



Evaluación de la calidad del agua de la laguna de Chignahuapan, Almoloya del Río, Edo. de México

Barceló Quintal Icela Dagmar¹, Solís Correa Hugo Eduardo¹, García Albortante Julisa¹, Osornio Berthet Luis¹, Magdalena García Martínez¹

¹ Universidad Autónoma Metropolitana, Departamento de Ciencias Básicas. Av. San Pablo No. 180, Azcapotzalco, Ciudad de México. C.P. 02200. México.

² Comisión General de la Cuenca del río Lerma,

*Autor para correspondencia: ibarceloq@gmail.com

Recibido:

23/mayo/2016

Aceptado:

25/julio/2016

Palabras clave

Laguna Chignahuapan,
calidad del agua, metales

Keywords

Laguna Chignahuapan,
water quality, metals

RESUMEN

La Laguna Chignahuapan pertenece al sistema lacustre de la Cuenca Alta Lerma, tiene serios problemas como: pérdida de agua por secado natural, fracturas y entrega de agua a la Ciudad de México, más descargas contaminantes. Es un área natural protegida para conservación de aves y biodiversidad; su hidrología está en riesgo, por lo que es importante vigilar su calidad. Se determinaron parámetros físico-químicos y químicos, también metales potencialmente tóxicos para la biota; la dureza del agua fue importante por la relación con los metales y su potencial tóxico. La temperatura del agua, oxígeno disuelto, DBO, DQO, los metales Pb y Zn, no mostraron condiciones deseables para mantener una buena vida acuática de acuerdo a los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, CE-CCA-001/89. Cu y Cd están todavía por debajo de límite de detección. Fe y Mn no presentan riesgo para la biota de acuerdo con éstos criterios.

ABSTRACT

Chignahuapan Lagoon belongs to Lacustrine System of Upper Lerma Basin, it has serious problems as: water loss by natural drying, fractures and delivery of water to Mexico City, further pollution discharges. Is a Protected Natural Area for conservation of birds and biodiversity; its hydrology is at risk, so it is important to monitor its water quality. Were determined, physico-chemical and chemical parameters, also potentially toxic metals for biota; water hardness was important by the relationship with metals and its toxic potential. Water temperature, dissolved oxygen, BOD, COD, Pb and Zn metals, showed no desirable conditions to sustain a good aquatic life according to the Ecological Water Quality Criteria, CE-CCA-001/89. Cu and Cd are still below to detection limit, Fe and Mn aren't present risk for biota according Criteria.

Introducción

Almoloya del Río es la cabecera municipal del municipio mexicano que lleva el mismo nombre, se ubica en el Valle de Toluca dentro del Estado de México. Su principal actividad económica es la industria textil, complementada con la agricultura y la ganadería. Cuenta con 55 habitantes de origen nativo, lo que representan el 0.51% de la población municipal total, cuyas lenguas son el náhuatl y el otomí, el resto de la población es de habla hispana; el municipio cuenta actualmente con una población de 10,886 habitantes (SEDESOL, 2016).

En la época prehispánica algunas tribus matlatzincas y otomíes se asentaron en las cercanías de los meandros próximos a las márgenes del río Chiconahuapan o Chiconahuapan, hoy Lerma para conseguir su sustento, al asentamiento le denominaron Almoloyán. A la llegada de los españoles la palabra fue modificada por Almoloya, corrupción de la original (Atlas de la Cuenca del Río Lerma, 2011; Vázquez, 1999).

El municipio se asienta sobre un cerro de formación volcánica en cuyo lecho alberga una gruesa capa de rocas de formación volcánica, tipo basáltica. Predomina el clima templado subhúmedo, la temperatura media anual es de 11.5°C; la máxima de 18°C y la mínima de 1.5°C. La precipitación pluvial promedio es de 871.7 mm, las tormentas más intensas se presentan en los meses de julio y agosto; entre octubre y marzo se presentan las heladas y los vientos dominantes son de norte a este, y en la primavera de sur a norte, (Atlas de la Cuenca del Río Lerma, 2011; Albores, 1995).

En cuanto a su hidrología, se tiene que contiene un único río, que es el Lerma, pero éste presenta una alta contaminación. Actualmente la laguna presenta una alta pérdida de agua por una intensa evaporación, la sobreexplotación de sus aguas que conducen a pozos, además del transporte a la ciudad de México mediante un convenio desde el 23 de junio de 1950, ha contribuido a que presente su lecho arcilloso fracturas geológicas con pérdida de agua, donde la actividad sísmica ha empeorado. Por otro lado, se construyó prácticamente dentro de la laguna un bordo denominado Dumac (SEMARNAT, Gobierno del Estado de México, 2016), que recoge aguas residuales municipales de la población, que cuando se desborda contamina el agua de la laguna, contribuyendo también a su contaminación, los agroquímicos de los cultivos. Hasta hace cuatro décadas existía en la zona un envidiable ecosistema lacustre con gigantes
Sitio 5: Latitud 19°9'43.30'', Longitud 99°29'58.30''

manantiales, pero principalmente, la conducción de sus aguas mediante un gran acueducto, a la Cd. de México, no solo ha afectado a la laguna sino también, ha empobreciendo el caudal del río Lerma. Actualmente se considera a la laguna como: "*Parque Municipal de la Laguna de Chignahuapan*"; fue creado para proteger este cuerpo de agua, así como la flora y fauna que contiene, ya que forma parte de un sistema lagunar de gran importancia desde la época prehispánica. Su objetivo es mostrar un paisaje lagunar, que en otras épocas fue representativo del Valle de Toluca, así como regenerar en la medida de lo posible las condiciones naturales del lugar. Por lo que se necesita desarrollar en el área un programa de restauración ecológica y conservación ambiental (Atlas de la Cuenca del Río Lerma, 2011).

En cuanto a la geología/edafología, predomina un suelo rico en materia orgánica y nutrientes Feozem así como de tipo Andosol, Luvisol y Vertisol, (Atlas de la Cuenca del Río Lerma, 2011). Según el criterio Ramsar, (Ceballos, 2003). Las ciénagas del Lerma a las que pertenece la laguna Chignahuapan, son los humedales remanentes más extensos del Centro de México, especialmente de los Valles de México y Toluca. Cubren más de 3000 hectáreas, que son los reductos de las 27,000 hectáreas de humedales que había en la zona a finales del siglo XIX. Por la altitud en la que se desarrollan, estos cuerpos de agua son comparables a los humedales alto andinos sudamericanos. Las ciénagas presentan diferentes hábitats, incluyendo zonas de aguas profundas (hasta 5 metros), zonas con vegetación emergida, zonas de vegetación inundada y zonas de vegetación riparia. Mantienen una alta diversidad de fauna y flora acuáticas, incluyendo decenas de especies endémicas y en riesgo de extinción, muchas de las cuales son exclusivas de estas ciénagas. También son importantes para el mantenimiento de las aves acuáticas migratorias, ya que son el hábitat más extenso en la región en la que se encuentran.

Metodología

Se tomaron muestras de agua con un muestreador Van Dorn en siete sitios, cinco en la Laguna Chignahuapan y dos en descargas, como se indica en las siguientes coordenadas:

Sitio 1: Latitud 19° 9' 17.8'', Longitud 99° 29' 34.9''

Sitio 2: A 1.50 m del primero

Sitio 3: Latitud 19° 9' 20.8'', Longitud 99° 29' 48.10''

Sitio 4: Latitud 19° 9' 43.30'', Longitud 99° 29' 58.30''

Sitio 6: Latitud 19°0.80'55.5'', Longitud 99°29'25'' Descargas de agua residual de la población y una descarga al bordo Dumac (Semarnat, Gobierno del Estado de México, 2016).

Sitio 7: Descarga de agua residual donde está un salto de agua y descarga directamente al bordo Dumac, enclavado a un costado de la Laguna Chignahuapan y con peligro de desborde en la época de lluvias hacia la laguna.

Las muestras de agua en la laguna se obtuvieron de cuatro columnas de agua formando un círculo virtual por sitio, aproximadamente con un radio de dos metros y se prepararon para cada caso una mezcla compuesta, en dos periodos, primavera y otoño. Se procuró con un GPS tener casi los mismos sitios. Las muestras de agua se tomaron a 40cm de profundidad. De los sitios 6 y 7, donde se ubican las descargas, se tomaron: del primero tres muestras y se preparó una muestra compuesta en cada muestreo y del segundo, que es un salto, se obtuvo directamente una muestra compuesta en cada época de muestreo.

Medidas *in situ*

Se midieron en campo los parámetros: pH, temperatura, conductividad y potencial redox (ORP), utilizando un potenciómetro Hannah instruments HI 98150, acoplado a un sistema vernier LabQuest con sus respectivos electrodos.

Medidas *ex situ*

Las muestras de agua de cada sitio se dividieron primero: para la determinación de la DBO y DQO, segundo: para las medidas de metales totales, también se tomaron muestras de agua sin filtrar y otras para la medida de los metales disueltos estas últimas se centrifugaron a 6,000 rpm (equipo Damond/IS. Div CU/5000) durante 2 horas y el líquido remanente se pasó por un filtro de acetato de celulosa de 0.45 micras de poro.

Los metales en todas las muestras se midieron por triplicado mediante absorción atómica por flama en un equipo Thermo elemental modelo SOLAAR M6. Los metales disueltos y particulados, se determinaron, los primeros para obtener las concentraciones que se utilizaron para evaluar a los que pudieran afectar la vida acuática y los segundos para complementar la partición de cada metal. Se trataron inicialmente las muestras para los metales totales, con sus blancos con 10 mL de ácido nítrico, grado analítico marca Baker y 5 mL de ácido clorhídrico, también grado analítico de la misma marca. Se sometieron a digestión ácida en un horno de

microondas CEM-MARS 5. A los metales disueltos con excepción de Fe y Mn, se le añadió 5 mL de HNO₃ y 5 de HCl grado analítico marca Baker y se trataron por microondas, se aforaron a 50 mL. Los metales particulados (sorbidos en el material en suspensión) se obtuvieron restando a los metales totales de los disueltos, con excepción del Fe, Mn y Zn, que se midieron en la materia particulada, donde ésta se liofilizó en un equipo Virtis Benchtop y se les restó a los totales para sacar los disueltos.

Resultados y discusión

Valores de los parámetros fisicoquímicos

En la tabla 1 se indican los valores promedio medidos.

Tabla 1. Valores promedio obtenidos en los sitios muestreados en Almoloya del Río, estado de México.

| Parámetro | Sitio 1 | Sitio 2 | Sitio 3 | Sitio 4 | Sitio 5 | Sitio 6 | Sitio 7 |
|-----------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| pH | 7.24 | 7.38 | 7.46 | 7.82 | 7.87 | 9.25 | 8.87 |
| Temperatura °C | 21.11 | 21.13 | 20.72 | 20.12 | 21.10 | 24.61 | 22.61 |
| Conductividad (µSiemens/cm) | 277.81 | 277.70 | 278.80 | 262.30 | 253.10 | 301.42 | 282.23 |
| OPR (Eh, MV) | 253.80 | 167.40 | 154.32 | 136.61 | 131.94 | -122.72 | -22.70 |
| [OD] mg/L | 5.72 | 5.37 | 5.32 | 5.17 | 4.98 | 0 | 0.71 |
| DBO _r mg/L | 34.22 | 42.66 | 49.31 | 51.11 | 57.35 | 72.86 | 66.65 |
| DQO _r mg/L | 137.82 | 148.84 | 162.33 | 168.55 | 170.77 | 282.41 | 201.33 |

Evaluación del pH, de la conductividad y del Potencial de Oxidación-Reducción (ORP)

Tomando en consideración los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, CE-CCA-001/89, se tiene para riego agrícola un intervalo permitido de pH 4.5-9. Así, en todos los sitios el pH fue con tendencia alcalina, el sitio 7 es fuertemente alcalino, lo que indica una fuerte hidrólisis principalmente de la materia orgánica (MO), en los sitios de la laguna la temperatura fue algo alta al tomar los promedios de las temporadas de muestreo, la profundidad en promedio fue entre 1.10 y 1.30 m, tirante muy bajo con alta evapotranspiración.

La conductividad resultó alta por los iones positivos (iones metálicos presentes) y los iones negativos como sulfatos, cloruros, bicarbonatos, fosfatos, nitratos.

El Potencial Redox (ORP) en los puntos de la laguna fue positivo, el agua no presentó mal olor, las algas presentan una fotosíntesis adecuada, lo que no sucede en el sitio 6 que olía mal, hay una fuerte anaerobiosis, el color es muy oscuro y en el sitio 7 hay un salto del agua que permite oxigenación, aunque el OPR es algo negativo, presentó una oxigenación mejor casi semejante al del agua de la laguna. En este caso, para la laguna el hecho que los valores sean positivos no significa que su estado esté bien, ya que para la biota el OD no fue el deseable.

Evaluación del O₂ disuelto [OD]

Los sitios dentro de la laguna presentaron una concentración prácticamente en el límite de lo que se requiere en un cuerpo sano (Goyenola, 2007), ver tabla 2. Sin embargo, para Bain y Stevenson (1999), dada la temperatura del cuerpo de agua (tabla 1), el OD es muy bajo para sostener una buena vida acuática.

Tabla 2. Intervalos de [OD] y consecuencias en los ecosistemas acuáticos.

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

Evaluación de la DBO y la DQO

En función de los valores contenidos en la tabla 1, la DBO_r es alta, ya que este parámetro es un indicador de la cantidad de materia orgánica presente en el agua, su presencia en el proceso de oxidación disminuye el contenido de OD en los cuerpos de agua, pudiendo crear en función de las cantidades presentes, condiciones de anoxia, llegando incluso a dañar a las comunidades biológicas de un ecosistema acuático. Valores mayores a 30 mg/L, es considerado como el límite máximo permitido para la protección de la vida acuática en ríos.

Si se analiza la tabla 1, todos los sitios resultaron arriba de este valor, lo que significa que hay abundancia de MO, lo que pondría en riesgo a la laguna, respecto a la biota existente, principalmente a la piscicultura y sobre todo que el OD está en el límite aceptable. Se considera dentro de la categoría de “contaminado”, con valores superiores a los 40 mg/L que sugieren la presencia de descargas de aguas residuales sin tratamiento y de “fuertemente contaminado” con valores promedio superiores a los 200 mg/L. (Gerencia de Calidad del Agua-Conagua-SEMARNAT, 2014).

Determinación de la dureza

Para determinar la dureza del agua de los sitios monitoreados se utilizó la siguiente fórmula:

$$\text{Dureza en mg/L (CaCO}_3\text{)} = [\text{M}^{2+} \text{ (mg/L)}] \times [50/\text{PE de M}^{2+}] \quad (1)$$

Dónde:

M²⁺= estado de oxidación del metal

PE= equivalente químico

En la tabla 3 se indican los intervalos de valores para clasificar las aguas según su dureza y en la tabla 4 se presentan los resultados determinados.

Tabla 3. Valores considerados para la clasificación de la dureza en cuerpos acuáticos.

| Relación de concentración en mg/L de carbonato de calcio | Grado de dureza |
|--|-------------------------|
| 0-75 | Blanda (B) |
| 75-150 | Moderadamente dura (MD) |
| 150-300 | Dura (D) |
| 300 y más | Muy dura (MD) |

Tabla 4. Dureza por Ca y Mg disueltos en mg/L equivalentes a carbonato de calcio

| Sitio | Ca (mg/L) | Mg (mg/L) | Dureza Ca | Dureza Mg | Dureza total | Grado de dureza |
|-------|-----------|-----------|-----------|-----------|--------------|-----------------|
| 1 | 6.97 | 10.57 | 26.42 | 108.27 | 134.69 | MD |
| 2 | 5.27 | 6.14 | 15.34 | 62.88 | 78.22 | MD |
| 3 | 3.56 | 7.28 | 18.21 | 74.62 | 92.83 | MD |
| 4 | 5.35 | 7.97 | 19.93 | 81.69 | 101.62 | MD |
| 5 | 5.11 | 7.63 | 19.08 | 78.21 | 97.29 | MD |
| 6 | 3.94 | 7.99 | 19.97 | 81.82 | 101.79 | MD |
| 7 | 2.67 | 10.57 | 17.28 | 70.80 | 88.07 | MD |

El agua en todos los sitios resultó moderadamente dura respecto a la clasificación de la dureza de la tabla 3.

Resultados de metales: totales, disueltos y particulados

En las gráficas de la figura 1, se muestran los valores de calcio total obtenidos al determinar las concentraciones de las diferentes muestras de agua sin filtrar.

De los sitios dentro de la laguna, el sitio 1 es el que presentó el mayor valor y mayor dureza, es el sitio más cercano al paso peatonal y presencia de poca vegetación hidrófita con los menores valores de DQO y DBO. Los sitios 2, 4 y 5, que están más al centro de la laguna, tuvieron valores semejantes; en cuanto a la concentración del Ca; la DBO y DQO indican una mayor concentración de materia orgánica, también presentaron mayor vegetación, aunque la dureza fue variable. El sitio 3 cercano al bordo Dumac indicó el menor valor. Los sitios 6 y 7 son de las descargas de la población, donde el sitio 6 es un canal que conduce mucha materia orgánica y presenta una fuerte anaerobiosis. El sitio 7 agua de descarga, es un salto de unos dos metros y entra al bordo Dumac, es agua ligeramente gris y no presentó olor. En la figura 1 se indican los resultados de las muestras filtradas, tanto la variación de la concentración de Ca disuelto (1a), como la concentración del Ca en el material particulado (1b).

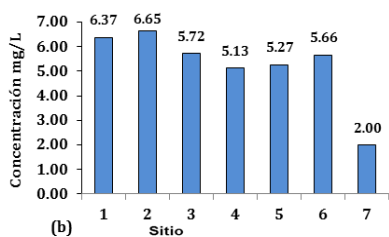
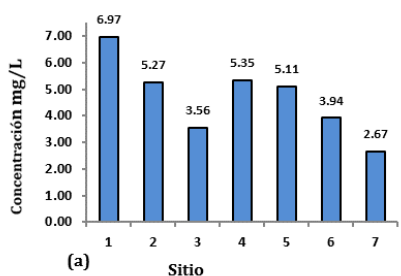


Figura 1. Variación de las concentraciones de Ca, (a) Disuelto, (b) Particulado en cada sitio.

En la figura 2 se presentan los resultados para el magnesio total de las muestras sin filtrar de cada sitio de los cuerpos de agua y en la figura 3, el Mg disuelto y el particulado.

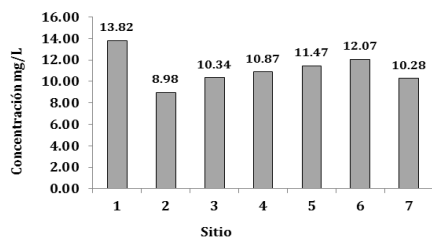
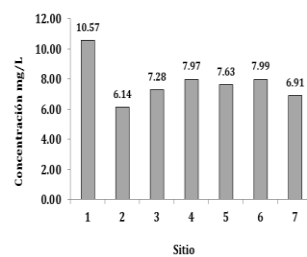
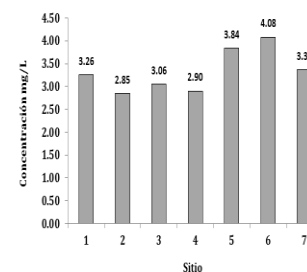


Figura 2. Variación de las concentraciones de Mg en cada sitio.

El Mg en las muestras sin filtrar, Figura 3, se encontró en mayor concentración en el sitio 1, siguiendo el sitio de descarga 6. Los demás sitios prácticamente tuvieron valores semejantes, un poco más bajo el sitio 3. En cuanto al Mg disuelto, se encontraron valores mayores en la fase acuosa, figura 3a, que en el material particulado, figura 3b, lo que influye en la dureza y en la conductividad, lo contrario sucedió en el caso del calcio, en donde los valores de Ca disuelto respecto a los particulados fueron semejantes, aunque en el material particulado en algunos sitios fueron ligeramente mayor, figuras 1a y 1b.



(a)



(b)

Figura 3. Variación de las concentraciones de Mg. (a) Disuelto. (b) Particulado, en cada sitio.

A continuación, se señala en la figura 4 de las muestras sin filtrar. el Fe^{2+} , especie iónica soluble, resultó con valores casi homogéneos en todos los sitios. Donde, al menos en la laguna, el hecho de estar oxigenada el agua, el hierro presente se encuentra oxidado a Fe^{3+} , pasando al sedimento, ya que la zona es rica en Fe.

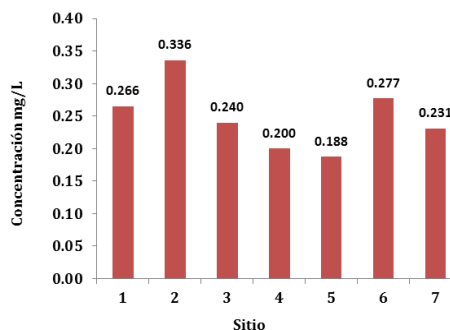


Figura 4. Variación de las concentraciones de Fe en cada sitio.

En la figura 5 se indican las concentraciones de Fe^{2+} disuelto, figura 5a y particulado, figura 5b.

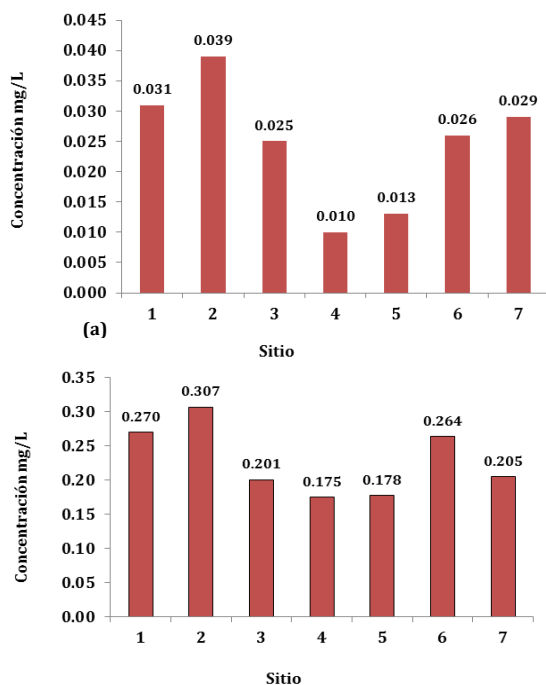


Figura 5. Variación de las concentraciones de Fe. (a) Disuelto, (b) Particulado encada sitio

Se observa en la partición, que el Fe^{2+} disuelto es mucho menor que el particulado, el lecho de la laguna es rica en óxido de hierro, tipo hematita (Barceló, 2000), alcanzando los sedimentos valores arriba de 10000 mg/Kg. Los sitios 1 y 2, tanto el metal disuelto como el relacionado al material particulado, presentaron concentraciones algo mayores que los demás dentro de la laguna.

El hierro relacionado al material particulado presentó concentraciones mayores que en la fase disuelta. En las descargas las concentraciones fueron muy bajas, para ser descargas municipales, se esperaba valores más altos que en los sitios de la laguna, tanto en la fase disuelta como en la particulada.

En la figura 6, de la misma forma que los metales anteriores, se presentan los valores de manganeso total en las muestras sin filtrar. Analizando la variación de este metal, se observa que la distribución en los sitios de la laguna resultó prácticamente homogénea y muy pequeña en las descargas. Este metal normalmente se presenta en zonas volcánicas, aunque en menores concentraciones que el hierro (Barceló, 2000).

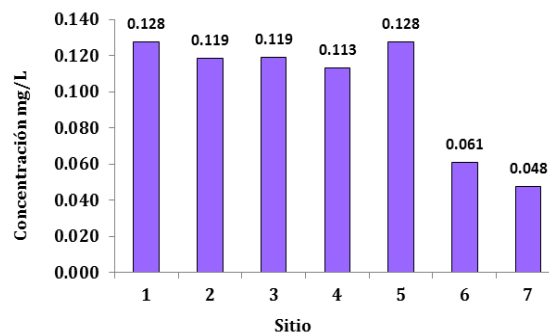


Figura 6. Variación de las concentraciones de Mn en cada sitio.

En las gráficas 7a y 7b de la figura 7, la partición de este metal en las muestras filtradas está más relacionado al material particulado, con valores mayores que en la fase disuelta, se nota que la concentración en el material particulado es parecida al del metal total, lo que indica que hay más metal adsorbido por los materiales que conforman los sólidos en suspensión.

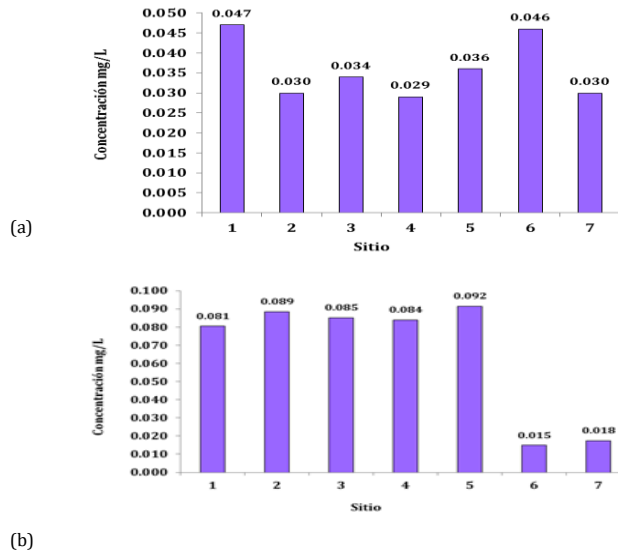


Figura 7. Variación de las concentraciones de Mn. (a) Disuelto, (b) Particulado en cada sitio

En la figura 8, se presenta la variación del plomo total en la laguna y en las descargas. En la laguna este metal es importante por el descuido y la falta de control en la temporada de caza de patos que llegan a la laguna durante el periodo de invierno, migran principalmente del Canadá, llegando a anidar y procrear en el cuerpo hídrico, los cazadores dejan los casquillos de las balas.

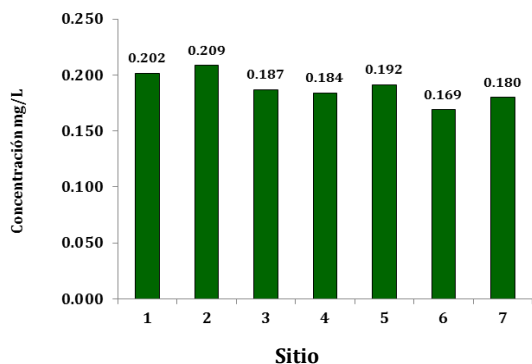


Figura 8. Variación de las concentraciones de Pb en cada sitio.

En la figura 9, como en los casos anteriores, se indican tanto el plomo disuelto, figura 9a, como el asociado al material en suspensión (particulado), figura 9b.

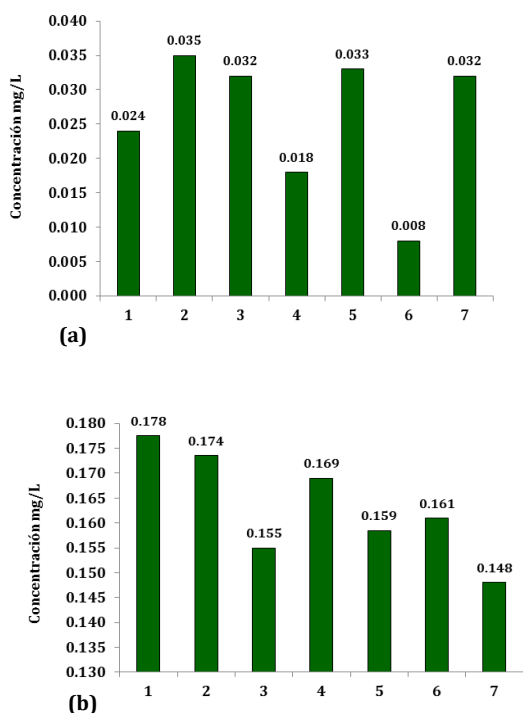


Figura 9. Variación de las concentraciones de Pb.

El estado de oxidación +2 es el más estable del plomo, se comporta como una base Pearson suave (Pearson, 1972), formando compuestos más bien insolubles que se relacionan más al material particulado, donde existen coloides, como las arcillas y oxihidróxidos de Fe, Mn y Al, comunes en los suelos de la región, para luego depositarse en el sedimento (Pedroza-Benítez, et al, 2010; Avila-Pérez et al., 2007; Barceló, 2000).

Al igual que el Fe y el Mn totales, se puede observar que los resultados en los sitios de la laguna, la concentración del plomo total es prácticamente homogénea, pero al analizar la partición entre el Pb disuelto y el particulado, gráficas 9a y 9b de la figura 9, la mayor concentración se encuentra relacionada al material particulado. Estas determinaciones son importantes por el potencial tóxico de este metal.

Autores como Chapman et al. (1980), han analizado los efectos tóxicos agudos del plomo evaluando variables fisiológicas, morfológicas y ecológicas, encontrando una relación con la dureza, donde estos efectos disminuyen al aumentar la dureza, se ha observado que la concentración letal para el 50% de los individuos expuestos (CL50) al Pb(II) sobre *Daphnia magna* varía de 612 µg/L, para una dureza igual a 54 mg CaCO₃/L, a 1910 µg/L, para una dureza igual a 152 mg CaCO₃/L, y a 31650 µg/L, para una dureza igual a 206 mg CaCO₃/L.

En la gráfica de la figura 10, al igual que en los otros casos se tienen los resultados para Zn. En general, las concentraciones fueron pequeñas.

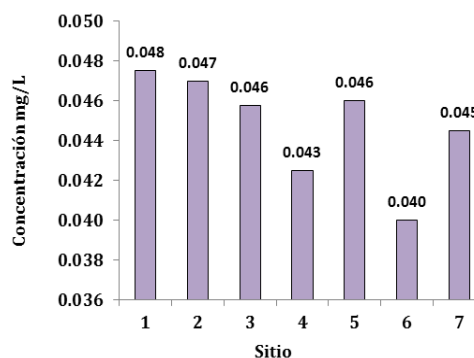


Figura 10. Variación de las concentraciones de Zn.

En la figura 11 se indican los resultados tanto del metal disuelto, gráfica 11a como el particulado 11b. Se observa que el metal sorbido es algo mayor que el disuelto, lo que puede deberse a la afinidad del Zn con los componentes del material en suspensión. Los equilibrios de solubilidad, que potencialmente pueden restringir la presencia de Zn disuelto en las aguas con condiciones aeróbicas, corresponden al hidróxido, al carbonato y al silicato de zinc, siendo particularmente limitante este último compuesto. No obstante, la ocurrencia normal del zinc en las aguas naturales, presenta un carácter de no saturación (Mills et al., 1985), esto coincide con las concentraciones bajas encontradas en todos los sitios,

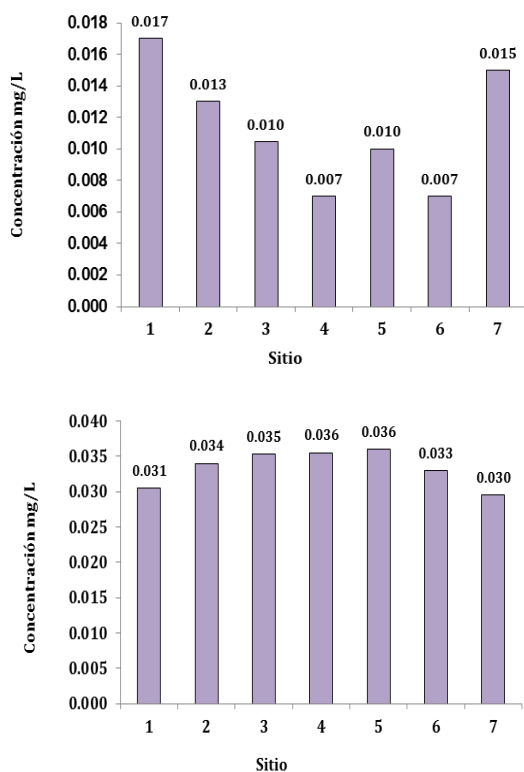


Figura 11. Variación de las concentraciones de Zn. (a) Disuelto, (b) Particulado en cada sitio.

En el caso de los metales cadmio y cobre tuvieron concentraciones que no se detectaron por flama, donde el límite de detección del equipo de absorción atómica utilizado fue respectivamente >0.008 y >0.014 .

Evaluación de los metales disueltos para la protección de la vida acuática

Respecto al agua de la laguna, los metales con potencialidad tóxica y por no tener mecanismos de eliminación natural, es importante tener en cuenta la protección de la vida acuática, donde a través de estudios ambientales, es posible cuantificar y definir los límites máximos permitidos de su presencia en sistemas acuáticos (Barceló-Quintal, et al., 2012; Avila-Perez, et al., 2011; Avila-Perez, et al., 2007).

Para evaluar el riesgo del Pb y Zn disueltos, que fueron los metales mayormente detectados y que se consideraron para la para evaluar la protección de la vida acuática en el agua de la laguna, se utilizaron las ecuaciones indicadas por la EPA (Buchman MF, 1999, NOAA HAZMAT report 99-1) y los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, del CE-CCA-001/89, tomando en cuenta la dureza en mg/L equivalente a CaCO_3 :

$$\text{CMC}_{\text{Pb}} \text{ (mg/L)} = e^{(1.273[\ln(\text{dureza})] - 4.705)}$$

$$\text{CMC}_{\text{Zn}} \text{ (mg/L)} = e^{(0.8473 [\ln(\text{dureza})] + 10.3604)}$$

Donde CMC es el criterio de máxima concentración, y se considera como la exposición aguda.

Para plomo se presentan en la tabla 5 los resultados de los cálculos promedio de tres réplicas por muestreo en dos estaciones primavera y otoño. Si se consideran los valores estudiados por Chapman et al., (1980), tanto el plomo disuelto como el total, detectados en la Laguna, ambos presentan un riesgo severo para la biota.

Considerando la dureza en los cálculos, en este cuerpo de agua los valores son cercanos a los considerados por Chapman et al., 1980. Aunque Mills et al., 1985, en sus trabajos de especiación química, indican que en los intervalos de $7 < \text{pH} < 9$, la especie principal es el PbCO_3 , en este caso la mayoría del plomo puede precipitar, pudiéndose depositarse en los sedimentos o ser adsorbido por el material en suspensión y en el proceso de sedimentación depositarse, lo que minimiza el riesgo en el agua, pero está presente en los sedimentos.

Tabla 5. Comparación del cálculo de plomo disuelto con la ecuación (1) y los valores obtenidos de los muestreos.

| Sitio | Pb promedio calculado con la ecuación (mg/L) | Pb promedio disuelto medido (mg/L) | Pb Promedio total medido (mg/L) |
|-------|--|------------------------------------|---------------------------------|
| 1 | 4.646 | 0.024 | 0.202 |
| 2 | 2.328 | 0.035 | 0.209 |
| 3 | 2.895 | 0.032 | 0.187 |
| 4 | 3.48 | 0.018 | 0.184 |
| 5 | 3.071 | 0.033 | 0.192 |
| 6 | 3.254 | 0.008 | 0.169 |
| 7 | 2.707 | 0.18 | 0.180 |

Otros autores como (López-Galván et al., 2010; Markich and Jeffree, 1994), indican que aparentemente, el efecto de la dureza se debe principalmente al hecho de que el Pb^{2+} al cual corresponde la mayor parte de los ensayos de toxicidad realizados, sería incorporado desde el medio acuático como un análogo metabólico del ion calcio. Por lo tanto, no sería la dureza en general, sino la concentración de calcio en el medio, la responsable de la disminución de la toxicidad al aumentar la dureza.

En la tabla 6, se presentan los resultados de manera semejante al caso anterior. Al igual que para el resto de los metales pesados, la toxicidad del zinc está influenciada por factores tales como concentraciones de

calcio y magnesio, dureza, temperatura y pH. Así, la toxicidad aguda del zinc es más baja en aguas con alta dureza y bajo pH (Alsop et al., 1999; Holcombe y Andrew, 1978; Mount, 1966) y una disminución en la dureza del agua en 10 veces genera un aumento en la toxicidad del zinc del mismo orden de magnitud (Bradley and Sprague, 1985).

Tabla 6. Comparación del cálculo de plomo disuelto con la ecuación (1) y los valores obtenidos de los muestreos.

| Sitio | Zn promedio calculado con la ecuación (mg/L) | Zn disuelto promedio medido (mg/L) | Zn total promedio medido (mg/L) |
|-------|--|------------------------------------|---------------------------------|
| 1 | 2012.10 | 0.017 | 0.048 |
| 2 | 1269.62 | 0.013 | 0.047 |
| 3 | 1467.87 | 0.010 | 0.046 |
| 4 | 1584.81 | 0.007 | 0.043 |
| 5 | 1527.41 | 0.010 | 0.046 |
| 6 | 1587.06 | 0.007 | 0.040 |
| 7 | 1403.84 | 0.015 | 0.045 |

La toxicidad del ion Zn^{2+} disuelto, se origina cuando este desplaza los iones Ca^{2+} o Mg^{2+} y bloquea su acción catalítica, o bien, modifica estructuras celulares vitales. Los iones disueltos Ca y Mg evitan que el ion Zn sea absorbido por los organismos acuáticos (Alsop et al., 1999), así a mayor dureza menor es la toxicidad del metal.

Las concentraciones asociadas a una toxicidad aguda en peces e invertebrados varían dentro de un amplio intervalo (32 $\mu g/L$ –150 mg/L) debido a factores relacionados con la dureza, edad, tamaño de los organismos y la temperatura, (Carlson and Roush, 1985; Qureshi et al., 1980). Ensayos de toxicidad aguda (CL50), para la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) mostraron valores de concentraciones letales para el 50% de los individuos que varían entre 36 $\mu g/L$ y 24 mg/L (Shazili and Pascoe, 1986). Algunos invertebrados son más sensibles que los peces ya que el valor de toxicidad aguda más bajo se ha observado para *Daphnia magna*, con una CL50 igual a 32 $\mu g/L$ (Carlson and Roush, 1985).

Los valores encontrados para Zn disuelto están por debajo del criterio permitido como limitante, pero si se considera el Zn total hay algo de riesgo sobre todo para la *Daphnia pulex* (Zarazúa, 2000), que habita en la Laguna. Si se toman en cuenta los criterios ecológicos de calidad del agua, del CE-CCA-001/89 en función de los artículos 1 y 2, ya que para este se acepta una concentración de 2.0 mg/L de Zn total, la laguna no

presenta problema aún grave para la vida acuática, ni para riego agrícola.

Aunque no se enuncia una relación de Fe y Mn con la dureza, para protección de la vida acuática en agua dulce, se acepta en función de los artículos 1 y 2 de los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, del CE-CCA-001/89, para hierro el valor es de 1.0 mg/L; en función de este valor, se compararon los valores obtenidos de cada sitio en los muestreos. Para el Mn, considerando el CE-CCA-001/89, se tiene para la protección de la vida acuática un mínimo permitido de 5.0 mg/L. Si se analizan las gráficas de las figuras 5 y 6a, asimismo la 7 y 7a, ninguno de estos dos metales presenta riesgo para la protección de la vida acuática.

Conclusiones

Los sitios de muestreo de la laguna presentaron un pH no mayor de 8, situación en la que es más probable que se encuentren metales como Pb, Zn, Cd y Cu prácticamente en los sedimentos de la laguna en su mayor concentración. Considerando los valores del potencial redox en la laguna, es un indicativo de que el estado ambiental es relativamente bueno, aunque el OD está en el límite para que la biota se encuentre en un ambiente saludable, principalmente para los peces. Al considerar el efecto de la temperatura del cuerpo de agua y las condiciones de OD no es el deseable para sostener una buena vida acuática. La DBO y la DQO si resultaron valores altos, sobre todo para la laguna, lo cual implica situación de riesgo para la vida acuática. Respecto a los metales, el plomo presenta un riesgo para la biota de la laguna. Respecto al Zn, el disuelto aún está por debajo de los límites de potencialidad tóxica, no así considerando el total. Para Cu y Cd, al no detectarse, es conveniente considerarlos, principalmente el Cu que presenta potencialidad tóxica para la *Daphnia pulex* que es la especie de los cuerpos acuáticos de esta región. Fe y Mn se encontraron por debajo de los límites permitidos, por lo que no presentan riesgo para la biota. Es importante considerar la dureza de estas aguas por su íntima relación con los metales y su potencialidad tóxica. En general las concentraciones de los metales estudiados están por debajo de los límites para el uso del agua en el riego agrícola. Dada la importancia de esta Laguna como centro del nacimiento del río Lerma, es necesario un monitoreo constante para garantizar su calidad.



Agradecimientos

A la Comisión General de la Cuenca del Rio Lerma, por el apoyo que siempre ha brindado, al apoyo económico del PRODEP a través de la Red de Tecnología del agua y de la Rectoría de la UAM-Azcapotzalco.

Referencias

- Alboreo Z., B. (1995). Tules y Sirenas. El Impacto Ecológico y Cultural de la Industrialización en el Alto Lerma. México: El Colegio Mexiquense, A.C., Secretaría de Ecología, Gobierno del Estado de México.
- Alsop D.H., J.C. McGeer; D.G. McDonald and C. M. Wood. (1999). Costs of chronic waterborne zinc exposure and the consequences of zinc acclimation on the gill/zinc interactions of rainbow trout in hard and soft water. *Environ. Toxicol. Chem.* 18(5): 1014-1025.
- Avila Pérez P., Zarazúa G., Carapia-Morales L., Tejeda S., Díaz-Delgado C., Barcelo-Quintal I., (2007). Evaluation of heavy metal and elemental composition of particles in suspended matter of Upper Course of the Lerma River. *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 273 (3), 625-633.
- Avila Pérez P., Zarazúa G., Carapia-Morales L., Tejeda S., Barcelo-Quintal I., Martínez T. (2011). Concentration of elements in suspended matter discharges to Lerma River, Mexico. *J Radioanal Nucl Chem.* 287:383-391.
- Bain, M.B. & N.J. Stevenson (ed.). (1999). Aquatic habitat assessment: common methods. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Barceló, I. (2000). Estudio de la movilidad de Ca, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en sedimentos de la Presa José Antonio Alzate en el Estado de México. Tesis de Doctorado. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Barceló-Quintal I., Edgar López-Galván E., Solís-Correa H., Domínguez-Mariani E., Gómez-Salazar S. (2012). Water Quality Assessment of Jose Antonio Alzate Dam, the Lerma River and Its Tributaries in the State of Mexico, Mexico. *Journal of Environmental Protection*, 2012, 3, 878-888
- Bradley R.W. and J.B. Sprague. (1985). The influence of pH, water hardness, and alkalinity on the acute lethality of zinc to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 731-736. En: U.S. EPA. 1987 Ambient Aquatic Life Water Quality Criteria for Zinc. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-87-003.
- British Columbia Research. (1978). Avoidance reactions of salmonids to pulpmill effluents *Environ. Can., Environ. Prot. Serv., Coop. Pollut. Abatement Res., CPAR Project Rep.* 688-1: 36 p. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Buchman M. F. (1999). NOAA screening quick reference tables, NOAA HAZMAT report 99-1. Coastal Protection and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle
- Carlson A.R. and T.H. Roush. (1985). Site-specific water quality studies of the straight river, Minnesota: complex effluent toxicity, zinc toxicity, and biological survey relationships EPA 600/3-85-005, U.S. EPA, Duluth, MN: 59 p. (U.S. NTIS PB85-160703 En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Ceballos G. (2003). Ficha informativa de los Humedales de Ramsar (FIR), sitio Ramsar: Ciénegas del Lerma. Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales, 4ª edición, vol. 17. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza).
- Chapman, G.A., S. Ota and F. Recht. (1980). Effects of Water Hardness on the Toxicity of Metals to *Daphnia magna* U.S.EPA, Corvallis, OR:17 p. En: U.S. Environmental Protection Agency. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Lead-1984.EPA 440/5-84-027. Washington. DC 136 pp.
- Gerencia de Calidad del Agua-Conagua-SEMARNAT. (2014). Estadísticas del agua en México. Ediciones, México 2008, 2010, 2012, 2013.
- Goyenola G. (2007). Red de Monitoreo Ambiental Participativo de Sistemas Acuáticos. RED MAPSA, Versión 1.0, Recuperado el 23/06/2016 <http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/>
- Holcombe G.W. and R.W. Andrew. (1978). The acute toxicity of zinc to rainbow and brook trout, comparisons in hard and soft water. U.S. Environmental Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-78-094. En: U.S. EPA. 1987 Ambient Aquatic Life Water Quality Criteria for Zinc. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-87-003



- Jiménez C., Olivera M.C.M., Díaz J. I. (2011). Atlas de la Cuenca del Río Lerma. (2011). Compendio. Biblioteca Mexiquence de Bicentenario. Colección Mayor: Patrimonio de un Pueblo. Primera edición. Secretaría de Educación del Gobierno del Estado de México. ISBN 968-484-655-X (Colección Mayor), ISBN 978-607-495-153-0. Consejo Editorial de la Administración Pública Estatal. Secretaría del Agua y Obra Pública, Comisión Coordinadora para la Recuperación Ecológica de la Cuenca del Río Lerma.
- López-Galván E., Barceló Quintal I., Solís-Correa H.E., Bussy A. L., Avila Perez P., Martínez S. (2010). Calculation of the ecological risk index in the José Antonio Alzate dam State of Mexico, Mexico. *Biological Trace Element Research*, 135, No.1-3, 121-135.
- Markich S. J. and R. A. Jeffree. (1994). Absorption of divalent trace metals as analogues of calcium by Australian freshwater bivalves: an explanation of how water hardness reduces metal toxicity. *Aquatic Toxicology* 29: 257-290.
- Mills W.B., D.B. Porcella, M.J. Unga, S.A. Gherini, K.V. Summers, Lingfung Mok, G.L. Rupp, G.I. Bowie and D.A. Haith. (1985). Water Quality Assessment: A Screening Procedure for Toxic and Conventional Pollutants in Surface and Ground Water. EPA/600/6-85/002 a. U.S. Environmental Protection Agency.
- Mount, D.I. (1966). The effect of total hardness and pH on acute toxicity of zinc to fish. *Air Water Pollut.* 10: 49-56. En: U.S. EPA. 1987 Ambient Aquatic Life Water Quality Criteria for Zinc. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-87-003.
- Benítez S.P., Bussy A.L., Barceló Q.I.D., López G.E., Avila P.P. (2010). Organic matter biodegradation and metal behaviour in contaminated freshwater sediments". *Int. J. Environmental Technology and Management*. 12 (1), 85-94.
- Peters E.J., Campoy F., Flessa K. (2009). Ciénega de Santa Clara Comprehensive Monitoring Program. Publicación especial del Instituto Nacional de Ecología, México. Recuperado el 4/07/2016 http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_resumen14/06_agua/6_2_1.html Conagua-SEMARNAT
- Pearson R.G. (1972). Hard and soft acids and bases. *Inorg. Chem.*, 11: 3146-3154
- Qureshi S.A., Saksena A.B., Singh V.P. (1980). Acute toxicity of four heavy metals to benthic fish food organisms from the river Khan, U. *Int. J. Environ. Stud.* 15(1): 59-61.
- SEDESOL. (2016). "Municipio: Almoloya del Río". Cédulas de Información Municipal. Consultado 28/07/2016.
- SEMARNAT Gobierno del Estado de México. (2016). Programa de ordenamiento ecológico local del Municipio de Almoloya de Río. Pp 5. Recuperado el 29/07/2016. www.ipomex.org.mx/ipo/archivos/downloadAttach/458868.web;jsessionid=
- Shazili, N.A.M. and Pascoe D. (1986). Variable sensitivity of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) eggs and alevins to heavy metals. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 36(3):468-474.
- Vázquez C.J. (1999). Almoloya del Río Monografía municipal, Gobierno del Estado de México/AMECROM.
- Zarazúa G. (2000). Bioacumulación y toxicidad de los metales pesados Cr, Cu, Zn, Cd y Hg en *Daphnia pulex* de la presa José Antonio Alzate, Estado de México. Tesis de Maestría en Ciencias del Agua. Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México. Centro Interamericano de Recursos del agua.