

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica

MEJORA DE LA CALIDAD DEL AGUA DE UN LAGO URBANO UTILIZANDO UN PROCESO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

* Ana Cecilia Tomasini-Ortiz ¹
Antonio Ramírez-González ¹
Mercedes Esperanza Ramírez-Camperos ¹
Lina María Cardoso-Vigueros ¹

URBAN LAKE WATER QUALITY IMPROVEMENT USING A COAGULATION-FLOCCULATION PROCESS

Recibido el 8 de mayo de 2019; Aceptado el 11 de mayo de 2020

Abstract

The urban lake studied is located west of Mexico City. The eutrophication problem of the lake worsened and the lake presented some hypertrophy symptoms due to its shallowness, limited flow, lack of stratification, unbalanced nutrient regimes, unbalance oxygen, and very high productivity, taking chlorophyll a concentration as parameter. Therefore, from 2015 up to now, the IMTA (Mexican Institute of Water Technology, for its Spanish acronym) has been monitoring the water quality of the lake and in March of 2016, a pilot coagulation-flocculation plant was installed for the removal of algae. The plant was fed with water from the lakes and the wastewater was returned to them. The results obtained were: the pH and the temperature did not vary greatly during this period. Nevertheless, a strong improvement was observed in the water quality of the lakes by an increase of transparency and a considerable decrease in turbidity and in the levels of chlorophyll a. It is important to mention that the concentrations of total Nitrogen and total Phosphorus also decreased. Finally, the evaluation of Aluminum and the return of the water to the lakes after the coagulation-flocculation process, did not affect the results. The conditions of hypertrophy remained, but the water treatment gave a better aspect to the lakes and the *Microcystis spp.* blooms were controlled, as well as the bad smell.

Keywords: water quality, chlorophyll, eutrophic, hypertrophy, nutrients.

¹ Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México.

* *Autor correspondal:* Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Paseo Cuauhnáhuac 8532, Col. Progreso, Jiutepec, Morelos, México. Email: atomasini@tlaloc.imta.mx

Resumen

El lago urbano estudiado, está situado al oeste de la Ciudad de México. La problemática de la eutrofización del lago se agudizó y el lago presentó algunas características del estado de hipertrofia por su someridad y circulación limitada, falta de estratificación, regímenes de nutrientes y oxígeno no balanceado y productividad muy alta, tomando como parámetro concentraciones de Clorofila a . Por tal motivo, desde el 2015 hasta la actualidad, el IMTA viene monitoreando la calidad del agua de este lago y en marzo de 2016, se adaptó una planta piloto de coagulación-floculación alimentada con agua del mismo lago para el retiro de algas y el agua tratada se regresa a los lagos. Los resultados obtenidos son: el pH y la temperatura no tuvieron grandes variaciones durante éste periodo. Donde se observó una fuerte mejoría es en la calidad del agua de los lagos, fue en el aumento de la transparencia, y una considerable reducción en turbiedad y clorofila a . Reduciéndose también las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total. Por último, la evaluación del aluminio, por su presencia en el coagulante, y el retorno del agua a los lagos, después del proceso de coagulación-floculación, no los afecta. Las condiciones de hipertrofia se mantienen, pero con el tratamiento de las aguas se proporcionó un mejor aspecto a los lagos y se controló las floraciones de *Microcystis spp.* y el mal olor.

Palabras clave: calidad del agua, clorofila, eutrófico, hipertrofia, nutrientes.

Introducción

Los lagos urbanos son ambientes acuáticos muy importantes para las grandes ciudades, ya que representan lugares significativos de recreación para sus habitantes. Actualmente son los cuerpos de agua que, un mayor número de personas visita, conoce y utiliza, (Oliva *et al.*, 2008).

En México existen lagos urbanos con florecimientos frecuentes o permanentes, que están destinados a actividades deportivas y/o recreativas y que representan por lo tanto un riesgo latente para la biota residente y circundante. Se sabe que concentraciones altas de nutrientes favorecen el crecimiento acelerado del fitoplancton, siendo las cianobacterias los microorganismos dominantes en los cuerpos de agua eutróficas ocasionando la formación de cúmulos de biomasa, conocidos como *blooms* o florecimientos (Pineda *et al.*, 2011).

El lago urbano estudiado, está situado al oeste de la Ciudad de México, abarca una superficie total de 60,240 m², de los cuales 12,240 m² están representados por islas. Su perímetro es de 1,883 m y su cuenca alberga 49,525 m³ de agua con una profundidad, media de 1.0 m y máxima de 1.8 m, con un tiempo de retención hidráulica de 11 días. La longitud máxima registrada es de 432 m (norte-sur) y el ancho máximo de 208 m (este-oeste). La alimentación del lago proviene de tres fuentes: el Río Hondo, una planta de tratamiento de aguas residuales y las pequeñas descargas de aguas negras sin tratar, provenientes de los locales comerciales asentados en la periferia (Alcocer *et al.*, 1988).

La problemática de la eutrofización del lago se agudizó y fue precisamente que, si bien, se redujeron los aportes de materia orgánica a 22 mg/L de DBO, se incrementaron ostensiblemente los de nitrógeno y fósforo a 8.8 y 4.7 mg/L (Alcocer *et al.*, 1988). Por otra parte, el pH fue mayor

a 10 y corresponde al intervalo óptimo documentado para el crecimiento de cianobacterias, el cual se ubica entre 7.5 y 10 (Vela *et al.*, 2007). Este factor contribuyó al desarrollo de los florecimientos, ya que las cianobacterias tienen preferencia por ambientes neutros y alcalinos (Giraldez *et al.*, 1999). La temperatura fue superior a los 20°C y de acuerdo a otros estudios, se comprobó que el crecimiento de estas aumenta conforme se incrementa la temperatura, alcanzándose un crecimiento máximo por arriba de los 23°C (Chorus y Bartram, 1999; Roset *et al.*, 2001; Jöhnk *et al.*, 2008). Palacios y Vega en el 2015, reportaron para el mes de junio una transparencia para el Lago Menor de 43.9 cm y para el Lago Mayor 21.6 cm, un pH de 11.85 y 11.32, respectivamente; sólidos disueltos totales de 230 y 232 mg/L; oxígeno disuelto de 12.04 y 20.02 mg/L turbiedad de 36 y 84 NTU y una temperatura de 16.13 y 17.26 °C (Tomasini *et al.*, 2017).

En éste lago, las cianobacterias que se han observado son: *Anabaena fallax*, *A. helicoidea*, *Anabaenopsis tanganyikae*, *Aphanocapsa incerta*, *Geitlerinema carotinosum*, *Leptolyngbya boryana*, *L. tenerrima*, *Microcystis spp.*, *Microcystis aeruginosa*, *M. novacekii*, *M. panniformis*, *M. cf. protocystis*, *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena mucicola* y *Synechocystis endophytica*. Los florecimientos de cianobacterias como *Microcystis spp.* son recurrentes durante todo el año, ocasionando una coloración verde brillante al agua, espuma que se mantiene sobre la superficie y mal olor. (Pérez *et al.*, 2016)

PLANTA PILOTO No. 1



Figura 1. Planta Piloto coagulación-floculación-sedimentación y eficiencias de remoción.

Como resultado de esto, el lago ha presentado algunas características del estado de hipertrofia por su poca profundidad y elevados tiempos de residencia del agua debido a flujos reducidos o nulos de entrada y salida del agua, falta de estratificación, regímenes de nutrientes y oxígeno no balanceado y productividad muy alta, tomando como parámetro concentraciones de Clorofila α . (Oliva *et al.*, 2008, Pérez *et al.*, 2016)

Por tal motivo, desde el 2015 hasta abril del 2017, el IMTA viene monitoreando la calidad del agua de este lago y en marzo de 2016, de una planta de bombeo existente en el lugar, se adaptó una planta piloto de coagulación-floculación alimentada con agua del mismo lago para el retiro de algas y el agua tratada se regresa por gárgolas a los lagos (Figura 1 y Figura 2), teniendo en la planta muy buena remoción de clorofila, color, turbiedad, fósforo y nitrógeno. Así con dicho monitoreo comprobar la calidad del agua antes y después del arranque de la planta piloto y comprobar la mejora o no en el lago.

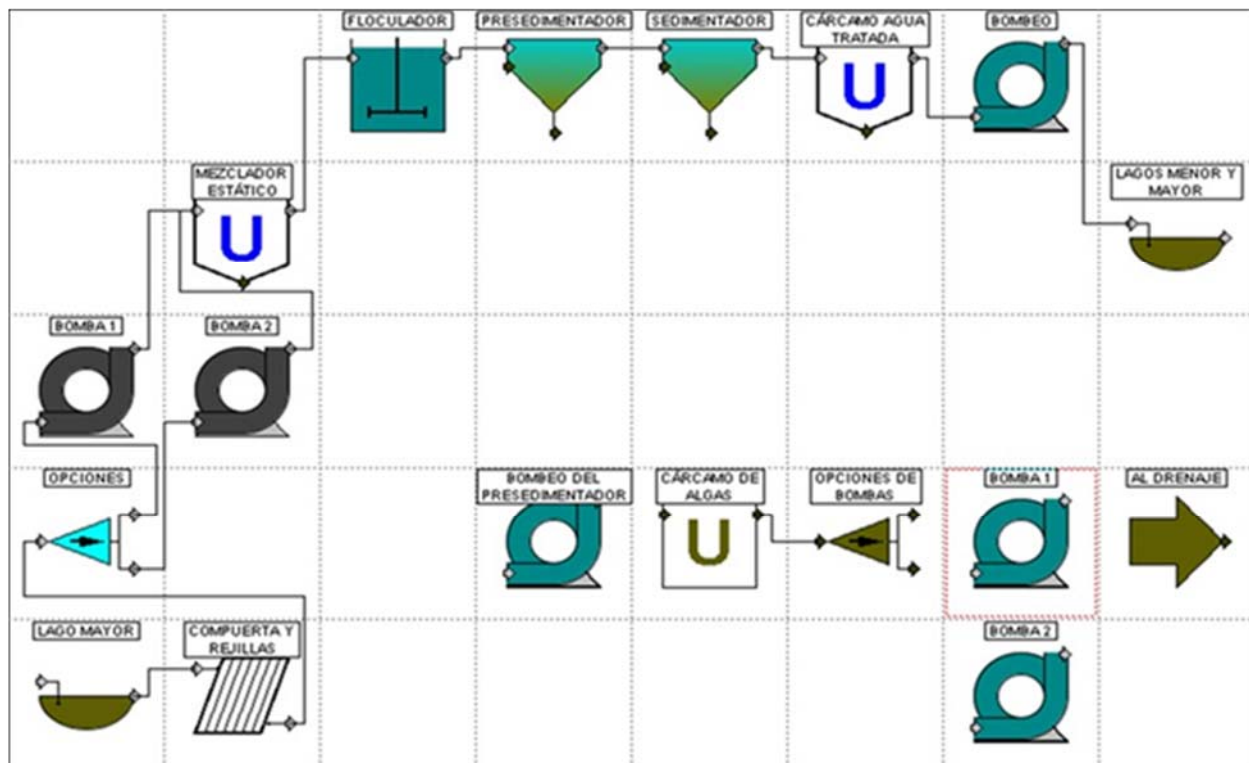


Figura 2. Diagrama de flujo de la planta piloto.

Metodología

Con la finalidad de evaluar la calidad de los cuerpos de agua, después de la colocación de la planta piloto de coagulación-floculación, se realizaron determinaciones analíticas en campo de los parámetros asociados con la problemática de la presencia de algas en los cuerpos de agua, de acuerdo con lo descrito a continuación:

En el 2015, se establecieron 6 puntos de muestreo en los cuales se monitorearon diario, entre las 11:30 y las 13:00 horas, a partir del 10 de septiembre al 12 de diciembre, que se determinaron como: PM01, que corresponde a la descarga de agua tratada al Canal del Quijote, del punto PM02 y PM03, que se ubican en el Lago Menor (L. Menor) y los puntos PM04 al PM06, que se ubican en el Lago Mayor (L. Mayor) (Figura 3).

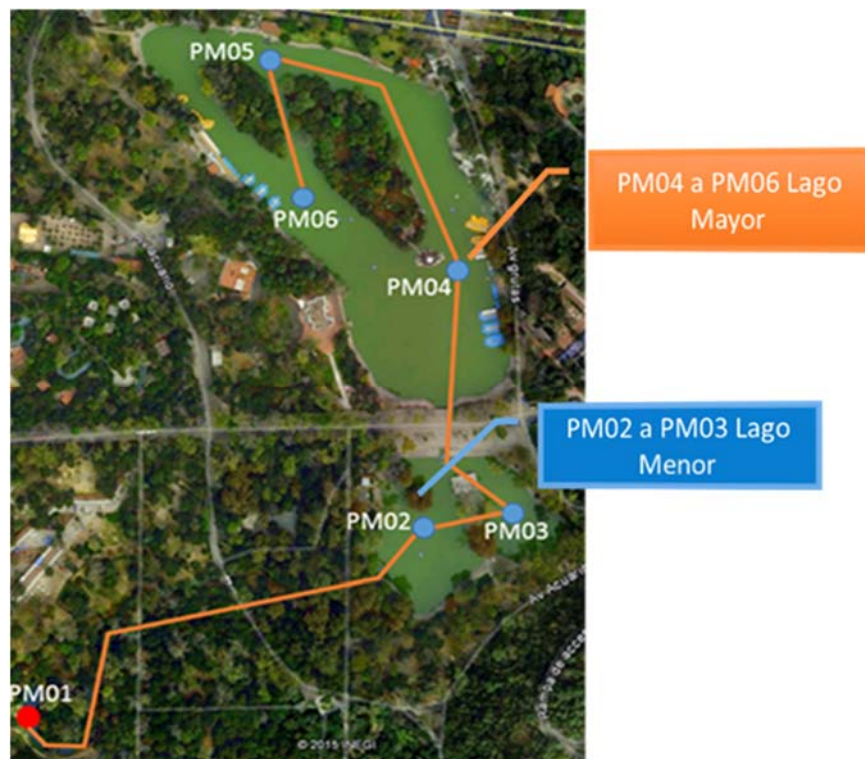


Figura 3. Vista en planta de los puntos de muestreo para el 2015 (PM: puntos de muestreo).

Para el 2016 y 2017, se establecieron 7 puntos de muestreo, en los cuales se monitorearon los lunes, miércoles y viernes, entre las 11:30 y las 13:00 horas, a partir del 10 de marzo al 30 de diciembre de 2016 y del 2 de enero al 28 de abril de 2017, que se determinaron como: PM00, PM01 (correspondiente a la entrada del agua del Canal) y PM02, que se ubican L. Menor. Los puntos PM05, PM08, PM11 y PM13, que se ubican en el L. Mayor (Figura 4).

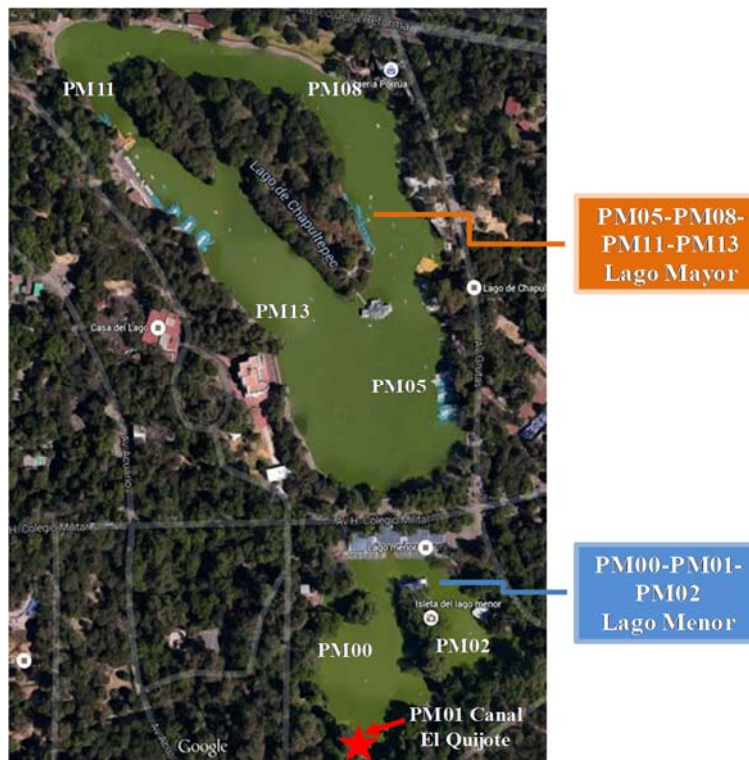


Figura 4. Vista en planta de los puntos de muestreo para 2016-2017 (PM: puntos de muestreo).

En cada punto de muestreo se determinaron los siguientes parámetros de campo: Transparencia (Disco Secchi, DS), potencial de hidrógeno (pH), oxígeno disuelto (OD), turbiedad (NTU) y temperatura (°C) del agua. Se midieron estos parámetros con ayuda de un medidor multiparámetros HACH, modelo HQ40d; un turbidímetro HACH, modelo 2100P; colorímetro HACH, modelo DR900 y un medidor de oxígeno disuelto SCIENCE MED, modelo 820.

Cada quince días se tomaron muestras en cada uno de los puntos para los siguientes análisis químicos: Fósforo total (PT), nitrógeno total (NT), ya que son los nutrientes esenciales para el crecimiento de las algas, aluminio (Al), por presentarse en el coagulante seleccionado, y clorofila *a* (Cl_a), para la determinación de la biomasa algal. Los primeros tres por el método HACH y el último con el método APHA.

Resultados y discusión

Vela y colaboradores en el 2007, determinaron un pH de 10 y temperaturas mayores a 20°C, en el presente estudio encontramos que el pH se mantuvo entre 10 y 11 y la temperatura entre los 20 y 21°C, no teniendo grandes variaciones durante el periodo 2015 al 2017.

En la Figura 5, se muestra el promedio semanal de la transparencia durante el periodo 2015 al 2017. Apreciándose que, durante el 2015, en el mes de octubre, hubo un fuerte incremento en transparencia en el L. Menor, esto se debió a que se estuvo agregando directamente a éste, un coagulante (Policloruro de aluminio), el cual favoreció el incremento de la transparencia y la cual decae en los meses de noviembre y diciembre. A partir de marzo del 2016, se puso en operación una pequeña planta de coagulación – floculación, utilizando el mismo coagulante y como floculante un polímero catiónico, para tratar el agua del lago, quitando el exceso de algas, y retornando el agua limpia a los lagos. Lo que ha logrado que se incremente la Transparencia de los lagos.

El valor de los promedios anuales de la medición de transparencia, dada en centímetros (cm), fueron de 26 cm para el L. Menor y de 17 cm para el L. Mayor en el 2015. Para el 2016 el promedio fue de 44 y 37 cm, respectivamente, y hasta abril del 2017, el promedio fue de 53 y 46 cm para cada uno de los lagos. Mostrando claramente una mejoría en la transparencia de los lagos, siendo más notorio en el L. Menor. Teniendo la transparencia un aumento del 51% en el L. Menor y un 63% en el L. Mayor.

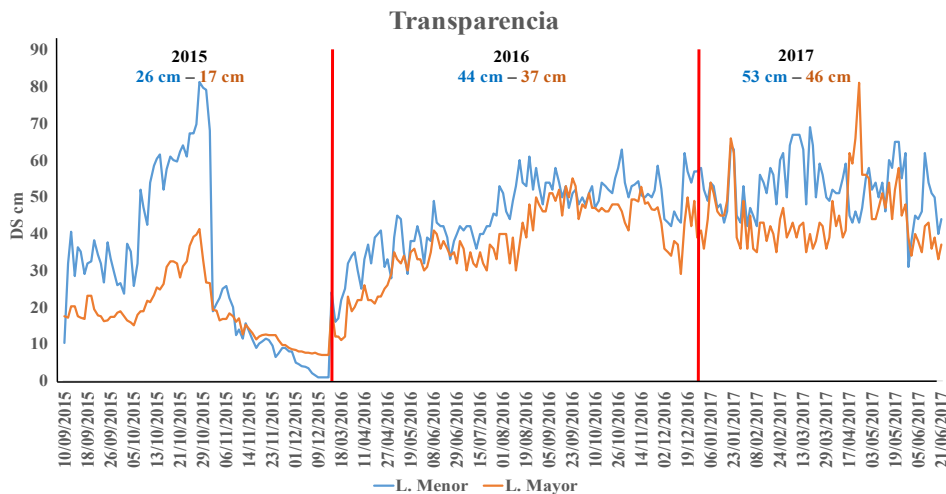


Figura 5. Promedios semanales de la Transparencia en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017.

En la Figura 6, se muestra el promedio semanal de la turbiedad durante el periodo 2015 al 2017. Apreciándose que, durante el 2015, en el mes de octubre, hubo un fuerte decremento de la misma en el L. Menor, debido a lo que se comentó anteriormente, el cual favoreció una baja en esta medición, y la cual se incrementa en los meses de noviembre y diciembre. A partir de marzo de 2016, se ve cómo va decreciendo la turbiedad en ambos lagos.

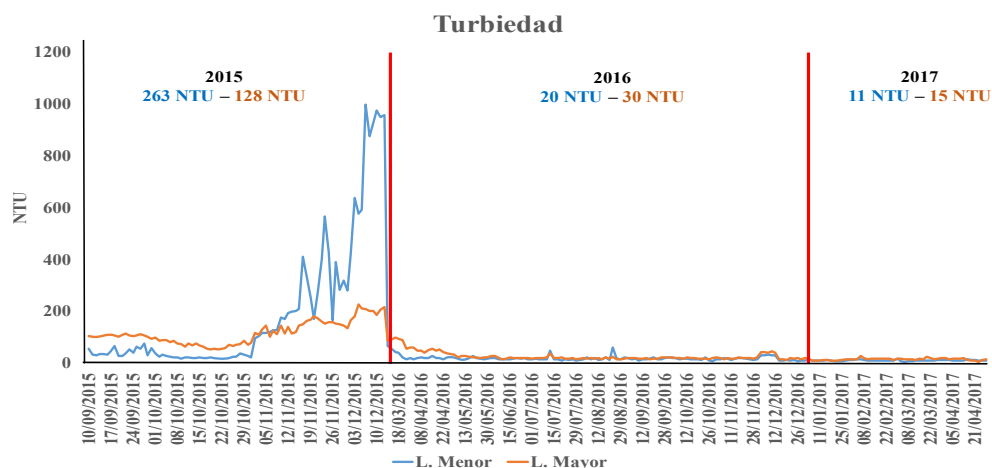


Figura 6. Promedios semanales de la Turbiedad en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017.

Los promedios anuales de la turbiedad, en el 2015, en L. Menor y L. Mayor fue un valor promedio de 263 y 128 NTU, el cual disminuye a 20 y 30 NTU, respectivamente, durante el 2016, y para el 2017, se obtuvo un promedio de 11 y 15 NTU, respectivamente, decreciendo considerablemente. Teniendo una disminución del 96% en el L. Menor y de un 88% en el L. Mayor.

El valor de los promedios de las mediciones semanales del oxígeno disuelto (OD), durante el periodo 2015 hasta abril del 2017, se muestran en la Figura 7.

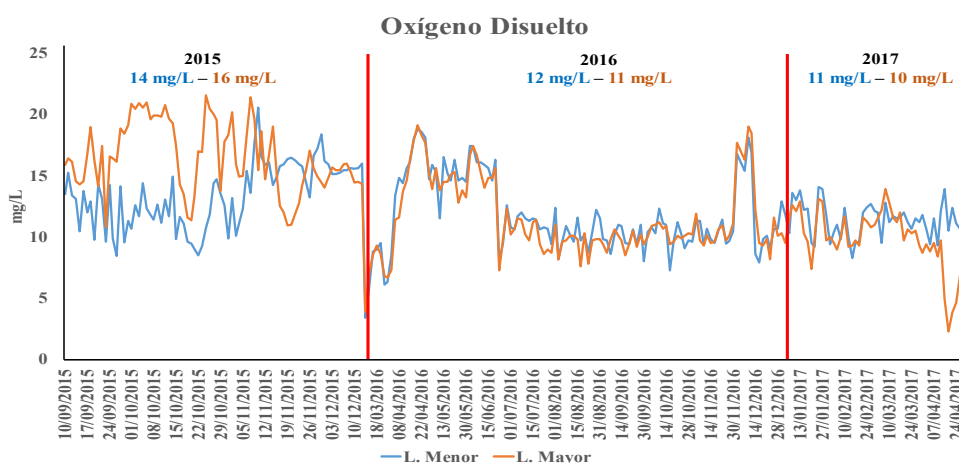


Figura 7. Promedios semanales del Oxígeno Disuelto en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017.

Durante el mes de octubre del 2015, se observa una disminución considerablemente del OD, debida a la adición del coagulante en ambos lagos, donde se llegó a medir hasta 20 mg/L de OD. En el 2016 después del arranque de la planta, en el mes de marzo, hubo un fuerte decremento de OD, incrementándose de abril a junio, bajando durante los meses de lluvia y, posteriormente incrementando fuertemente en el mes de diciembre en ambos lagos. En el 2017, se comportan de la misma forma, solamente en el mes de abril, el L. Mayor sufre una considerable baja de OD.

Los promedios anuales del OD, son los siguientes: en el 2015, valores de 14 mg/L para el L. Menor y de 16 mg/L en el L. Mayor; en el 2016, valores de 12 y 11 mg/L, respectivamente y hasta abril del 2017, se obtuvo 11 y 10 mg/L. Presentando una disminución del 21% en el L. Menor y un 37% en el L. Mayor.

El parámetro de color solo se midió durante el 2016 y 2017. En la Figura 8, se muestran los promedios semanales del color durante el 2016 y 2017. Apreciándose que, en el 2016, durante la temporada de lluvias, baja considerablemente en ambos lagos, debido a la dilución. En el 2017 se incrementa el valor del color, principalmente, en el L. Mayor. Los promedios semanales del color, son los siguientes: en el 2016, valores de 197 Pt/Co para el L. Menor y de 237 Pt/Co en el L. Mayor; en el 2017, valores de 210 – 277 Pt/Co, respectivamente.

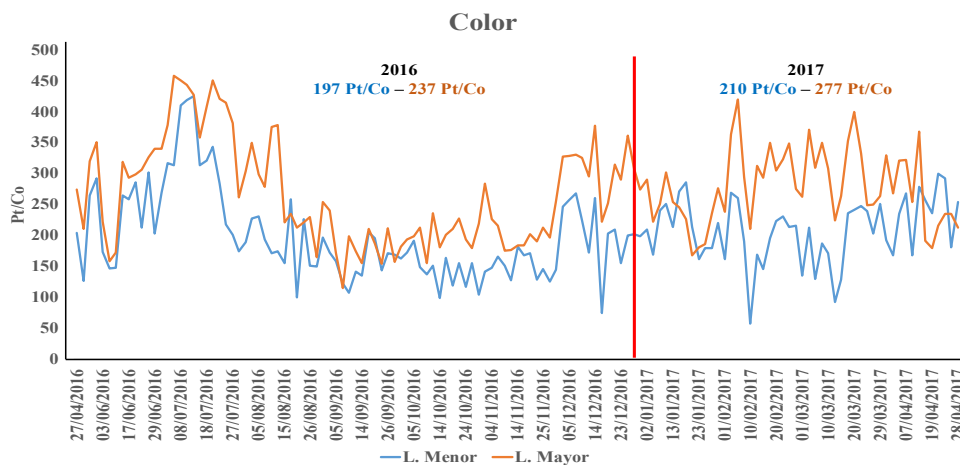


Figura 8. Promedios semanales del Color en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2016-2017.

En la Figura 9, se muestran los días de muestreo y valores obtenidos de Cl_a durante el 2015 al 2017. Apreciándose que, en el 2015, la Cl_a fue muy alta y después de la puesta en marcha de la planta, en el 2016, bajó considerablemente. En el 2017 se incrementan levemente ésta, siendo más alta en el L. Mayor. Los promedios anuales para la Cl_a , fueron los siguientes. En el 2015 se obtuvo en el L. Menor un valor de 830 y en el L. Mayor de 717 $\mu\text{g/L}$. Para el 2016 hubo una baja

considerable en Cla, con 177 y 223 $\mu\text{g/L}$, respectivamente, incrementándose levemente para el 2017, con 217 y 254 $\mu\text{g/L}$. Presentando una disminución de 74% en el L. Menor y un 66% en el L. Mayor

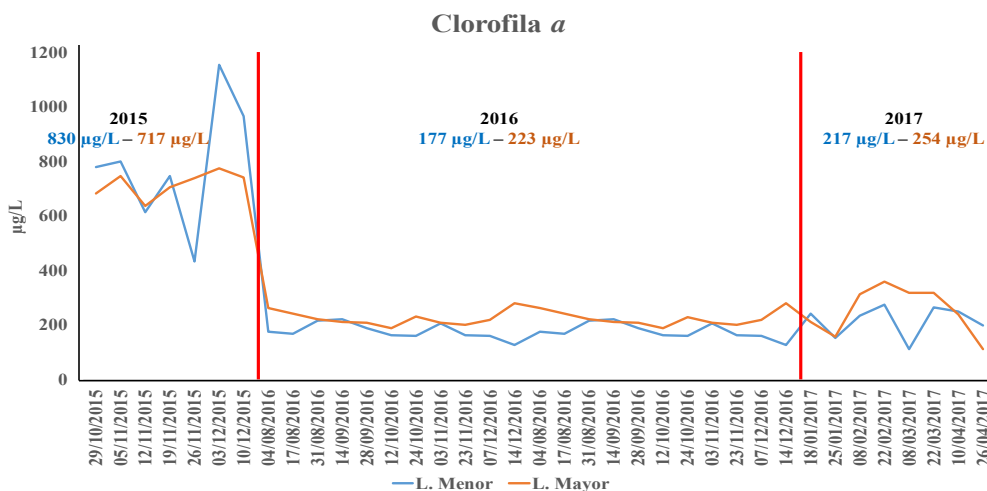


Figura 9. Comportamiento de Clorofila a en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017.

Donde se observó una mejoría en la calidad del agua de los lagos, después de la puesta en marcha de la planta de coagulación floculación en el mes de marzo del 2016, fue en la transparencia, turbiedad y clorofila a , ya que, los promedios anuales de la medición de transparencia en el 2015 para el L. Menor fue de 26 cm y para el L. Mayor fue de 17 cm. En el 2016 el promedio anual fue de 44 y 37 cm respectivamente y en el 2017 el promedio anual fue de 53 y 46 cm para cada uno de los lagos. Con respecto a la turbiedad, también se observa la franca mejoría, ya que, en el 2015, en L. Menor y L. Mayor se obtuvo un promedio anual de 263 y 128 NTU, el cual baja a 20 y 30 NTU, respectivamente, en el 2016 y para el 2017, se obtuvo un promedio anual de 11 y 15 NTU respectivamente. Por último, para la Clorofila a , en el 2015 se obtuvo un promedio anual de 830 y 717 $\mu\text{g/L}$. Para el 2016 hubo una baja considerable, con 177 y 223 $\mu\text{g/L}$, para el 2017, incrementándose levemente, con 217 y 254 $\mu\text{g/L}$. Siendo la biomasa algal para el 2015 de 52,624 mg/m^3 en el L. Menor y de 48,165 mg/m^3 en el L. Mayor. En el 2016 11,885 y 15,070 mg/m^3 respectivamente y en el 2017, con un leve incremento de 14,526 y 17,024 mg/m^3 .

En la Figura 10, se muestran los días de muestreo y valores obtenidos del fósforo total (PT) durante el 2015 al 2017. Observando que, en el 2015, el PT fue muy alto y después de la puesta en marcha de la planta, en el 2016, bajó considerablemente. Para el 2017 se incrementan levemente ésta, siendo más alta en el L. Menor. Los promedios anuales para PT, del 2015 al 2017, son los siguientes: para el 2015 un valor promedio de 2.0 mg/L , en el L. Menor y 1.6 mg/L , en el

L. Mayor. Para el 2016, hubo un decremento a 1.0 y 1.1 mg/L, respectivamente, y para el 2017, se mantiene en 1.0 mg/L en ambos lagos. Presentando una disminución en ambos lagos del 50%.

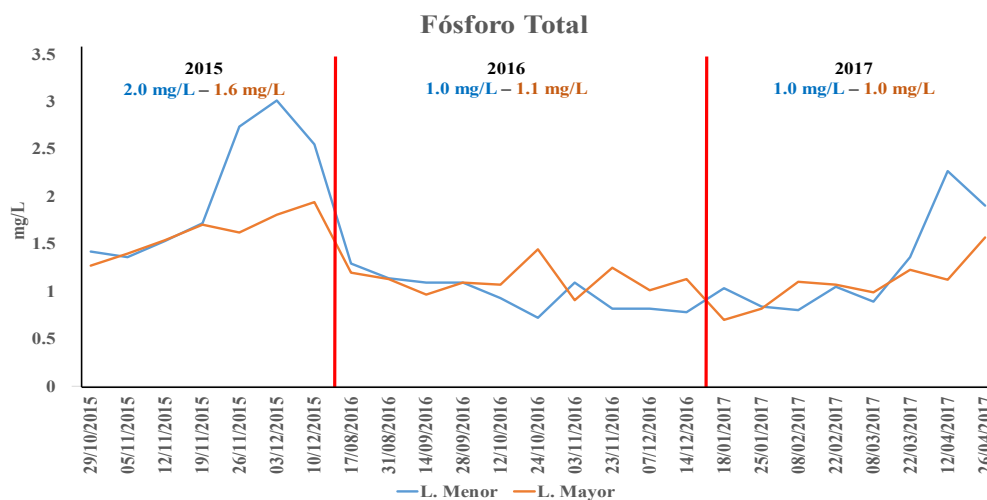


Figura 10. Comportamiento del Fósforo Total en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017.

En la Figura 11, se muestran los días de muestreo y valores obtenidos del nitrógeno total (NT) durante el 2015 al 2017. Apreciándose que, en el 2015, el NT fue muy alto. En el 2016, con la planta operando, disminuye considerablemente. En el 2017 continúa decreciendo ésta, teniendo unos picos al alza el L. Menor.

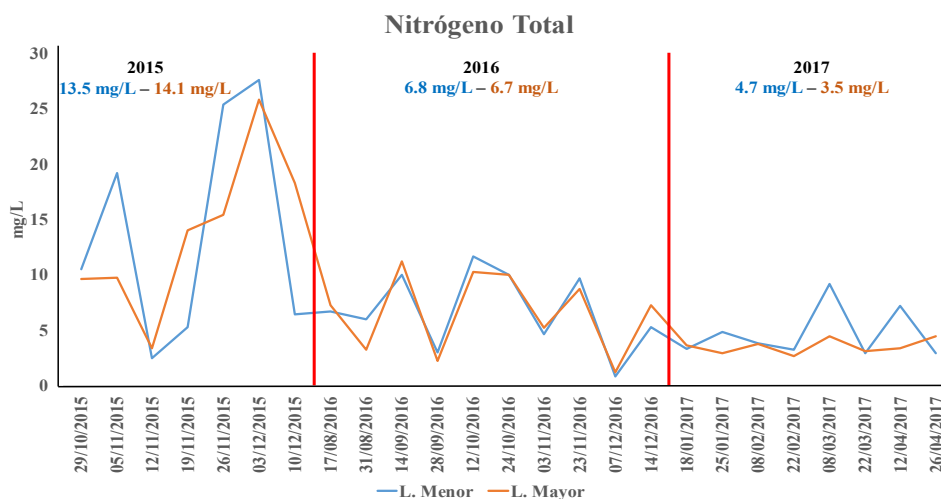


Figura 11. Comportamiento del Nitrógeno Total en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017.

Los valores promedios anuales obtenidos de NT para el 2015 fueron de 13.5 mg/L, en el L. Menor y 14.1 mg/L, en el L. Mayor. Para el 2016, de 6.8 y 6.7 mg/L, respectivamente, reduciéndose casi a la mitad, y en el 2017 se obtuvo un promedio de 4.7 y 3.5 mg/L. Presentando una disminución del 50% en el L. Menor y de un 52% en el L. Mayor.

Alcocer y colaboradores en 1988, reportaron concentraciones de nitrógeno total y fósforo total a 8.8 y 4.7 mg/L, respectivamente. Lo que se encontró en el presente estudio es que las concentraciones de NT fueron muy altas, para el 2015 de 13.5 y 14.1 mg/L. Para el 2016, de 6.8 y 6.7 mg/L, reduciéndose casi a la mitad, y para el 2017 se obtuvo un promedio de 4.7 y 3.5 mg/L.

También se realizaron determinaciones de aluminio, debido al contenido de este en el coagulante, y que tanto afectaría al lago. En la figura 12, se muestra que, durante la adición del coagulante directamente en el lago, en el 2015, el aluminio fue muy alto, presentando en el L. Menor de 0.320 mg/L y para el L. Mayor de 0.344 mg/L. Para el 2016 y 2017, éste se ha ido reduciendo considerablemente. Para el 2016, los valores promedio fueron 0.114 y 0.068 mg/L, respectivamente, y para el 2017, los valores son 0.058 y 0.044 mg/L. Por lo que se puede decir que el aluminio del coagulante utilizado en la planta, al retornar el agua ya tratada a los lagos, no afectando a la vida acuática del lugar.

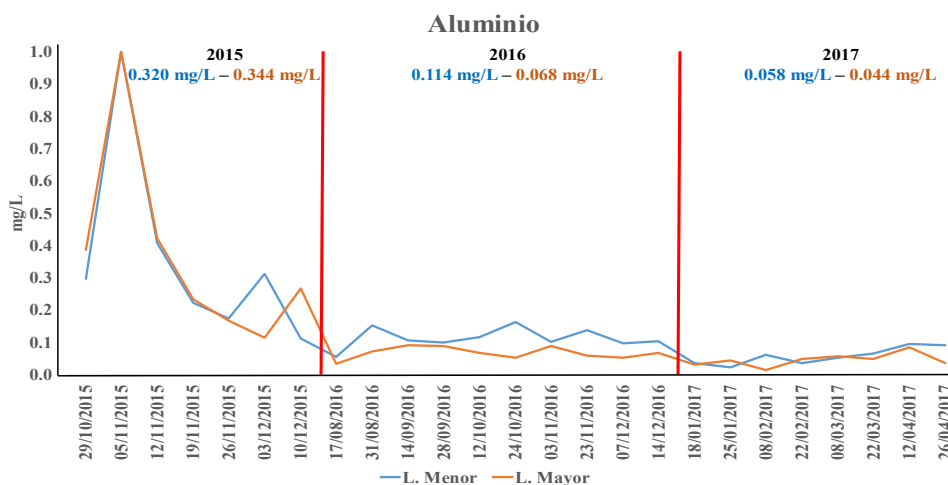


Figura 12. Comportamiento del Aluminio en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017.

Por último, se aprecia que la evaluación de la presencia del aluminio, debido a su contenido en el coagulante, y qué tanto podría afectar a la vida acuática en los lagos. Los resultados indican que no los afecta, ya que, para el 2015 es un promedio anual de 0.320 y 0.344 mg/L, en L. Menor y en

el L. Mayor, debido a que en el L. Menor se estuvo poniendo directamente el coagulante. Para el 2016, ya con la planta en operación, se obtienen promedios de 0.114 y 0.068 mg/L y para el 2017, 0.058 y 0.044 mg/L.

Si se consideran las metas de calidad del agua para cuerpos de agua, en cuestiones de protección de la vida acuática para agua dulce (CONAGUA, 2015), se observa que, en el periodo de estudio del 2015 al 2017, el pH que se encuentra entre los valores de 10 y 11 unidades de pH, y no cumple con el límite de pH entre 6.5-8.5, que establece la CONAGUA, 2015. Para PT, el límite es de 0.7 mg/L, se observa que no se cumple durante éste periodo, con las metas. Por último, para el aluminio, las metas marcan un límite de 0.05 mg/L. Lo que se observó en el estudio fue que, durante el 2015 y 2016, no se cumple con el límite máximo establecido para este parámetro, ya que, está por arriba de este valor máximo, en cambio en el 2017, en el L. Menor se encuentra levemente por arriba del límite y en el L. Mayor está por debajo de éste.

De acuerdo a las directrices que marca la OECD (por sus siglas en inglés: Organization for Economic Cooperation and Development, 1982), para el estado trófico de los lagos, este lago se encuentra clasificado como hipertrófico, ya que marcan como límite para Clorofila α , $>25 \mu\text{g/L}$ y el lago tiene un promedio final en el 2017 de $235 \mu\text{g/L}$. Para nitrógeno total el límite es de $>1200 \mu\text{g/L}$ y el lago tiene un promedio final de $4,100 \mu\text{g/L}$. Por último, el fósforo total, está en $> 100 \mu\text{g/L}$ y el lago presenta $1,000 \mu\text{g/L}$.

Durante el 2015, se observaron florecimientos de *Microcystis spp.*, principalmente, pero a partir del 2016 al 2017 no se ha presentado florecimiento alguno.

Conclusiones

La calidad del agua de los lagos menor y mayor, se ha beneficiado con la puesta en operación de la planta de coagulación-floculación para el retiro de algas. Ya que, se ha logrado aumentar la transparencia en un promedio de 57%, y disminuir la turbiedad en promedio de un 92%, la clorofila α en promedio un 70% y los nutrientes (nitrógeno 51% y fósforo 50%). Lo cual ha evitado los florecimientos de *Microcystis spp.*

La utilización del policloruro de aluminio, en especial el aluminio contenido en él, después del tratamiento, no afecta a los lagos.

Las condiciones de hipertrofia se mantienen, pero con el tratamiento de las aguas se proporcionó un mejor aspecto a los lagos y se controló las floraciones de *Microcystis spp.* y el mal olor.

Referencias bibliográficas

- Alcocer, J., Ato, E., Bles, E. y Vilaclara, G. (1988) Estudio preliminar del efecto del dragado sobre el estado trófico del Lago viejo de Chapultepec. *Contaminación Ambiental*, **4**, 43-56.
American Water Work Association/Water Environment Federation. Washington, D. C.
- APHA, AWWA, WEF (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, 21ed.
- Chorus, I. y Bartram, J., (1999) *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. E y FN Spon, London, 416 pp.
- CONAGUA, 2015. Metas de Calidad del Agua: Protección de la Vida Acuática: Agua dulce. CONAGUA
- Giraldez-Ruiz, N., Bonilla I. y Fernandez-Piñas, F. (1999) "Role of external calcium in homeostasis of intracellular pH in the cyanobacterium *Anabaena sp.* Strain PCC7120 exposed to low pH". *New Phytology*, **141**, 225-230.
- Jöhnk, K.D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P.M. y Stroom, J.M., (2008) Summer heatwaves promote *fl orações* of harmful cyanobacteria". *Global Change Biology*, **14**,495-512.
- Oliva-Martínez, M. G., Rodríguez-Rocha, A., Lugo-Vázquez, A. y Sánchez-Rodríguez, M. R. (2008) Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*, **18**(1),1-13
- Organization for Economic Cooperation and Development. (1982) Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Final Report. *OECD Cooperative Programmed on monitoring of inland waters (Eutrophication control)*, Environment Directorate, OECD, Paris. 154 pp.
- Palacios-Adame, A. A., y Vega-Morales, A. (2015) Plan de acciones para atender la problemática de calidad de agua en el Lago de Chapultepec, primera sección. Tesis. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. 97 pp.
- Pérez-Morales, A., Olivos-Ortiz, A., Quijano-Sheggia, S. I., Espinoza-Rodríguez, C. H. y Jiménez-Santos, M. A. (2016) Estado actual del estudio de cianobacterias dulceacuícolas formadoras de florecimientos en el centro de México. En: *Florecimientos Nocivos en México*. García-Mendoza, E.; Quijano-Sheggia, S. I.; Olivos-Ortiz, A., y Núñez-Vázquez, E. J. (Eds). Ensenada, México, CISESE, 408-421
- Pineda-Mendoza, R., Martínez-Jerónimo, F., Garduño-Solórzano, G. y Olivera-Ramírez, O. (2011) Características morfológicas y moleculares de Cianobacterias filamentosas aisladas de florecimientos de tres lagos urbanos Eutróficos de la Ciudad de México. *Polibotánica*. **31**,31-50. ISSN 1405-2768.
- Roset, J., Aguayo, S. y Muñoz, M.J. (2001) Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Review in Toxicology*. **18**, 65-71.
- Tomasini-Ortíz, A. C, Ramírez-González, A., Ramírez-Camperos, E., Cardoso-Vigueros, L. M., Bahena, B. E., Esquivel-Sotelo, A., Bahena-Castro, E. (2017) Calidad del agua de un lago urbano en la Ciudad de México (2015-abril 2017). 3er Congreso Nacional AMICA. *XII Congreso Regional para Norteamérica y el Caribe. Primer Simposio Interamericano de AIDIS Joven y Primer Encuentro internacional de Jóvenes Investigadores en Evaluación de Tecnología Ambiental*, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, Tabasco. ISSN-2448-6434
- Vela, L., Sevilla, E., Martín, B., Pellicer, S., Bes, Ma. T., Fillat, M. F. y Peleato, Ma. L., (2007) Las microcistinas. *Real Academia de Ciencias*. Zaragoza. **62**, 135-146.