	0.55	1.38	0.46	3.56
13	7	15	0	6	0.85	1.40	0.59	0.98
14	15	146	51	234	1.61	20.30	5.31	32.30
15	2	1	12	15	0.54	0.54	0.61	1.12
16	22	11	7	12	0.63	0.44	0.76	2.56
17	14	20	12	8	0.46	1.51	1.30	0.56
18	14	20	12	7	0.48	1.83	1.00	0.50
19	16	22	11	7	0.51	1.60	1.03	0.51
20	14	20	12	7	0.52	1.38	0.86	0.51

Tabla 21. Condiciones de experimentación con las mejores respuestas de remoción obtenidas en el lago del Parque Alameda Solidaridad, con el proceso de EF.

Mes	Exp	pH	Intensidad de corriente (A)	Polímero		Color aparente (Pt-Co)		
				Tipo	mg/L	Inicial	Final	% Remoción
oct	11	6	7.5	aniónico	0.450	580	2	99.66
nov	11	6	7.5	aniónico	0.450	355	0	100.00
dic	13	6	1.5	catiónico	0.450	284	0	100.00
ene	5	6	1.5	catiónico	0.001	607	0	100.00
Mes	Exp	pH	Intensidad de corriente (A)	Polímero		Turbiedad (NTU)		
				Tipo	mg/L	Inicial	Final	% Remoción
oct	7	6	7.5	catiónico	0.001	62.2	0.27	99.57
nov	7	6	7.5	catiónico	0.001	45.00	0.34	99.24
dic	9	6	1.5	aniónico	0.450	24.4	0.42	98.28
ene	1	6	1.5	aniónico	0.001	84.3	0.50	99.41

Los resultados de los diseños muestran que, tanto para la remoción de color, como de turbiedad, el proceso de Electroflotación se ve más afectado que el de Electrocoagulación por las condiciones del agua cruda. Esto se pone en evidencia al observar que las condiciones de operación varían, en los meses de prueba, para lograr las máximas remociones de ambos parámetros; la única variable que se repite en todos los casos es el pH con un valor de 6. Sin embargo, el experimento 11, que fue el mejor en el caso de la Electrocoagulación, también asegura el cumplimiento de la NOM-127 en color aparente y turbiedad con la Electroflotación.

Al utilizar la Electroflotación para tratar el agua del PAS, considerando las mejores condiciones de operación, se obtuvieron remociones de color que variaron entre 99.6 % en octubre y 100 % el resto de los meses, mientras que para la turbiedad entre 99.24% en noviembre y 99.57% en octubre-2019.

7.2.2.1.2 Lago del Museo Jardín Borda

Los resultados obtenidos con el agua del lago del Museo Jardín Borda al utilizar el proceso de Electroflotación, se muestran en la Tabla 22. En esa tabla se observa que las mejores remociones se obtienen, en la mayoría de los meses, con las condiciones de operación del experimento 15 (pH 6, 7.5 A y 0.45 mg/L de polímero catiónico); sin embargo, los valores mínimos de color en septiembre-2019 (2 Pt-Co) y en diciembre-2019 (3 Pt-Co), así como de turbiedad en enero-2020 (0.55 NTU), son prácticamente los mismos que los obtenidos con el experimento 15 (5, 5 y 0.58 respectivamente). Por lo tanto, se puede decir que la diferencia entre las mejores condiciones de operación con Electrocoagulación y Electroflotación, para el agua del lago del Museo Jardín Borda, es el uso de polímero aniónico o catiónico, respectivamente.

Las eficiencias de remoción con las mejores condiciones de operación al utilizar la Electroflotación se muestran en la Tabla 23. Para el color estuvieron entre 99% en enero-2020 y 100% en noviembre-2019, mientras que para la turbiedad entre 99.15% en diciembre-2019 y 99.19% en enero-2020.

Tabla 22. Resultados de los diseños de experimentos con el reactor de electroflotación (EF) en el lago del Museo Jardín Borda.

Corrida	Color aparente (UPt-Co)					Turbiedad (UTN)				
	sep	oct	nov	dic	ene	sep	oct	nov	dic	ene
1	12	1.42	87	139	13	1.42	8.78	10.70	18.10	2.05
2	5	14.4	347	354	58	14.40	27.30	38.50	42.20	5.92
3	2	0.38	11	69	12	0.38	2.21	1.72	1.51	0.68
4	10	4.65	130	38	10	4.65	5.18	16.30	6.35	0.58
5	15	1.71	82	135	19	1.71	8.73	10.10	17.10	0.95
6	142	16.4	320	315	57	16.40	28.10	39.20	36.50	5.62
7	6	0.5	12	3	7	0.50	2.11	2.91	1.11	0.83
8	29	3.97	116	29	9	3.97	5.55	13.50	4.49	0.59
9	13	1.03	69	69	18	1.03	5.74	9.50	9.02	2.22
10	150	16.1	212	280	23	16.10	18.80	25.70	36.20	3.35
11	4	0.51	33	6	8	0.51	2.42	2.74	1.08	0.55
12	28	4.36	91	40	6	4.36	5.23	12.00	5.62	0.58
13	10	0.55	70	80	11	0.55	7.43	9.93	9.48	1.25
14	114	13.4	270	284	20	13.40	26.70	32.80	36.40	1.53
15	5	0.35	0	5	6	0.35	1.59	1.67	0.70	0.58
16	28	4.48	81	24	9	4.48	3.53	11.30	4.19	0.41
17	38	6.6	140	153	24	6.60	4.56	20.70	19.60	3.00
18	40	6.17	142	156	25	6.17	4.60	17.50	19.60	3.31
19	40	6.49	144	150	25	6.49	4.30	17.40	19.90	3.03
20	50	6.4	143	155	27	6.40	4.90	16.30	19.50	3.03

Tabla 23. Condiciones de experimentación con las mejores respuestas de remoción obtenidas en el lago del Museo Jardín Borda con el proceso de EF.

Mes	Exp	pH	Intensidad de corriente (A)	Polímero		Color (Pt-Co)		
				Tipo	mg/L	Inicial	Final	% Remoción
sep-19	3	6	7.5	aniónico	0.001	346	2	99.42
oct	15	6	7.5	catiónico	0.45	446	0.35	99.92
nov	15	6	7.5	catiónico	0.45	656	0	100.00
dic	7	6	7.5	catiónico	0.001	680	3	99.56
ene-20	15	6	7.5	catiónico	0.45	607	6	99.00
Mes	Exp	pH	Intensidad de corriente (A)	Polímero		Turbiedad (NTU)		
				Tipo	mg/L	Inicial	Final	% Remoción
sep-19	15	6	7.5	catiónico	0.45	34.6	0.35	98.99
oct	15	6	7.5	catiónico	0.45	43.4	1.59	96.34
nov	15	6	7.5	catiónico	0.45	74.5	1.67	97.76
dic	15	6	7.5	catiónico	0.45	82	0.70	99.15
ene-20	11	6	7.5	aniónico	0.45	68	0.55	99.19

7.2.2.2 Relación de las microalgas con la eficiencia del proceso

En este apartado se analizó la relación de las microalgas y los demás organismos registrados en los meses de muestreo en el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad (PAS) y en el lago del Museo Jardín Borda (MJB), con la remoción de las variables de respuesta (color aparente y turbiedad) del proceso de Electroflotación.

7.2.2.2.1 Lago del Parque Alameda Solidaridad

En la Figura 69 y la Figura 70 se muestra la relación de la abundancia de microalgas en el lago del Parque Alameda Solidaridad (PAS), con respecto a los porcentajes de remoción de las variables de respuesta después del proceso de Electroflotación, donde se observa que no hay una influencia clara de la densidad de microalgas en la remoción de color y turbiedad. Tampoco existe una relación obvia entre los phylums y la remoción de color y turbiedad cuando se grafican todos juntos (Figura 71), a diferencia del proceso de Electrocoagulación. Sin embargo, al graficar los phylums por separado (Figura 72 a Figura 77), se encontró que sí hay una correlación inversa entre la remoción de color y la cantidad del phylum Bacillariophyta.

En el mes de diciembre-2020 predomina el phylum Bacillariophyta con el género *Synedra* (Figura 76), con la cantidad de 2,500 org/mL, este género se caracteriza por que sus células son ligeramente rectangulares, largas y delgadas (Venkatachalapathy y Karthikeyan, 2013). Ma y colaboradores (2007) y Malik (2020) mencionan que la eficiencia en el proceso de clarificación, esta relacionada con el tamaño y forma de las células de las microalgas; las células en forma elipsoidal, baciliformes y fragmentadas en forma de espina (como la mayoría de las Bacillariophyta), presentan complicaciones para su remoción.

La curvatura de la superficie celular afecta la capacidad de hidrolizar y combinarse con los polímeros producidos por los coagulantes, esto conduce a la reducción de la eficiencia de su remoción. La mayoría de este género de microalgas tienen espinas o apéndices que les ayuda a reducir su velocidad de sedimentación lo que les permite permanecer en la zona eufótica, donde se lleva a cabo la fotosíntesis. Estos apéndices impiden o reducen

el contacto necesario para tener una coagulación exitosa, este tipo de superficie algal dificulta que otras células se les unan o aserquen incluso cuando sus cargas superficiales son negativas, lo que reduce el efecto del coagulante que conecta a las células mediante enlaces puente. En este caso la floculación solo puede ocurrir cuando hay el suficiente floculante para llevar los vacios creados por los apéndices y asi formar flóculos mas grandes que sedimenten o que flotan fácilmente. La presencia del género *Synedra* en las plantas de potabilización afecta la remoción de turbiedad por su dificultad para sedimentar, además requiere de dosis especificas de coagulante y floculante y tambien obstruyen los filtros, estos problemas han sido detectados desde densidades celulares que van de los 200 a 2,700 org/mL (Jun et al., 2001; Joh et al., 2011; Dai et al., 2020).

Por otro lado, a pesar de la diversidad y el cambio de especies de microalgas en cada mes de muestreo (Figura 75), estas no influyeron de manera significativa en la remoción del color y turbiedad. Tampoco se observó relación alguna entre la densidad, phylums ni especies de microalgas, con los niveles de los parámetros de operación de la Electroflotación.

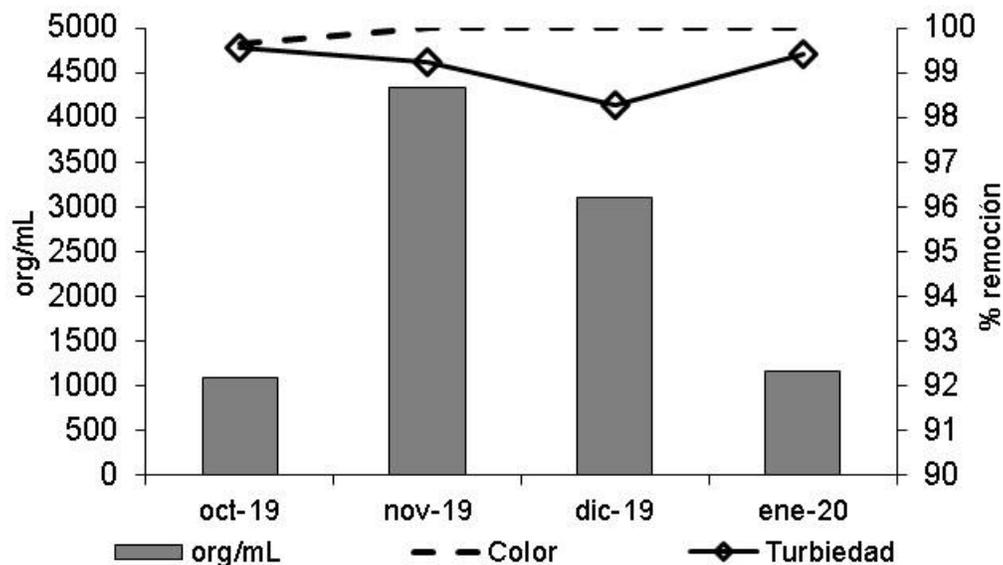


Figura 69. Relación de la abundancia de microalgas en los meses de muestreo en PAS, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EF.

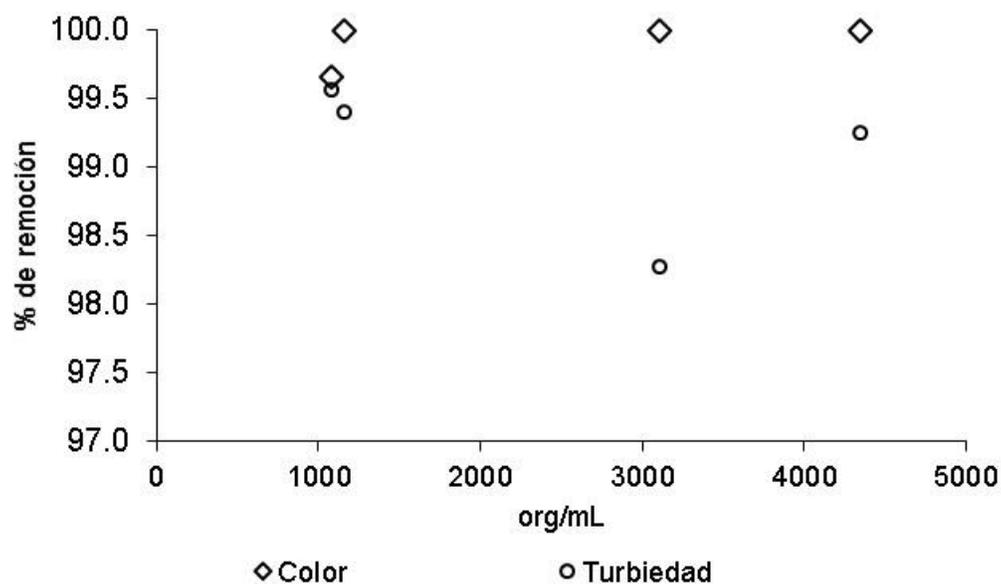


Figura 70. Relación de la abundancia de microalgas en PAS, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EF.

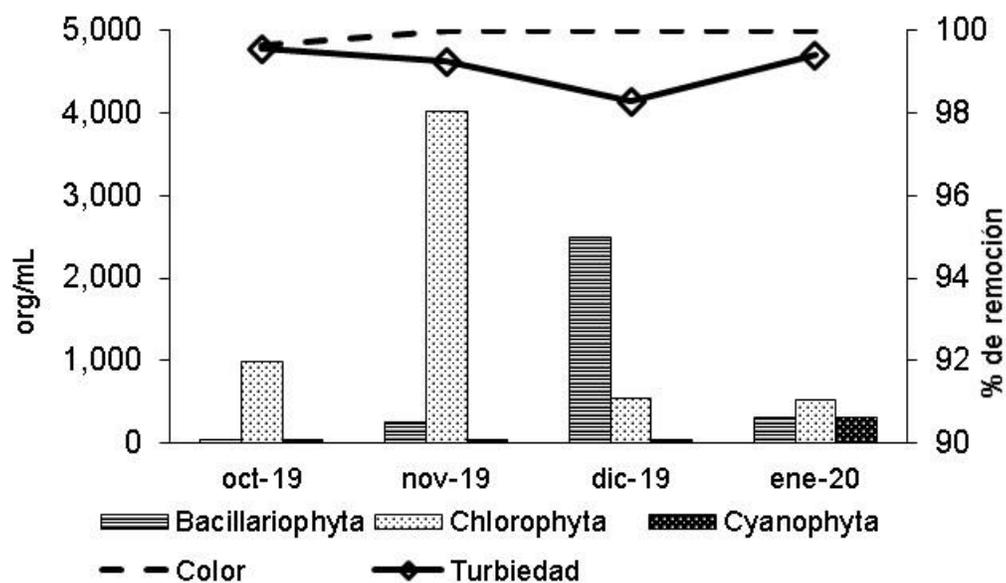


Figura 71. Relación de los phylums en PAS, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EF.

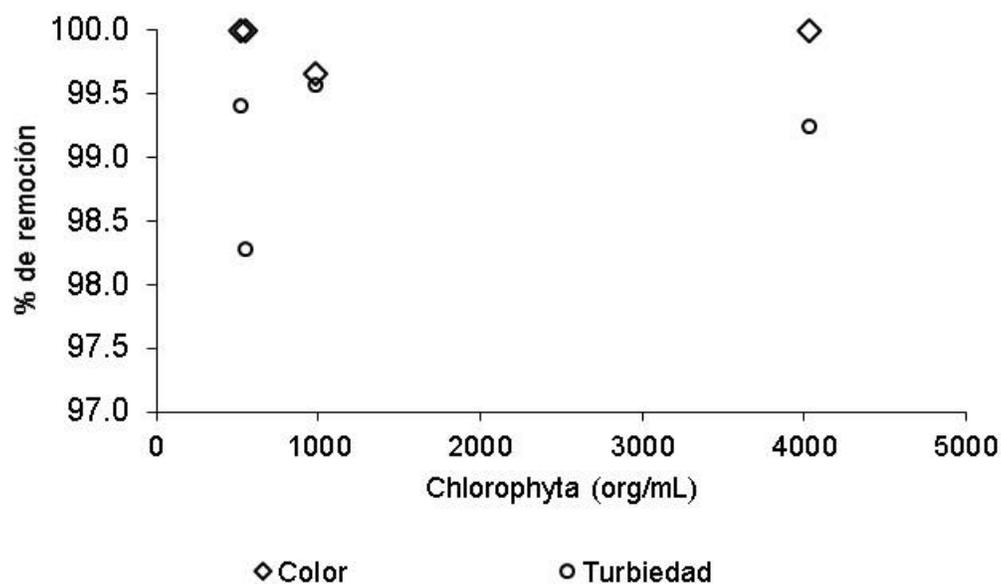


Figura 72. Relación de la cantidad de Chlorophyta en PAS, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EF.

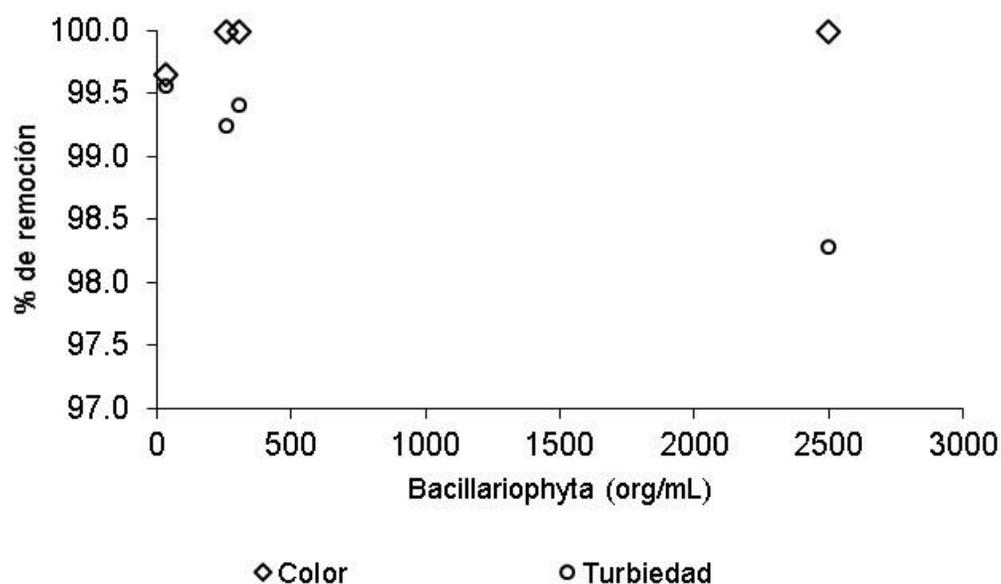


Figura 73. Relación de la cantidad de Bacillariophyta en PAS, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EF.

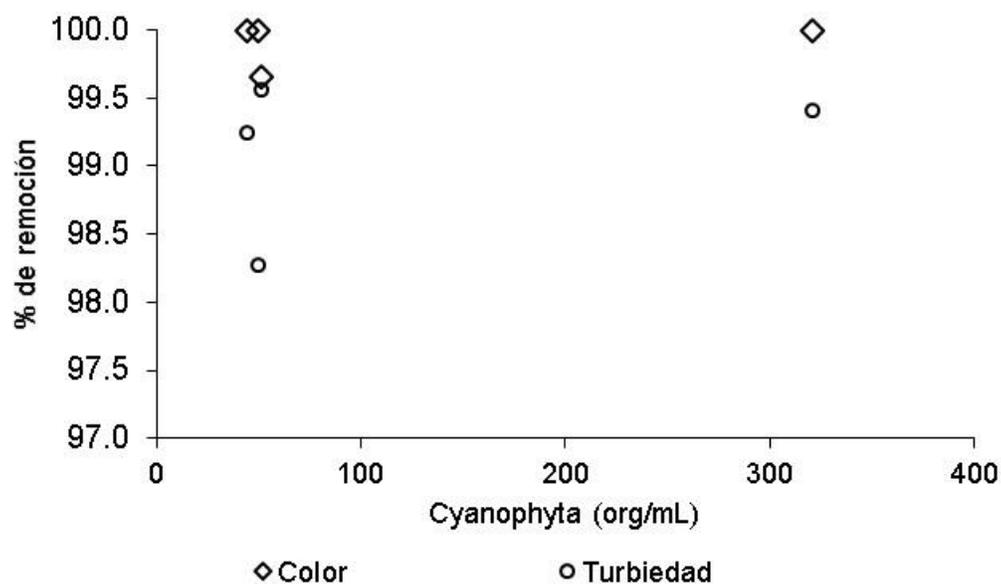


Figura 74. Relación de la cantidad de Cyanophyta en PAS, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EF.

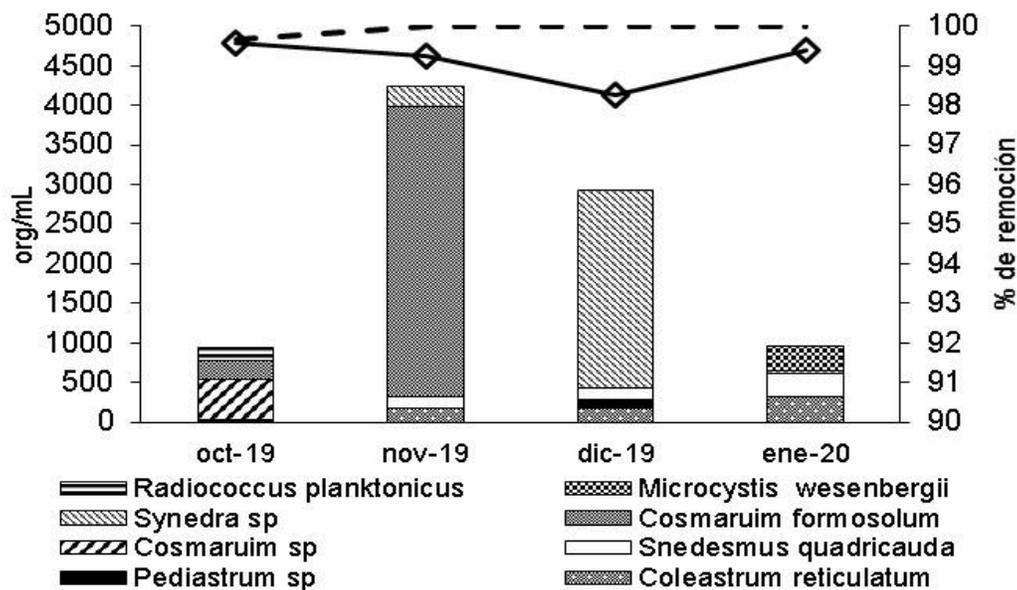


Figura 75. Relación de las especies de microorganismos en PAS, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EF.



Figura 76. Género *Synedra* del phylum Bacillariophyta, registrado en el mes de diciembre-2020 en el lago del PAS.

7.2.2.2 Lago del Museo Jardín Borda

En la Figura 77 y Figura 78 se muestra la relación de la abundancia de microalgas en el lago del Museo Jardín Borda (MJB), con respecto a los porcentajes de remoción de las variables de respuesta después del proceso de Electroflocculación. Se observa que la turbiedad presenta una relación inversa con la cantidad total de microorganismos, mientras que el color una directa.

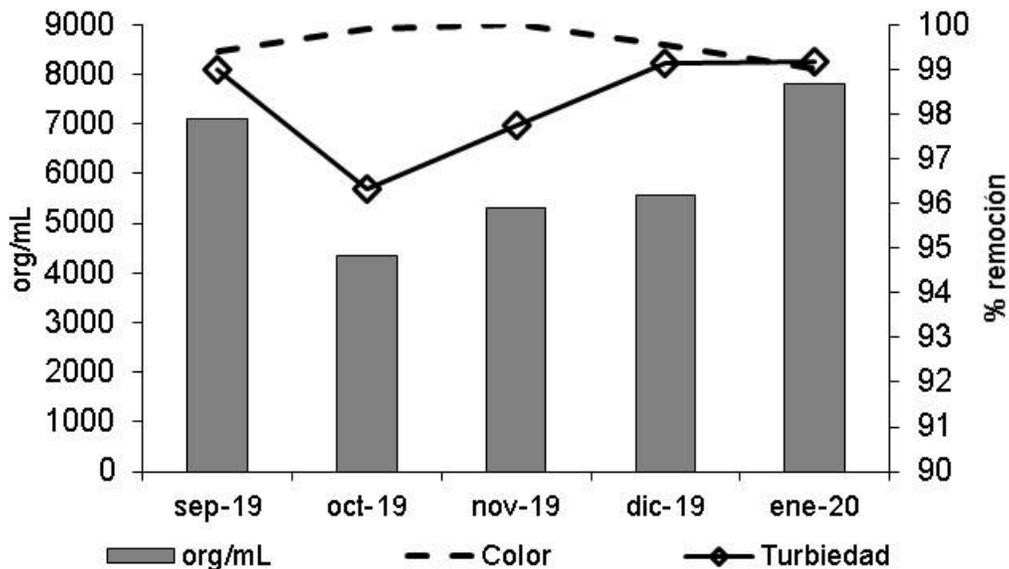


Figura 77. Relación de la abundancia de microalgas en los meses de muestreo en MJB, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EF.

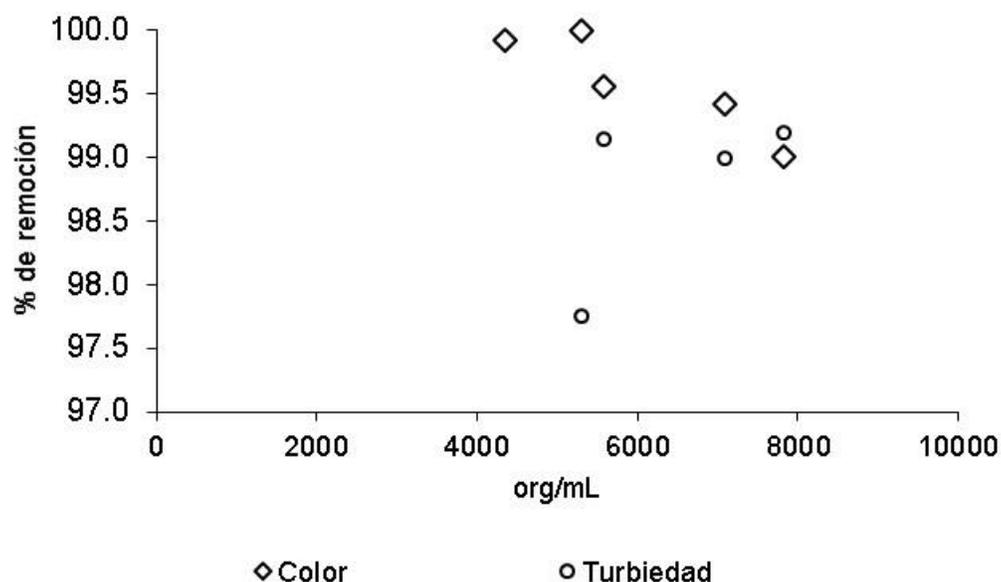


Figura 78. Relación de la abundancia de microalgas en MJB, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EF.

La relación de los phylums con la remoción de color aparente y turbiedad puede verse en la Figura 79, en donde se aprecia la relación de la turbiedad con la cantidad de Chlorophyta. Para observar mejor este comportamiento, se graficaron por separado los tres tipos de phylums (Figura 80 a Figura 82), y se comprobó que la Chlorophyta sigue la misma tendencia que lo observado con la densidad total de microalgas (Figura 78). Esto indica que este phylum tiene un efecto inverso con la turbiedad y directo con el color, a diferencia de la forma que afecta en el proceso de Electrocoagulación con el agua del PAS.

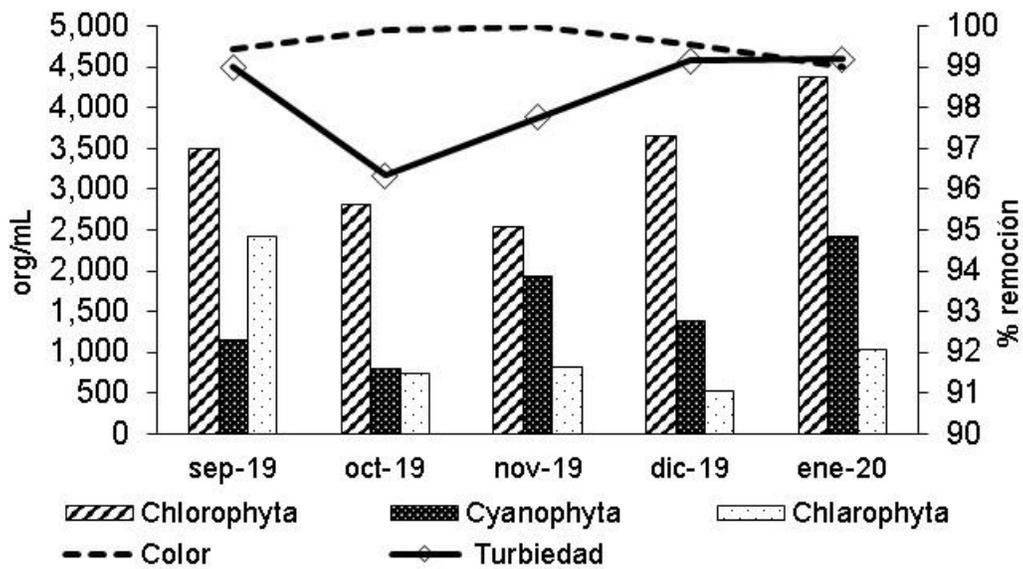


Figura 79. Relación de los phylums en MJB, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EF.

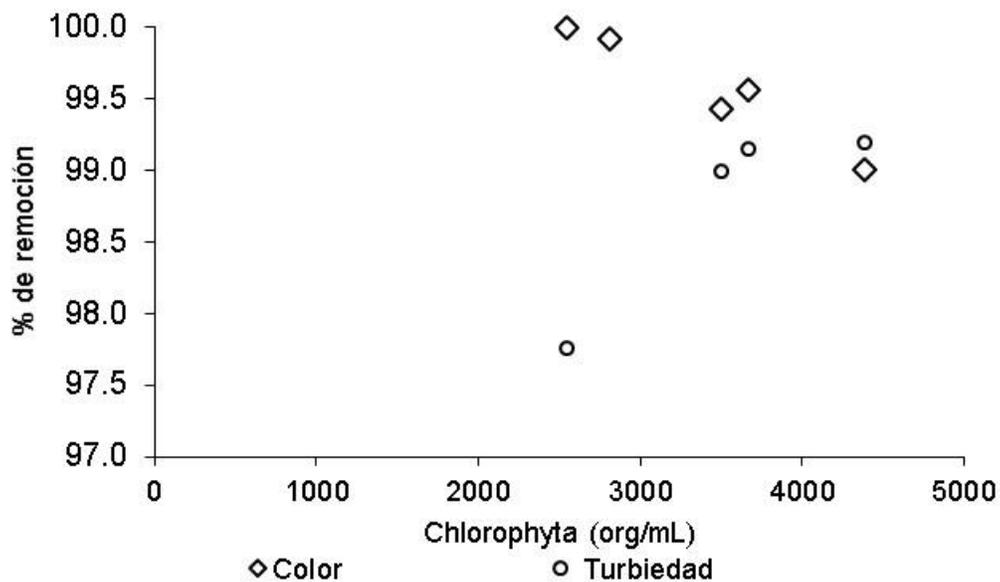


Figura 80. Relación de la cantidad de Chlorophyta en MJB, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EF.

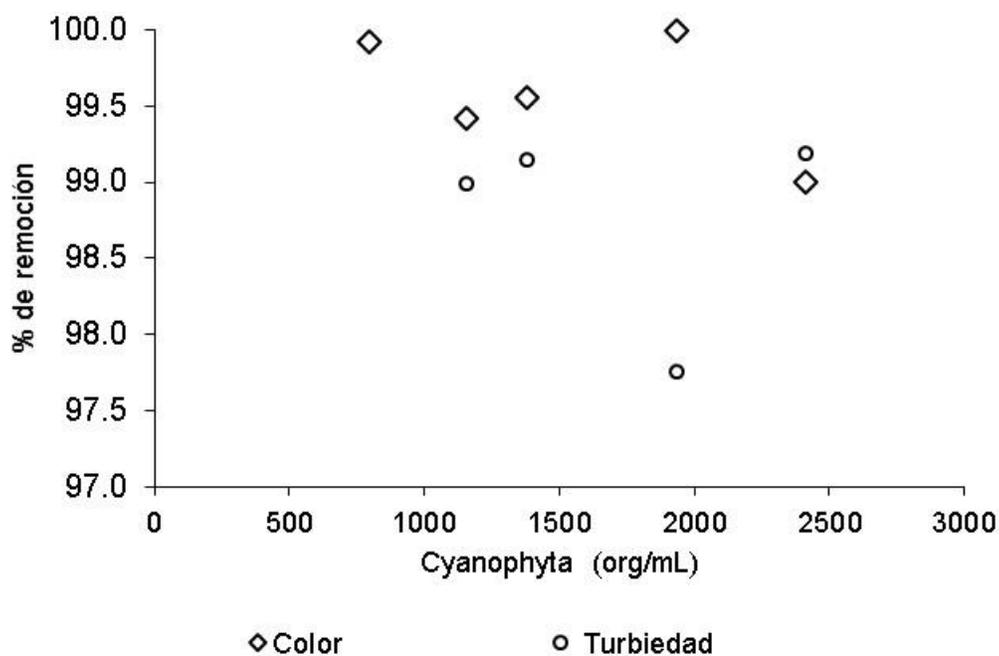


Figura 81. Relación de la cantidad de Cyanophyta en MJB, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EF.

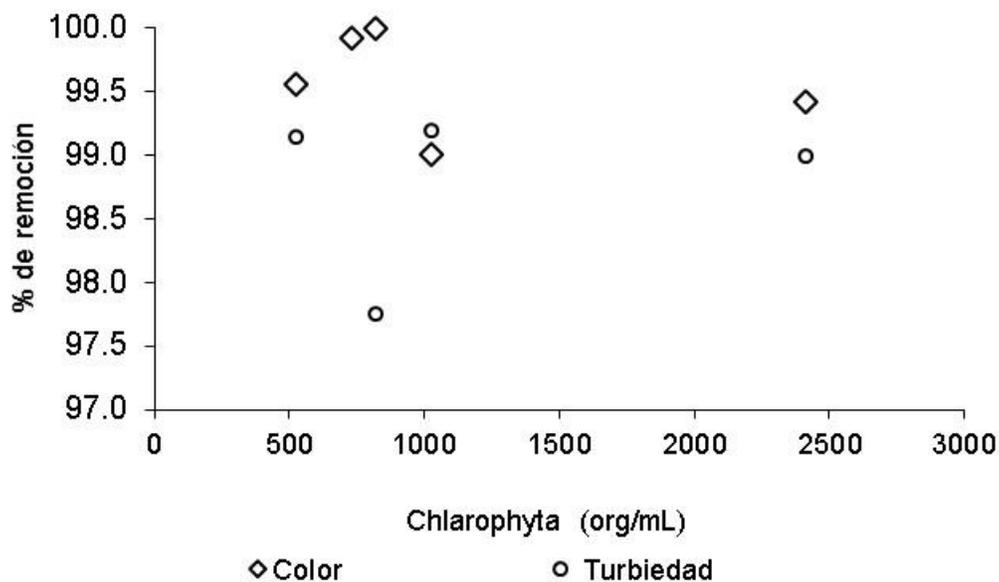


Figura 82. Relación de la cantidad de Chlorophyta en MJB, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EF.

La relación de especies con las eficiencias de remoción del color y la turbiedad se muestra en la Figura 83, donde se observa cierta tendencia con algunas de ellas, por lo que se graficaron por separado para verificarlo.

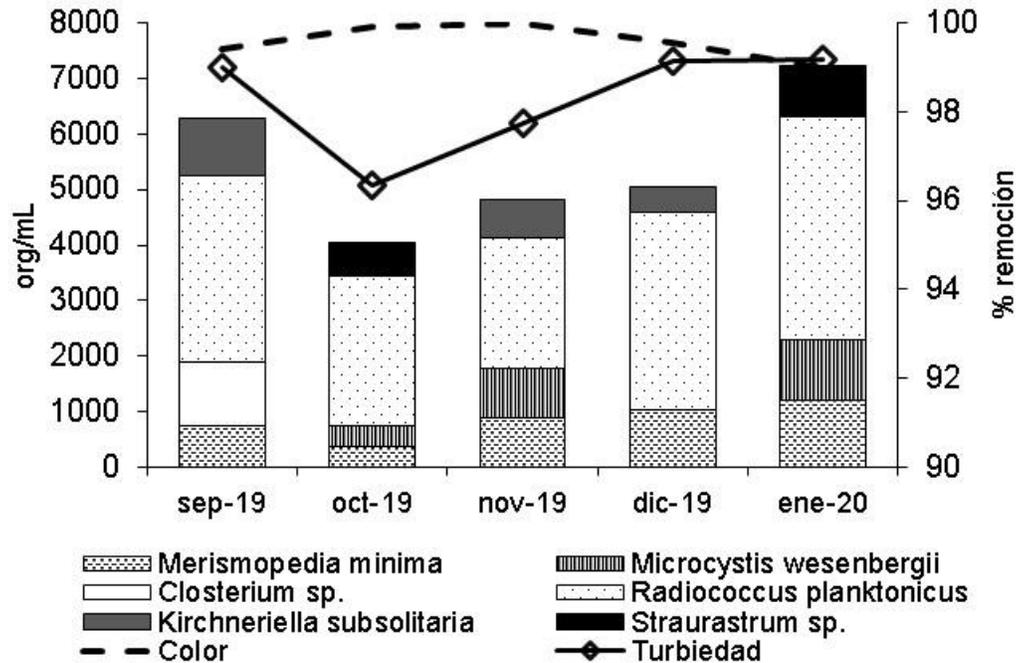


Figura 83. Relación de las especies de microorganismos en MJB, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EF.

Se comprobó que la especie de Chlorophyta: *Radiococcus planktonicus* (Figura 84), es la que influye en los porcentajes de remoción del color y la turbiedad (Figura 85). Las densidades de la especie de *Radiococcus planktonicus* variaron entre 432 org/mL y 4,034 org/mL; esta especie se caracteriza por formar colonias, de 4 a 8 o 16 células cocoides, encerradas en una envoltura mucilaginosa muy resistente, lo que les permite protegerse del medio y tener gran facilidad de flotación; esto debería favorecer su remoción por EF, además, estas células son consideradas grandes, con tamaños que van de los 40 a 250 μm de diámetro (York y Johnson, 2002; Kim, 2014), por lo que impactan directamente en la turbiedad. Sin embargo, el resultado inverso observado entre la respuesta del color y la turbiedad requiere un mayor estudio para entender el mecanismo que rige su eliminación.

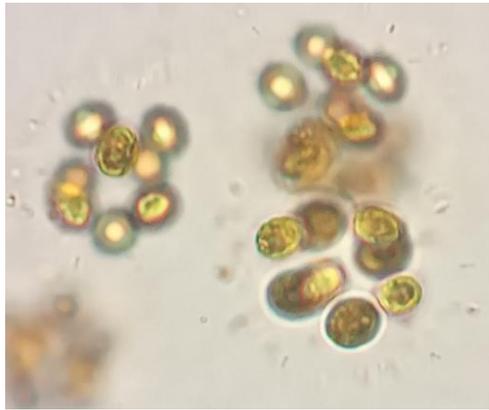


Figura 84. Chlorophyta: *Radiococcus planktonicus*.

Por otro lado, no se observó ninguna relación entre densidad, phylums o especies, con los niveles de los parámetros de operación del proceso.

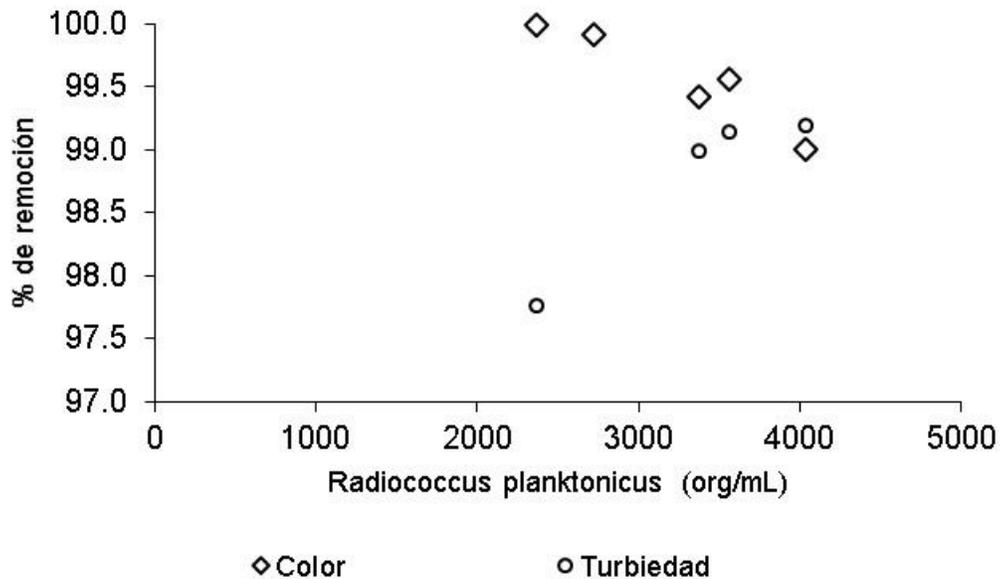


Figura 85. Relación de la cantidad de *Radiococcus planktonicus* en MJB, con respecto al porcentaje de remoción de color aparente y turbiedad, obtenidos con las mejores condiciones de operación en el proceso de EF.

7.2.3 Análisis de varianza para el color y la turbiedad

El análisis de varianza se realizó con el diseño de cada uno de los meses y sitios de muestreo, para las respuestas de color y turbiedad. En la (Tabla 24) se muestra un ejemplo de tabla ANOVA (por sus siglas en inglés) correspondiente al mes de septiembre, con el reactor de EC y agua del lago del Museo Jardín Borda. Las tablas ANOVA del total de los diseños realizados se presentan en el Anexo 4.

En las dos fuentes de abastecimiento, para las dos variables de respuesta, el valor-P indica que el modelo es significativo con un 95% de confianza, ya que se encuentra por debajo de 0.05. La Razón F, al ser mayor que la F crítica, asegura que el modelo seleccionado tiene una respuesta significativa con respecto a los datos experimentales.

Tabla 24 Análisis de varianza de las variables de respuesta color y turbiedad para el mes de septiembre en ambos lagos (PAS y MJB), con EC

	Suma de cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado medio	Razón-F	F-crítica	σ	mea	Valor-P
Lago mayor Parque Alameda Solidaridad								
Color								
Modelo	13416	6	2236.12	59.56	3.60	6.13	4.14	0.0000
Residual	488.07	13	37.54					
Total	13904.80	19	731.83					
Turbiedad								
Modelo	127.79	6	21.3	271.38	3.60	0.28	0.17	0.0000
Residual	1.02	13	0.08					
Total	128.81	19	6.78					
Lago del Museo Jardín Borda								
Color								
Modelo	37089.88	15	2472.66	6.54	8.66	19.45	8.35	0.0413
Residual	1513.06	4	378.27					
Total	38602.95	19	2031.73					
Turbiedad								
Modelo	544.54	5	108.91	93.82	3.66	1.08	0.75	0.0413
Residual	16.25	14	1.16					
Total	560.79	19	30.00					

7.2.4 Estadísticos para selección del modelo

Los estadísticos calculados para cada diseño de experimentos realizado fueron los coeficientes de determinación R^2 y R^2 ajustado, los cuales indican el porcentaje de variación en la variable de respuesta que es explicado por un modelo matemático; mientras más alto sea el valor de R^2 el modelo describirá mejor los resultados y el R^2 ajustado aumenta solo si los términos mejoran el modelo más de lo que se esperaría por casualidad, y también puede disminuir con predictores de mala calidad.

Para la selección del mejor modelo se utilizó la técnica hacia atrás (Backward) hasta obtener un modelo con el menor valor de la raíz del cuadrado medio del error (\sqrt{CME}) y que cumpliera aceptablemente con los supuestos de ANOVA (Gutiérrez-Pulido y De la Vara-Salazar, 2012). Los modelos se eligieron también considerando que las gráficas de superficie no tuvieran valores negativos.

El modelo que se eligió, y que mejor se ajustó al comportamiento de los datos experimentales, sirvió para seleccionar los efectos que afectaban de forma significativa (con un 95% de confianza), la remoción de las dos variables de respuesta estudiadas.

$$\text{Modelo 1: } y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 + b_4x_4$$

$$\text{Modelo 2: } y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 + b_4x_4 + b_5x_1x_2$$

$$\text{Modelo 3: } y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 + b_4x_4 + b_5x_1x_2 + b_6x_1x_4$$

$$\text{Modelo 4: } y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 + b_4x_4 + b_5x_1x_2 + b_6x_1x_3 + b_7x_2x_3$$

$$\text{Modelo 5: } y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 + b_4x_4 + b_5x_1x_2 + b_6x_1x_3 + b_7x_2x_3 + b_8x_2x_4 + \\ b_9x_1x_2x_3 + b_{10}x_1x_3x_4 + b_{11}x_1x_2x_4 + b_{12}x_2x_3x_4$$

$$\text{Modelo 6: } y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 + b_4x_4 + b_5x_1x_2 + b_6x_1x_3 + b_7x_1x_4 + b_8x_2x_3 + \\ b_9x_2x_4 + b_{10}x_3x_4 + b_{11}x_1x_2x_3 + b_{12}x_1x_3x_4 + b_{13}x_2x_3x_4$$

$$\text{Modelo 7: } y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 + b_4x_4 + b_5x_1x_2 + b_6x_1x_3 + b_7x_2x_3 + b_8x_2x_4 + \\ b_9x_1x_2 + b_{10}x_1x_3x_4 + b_{11}x_1x_2x_4 + b_{12}x_2x_3x_4 + b_{13}x_2^2$$

Tabla 24. Coeficientes de los modelos obtenidos mediante el análisis de regresión lineal para cada variable de respuesta, para PAS y MJB en ambos procesos (EC y EF).

Lago mayor Parque Alameda Solidaridad							
		Modelo	Color		Modelo	Turbiedad	
			R ²	R ² (aj.)		R ²	R ² (aj.)
EC	jul-19	1	0.9666	0.9578	2	0.8976	0.861
	ago	6	0.988	0.9544	7	0.9778	0.9156
	sep	3	0.9649	0.9487	3	0.9921	0.9884
	oct	7	0.9999	0.9994	7	0.999	0.9955
EF	oct	5	0.9736	0.9166	7	0.9991	0.9956
	nov	3	0.8844	0.8311	3	0.8846	0.8313
	dic	7	0.9838	0.9232	3	0.911	0.8699
	Ene-20	7	0.9999	0.9994	7	0.8709	0.9989
Lago del Museo Jardín Borda							
EC	ago-19	5	0.9581	0.8673	2	0.8683	0.8213
	sep	4	0.9039	0.8478	1	0.9706	0.9628
	oct	7	0.9509	0.9282	3	0.9706	0.957
EF	sep	3	0.9608	0.8138	2	0.9969	0.9882
	oct	4	0.9486	0.9425	2	0.971	0.9607
	nov	6	0.998	0.9925	3	0.9737	0.9616
	dic	3	0.9648	0.9486	3	0.9859	0.9794
	ene-20	7	0.9973	0.9874	7	0.9958	0.9801

7.2.5 Superficie de respuesta

Se realizó una gráfica de superficie con los modelos seleccionados para cada mes, sitio de muestreo y variable de respuesta (color aparente y turbiedad), con el objetivo de visualizar gráficamente el comportamiento de las variables de estudio.

La Figura 86 muestra un ejemplo de gráfica de superficie del mejor modelo seleccionado para el color y la Figura 87 la de la turbiedad, para el diseño del mes de septiembre-2019 en el lago del Parque Alameda Solidaridad con el reactor de Electrocoagulación.

En este caso, de acuerdo con los valores de R² y R² ajustada, y los demás criterios analizados, el mejor modelo es el 3 para ambas variables de respuesta (Tabla 24).

Por otro lado, la Figura 88 y la Figura 89, muestran los mejores modelos para el color (3) y la turbiedad (2), del mes de septiembre en el lago del Museo Jardín Borda, con el proceso de Electroflotación. En todas las gráficas se fijó el tipo y concentración de polímero en su valor (-1).

En ambos lagos se observa que hay un efecto importante de interacción entre el pH y la intensidad de corriente: a pH bajo cualquier nivel de la corriente disminuye al mínimo el color, sin embargo, a pH elevado solo la intensidad de corriente en su nivel alto (dosis de coagulante máximo) logra disminuirlo. Las graficas de superficie de los meses restantes pueden verse en el Anexo 6 y 7.

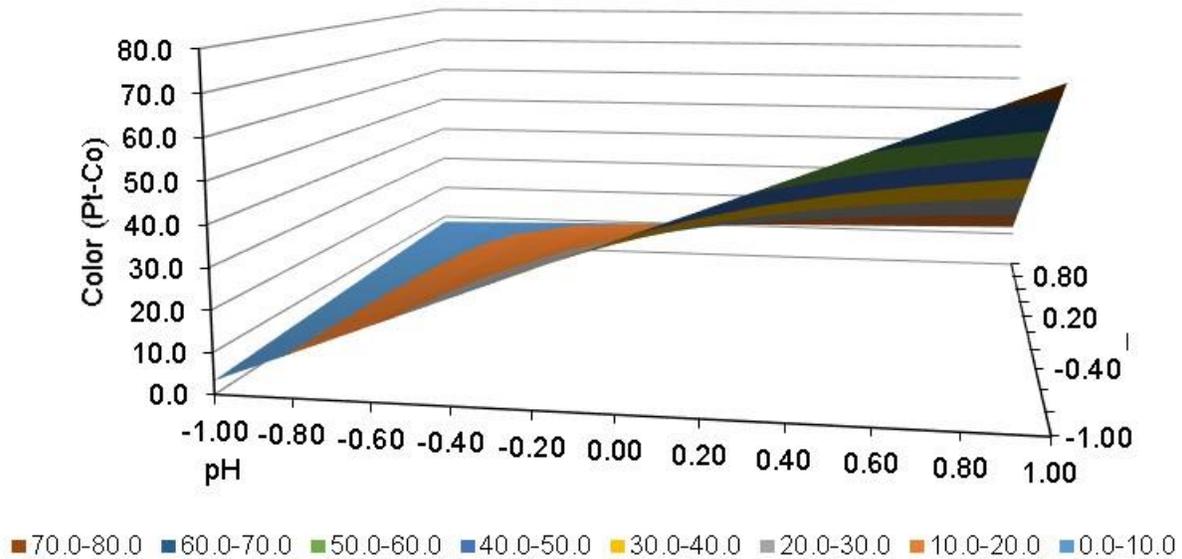


Figura 86. Grafica de superficie de la variable de respuesta color (Modelo 3) del mes de sep-19 en PAS, para el proceso de EC, fijando en su valor (-1) el tipo y concentración del polímero.

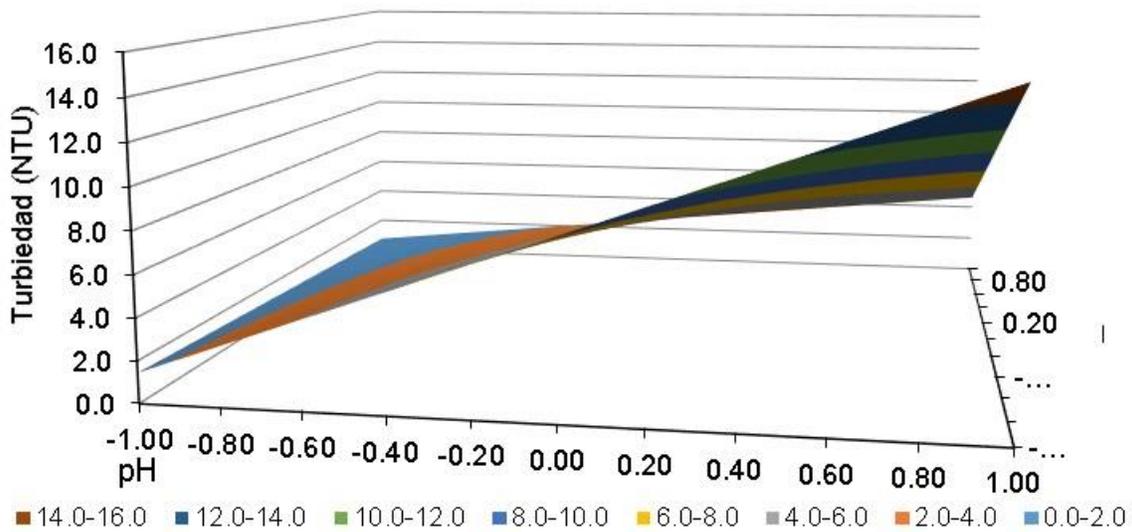


Figura 87. Grafica de superficie de la variable de respuesta turbiedad (Modelo 3) del mes de sep-19 en PAS, para el proceso de EC, fijando en su valor (-1) el tipo y concentración del polímero.

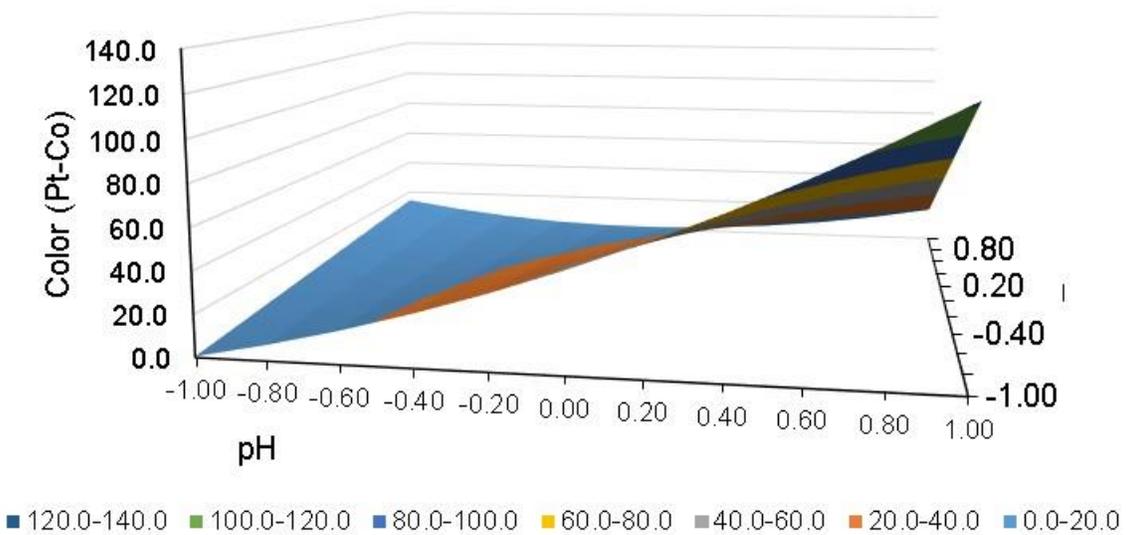


Figura 88. Grafica de superficie de la variable de respuesta color (Modelo 3) del mes de sep-19 en MJB, para el proceso de EF, fijando en su valor (-1) el tipo y concentración del polímero.

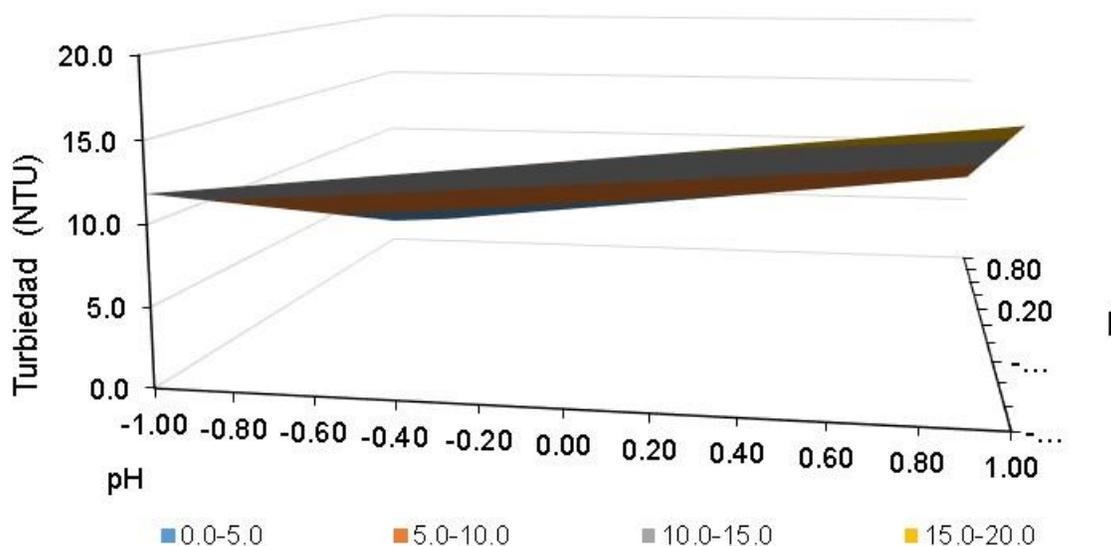


Figura 89. Grafica de superficie de la variable de respuesta turbiedad (Modelo2) del mes de sep-19 en MJB, para el proceso de EF, fijando en su valor (-1) el tipo y concentración del polímero.

7.2.6 Factores principales y sus interacciones

La Tabla 25 y la Tabla 26 muestran los factores experimentales y sus interacciones de influencia estadísticamente significativa en el diseño del experimental, sobre los valores de color y turbiedad, para cada proceso (EC y EF), sitio y fecha de muestreo. En todos los meses de muestreo, en ambos sitios (MJB y PAS) y en ambos procesos electroquímicos, los principales factores de influencia significativa fueron: el pH, la intensidad de corriente (A), la interacción entre estas dos variables y en algunos meses la concentración de polímero (mg/L). En cuanto a los niveles de las variables de estudio que mejores resultados dieron en la remoción del color y la turbiedad, la mayoría de las veces fue pH (-1), I (+1), P (-1) y [P] (+1).

El pH es un factor esencial en la eficiencia de los procesos de Electrocoagulación y Electroflotación (Gao et al., 2010; Wiley y Trent, 2016), el pH determina la especiación de hidróxidos de aluminio en la solución. En condiciones ligeramente acidas (<7) la formación de hidróxidos de aluminio monoméricos cargadas positivamente reaccionan

con la superficie cargada negativamente de las células y son capaces de desestabilizarlas (Vandamme et al., 2011; Golzary et al., 2015; Branyikova et al., 2018; Malik et al., 2020).

El valor de pH 6 fue predominante como factor de mayor remoción de color y turbiedad en el agua, en ambos procesos electroquímicos. Valores de pH bajo (5- 6) son reportados por varios autores como eficientes en los procesos de remoción de microalgas y materia orgánica algológica con coagulantes como el aluminio (Henderson et al., 2010; Pivosky et al., 2014; An et al., 2017; Ghernaout et al., 2020).

Por otro lado, al aumentar la intensidad de corriente se eleva la generación de coagulante y de gas hidrógeno, en consecuencia, aumenta la tasa de separación de microalgas (Vandamme et al., 2010; Golzary et al., 2015; Fayad et al., 2017). Otro factor que fue estadísticamente significativo en la mayoría de los meses de experimentación fue la concentración de polímero, los mejores resultados se obtuvieron en su nivel alto (0.450 mg/L).

Autores como Granados et al., 2012; Wu et al., 2012; Gerde et al., 2014; Malik et al., 2020; De Godos et al., 2011; Branyikova et al., 2018; y Malik et al., 2020, mencionan que la eficiencia de los polímeros o floculantes depende en gran medida del tipo y tamaño de las células, su densidad, las condiciones del medio, su carga superficial, la cantidad de biopolímero, la fase de crecimiento de estas y, por lo tanto, de la materia orgánica coloidal existente. En esta investigación, la dosis de 0.450 mg/L de polímero aniónico (concentración más alta) fue la que predominó como mejor condición para la remoción de color y turbiedad.

Los factores y sus interacciones se encuentran graficados en un diagrama de Pareto, el cual muestra los factores en orden descendente con relación al impacto con que estos afectan al porcentaje de remoción de color y turbiedad. En este diagrama, las barras que cruzan la línea de referencia son estadísticamente significativas con un 95% de confianza. El diagrama de Pareto se realizó para cada diseño de experimentos para ambas respuestas, logrando así visualizar qué efecto fue el más significativo en cada mes (Figura 90 a Figura 93).

Tabla 25. Factores e interacciones con efecto significativo en la respuesta del color con el agua tratada (PAS y MJB), para ambos procesos (EC y EF).

Reactor	Mes	COLOR												
		Factores y sus interacciones significativas obtenidas con el modelo que mejor ajuste tuvo								Niveles de mejor respuesta				
										pH	I	P	[P]	
Lago mayor Parque Alameda Solidaridad														
EC	jul	I	pH								-1	1	-1	1
	ago	I	pH	pH I							-1	1	-1	1
	sep	pH	I	pH I							-1	1	-1	1
	oct	pH	I	pH I	pH pH						-1	1	-1	1
EF	oct	I	pH	[P]	pH I	pH [P]	pH I [P]				-1	1	-1	1
	nov	pH	I	pH I							-1	1	-1	1
	dic	pH	I	[P]	pH I	pH pH					-1	-1	1	1
	ene	I	pH	[P]	pH I	pH pH					-1	-1	1	-1
Lago del Museo Jardín Borda														
EC	ago	I	pH	[P]							-1	1	-1	1
	sep	pH	I								-1	1	-1	1
	oct	pH	I	pH I							-1	1	-1	1
EF	sep	pH	I	pH I							-1	1	-1	-1
	oct	pH	I	pH I							-1	1	1	1
	nov	pH	I	[P]	pH I	pH [P]	I [P]	pH P [P]	I P [P]		-1	1	1	1
	dic	pH	I	pH I							-1	1	1	-1
	ene	pH	I	[P]	pH I	pH [P]	I [P]	pH I [P]			-1	1	1	1

Tabla 26. Factores e interacciones con efecto en la respuesta turbiedad con el agua tratada (PAS y MJB), para ambos procesos (EC y EF).

Reactor	Mes	TURBIEDAD																				
		Factores y sus interacciones significativas obtenidas con el modelo que mejor ajuste tuvo														Niveles de mejor respuesta						
		pH	I	P	[P]																	
Lago mayor Parque Alameda Solidaridad																						
EC	jul	pH	I															-1	1	-1	1	
	ago	pH	I	pH I															-1	1	-1	-1
	sep	pH	I	pH I															-1	1	1	1
	oct	pH	I	pH I	pH pH	pH [P]													-1	1	-1	1
EF	oct	pH	I	P	[P]	pH I	pH [P]	I P	I [P]	P [P]	pH I P	pH P [P]	pH I [P]	I P [P]	pH pH			-1	1	1	-1	
	nov	pH	I	pH I														-1	1	1	-1	
	dic	pH	I	pH I														-1	-1	-1	1	
	ene	pH	I	pH I														-1	-1	-1	-1	
Lago del Museo Jardín Borda																						
EC	ago	pH	I															-1	1	1	1	
	sep	pH	I															-1	1	1	-1	
	oct	pH	I	pH I														-1	1	-1	1	
EF	sep	pH	I															-1	1	1	1	
	oct	pH	I															-1	1	1	1	
	nov	pH	I	P	[P]	pH I	pH [P]											-1	1	1	1	
	dic	pH	I	pH I														-1	1	1	1	
	ene	pH	I	P	[P]	pH I	pH [P]	I P	I [P]	pH I [P]	pH pH							-1	1	-1	1	

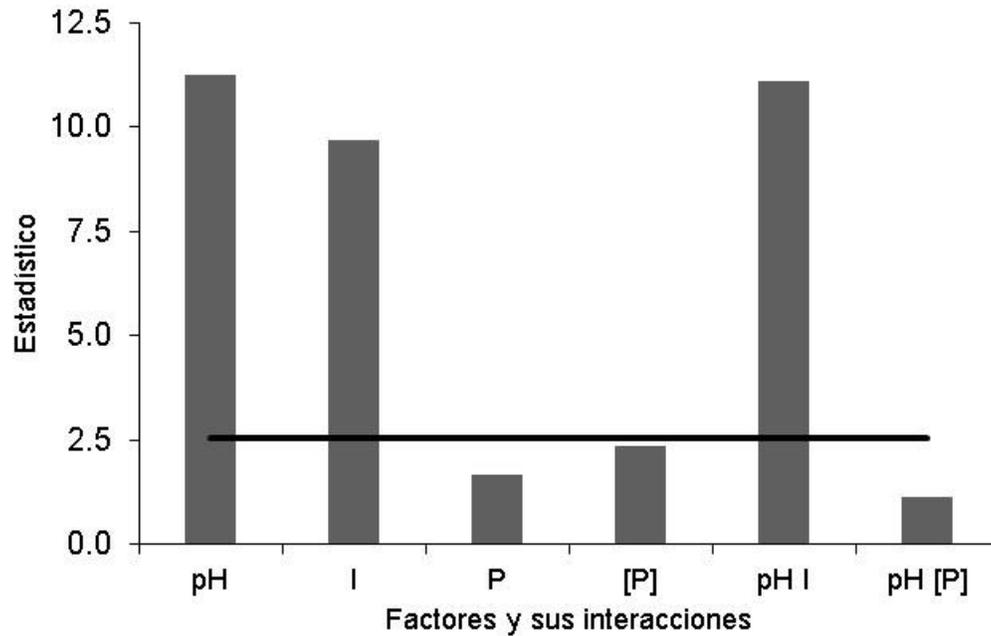


Figura 90. Diagrama de Pareto de la variable de respuesta color, en el mes de septiembre-2019, con reactor de EC, en el sitio de muestreo PAS.

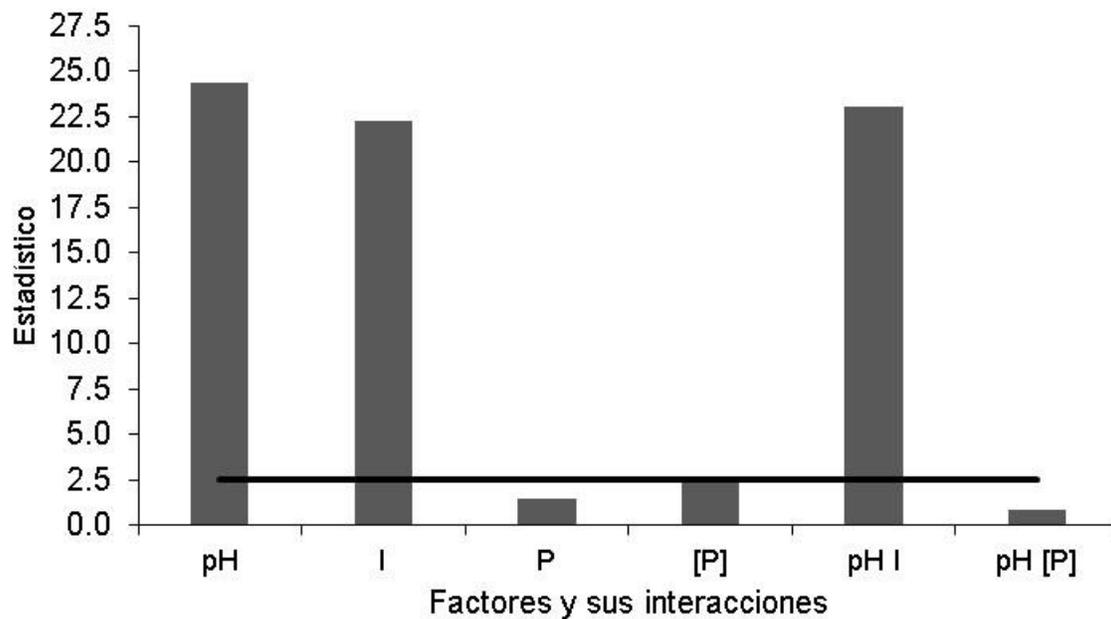


Figura 91. Diagrama de Pareto de la variable de respuesta turbiedad, en el mes de septiembre-2019, con reactor de EC, en el sitio de muestreo PAS.

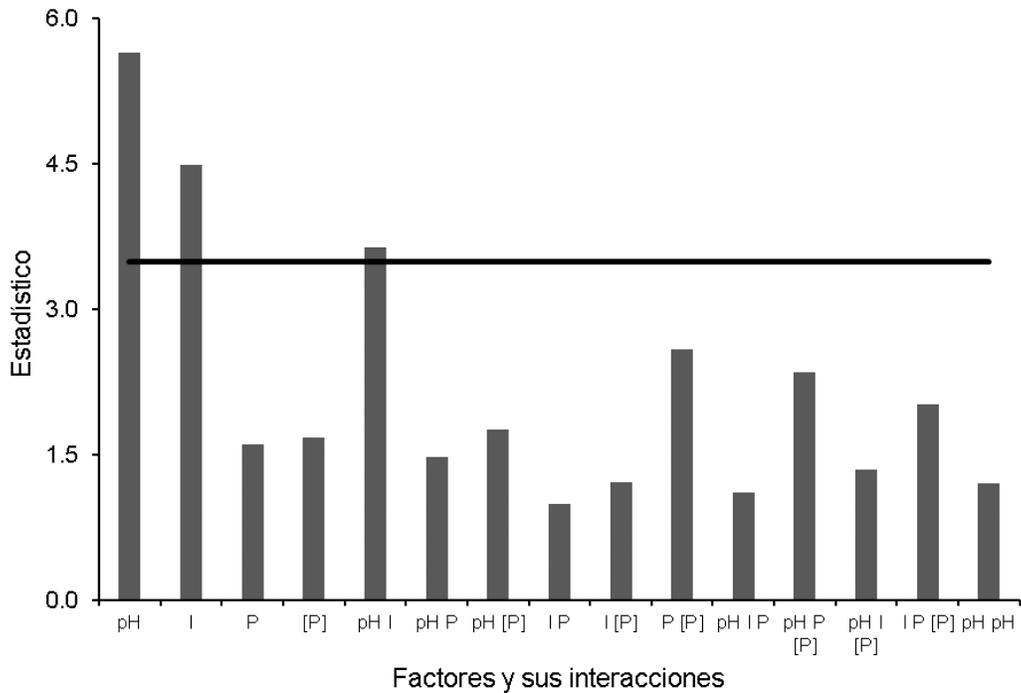


Figura 92. Diagrama de Pareto de la variable de respuesta color, en el mes de septiembre-2019, con reactor de EF, en el sitio de muestreo MJB.

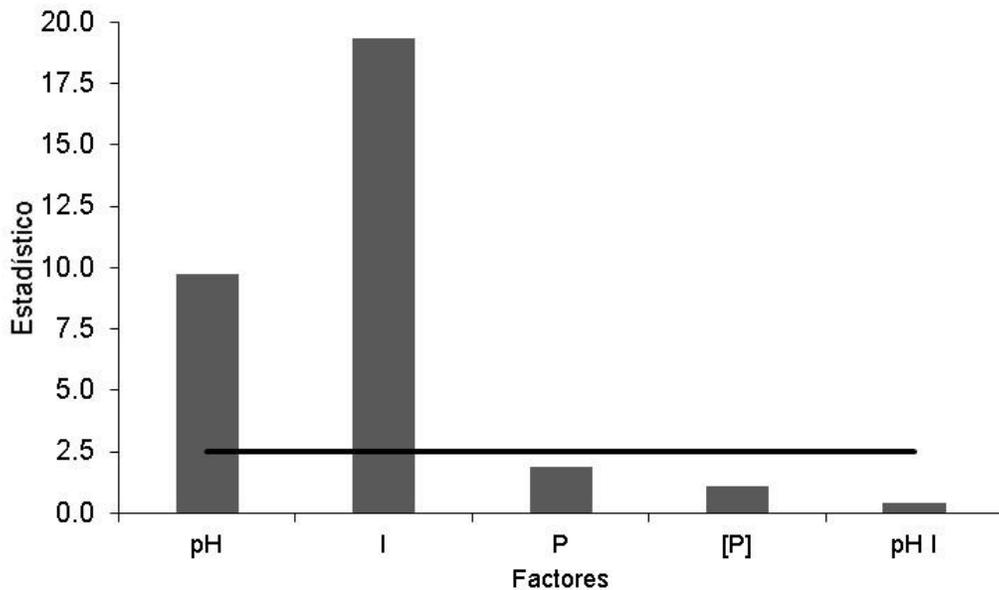


Figura 93. Diagrama de Pareto de la variable de respuesta turbiedad, en el mes de septiembre-2019, con reactor de EF, en el sitio de muestreo MJB.

7.2.7 Comparación de los procesos de Electrocoagulación y Electroflotación

En esta sección se hizo una comparación de la remoción de color y turbiedad de los dos reactores (Electrocoagulación y Electroflotación), en ambos sitios de muestreo. La Tabla 28 muestra las diferencias entre las mejores condiciones experimentales, con el agua del PAS y del MJB para la remoción de color aparente, y la Tabla 28 para la remoción de turbiedad.

Las mejores condiciones de eliminación del color del agua cruda del lago del Parque Alameda Solidaridad, en el mes de octubre-2019, fueron bajo el experimento 11 con los dos procesos (EF y EC). La diferencia de remoción de color entre ambos reactores, cada uno en sus mejores condiciones de operación, fue de 0.17 % a favor del proceso de Electrocoagulación, pero realmente no hay una diferencia significativa, por lo que ambos procesos fueron muy similares.

En el caso de la turbiedad, las condiciones de operación fueron diferentes que para el color (exp. 12 para la EC y exp. 7 para la EF), con una diferencia de remoción de 0.07 en favor de la EF. Al igual que en la remoción de color, ambos procesos tuvieron eficiencias básicamente iguales para.

En el caso del agua del lago del Museo Jardín Borda se compararon los meses de septiembre-2019 y octubre-2019.

En este lago, las condiciones de operación para el mes de septiembre fueron diferentes, tanto para la remoción de color y turbiedad, como para el tipo de proceso. Sin embargo, la diferencia máxima obtenida para la remoción de color fue de 1.15% y 0.2% para la de turbiedad, a favor de la EF en ambos casos.

En el mes de octubre la EF fue más eficiente para remover el color, con una diferencia de 2.39 % con respecto a la EC, pero en el caso de la turbiedad la EC ganó a la EF por un 4.17%.

De lo anterior se puede concluir que ambos procesos son muy eficientes para remover el color y la turbiedad en agua de cuerpos lénticos, con una ligera ventaja para la EF en la mayor parte de las veces.

Tabla 27. Diferencias de remoción de color aparente entre los procesos electroquímicos

Parámetros	SITIO					
	PAS		MJB			
Reactor	EC	EF	EC	EF	EC	EF
Mes	octubre		septiembre		octubre	
Experimento	11	11	11	3	11	15
pH	6	6	6	6	6	6
Intensidad de corriente (A)	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5
Polímero						
Tipo	aniónico	aniónico	aniónico	aniónico	catiónico	catiónico
mg/L	0.45	0.45	0.45	0.001	0.45	0.45
Color aparente						
Inicial (Pt-Co)	580	580	346	346	446	446
Final (Pt-Co)	1	2	6	2	11	0.35
Remoción (%)	99.83	99.66	98.27	99.42	97.53	99.92
Diferencia (%)	0.17		1.15		2.39	

Tabla 28. Diferencias de remoción de turbiedad entre los procesos electroquímicos

Parámetros	SITIO					
	PAS		MJB			
Reactor	EC	EF	EC	EF	EC	EF
Mes	octubre		septiembre		octubre	
Experimento	12	7	7	15	11	15
pH	8	6	6	6	6	6
Intensidad de corriente (A)	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5
Polímero						
Tipo	aniónico	catiónico	catiónico	catiónico	aniónico	catiónico
mg/L	0.45	0.001	0.001	0.45	0.45	0.45
Turbiedad						
Inicial (NTU)	62.2	62.2	34.6	34.6	43.4	43.4
Final (NTU)	0.31	0.27	0.42	0.35	0.4	1.59
Remoción (%)	99.50	99.57	98.79	98.99	99.08	96.34
Diferencia (%)	0.07		0.2		4.17	

7.3 VERIFICACIÓN DEL CUMPLIMIENTO DE LA NOM-127

Para verificar la eficiencia de los sistemas en el cumplimiento de la NOM-127, es decir, para uso del agua con fines de potabilización, se envió una muestra del efluente de la EF del lago MJB del mes de enero del 2020, a un laboratorio certificado, para analizar 36 parámetros de los 48 que tiene la NOM-127-SSA1-1994.

Los valores de los parámetros del influente fueron tomados de la caracterización mensual del agua realizada en laboratorio Potabilización del IMTA y en la Tabla 29 se muestran los parámetros que se midieron al efluente y de los cuales 34 cumplieron los límites permisibles.

Es importante señalar que la muestra analizada no fue filtrada ni desinfectada, puesto que el objetivo de este estudio fue establecer las dificultades que pueden tener las tecnologías electroquímicas hasta el proceso de sedimentación o flotación, cuando existen microalgas en las fuentes de abastecimiento. Para considerar un sistema de potabilización convencional completo, se requieren los procesos faltantes.

Tabla 29. Análisis del efluente del proceso de EF, del agua del MJB muestreado el mes de enero-2020

Párametro	LM NOM-127	Influente	Efluente
Aluminio	0.2	0.001	13.43
Bario	0.7	-	0.005
Cobre	2	-	0.007
Dureza total (como CaCO ₃)	500	42	57.39
Fierro	0.3	0.35	0.098
Fluoruros (como F ⁻)	1.5	-	0.81
Manganeso	0.15	-	0.005
Nitratos (como N)	10	0.3	0.054
Nitritos (como N)	0.05	0.004	0
Nitrógeno amoniacal (como N)	0.5	1.025	0.026
Sodio	200	-	74.55
Sólidos disueltos totales	1000	-	272
Sulfatos (como SO ₄ ⁼)	400	7.5	107.38
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	0.5	-	0.055187

Tabla 29. Análisis del efluente del proceso de EF, del agua del MJB muestreado el mes de enero-2020

Zinc	5	-	0.016
Organismos coliformes totales	2 NMP/100 ml	-	>80
Organismos coliformes fecales	Cero UFC/100 ml	-	0
Color	20 UP-Co	600	5
Turbiedad	5 UTN	68	1.67

ND = No determinado

8 CONCLUSIONES

El presente trabajo, en el cual se utilizó un reactor electroquímico que favorecía, ya sea la sedimentación (Electrocoagulación) o la flotación (Electroflotación), para el tratamiento de agua de dos cuerpos lénticos, permitió establecer la eficiencia de ambos procesos (>98% en promedio) en la remoción de color aparente y turbiedad; estos parámetros de respuesta se utilizaron como una medida indirecta de la remoción de microalgas.

Con los diseños de experimentos realizados en diferentes épocas del año en los dos sitios de estudio (lago mayor del Parque Alameda Solidaridad y lago del Museo Jardín Borda), se demostró que los factores que afectan de forma significativa (con un 95% de confianza) la eficiencia de los procesos de Electrocoagulación (EC) y Electroflotación (EF), son: la intensidad de corriente, el pH del agua y la concentración de polímero.

Se comprobó que, de las variables de operación estudiadas, el pH debe mantenerse ligeramente ácido para favorecer la eficiencia de ambos procesos; sin embargo, la intensidad de corriente (la cual establece la concentración de coagulante), así como el tipo y concentración de polímero, pueden variar dependiendo de las características fisicoquímicas y biológicas del agua.

En cuanto a la comparación de ambos sistemas de tratamiento, en la mayoría de los meses de estudio la EF resultó ligeramente más eficiente, aunque con una mayor susceptibilidad a las características del agua, lo que se reflejó en diferentes condiciones de operación para obtener mejores remociones de color y turbiedad.

Con respecto a la densidad, phylum y especie de microalgas presentes en el agua, en el Parque Alameda Solidaridad (PAS) resultó que la densidad de Chlorophyta influye en la eficiencia de la Electrocoagulación. Esto puede deberse, a la capacidad que tienen estos microorganismos de generar biopolímeros que ayudan a la coagulación y por lo tanto a la clarificación por sedimentación.

Por otro lado, en este mismo lago (PAS), las eficiencias de remoción del color y la turbiedad presentan un máximo a los 50 org/mL de la Bacillariophyta y la Cyanophyta, para después disminuir proporcionalmente con el aumento en la cantidad de estos microorganismos.

En el agua del lago del Museo Jardín Borda (MJB) no se detectó ninguna relación clara de las microalgas con las eficiencias de remoción del sistema de Electrocoagulación; sin embargo, con la Electroflotación los porcentajes de remoción de color presentan una relación directa con la cantidad total de microorganismos, mientras que con la turbiedad una relación inversa; siendo el responsable de este comportamiento el phylum Chlorophyta, específicamente la especie: *Radiococcus planktonicus*.

Se concluye que ambos sistemas de tratamiento pueden ser utilizados en la potabilización de agua que contenga microalgas (cumplimiento de la NOM-127), siempre y cuando se complementen los procesos con las etapas de filtración y desinfección.

9 RECOMENDACIONES

Tomando en cuenta los resultados obtenidos del presente estudio, algunos temas para profundizar son los siguientes:

- Para futuras investigaciones se deberá tomar en cuenta el diseño del reactor a escala piloto, en los procesos de electrocoagulación y electroflotación.
- Se recomienda llevar a cabo el proceso de filtración y valorar los resultados de remoción con esta etapa.
- La cuantificación de clorofilas y de algún tipo de materia orgánica presente en el agua es un indicador indispensable que ayuda a relacionar los parámetros biológicos.
- La recolección de biomasa es una alternativa a la cuantificación de microalgas.
- La producción de lodo orgánico y lodo inorgánico sería importante para investigaciones complementarias, para el uso y desecho de lodos residuales en estos procesos electroquímicos.
- Analizar la eficiencia ambos sistemas electroquímicos con sistemas problema, o hipereutróficos.

10 REFERENCIAS

Aguilar, E. (2015). Evaluación de la eficiencia de una celda de Electrocoagulación a escala laboratorio para el tratamiento de agua. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica*, 18(35).

Almazán-García, F., Rivera-Huerta, M. D. L., y Martín-Domínguez, A. (2012). Comparación entre la coagulación convencional y la Electrocoagulación en la remoción de fluoruros de agua para consumo humano. *Tecnología, Ciencia, Educación*, 27(2).

An, C., Huang, G., Yao, Y., & Zhao, S. (2017). Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: A review. *Science of the Total Environment*, 579, 537-556.

Anderson, D. M., Cembella, A. D., & Hallegraeff, G. M. (2012). Progress in understanding harmful algal blooms: paradigm shifts and new technologies for research, monitoring, and management. *Annual review of marine science*, 4, 143-176.

Arcilla, H. R., y Peralta, J. J. (2016). Agentes naturales como alternativa para el tratamiento del agua. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 11(2), 136-153.

Arango Ruíz, Á., Garcés Giraldo, L. F., y Restrepo Mejía, A. P. (2012). La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas

Arango Ruíz, Á. (2005). La Electrocoagulación: una alternativa para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Lasallista de investigación*, 2(1).

Arboleda Camacho, J. M., Herrera López, P. J., & Peña Guzmán, C. A. (2015). Evaluación de un proceso de Electrocoagulación en un reactor tipo Batch para la remoción de cromo hexavalente (Cr⁶⁺) con electrodos de aluminio–aluminio y de hierro–aluminio en condiciones de laboratorio.

Arjona-Rodríguez, S., Torres-Lozada, P., Cruz-Vélez, C., Loaiza-Cadavid, D., & Escobar-Rivera, J. (2012). Efecto del punto de precloración sobre la formación de trihalometanos en procesos convencionales de potabilización de agua. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 11(20), 57-65.

Azarian, G. H., Mesdaghinia, A. R., Vaezi, F., Nabizadeh, R., & Nematollahi, D. (2007). Algae removal by electro-coagulation process, application for treatment of the effluent from an industrial wastewater treatment plant. *Iranian Journal of Public Health*, 36(4), 57-64.

Balcorta, C., & Guerrero, A. R. (2010). Eutrofización: abundancia que mata. *Disponible en la URL: <http://bibliotecas.umar.mx/publicaciones/Eutrofizacion.pdf>*.

Bellinger, E. G., & Sigeo, D. C. (2015). *Freshwater algae: identification, enumeration and use as bioindicators*. John Wiley & Sons.

Berkman, J.A.H., and Canova, M.G., 2007, Chapter 7.4, Algal biomass indicators: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations.

Bernaerts, T. M., Gheysen, L., Foubert, I., Hendrickx, M. E., & Van Loey, A. M. (2019). The potential of microalgae and their biopolymers as structuring ingredients in food: A review. *Biotechnology advances*, 37(8), 107419.

Branyikova, I., Prochazkova, G., Potocar, T., Jezkova, Z., & Branyik, T. (2018). Harvesting of microalgae by flocculation. *Fermentation*, 4(4), 93.

Bravo-Inclán, L., Sánchez, C. J., y Saldaña, F. P. (2006). Evaluación del estado trófico y perspectivas de rehabilitación en cuatro embalses del centro de México. In *XV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales (FEMISCA)*.

Bochenek, M., Etherington, G. J., Koprivova, A., Mugford, S. T., Bell, T. G., Malin, G., & Kopriva, S. (2013). Transcriptome analysis of the sulfate deficiency response in the marine microalga *Emiliana huxleyi*. *New Phytologist*, 199(3), 650-662.

Boeykens, S. P., Piol, M. N., Legal, L. S., Saralegui, A. B., & Vázquez, C. (2017). Eutrophication decrease: phosphate adsorption processes in presence of nitrates. *Journal of Environmental Management*, 203, 888-895.

Boyd, C. E., Tucker, C. S., & Somridhivej, B. (2016). Alkalinity and hardness: critical but elusive concepts in aquaculture. *Journal of the World Aquaculture Society*, 47(1), 6-41.

Cantoral Uriza, E. A., Asencio Martínez, A. D., & Aboal Sanjurjo, M. (2017). Cianotoxinas: efectos ambientales y sanitarios. Medidas de prevención. *Hidrobiológica*, 27(2), 241-251.

Carnejo, M. M. F. (2018). Optimización de un proceso de Electrocoagulación para tratar un agua congénita. Tesis de licenciatura. UNAM. México. 95 p.

Castelán, H. Q., Pérez, O. S., Rodríguez, J. G., Astudillo, F. I. M., & Vargas, M. D. (2006). Variación de Componentes fitoplanctónicos en un bordo temporal utilizado para acuicultura extensiva en Norte del Estado de Guerrero, México. *REDVET. Revista Electrónica de Veterinaria*, 7(11), 1-25.

Chávez-Alcántar, A., Velázquez-Machuca, M., Pimentel-Equihua, J. L., Venegas-González, J., Montañez-Soto, J. L., y Vázquez-Gálvez, G. (2011). Hidroquímica de las aguas superficiales de la ciénega de Chapala e índice de calidad de agua. *Terra Latinoamericana*, 29(1), 83-94.

Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and purification Technology*, 38(1), 11-41.

Chi, Z., O'Fallon, J. V., & Chen, S. (2011). Bicarbonate produced from carbon capture for algae culture. *Trends in biotechnology*, 29(11), 537-541.

Chislock, M. F., Doster, E., Zitomer, R. A., & Wilson, A. E. (2013). Eutrophication: causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. *Nature Education Knowledge*, 4(4), 10.

Choi, S. K., Lee, J. Y., Kwon, D. Y., & Cho, K. J. (2006). Settling characteristics of problem algae in the water treatment process. *Water Science and Technology*, 53(7), 113-119.

Chon, K., Cho, J., & Shon, H. K. (2013). Advanced characterization of algogenic organic matter, bacterial organic matter, humic acids and fulvic acids. *Water science and technology*, 67(10), 2228-2235.

Comninellis, C., & Chen, G. (2010). *Electrochemistry for the Environment* (Vol. 2015). New York: Springer.

CONAGUA. (2018). Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. 282 p.

CONAGUA. (2017). Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Diseño de plantas potabilizadoras tipo de tecnología simplificada. 60 p.

CONAGUA. (2020). Servicio Meteorológico Nacional. <https://smn.conagua.gob.mx/es/>

Cui, X. (2012). Impact Factors of Harvesting *Chlorella autotrophica* with Electro-Flocculation. Master's Thesis. University State Carolina North. 84 p. Davis, C. C., & Edwards, M. (2014). Coagulation with hydrolyzing metal salts: mechanisms and water quality impacts. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(4), 303-347

Dai, R., Xiong, Y., Ma, Y., & Tang, T. (2020). Algae removal performance of UV-radiation-enhanced coagulation for two representative algal species. *Science of the Total Environment*, 745, 141013.

Davis, C. C., & Edwards, M. (2014). Coagulation with hydrolyzing metal salts: mechanisms and water quality impacts. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(4), 303-347.

Díaz, A. (2009). *Diseño estadístico de experimentos 2a Ed.* Universidad de Antioquia.

De Godos, I., Guzman, H. O., Soto, R., García-Encina, P. A., Becares, E., Muñoz, R., & Vargas, V. A. (2011). Coagulation/flocculation-based removal of algal–bacterial biomass from piggery wastewater treatment. *Bioresource technology*, 102(2), 923-927.

De la Peña, M. E., Ducci, J., & Zamora Plascencia, V. (2013). *Tratamiento de aguas residuales en México*. Inter-American Development Bank.

De León, L. (2000). Floraciones algales de agua dulce: cianobacterias, cianotoxinas. Su relación con la salud. *línea*]. Disponible en: <http://limno.fcien.edu.uy/pdf/floraciones-de-cianobacterias.pdf>.

Dolman, A. M., Rücker, J., Pick, F. R., Fastner, J., Rohrlack, T., Mischke, U., & Wiedner, C. (2012). Cyanobacteria and cyanotoxins: the influence of nitrogen versus phosphorus. *PloS one*, 7(6), e38757.

Elías-Fernández, G., Navarrete-Salgado, N., Fernández-Guzmán, J., & Contreras-Rivero, G. (2006). Crecimiento, Abundancia Y Biomasa De *Poecilia reticulata* En El Lago Urbano Del Parque Tezozomoc De La Ciudad De México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 12 (2), 155-159.

Fast, S. A., Kokabian, B., & Gude, V. G. (2014). Chitosan enhanced coagulation of algal turbid waters—Comparison between rapid mix and ultrasound coagulation methods. *Chemical Engineering Journal*, 244, 403-410.

Fayad, N., Yehya, T., Audonnet, F., & Vial, C. (2017). Harvesting of microalgae *Chlorella vulgaris* using electro-coagulation-flocculation in the batch mode. *Algal research*, 25, 1-11.

Ferrando, N. S., Benitez, H. H., Gabellone, N. A., Claps, M. C., & Altamirano, P. R. (2015). A quick and effective estimation of algal density by turbidimetry developed with *Chlorella vulgaris* cultures.

García-Rodríguez, J., Molina-Astudillo, F. I., Miranda-Espinoza, E., Soriano-Salazar, M. B., & Díaz-Vargas, M. (2015). Variación fitoplanctónica en un lago urbano del municipio de Cuernavaca, Morelos, México. *Acta universitaria*, 25(1), 03-11.

García-Segura, S., Eiband, M. M. S., de Melo, J. V., & Martínez-Huitle, C. A. (2017). Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 801, 267-299.

García, V. M. C., García, U. C. A., y Plaza, S. J. S. (2016). Estudio exploratorio del tratamiento de agua de lavado de tintas por método de Electrocoagulación/electroflotación. *Revista Tecnura*, 20(47), 107-117.

Gad, A. A., & El-Tawel, S. (2016). Effect of pre-oxidation by chlorine/permanganate on surface water characteristics and algal toxins. *Desalination and Water Treatment*, 57(38), 17922-17934.

Gao, S., Yang, J., Tian, J., Ma, F., Tu, G., & Du, M. (2010). Electro-coagulation–flotation process for algae removal. *Journal of Hazardous Materials*, 177(1-3), 336-343.

Gerde, J. A., Yao, L., Lio, J., Wen, Z., & Wang, T. (2014). Microalgae flocculation: impact of flocculant type, algae species and cell concentration. *Algal research*, 3, 30-35.

Giraldo Garzón, A. C. (2016). *Evaluación de la interferencia de florecimientos algales en la remoción de AOM durante el proceso de coagulación en sistemas de potabilización* (Master's thesis, Maestría en Ingeniería Ambiental).

Gheraout, B., Gheraout, D., & Saiba, A. (2010). Algae and cyanotoxins removal by coagulation/flocculation: a review. *Desalination and Water Treatment*, 20(1-3), 133-143.

Gheraout, D., Badis, A., Braikia, G., Matâam, N., Fekhar, M., Gheraout, B., & Boucherit, A. (2017). ENHANCED COAGULATION FOR ALGAE REMOVAL IN A

TYPICAL ALGERIA WATER TREATMENT PLANT. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 16(10).

Ghernaout, D., Elboughdiri, N., Ghareba, S., & Salih, A. (2020). Coagulation Process for Removing Algae and Algal Organic Matter—An Overview. *Open Access Library Journal*, 7(4), 1-21.

Golzary, A., Imanian, S., Abdoli, M. A., Khodadadi, A., & Karbassi, A. (2015). A cost-effective strategy for marine microalgae separation by electro-coagulation–flotation process aimed at bio-crude oil production: Optimization and evaluation study. *Separation and Purification Technology*, 147, 156-165.

Gómez-Márquez, José Luis, Peña-Mendoza, Bertha, Guzmán-Santiago, José Luis, & Gallardo-Pineda, Verónica. (2013). Composición, abundancia del zooplancton y calidad de agua en un microreservorio en el estado de Morelos. *Hidrobiológica*, 23(2), 227-240.

González, M. M. G. (2019). Estudio de la celda electroquímica sobre remoción de fluoruros en el agua para consume doméstico del estado de Aguascalientes. Tesis de doctorado. IPN. CICATA. 192 pp.

Granados, M. R., Acien, F. G., Gómez, C., Fernández-Sevilla, J. M., & Grima, E. M. (2012). Evaluation of flocculants for the recovery of freshwater microalgae. *Bioresource technology*, 118, 102-110.

Guamán, M., & González, N. (2016). Catálogo de microalgas y cianobacterias de agua dulce del Ecuador. *Corporación para la Investigación Energética. Laboratorio de Biotecnología Energética, Quito, Ecuador*.

Gutiérrez-Pulido, H. y De la Vara (2012). Análisis y diseño de experimentos. 3era Edición. México. Mc Graw Hill.

HACH. (2000). Manual de Análisis de agua. 2da. Edición en español. Loveland, Colorado, EE.UU.

Hanotu, J., Bandulasena, H. H., & Zimmerman, W. B. (2012). Microflotation performance for algal separation. *Biotechnology and bioengineering*, *109*(7), 1663-1673.

He, X., Liu, Y. L., Conklin, A., Westrick, J., Weavers, L. K., Dionysiou, D. D., ... & Walker, H. W. (2016). Toxic cyanobacteria and drinking water: Impacts, detection, and treatment. *Harmful algae*, *54*, 174-193.

Henderson, R. K., Parsons, S. A., & Jefferson, B. (2008). Surfactants as bubble surface modifiers in the flotation of algae: dissolved air flotation that utilizes a chemically modified bubble surface. *Environmental science & technology*, *42*(13), 4883-4888.

Henderson, R., Parsons, S. A., & Jefferson, B. (2008). The impact of algal properties and pre-oxidation on solid–liquid separation of algae. *Water research*, *42*(8-9), 1827-1845.

Henderson, R. K., Parsons, S. A., & Jefferson, B. (2010). The impact of differing cell and algogenic organic matter (AOM) characteristics on the coagulation and flotation of algae. *Water research*, *44*(12), 3617-3624.

Hendricks, D. (2010). *Fundamentals of water treatment unit processes: physical, chemical, and biological*. Crc Press.

Hendricks, D. W. (2018). *Water treatment unit processes: physical and chemical*. CRC press.

Hernández, D. U., & Peña, M. I. T. (1987). Ecología del fitoplancton primaveral de superficie en el lago de Tequesquitengo, Morelos, México. *Revista de Biología Tropical*, *35*(1), 31-39.

Hervé, V., Derr, J., Douady, S., Quinet, M., Moisan, L., & Lopez, P. J. (2012). Multiparametric analyses

Holt, P. K., Barton, G. W., & Mitchell, C. A. (2005). The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. *Chemosphere*, 59(3), 355-367

Hu, C., Liu, H., Qu, J., Wang, D., & Ru, J. (2006). Coagulation behavior of aluminum salts in eutrophic water: significance of Al₁₃ species and pH control. *Environmental science & technology*, 40(1), 325-331.

Hua, L. C., Lai, C. H., Wang, G. S., Lin, T. F., & Huang, C. (2019). Allogenic organic matter derived DBPs: Precursor characterization, formation, and future perspectives—A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49(19), 1803-1834.

Huang, W., Chu, H., & Dong, B. (2012). Characteristics of allogenic organic matter generated under different nutrient conditions and subsequent impact on microfiltration membrane fouling. *Desalination*, 293, 104-111.

Isa, M. H., Ezechi, E. H., Ahmed, Z., Magram, S. F., & Kutty, S. R. M. (2014). Boron removal by electrocoagulation and recovery. *Water Research*, 51, 113-123.

Jahanshahi, M., & Taghizadeh, M. M. (2018). Pre-sedimentation tank effects on water treatment unit operation. *EQA-International Journal of Environmental Quality*, 28, 35-42.

Jaramillo, T. E. X. (2013). *Diseño y construcción de un reactor de Electrocoagulación para el estudio de tratamiento de agua residual de tiUTNra y acabado textil*. Tesis de Licenciatura. Universidad Técnica del Norte Facultad de Ingeniería en Ciencias Aplicadas. 60 p.

Joh, G., Choi, Y. S., Shin, J. K., & Lee, J. (2011). Problematic algae in the sedimentation and filtration process of water treatment plants. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*, 60(4), 219-230.

Jun, H. B., Lee, Y. J., Lee, B. D., & Knappe, D. R. (2001). Effectiveness of coagulants and coagulant aids for the removal of filter-clogging *Synedra*. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*, 50(3), 135-148.

Kim, Y. J. (2014). Floristic survey and five new records of fresh-water coccoid green algae (genus *Coenochloris*, *Radiococcus*, *Schizochlamydeella*, and *Thorakochloris*). *Journal of Ecology and Environment*, 37(4), 351-363.

Kılıç, M. G., & Hoşten, Ç. (2010). A comparative study of electrocoagulation and coagulation of aqueous suspensions of kaolinite powders. *Journal of hazardous materials*, 176(1-3), 735-740.

Landels, A., Beacham, T. A., Evans, C. T., Carnovale, G., Raikova, S., Cole, I. S., ... & Allen, M. J. (2019). Improving electrocoagulation floatation for harvesting microalgae. *Algal research*, 39, 101446.

Lewis Jr, W. M., Wurtsbaugh, W. A., & Paerl, H. W. (2011). Rationale for control of anthropogenic nitrogen and phosphorus to reduce eutrophication of inland waters. *Environmental science & technology*, 45(24), 10300-10305.

Lin, J. L., Hua, L. C., Hung, S. K., & Huang, C. (2018). Algal removal from cyanobacteria-rich waters by preoxidation-assisted coagulation–flotation: Effect of algogenic organic matter release on algal removal and trihalomethane formation. *Journal of Environmental Sciences*, 63, 147-155.

Lucena, E. (2008). Aspectos sanitarios de las cianotoxinas. *Higiene y Sanidad Ambiental*, 8, 291-302.

Luna Quiñónez, R. K. (2015). *Incidencia de la concentración de dióxido de carbono a partir de la Caliza (CaCO₃) sobre la producción de la Microalga Thalassiosira* (Master's thesis).

Ma, J., Lei, G., & Fang, J. (2007). Effect of algae species population structure on their removal by coagulation and filtration processes—a case study. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*, 56(1), 41-54.

Malik, S., Khan, F., Atta, Z., Habib, N., Haider, M. N., Wang, N., ... & Zhu, H. (2020). Microalgal flocculation: global research progress and prospects for algal biorefinery. *Biotechnology and Applied Biochemistry*, 67(1), 52-60.

Martínez-Huitle, C. A., Rodrigo, M. A., & Scialdone, O. (Eds.). (2018). *Electrochemical water and wastewater treatment*. Butterworth-Heinemann.

Martínez N. F. (2007). Tratamiento de aguas residuales industriales mediante Electrocoagulación y coagulación convencional. Tesis de Doctorado. Universidad de Castilla La Mancha. Departamento de Ingeniería Química. 279 p.

Matilainen, A., Gjessing, E. T., Lahtinen, T., Hed, L., Bhatnagar, A., & Sillanpää, M. (2011). An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. *Chemosphere*, 83(11), 1431-1442.

Matilainen, A., Vepsäläinen, M., & Sillanpää, M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: a review. *Advances in colloid and interface science*, 159(2), 189-197.

Mera, R., Torres, E., & Abalde, J. (2016). Effects of sodium sulfate on the freshwater microalga *Chlamydomonas moewusii*: implications for the optimization of algal culture media. *Journal of phycology*, 52(1), 75-88.

Mellado, J. M. R., & Galvín, R. M. (1999). *Fisicoquímica de aguas*. Ediciones Díaz de Santos.

Mercado, Z. M. (2017). Estudio sobre la remoción de cianobacterias y sus metabolitos en la planta potabilizadora “Los Berros”, Sistema Cutzamala. Tesis de maestría. Instituto de Ingeniería. UNAM. 185 p.

Meneses, E. R. (2011). Evaluación técnico-económica de los procesos de pre-oxidación-coagulación-floculación- sedimentación utilizando hipoclorito de sodio y coagulantes poliméricos para la remoción de algas en agua de presa. Tesis de Licenciatura. UNAM. 148 p.

M.D. Guiry in Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 2021. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 24 January 2021.

Mollah, M. Y. A., Schennach, R., Parga, J. R., & Cocke, D. L. (2001). Electrocoagulation (EC)—science and applications. *Journal of hazardous materials*, 84(1), 29-41.

Mollah, M. Y., Morkovsky, P., Gomes, J. A., Kesmez, M., Parga, J., & Cocke, D. L. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of hazardous materials*, 114(1-3), 199-210.

Montgomery, C. D. (2004). *Diseño y análisis de experimentos*. 2da Edición. Editorial Limusa

Morales, E. A., Fernández, E., & Chávez, V. S. (2010). Diatomeas (Bacillariophyta): ¿Por qué debemos incorporarlas en estudios de la biodiversidad boliviana. In *Biodiversidad y Ecología en Bolivia. Simposio XXX Aniversario Instituto de Ecología Universidad Mayor de San Andrés*. Plural Editores, La Paz (pp. 31-54).

Morante, G. (2002). Electrocoagulación de aguas residuales. *Revista colombiana de física*, 34(2), 484-487.

Moreno, M. D. M. B. (2017). *Eliminación de microalgas de las aguas mediante métodos físicos y químicos* (Doctoral dissertation, Universidad de Extremadura).

Morrison, T. (2012). *Electrolytic methods as a cost and energy effective alternative of harvesting algae for biofuel* Doctoral dissertation. Oficina de Estudios de Posgrado de Universidad Texas A & M. 6,8 p.

Mouedhen, G., Feki, M., Wery, M. D. P., & Ayedi, H. F. (2008). Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. *Journal of hazardous materials*, 150(1), 124-135.

Nguyen, D. D., Ngo, H. H., Guo, W., Nguyen, T. T., Chang, S. W., Jang, A., & Yoon, Y. S. (2016). Can electrocoagulation process be an appropriate technology for phosphorus removal from municipal wastewater?. *Science of the total Environment*, 563, 549-556.

NORMA Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. NORMA Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.

Oliveros, O. J. (2014). Aplicación de percepción remota para la detección de florecimientos de algas en Valle de Bravo. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. 80 p.

Ortiz, V. A. (2012). Aplicación de la coagulación-floculación acoplada a la flotación con aire disuelto para la remoción de algas de un agua de presas. (Tesis de maestría). Universidad Autónoma de México. Instituto de Ingeniería. México.

Paerl, H. W., Fulton, R. S., Moisaner, P. H., & Dyble, J. (2001). Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *The Scientific World Journal*, 1, 76-113.

Pandey, A., Shah, R., Yadav, P., Verma, R., & Srivastava, S. (2020). Harvesting of freshwater microalgae *Scenedesmus* sp. by electro-coagulation-flocculation for biofuel production: effects on spent medium recycling and lipid extraction. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(3), 3497-3507.

Pavón Bello, P. A., & Chévez Lagos, K. I. (2019). *Comparación de la Electrocoagulación y la coagulación convencional en la remoción de contaminantes de aguas naturales y residuales textiles* (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de Ingeniería).

Pérez, A. E. (2012). Revisión Bibliográfica del Método de Electrocoagulación en el tratamiento Físicoquímico de aguas Residuales. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Cuatitlán. UNAM. 84 p.

Pérez, D. S., Soraci, A. L., & Tapia, M. O. (2008). Cianobacterias y cianotoxinas: rol de las microcistinas en la salud humana y animal y su detección en muestras de agua. *Analecta Veterinaria*, 28.

Pérez-Morales, A., Olivos-Ortiz, A., Quijano-Scheggia, S. I., Espinosa-Rodríguez, C. A. y Jiménez-Santos, M. A. (2016). Estado actual del estudio de cianobacterias dulceacuícolas formadoras de florecimientos en el centro de México. p. 408-421.

Perozo Cuicas, J. R., & Abreu Cuadra, R. L. (2017). Evaluación de la Electrocoagulación en el tratamiento de agua potable. *Química Viva*, 16(1).

Piña-Soberanis, M., Martín-Domínguez, A., González-Ramírez, C. A., Prieto-García, F., Guevara-Lara, A., y García-Espinoza, J. E. (2011). Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la Electrocoagulación. *Revista mexicana de ingeniería química*, 10(2), 257-271.

Pivokonsky, M., Naceradska, J., Kopecka, I., Baresova, M., Jefferson, B., Li, X., & Henderson, R. K. (2016). The impact of algogenic organic matter on water treatment plant operation and water quality: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 46(4), 291-335.

Pivokonsky, M., Safarikova, J., Baresova, M., Pivokonska, L., & Kopecka, I. (2014). A comparison of the character of algal extracellular versus cellular organic matter produced by cyanobacterium, diatom and green alga. *Water research*, 51, 37-46.

Qi, J., Lan, H., Liu, R., Liu, H., & Qu, J. (2018). Fe (II)-regulated moderate pre-oxidation of *Microcystis aeruginosa* and formation of size-controlled algae flocs for efficient flotation of algae cell and organic matter. *Water research*, 137, 57-63

Ramírez, A. M., & Plata-Díaz, Y. A. S. M. Í. N. (2008). Diatomeas perifíticas en diferentes tramos de dos sistemas lóticos de alta montaña (Páramo de Santurbán, Norte de Santander, Colombia) y su relación con las variables ambientales. *Acta Biológica Colombiana*, 13(1), 199-215.

Ramírez, Z. R. M., Orta, L. M. T., Araoz, L., Mercado, B. B. M., Yáñez, N. I., & Elías, M. J. (2006). Eliminación, mediante procesos fisicoquímicos, de algas y sus endotoxinas presentes en el agua tratada en la planta potabilizadora Los Berros. Tratamiento de aguas en zonas industriales, urbanas y rurales. Ingeniería Ambiental. Proyecto 7.2.15. 179 p.

Rangel, L. M., Silva, L. H., Rosa, P., Roland, F., & Huszar, V. L. (2012). Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia*, 693(1), 13-28.

Renuka, N., Sood, A., Prasanna, R., & Ahluwalia, A. S. (2014). Influence of seasonal variation in water quality on the microalgal diversity of sewage wastewater. *South African Journal of Botany*, 90, 137-145.

Riato, L., Della Bella, V., Leira, M., Taylor, J. C., & Oberholster, P. J. (2017). A diatom functional-based approach to assess changing environmental conditions in temporary depressional wetlands. *Ecological indicators*, 78, 205-213.

Rodríguez, G. J. (2014). Evaluación de reactores de Electrocoagulación para el tratamiento de agua de purga de torres de enfriamiento. Tesis de maestría. UNAM. Facultad de Ingeniería 127p.

Rodríguez Mellado, J.M., Marin Galvin, R. (1999). Fisicoquímica de aguas. México. Editorial Díaz de Santos.

Romero, M. (2010). Proceso de eutrofización de afluentes y su prevención por medio de tratamiento de efluentes. *Revista Electrónica Ingeniería Primero-ISSN*, 2076, 3166.

Romero Sánchez, C. K. (2018). Determinación de la relación de la comunidad fitoplanctónica con los factores físicos y químicos del sector Puno de la Reserva Nacional del Titicaca, Región Puno, abril–julio 2014.

Ruiz, Á. A. (2013). Efectos del pH y la conductividad en la Electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea. *Producción+ Limpia*, 7(1).

Ruíz, Á. A. (2016). Tratamiento de aguas residuales mediante Electrocoagulación: desarrollo y potencial de aplicación. *Journal of Engineering and Technology*, 3(1).

Ruiz Cano, A. E., & Axpuaca Aspucac, E. A. (2014). *Determinación de metabolitos secundarios y cianotoxinas producidos por la cianobacteria Lyngbya sp. y su relación con la calidad del agua del lago de Atitlán* (Doctoral dissertation, Universidad de San Carlos de Guatemala).

Sánchez, D. N. N. (2018). Remoción de algas mediante electroflotación. Reporte Final de Residencia Profesional. Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez. IMTA. 29 p.

Şengül, A. B., Tüfekçi, N., & Aktan, S. (2016). The use of alum as coagulant for removing cyanobacterial cells in drinking water. *Desalination and Water Treatment*, 57(53), 25610-25616.

Sigler, A., & Bauder, J. (2017). Alcalinidad, pH, y sólidos disueltos totales. *Obtenido de Well Educated Educación en el Agua de Pozo: http://region8water.colostate.edu/PDFs/we_espanol/Alkalinity_pH_TDS, 20, 2012-11.*

Sillanpää, M., Ncibi, M. C., Matilainen, A., & Vepsäläinen, M. (2018). Removal of natural organic matter in drinking water treatment by coagulation: A comprehensive review. *Chemosphere*, 190, 54-71.

Snoeyink, V. L., & Jenkins, D. (2004). *Water chemistry*. John Wiley & Sons, Ltd.

Tomasini-Ortiz, A. C., Ramírez-González, A., Ramírez-Camperos, M. E., & Cardoso-Vigueros, L. M. (2017). MEJORA DE LA CALIDAD DEL AGUA DE UN LAGO URBANO UTILIZANDO UN PROCESO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, 13(3), 957-970.

Talling, J. F. (2010). pH, the CO₂ system and freshwater science. *Freshwater Reviews*, 3(2), 133.

Torres-Rodríguez, A. (2013). Abastecimiento de agua potable en las ciudades de México: el caso de la zona metropolitana de Guadalajara. *Agua y Territorio*, (1), 77-90.

Torres, P., Cruz, C. H., y Patiño, P. J. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano: Una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(15), 79-94.

Tumsri, K., & Chavalparit, O. (2011). Optimizing electrocoagulation-electroflotation process for algae removal. In *2nd International Conference on Environmental Science and Technology IPCBEE* (Vol. 6).

Vammen, K., Tercero, J. P., & Guillen, S. M. (2013). El Proceso de Eutroficación del Lago Cocibolca, Nicaragua y sus Causas. *Universidad y Ciencia*, 1(2).

Vandamme, D., Pontes, S. C. V., Goiris, K., Foubert, I., Pinoy, L. J. J., & Muylaert, K. (2011). Evaluation of electro-coagulation-flocculation for harvesting marine and freshwater microalgae. *Biotechnology and bioengineering*, 108(10), 2320-2329.

Venkatachalapathy, R., & Karthikeyan, P. (2013). *Synedra* species morphological observation at Bhavani region in Cauvery river, Tamil Nadu, India. *International Research Journal of Earth Sciences*, 1(6), 1-5.

Vepsäläinen, M. (2012). *Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters*. VTT Technical Research Centre of Finland.

Vernon L., Snoeyink y David Jenkins. (1990). *Química del Agua*. México. México. Editorial Limusa.

Walker, H. W. (2014). *Harmful algae blooms in drinking water: removal of cyanobacterial cells and toxins*. CRC Press.

Wang, D., Tang, H., & Gregory, J. (2002). Relative importance of charge neutralization and precipitation on coagulation of kaolin with PACl: effect of sulfate ion. *Environmental science & technology*, 36(8), 1815-1820.

Westres, Z. S. A. (2013). Diseño de un sistema de tratamiento de aguas residuales procedentes de una planta productora de sulfatos mediante el proceso electroquímico de Electrocoagulación. Tesis de licenciatura. Univesidad Nacional de Ingeniera. 241 p.

Wiley, P. E., & Trent, J. D. (2016). Clarification of algae-laden wáter sing electrochemical processes. *Water Science and Technology: Water Supply*, 16(2), 314-323.

Wu, C. D., Xu, X. J., & Wang, Q. (2011). Enhanced coagulation for algae removal through the control of zeta potential with diatomite. *WaterScience and Technology: WaterSupply*, 11(2), 159-165.

Wu, J. T., & Kow, L. C. (2010). Alteration of phytoplankton assemblages caused by changes in water hardness in Feitsui Reservoir, Taiwan. *Botanical Studies*, 51(4).

Wu, Z., Zhu, Y., Huang, W., Zhang, C., Li, T., Zhang, Y., & Li, A. (2012). Evaluation of flocculation induced by pH increase for harvesting microalgae and reuse of flocculated medium. *Bioresource technology*, 110, 496-502.

Xing, L., Chow, C. W., Zuo, J., Wang, D., Fabris, R., van Leeuwen, J., & Drikas, M. (2015). Impact of extracted algogenic organic matter on coagulation performance. *Water Science and Technology: Water Supply*, 15(3), 617-624.

Xin, L., Hong-Ying, H., Ke, G., & Ying-Xue, S. (2010). Effects of different nitrogen and phosphorus concentrations on the growth, nutrient uptake, and lipid accumulation of a freshwater microalga *Scenedesmus* sp. *Bioresource technology*, 101(14), 5494-5500.

Xiao, R., & Zheng, Y. (2016). Overview of microalgal extracellular polymeric substances (EPS) and their applications. *Biotechnology Advances*, 34(7), 1225-1244.

York, P. V., & Johnson, L. R. (2002). *The freshwater algal flora of the British Isles: an identification guide to freshwater and terrestrial algae*. Cambridge University Press.

Zerbatto, M. G. (2013). *Coagulación optimizada en el tratamiento de potabilización de agua: su efecto sobre la remoción de enteroparásitos* (Doctoral dissertation).

Zhang, D., Yu, Y., Li, C., Chai, C., Liu, L., Liu, J., & Feng, Y. (2015). Factors affecting microalgae harvesting efficiencies using electrocoagulation-flotation for lipid extraction. *RSC Advances*, 5(8), 5795-5800.

Zhao, Z. (2020). Effects of Drinking Water Treatment Processes on Removal of Algal Matter and Subsequent Water Quality.

11 ANEXOS

11.1 ANEXO 1. DIFERENCIAS ENTRE LOS PROCESOS DE ELECTROCOAGULACIÓN (1) Y ELECTROFLOTACIÓN (2), EN DIFERENTES ÉPOCAS DEL AÑO, CON DIFERENTES CONDICIONES EXPERIMENTALES.

Reactor de Electrocoagulación (EC) Reactor de Electroflotación (EF)

1. Efluente: PAS, sep-19, pH 7, intensidad 7 A.

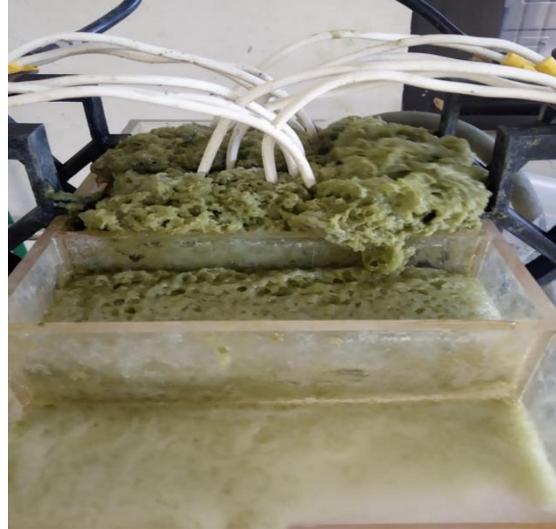


2. Efluente: MJB, oct-19, pH 8, intensidad 1.5 A.



11.2 ANEXO 2. PROCESOS DE ELECTROFLOTACIÓN, FLOCULACIÓN Y SEDIMENTACIÓN CON EL REF EN LE MES DE DICIEMBRE-2020.

Diferencias en el proceso de Electroflotación en el mes de diciembre-2020, a la derecha con agua del lago del mayor PAS y a la izquierda con agua del lago del MJB.



Proceso de floculación



Sedimentación

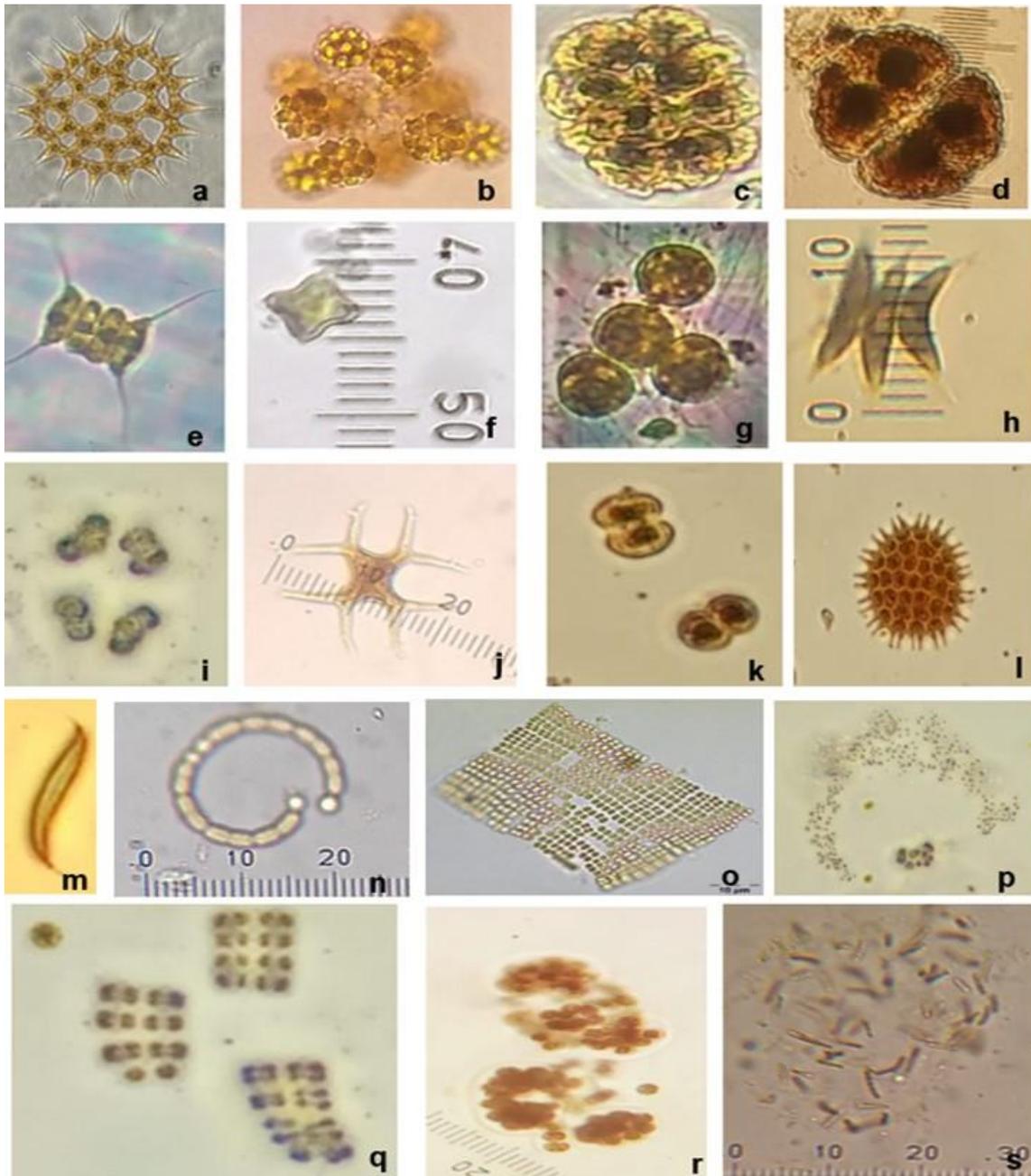


11.3 ANEXO 3. LAGO MAYOR DEL PARQUE ALAMEDA SOLIDARIDAD Y LAGO DEL MUSEO JARDÍN BORDA

Las siguientes imágenes muestran la coloración de los lagos en el mes de diciembre-2020, donde el lago mayor del Parque Alameda Solidaridad (izquierda) muestra una coloración marron debido a la dominancia del phylum Bacillariophyta. Del lado derecho podemos observar el lago del Museo Jardín Borda predominó el phylum Chlorophyta y Cyanophytas.



11.4 ANEXO 4. DIVERSIDAD BIOLÓGICA REGISTRADAS EN LOS SITIOS MJB Y PAS



a) *Pediatrum* sp., b) *Coeleastrum* sp., c) *Pandorina morum*, d) *Cosmarium fosmosolum*, e) *Snedemus quadricauta*, f) *Tetraedron minium*, g) *Golenkinia radiata*, h) *Snedemus* sp., i) *Radiococcus planktonicus*, j) *Tetraedron gracile*, k) *Cosmarium* sp. l) *Pediatrum* sp. m) *Monoraphidium* sp., n) *Anabaena circularis*, o) *Merismopedia minima*, p) *Microcystis* sp., q) *Merismopediace glauca*, r) *Microcystis wesenbergii*, s) *Cyanodictyon planctonicum*. Fuente: Elaboración propia.



a) *Kirchneriella subsolitaria*, b) *Straurastrum* sp., c) *Closterium* sp., d) *Synedra* sp., e) *Nitzschia palea*, f) *Aulacoseira* sp., g) *Keratella americana*, h) *Brachionus calyciflorus*, i) *Brachionus caudatus*, j) *Filinia longiseta*, k) *Polyarthra trigla*, l) *Trichocerca* sp. m) *Glenodinium* sp. n) *Euglena* sp. o) *Vorticella* sp. Fuente: elaboración propia.

11.5 ANEXO 5. TABLAS DE ANÁLISIS DE VARIANZA DE LOS MEJORES MODELOS

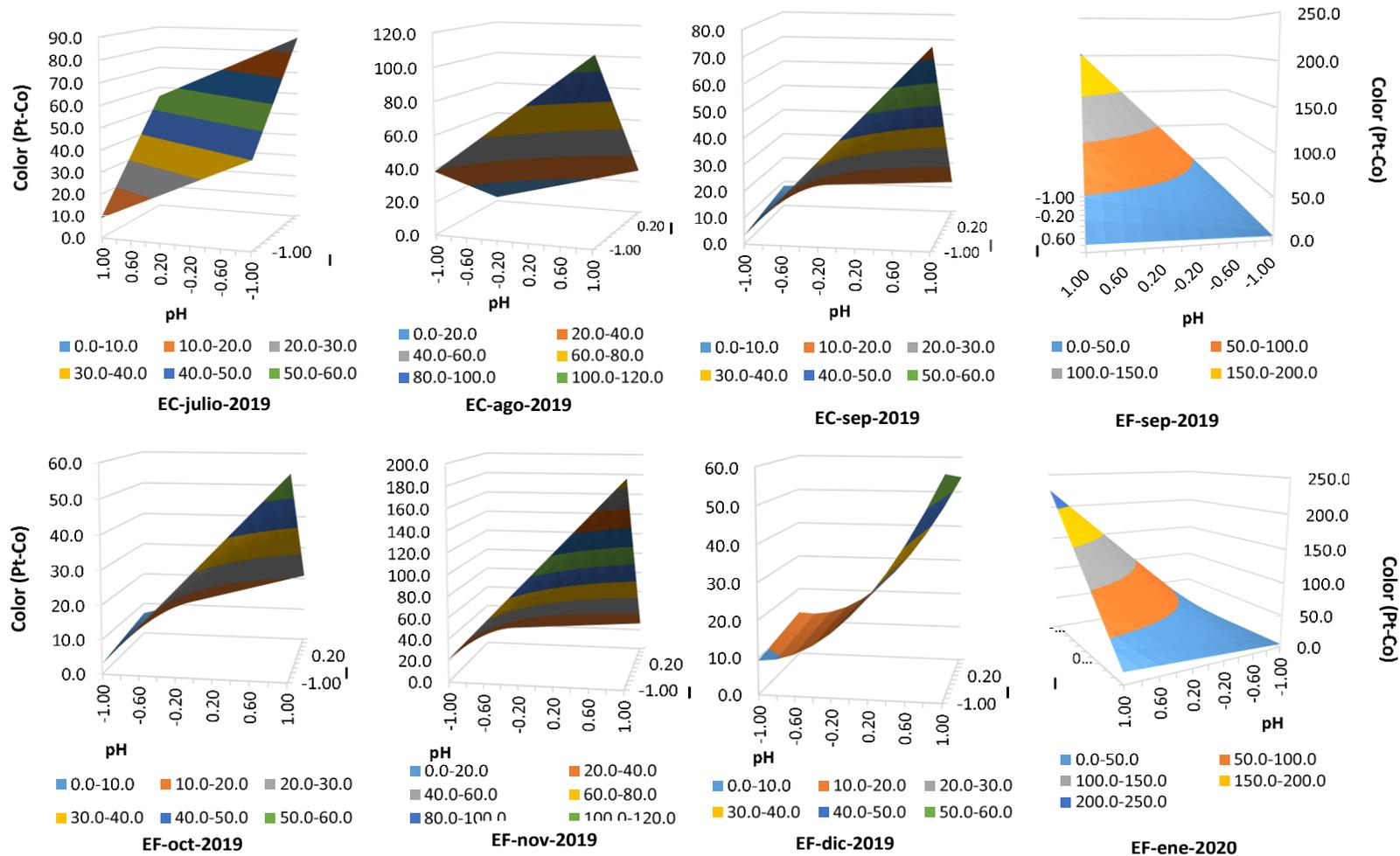
Color									
(Lago mayor Parque Alameda Solidaridad)									
Muestreo	Fuente	Suma de cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado medio	Razón-F	F-crítica	σ	mea	Valor-P
jul-19 (EC)	Modelo	12827.85	4	3206.96	108.8	3.80	5.43	3.90	0.0000
	Residual	442.15	15	29.48					
	Total	13270	19	698.42					
ago- 19 (EC)	Modelo	20845.33	14	1488.95	29.46	6.46	7.11	3.39	0.0007
	Residual	252.67	5	50.53					
	Total	21098	19	1110.42					
sep-19 (EC)	Modelo	13416.73	6	2236.12	59.56	3.60	6.13	4.14	0.0000
	Residual	488.07	13	37.54					
	Total	13904.8	19	731.83					
oct-19 (EC)	Modelo	129986.55	15	8665.77	2009.45	8.66	2.08	0.90	0.0000
	Residual	17.25	4	4.31					
	Total	130003.8	19	6842.31					
oct-19 (EF)	Modelo	3686.18	13	283.55	17.08	5.33	4.07	1.91	0.0011
	Residual	99.62	6	16.6					
	Total	3785.8	19	199.25					
nov-19 (EF)	Modelo	88481.08	6	14746.85	16.58	6.46	7.11	3.39	0.0000
	Residual	11559.87	13	889.22					
	Total	100040.95	19	5265.31					
dic-19 (EF)	Modelo	7411.2	15	494.08	16.23	8.66	5.52	2.28	0.0077
	Residual	121.75	4	30.44					
	Total	7532	19	396					
ene-20 (EC)	Modelo	162016.75	15	10801.12	2057.36	8.66	2.29	0.97	0.0000
	Residual	21	4	5.25					
	Total	162037.75	19	8528.3					

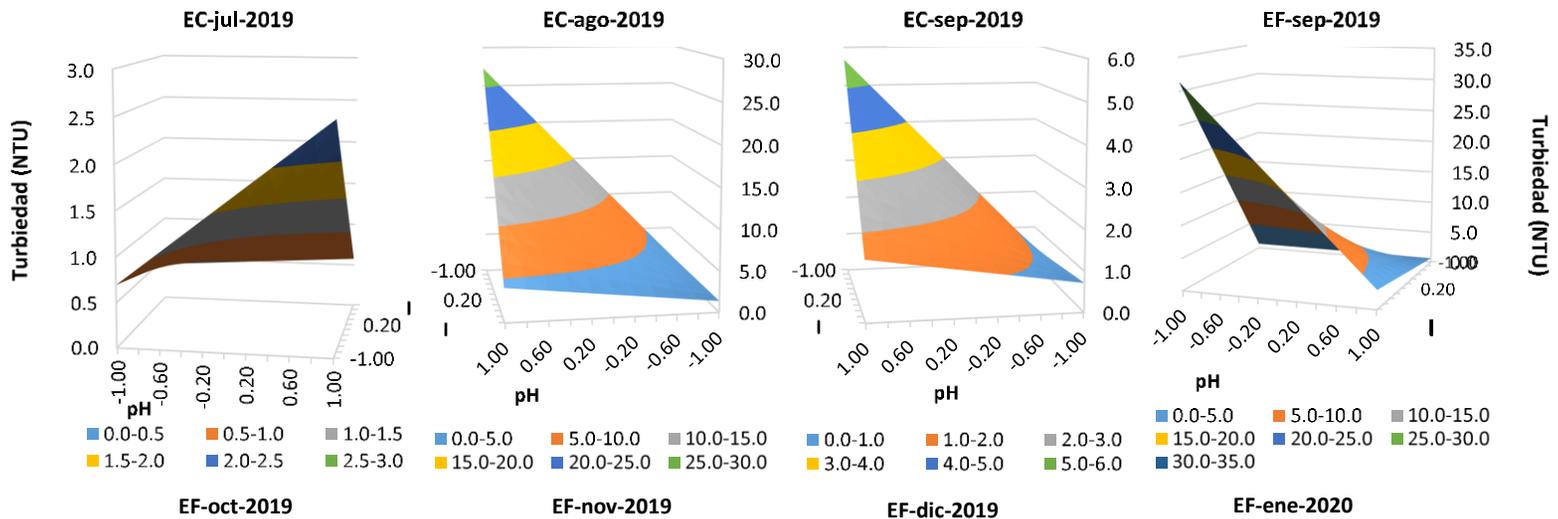
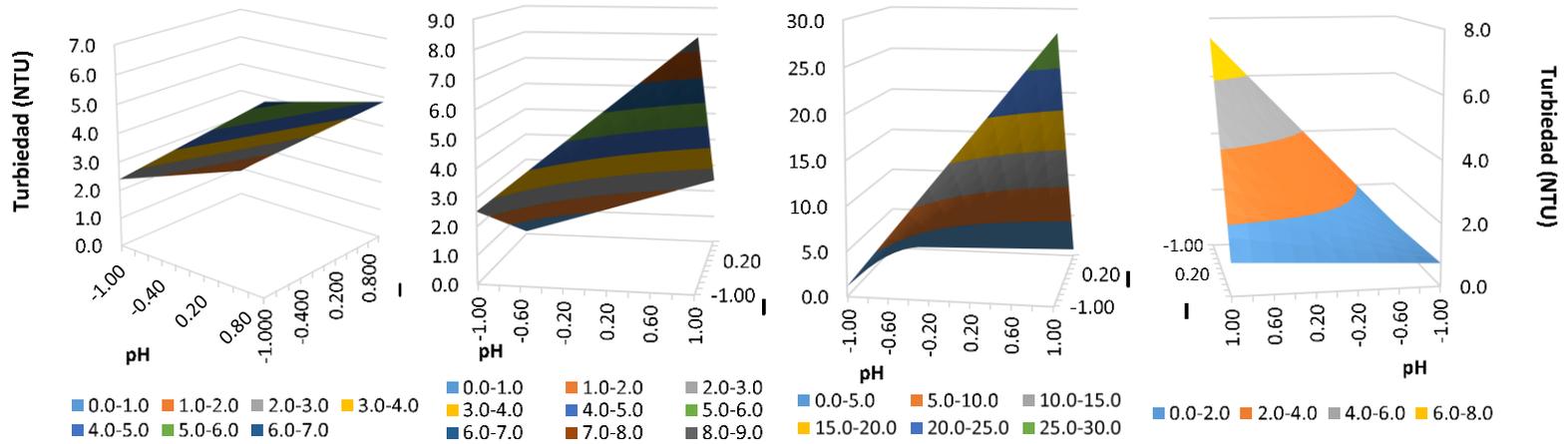
Turbiedad									
(Lago mayor Parque Alameda Solidaridad)									
Muestreo	Fuente	Suma de cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado medio	Razón-F	F-crítica	σ	mea	Valor-P
jul-19 EC	Modelo	81.63	5	14.67	24.55	3.66	0.77	0.52	0.0000
	Residual	0.09	14	0.60					
	Total	81.72	19	4.00					
ago-EC	Modelo	130.36	14	9.31	15.73	6.46	0.77	0.35	0.0033
	Residual	2.96	5	0.59					
	Total	133.32	19	7.02					
sep-EC	Modelo	127.79	6	21.30	271.38	3.60	0.28	0.17	0.0000
	Residual	1.02	13	0.08					
	Total	128.81	19	6.78					
oct-EC	Modelo	2014.67	15	134.31	286.42	8.66	0.68	0.28	0.0000
	Residual	1.88	4	0.47					
	Total	2016.55	19	106.13					
oct-EF	Modelo	44.52	15	2.97	892.6	8.66	0.06	0.03	0.0000
	Residual	0.01	4	0.00					
	Total	44.53	19	2.00					
nov-EF	Modelo	1748.67	6	291.44	16.61	3.60	4.19	2.78	0.0000
	Residual	228.12	13	17.55					
	Total	1976.79	19	104.04					
dic-EF	Modelo	64.8	6	10.80	22.17	3.60	0.70	0.45	0.0000
	Residual	6.33	13	0.49					
	Total	71.14	19	4.00					
ene-20 EF	Modelo	2967.77	15	197.85	1118.12	8.66	0.42	0.17	0.0000
	Residual	0.71	4	0.18					
	Total	2968.48	19	156.24					

Color									
(Lago del Museo Jardín Borda)									
Muestreo	Fuente	Suma de cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado medio	Razón-F	F-crítica	σ	mea	Valor-P
ago-19 EC	Modelo	40512.97	12	3376.08	12.7	4.67	43.14	11.08	0.0013
	Residual	1860.83	7	265.83					
	Total	42373.8	19	2230.2					
sep-EC	Modelo	29232.23	7	4176.03	16.09	3.61	16.11	10.68	0.0000
	Residual	3113.57	12	259.46					
	Total	32345.8	19	1702.41					
oct-EC	Modelo	81932.44	6	13655.41	41.99	3.60	18.03	11.48	0.0000
	Residual	4228.11	13	325.24					
	Total	86160.55	19	4534.77					
sep-EF	Modelo	37089.89	15	2472.66	6.54	8.66	19.45	8.35	0.0413
	Residual	1513.06	4	378.27					
	Total	38602.95	19	2031.73					
oct-EF	Modelo	113621.47	6	18936.91	8.95	3.60	46.00	29.95	0.0005
	Residual	27513.08	13	2116.39					
	Total	141134.55	19	7428.13					
nov-EF	Modelo	179252.69	14	12803.76	180.18	6.46	8.43	3.67	0.0000
	Residual	355.31	5	71.06					
	Total	179608	19	9453.05					
dic-EF	Modelo	13416.73	6	2236.12	59.56	3.60	6.13	4.14	0.0000
	Residual	488.07	13	37.54					
	Total	13904.8	19	731.83					
ene-20 EF	Modelo	4163.55	15	277.57	100.93	8.66	1.66	0.68	0.0002
	Residual	11	4	2.75					
	Total	4174.55	19	219.71					

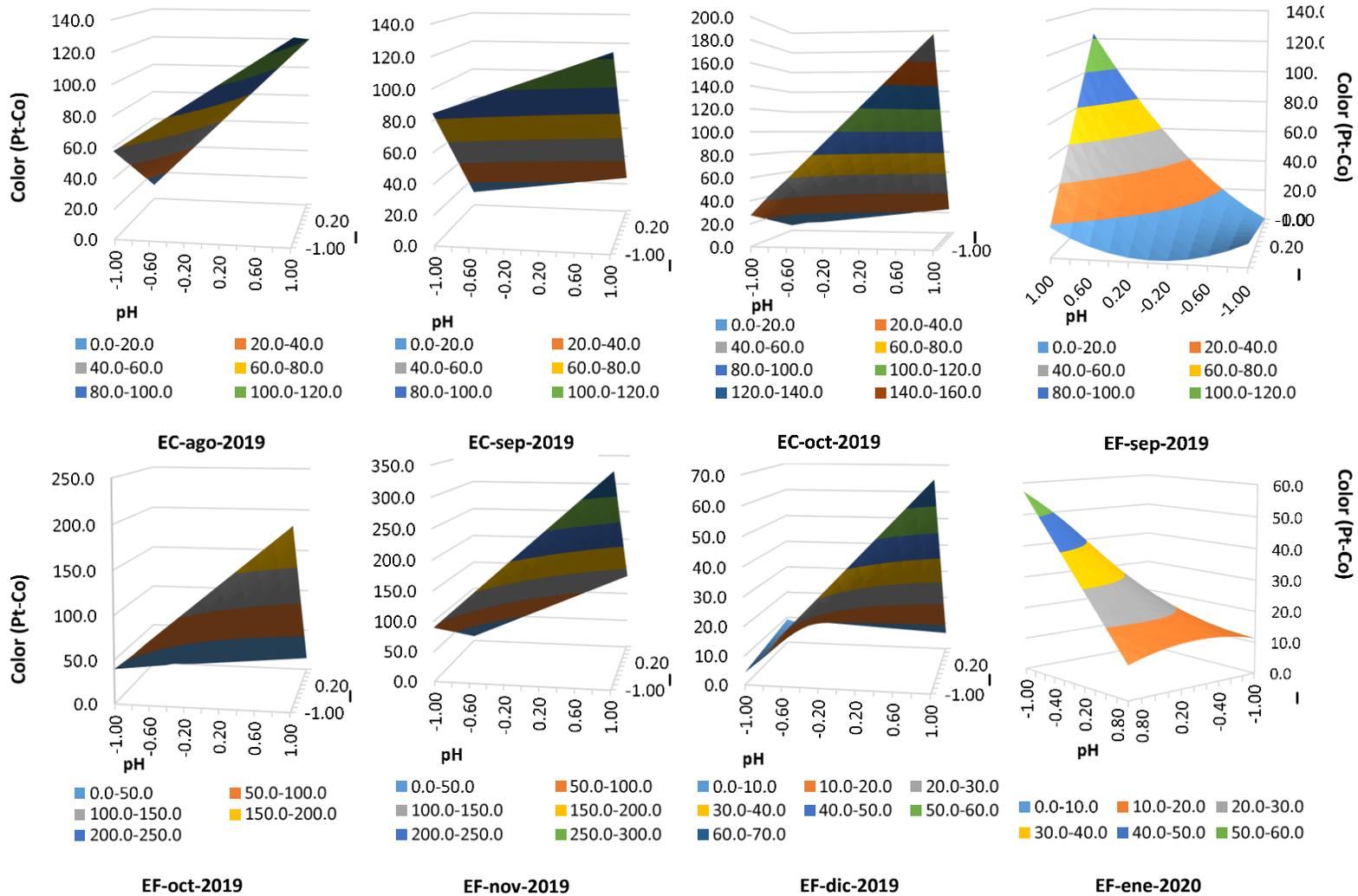
Turbiedad									
(Lago del Museo Jardín Borda)									
Muestreo	Fuente	Suma de cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado medio	Razón-F	F-crítica	σ	mea	Valor-P
ago-19 EC	Modelo	560.6	10	112.12	18.47	3.66	2.463	1.67	0.0000
	Residual	84.98	14	6.07					
	Total	645.58	19	33.98					
sep-EC	Modelo	544.33	4	136.08	123.97	3.80	1.04	0.75	0.0000
	Residual	16.47	15	1.1					
	Total	560.79	19	29.52					
oct-EC	Modelo	804.46	6	134.08	71.53	3.60	1.32	0.94	0.0000
	Residual	24.37	13	1.87					
	Total	828.83	19	44					
sep-EF	Modelo	544.54	5	108.91	93.82	3.661	1.07	0.75	0.0000
	Residual	16.25	14	1.16					
	Total	560.79	19	29.52					
oct-EF	Modelo	544.54	5	108.91	93.82	2.33	1.07	0.75	0.0000
	Residual	16.25	14	1.16					
	Total	560.79	19	30					
nov-EF	Modelo	2322.87	6	387.14	80.31	3.60	2.19	1.327	0.0000
	Residual	62.67	13	4.82					
	Total	2385.54	19	126					
dic-EF	Modelo	3387.53	6	564.59	151.84	3.60	1.92	1.25	0.0000
	Residual	48.34	13	3.72					
	Total	3435.87	19	181					
ene-20 EF	Modelo	52.63	15	3.51	63.3	8.65	0.23	0.10	0.0006
	Residual	0.22	4	0.06					
	Total	52.63	19	3					

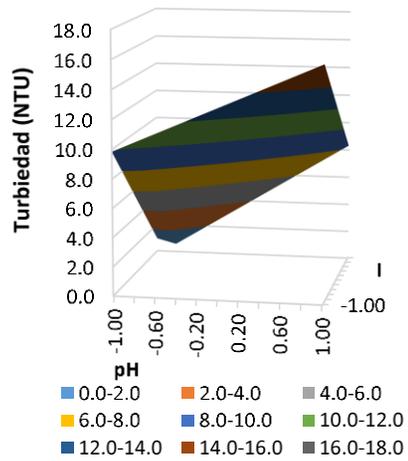
11.6 ANEXO 6. GRÁFICAS DE SUPERFICIE DE LAS VARIABLES DE RESPUESTA COLOR Y TURBIEDAD CON EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN Y ELECTROFLOTACIÓN DEL SITIO DE MUESTREO LAGO MAYOR DEL PAQUE AMEDA SOLIDARIDAD.



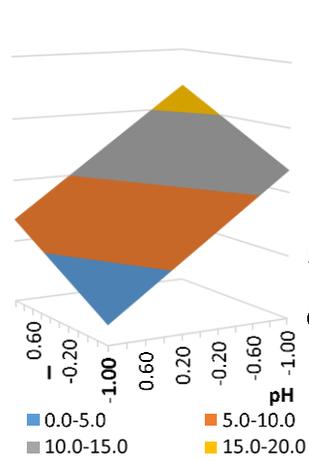


11.7 ANEXO 7. GRÁFICAS DE SUPERFICIE DE LAS VARIABLES DE RESPUESTA COLOR Y TURBIEDAD CON EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN Y ELECTROFLOTACIÓN DEL SITIO DE MUESTREO LAGO LAGO DEL MUSEO JARDÍN BORDA.

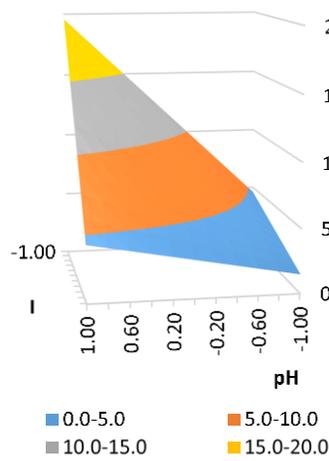




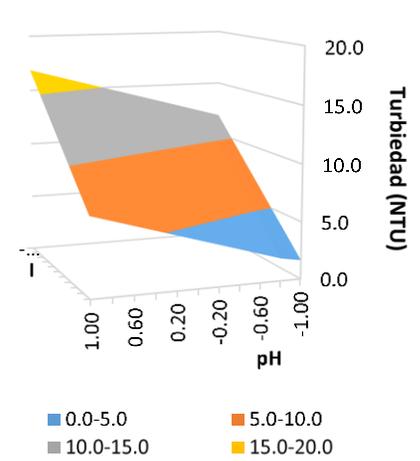
EC-ago-2019



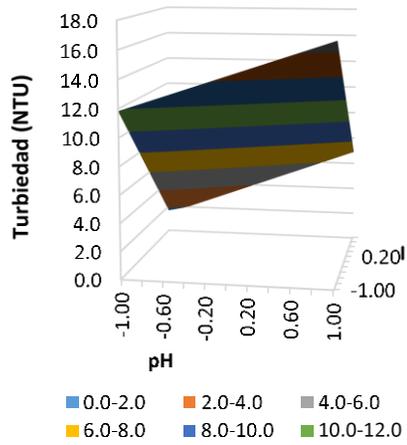
EC-sep-2019



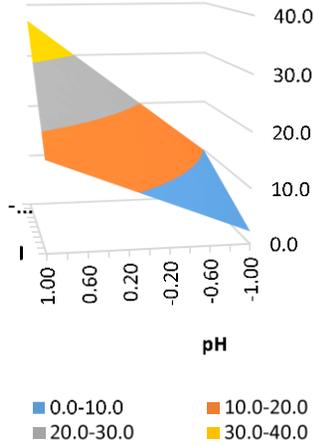
EC-oct-2019



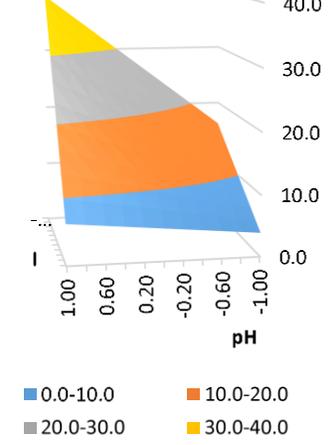
EF-sep-2019



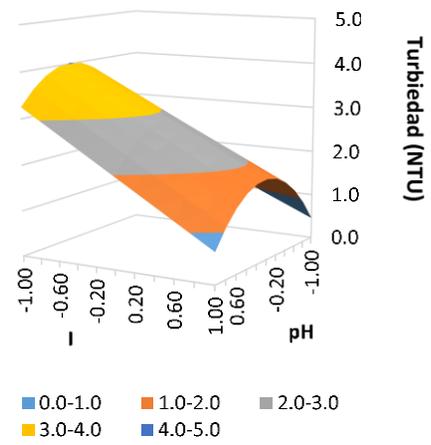
EF-oct-2019



EF-nov-2019



EF-dic-2019



EF-ene-2020