

DETERMINACIÓN DEL ÍNDICE DE LANGELIER DEL AGUA DEL ARROYO RÍO PUERTA GRANDE EN LA CDMX

Espejo-Montes Fátima de los Ángeles^{1,2}, Gómez Núñez Jersain¹, Gómez-Salazar Sergio³, Solís-Correa Hugo¹, Barceló-Quintal Icela Dagmar^{1*}

¹Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, División de Ciencias Básicas e Ingeniería. Av. San Pablo No. 180, Azcapotzalco, C.P. 02200, CDMX, México.

^{1,2}Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Doctorado en Ciencias e Ingeniería línea Ambiental, CDMX, México.

³Departamento de Ingeniería Química. Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara. Blvd. Marcelino García Barragán No.1421, Guadalajara, Jalisco, México, C.P. 44430.

Fecha de recepción: 20 de marzo de 2023 - Fecha de aceptación: 13 de julio de 2023

Resumen

La microcuenca Tarango en la CDMX contiene al arroyo Río Puerta Grande, se encuentra en una barranca dentro de un Área de Valor Ambiental de la Secretaría del Medio Ambiente, actualmente recibe aguas residuales domésticas que lo están contaminando. Por su importancia, fueron determinados los parámetros: pH, oxígeno disuelto, potencial de oxidación-reducción, alcalinidad, compuestos iones positivos (cationes) y negativos (aniones), por afectar la estabilidad de sus aguas, así como características agresivas o incrustantes. El objetivo de este trabajo consistió en la caracterización del agua del arroyo, midiendo su estabilidad a través del Índice de Saturación (IS), para ello se caracterizó con los parámetros medidos *in situ* y *ex situ* en los periodos de estiaje y posterior a lluvias en siete sitios, resultando en el primero un agua de naturaleza incrustante y en el segundo agresiva donde, las lluvias en el verano influyeron para este resultado.

Palabras claves: Arroyo Río Puerta Grande, pH de saturación, Índice de saturación de Langelier, agua incrustante y agresiva.

DETERMINATION OF THE LANGELIER INDEX IN THE PUERTA GRANDE RIVER STREAM WATER IN THE CDMX

Abstract

The Tarango micro-basin in CDMX contains the Río Puerta Grande stream, it is in a ravine within

*ibarceloq@gmail.com

Nota: Este artículo de investigación es parte de Ingeniería–Revista Académica de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Vol. 27, No. 3, 2023, ISSN: 2448-8364

an Area of Environmental Value of the Environment Ministry, it currently receives domestic wastewater that is contaminating it. Due to their importance, the following parameters were determined: pH, dissolved oxygen, oxidation-reduction potential, alkalinity, positive ion (cations) and negative ions (anions), as they affect the stability of their waters, as well as characteristics aggressive or encrusting. The objective of this work consisted in the water characterization from stream, measuring its stability through the Saturation Index (SI), for this it was characterized with the parameters measured in situ and ex situ in the dry and after rains seasons in seven sites, resulting in the first an encrusting and in the second aggressive nature waters where the rains in the summer influenced this result.

Key words: Río Puerta Grande stream, saturation pH, Langelier saturation index, encrusting and aggressive water.

Introducción

En la República Mexicana existen barrancas en varias partes de su territorio, las cuales se formaron por fracturas a lo largo del tiempo, en sus laderas ocurren escurrimientos, formando arroyos e incluso ríos que debido a infiltraciones en los mantos freáticos conducen a beneficios ambientales, ya que generan bosques, biota, disminuyendo la erosión de los suelos, a lo largo del tiempo creando ecosistemas que ayudan a la oxigenación no solo del lugar, sino de lugares urbanizados como el caso de la Ciudad de México, que por su tamaño presenta graves problemas ambientales en suelo, aire y agua. En esta ciudad enclavada en un valle existen una gran variedad de barrancas en ocho alcaldías, donde la mayor parte de las barrancas se encuentran en Álvaro Obregón, Cuajimalpa, Gustavo A. Madero, Iztapalapa, Magdalena Contreras, Milpa Alta, Tlalpan y Xochimilco, la mayoría están en las tres primeras, que de ser centros agrícolas, actualmente la mancha urbana ha generado gran pérdida de sus bosques y de las actividades agrícolas, poniendo en riesgo no solo la calidad de sus suelos, de la fauna y flora nativa, sino ha contaminado los escurrimientos

provenientes de la lluvia por los desechos de la urbanización, que se ha asentado en sus laderas, afectando por lo tanto la calidad del agua de sus arroyos. Esto ha preocupado a las autoridades, por lo que en el año 2010 la Secretaría del Medio Ambiente decretó como **Área de Valor Ambiental** a 32 barrancas ubicadas en la Ciudad y en marzo del mismo año se puso en marcha un programa integral con el objeto de rescatarlas, garantizando su conservación y estableciendo una estrategia denominada **Plan Verde del Gobierno del Distrito Federal** cuyo objetivo es alcanzar **el equilibrio del acuífero del Valle de México** (Robles, 2008). La delegación Álvaro Obregón donde están la mayor extensión de barrancas y los asentamientos que se encuentran dentro de esta área pueden hallarse en alto riesgo debido a los escurrimientos en la época de lluvia, principalmente por la deforestación que presentan. El actual sistema hidrológico de esta zona contiene ocho subcuencas fluviales (PAOT, 2010), donde la micro-cuenca Tarango que es una de ellas contiene dos arroyos denominados Río Puerta Grande y Río Colorado, (SIALT, 2020), siendo el primero el más importante por sus barrancas y encontrarse dentro del Área de Valor Ambiental. figura 1.

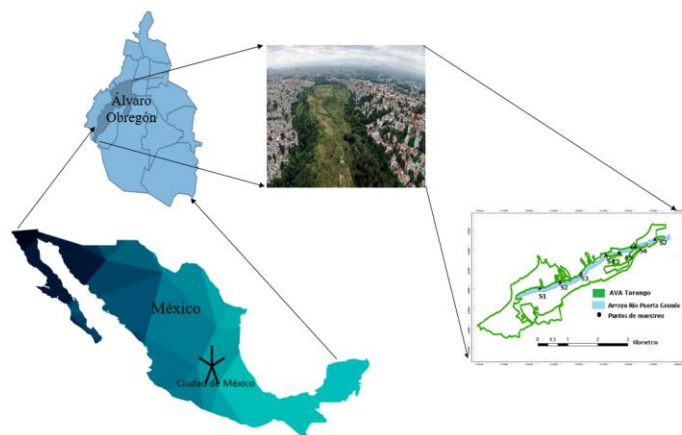


Figura 1. Ubicación del arroyo Río Puerta Grande de la microcuenca Tarango en la Alcaldía Álvaro Obregón en la CDMX, México

El arroyo está recibiendo aguas residuales domésticas que lo están contaminando. Mediante la topografía se ha podido obtener información sobre la infraestructura, orografía, hidrografía y las poblaciones de la zona, (INEGI, 2019). Mediante mapas topográficos se ha podido obtener información de la microcuenca Tarango, a la cual pertenecen los dos arroyos mencionados, y por su topografía permite que la velocidad del escurrimiento de agua sea muy fuerte. Por otro lado, es necesario determinar el comportamiento de los contaminantes en el agua, siguiendo sus características fisicoquímicas en el medio acuoso y como afectan variables como alcalinidad, dureza, presencia de compuestos inorgánicos como iones positivos (cationes) y negativos (aniones), ya que afectan la estabilidad de un agua, principalmente si ésta será tratada para su utilización, por lo que es necesario conocer si presenta características agresivas o corrosivas con tendencia a formar incrustaciones (Bueno, 2014).

El objetivo de este trabajo consiste en la caracterización del agua del arroyo Río Puerta Grande, desde el punto de vista de la medición de su estabilidad, a través del llamado Índice de Saturación (IS), propuesto por Langelier, que es la diferencia entre el pHac del agua determinado directamente por el análisis (o

medida *in situ* en el muestreo) y el pH de equilibrio de saturación, ya que es importante conocer la agresividad de un cuerpo acuático por su influencia sobre los equilibrios químicos de las sustancias presentes entre las fases acuosa y sólida, así como las tendencias de especies químicas a precipitar (de la fase acuosa a la fase sólida) o viceversa a disolverse en la fase sólida y pasar como especie disuelta a la fase acuosa. Un agua muy agresiva tenderá a favorecer las formas disueltas, en cambio la incrustante favorecerá las precipitadas químicamente.

Metodología

Determinación del Índice de Langelier

Según Barceló et al, (2002), el comportamiento de los contaminantes químicos en las aguas naturales y residuales es función de las propiedades fisicoquímicas que predominan en éstas, la presencia del CO_2 disuelto y de sus productos de ionización HCO_3^- y CO_3^{2-} en los cuerpos hídricos influye en los equilibrios de precipitación y disolución de compuestos inorgánicos (Snoeyink y Jenkins, 1996, Barceló et al, 2020a). La concentración del CO_2 disuelto se puede relacionar con la presencia de bicarbonatos; para ello, es conveniente tomar en cuenta la cantidad de CO_2 necesaria para mantener en disolución el

HCO_3^- que se encuentra en el agua; este CO_2 se define como CO_2 de equilibrio ($[\text{CO}_2]_{\text{eq}}$), (Barceló, 2002, Bueno 2014, Barceló-Quintal, 2020a). Sin embargo, en un sistema natural, por los procesos de producción citados anteriormente, puede existir CO_2 disuelto en mayor o menor concentración respecto a la concentración molar del $[\text{CO}_2]_{\text{eq}}$, (Barceló, 2000, Barceló et al., 2002). Si se tiene CO_2 acuoso $[\text{CO}_2]_{\text{ac}} > [\text{CO}_2]_{\text{eq}}$, el excedente de CO_2 , podrá reaccionar con el carbonato presente para formar más bicarbonato, a este CO_2 , se le denominará “potencialmente agresivo” y el agua correspondiente será “agresiva”, favoreciendo las disoluciones, es decir, manteniendo en solución a los contaminantes (Barceló et al., 2002). Por lo contrario, si $[\text{CO}_2]_{\text{ac}} < [\text{CO}_2]_{\text{eq}}$, el equilibrio se desplazará hacia la izquierda, favoreciendo la precipitación de carbonatos con los cationes presentes, en este caso, el agua será de naturaleza “incrustante”. Los criterios de pH de saturación (pHs) e índice de saturación (Is) fueron propuestos por Langelier (Langelier, 1936, Allende, 1976, Barceló 2000). Las descargas de aguas residuales resultan un problema para los cuerpos receptores como arroyos, lagos, ríos mares, pues producen la contaminación de éstos, principalmente cuando se presentan compuestos inorgánicos (iones metálicos y aniones) como derivados carbonatados, fosfatados, nitrogenados, entre otros, que influyen en el equilibrio (Benefield y Morgan, 2002). La alcalinidad, la electroneutralidad, la salinidad y la fuerza iónica de los cuerpos receptores de las aguas residuales, son importantes considerar en el índice de Langelier, así como el pHs (pH de saturación), ya que sirven para el control y estabilización del pHac en el tratamiento de un agua, por ejemplo en la potabilización o para riego de un agua residual tratada (Bueno et al., 2014), la

reutilización de aguas residuales (Passarini et al., 2012), para el control de la corrosión (Takasaki and Yamada, 2007, Trujillo et al., 2008, Casey, 2009, Tam y Elefsiniotis, 2009, De Sosa et al., 2010) en la precipitación de iones (Barceló 2000, Benefield y Morgan, 2002, Barceló et al., 2020b) y en la caracterización de cuerpos acuáticos contaminados que necesitan sanearse, (Barceló et al., 1998a, Bueno et al., 2014)

En el caso del agua del arroyo Río Puerta Grande, para la obtención del índice de Langelier, se determinó primero la fuerza iónica considerando los cationes y aniones diluidos de siete sitios del agua de este arroyo. Esto fue necesario debido a que las propiedades de un ion en solución siempre se verán afectadas por la presencia de los demás iones, debido a un efecto inter-iónico (Barceló, 2000).

Para comprender el concepto del índice de Langelier (Langelier, 1936, Barceló et al., 1992, Barceló et al., 2002) primero se tratará de explicar los conceptos teóricos requeridos, para ello el concepto de efecto inter-iónico o fuerza iónica consiste en considerar las fuerzas de repulsión y atracción existentes entre los iones. Para determinar la magnitud del efecto inter-iónico, que es función de la concentración iónica total, se utiliza la ecuación 1 para cada ion:

$$\mu = \frac{1}{2} \sum z_i^2 C_i \quad (1)$$

Donde:

μ = concentración iónica total o fuerza iónica en moles por litro

z_i = valencia del ion

C_i = concentración del ion en moles/litro

Con el desarrollo de la fuerza iónica se introdujo la ecuación de electroneutralidad indicada en la ecuación 2:

$$\mu = 2[\text{Ca}^{2+}] + 2[\text{Cat}^{2+}] + \frac{1}{2}[\text{Cat}^+] + \frac{1}{2}[\text{H}^+] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + \frac{1}{2}[\text{HCO}_3^-] + \frac{1}{2}[\text{OH}^-] + 2[\text{An}^{2-}] + \frac{1}{2}[\text{An}^-] \quad (2)$$

Por otro lado, como resultado de la interacción de los iones se tiene que, de cierta concentración molar de un componente en la solución acuosa, no toda reacciona, a la parte de este componente que reacciona se le denomina **actividad**, donde:

Actividad = concentración iónica molar x factor de actividad.

En soluciones muy diluidas, las actividades y las concentraciones iónicas molares son semejantes, por lo tanto, mientras más diluida es la muestra, el factor de actividad se acerca a la unidad; sin embargo, en soluciones algo más concentradas el factor de actividad sí es relevante y es necesario obtener su valor, el cual se puede determinar mediante ecuaciones aproximadas (Stumm y Morgan, 1981, Barceló, 2000). Para las condiciones del agua del arroyo se seleccionó la ecuación 3 de Debye-Hückel extendido:

$$\log f = \frac{-A z^2 \sqrt{\mu}}{C + aB\sqrt{\mu}} \quad (3)$$

Donde:

f= factor de actividad

z = estado de oxidación del ión cuyo coeficiente de actividad se determina, para un ion monovalente z=1

A = parámetro que depende de la temperatura. Para 20° C vale 0.5.

C = parámetro que depende de la temperatura y la constante dieléctrica del disolvente. En agua, para 20 °C vale 1.0

a = parámetro que depende de la temperatura y el diámetro del ion cuyo coeficiente se determina. Para diámetros prácticamente iguales se toma el valor promedio y para 20°C vale 0.9 al relacionarse con B.

Así, se tiene la ecuación 4:

$$0 = 2[Ca^{2+}] + 2[Ca^{2+}] + \frac{1}{2}[Cat^{+}] + \frac{1}{2}[H^{+}] + 2[CO_3^{2-}] + 2[An^{2-}] + \frac{1}{2}[HCO_3^{-}] + \frac{1}{2}[OH^{-}] + \frac{1}{2}[An^{-}] \quad (10)$$

Para poder obtener el índice de Langelier se calculó el pHs, para ello se considera la ecuación 11 (Manahan, 1999), que por la

$$2[CO_3^{2-}] + [HCO_3^{-}] + [OH^{-}] = \text{Alcalinidad} + [H^{+}] \quad (11)$$

$$\log f = \frac{-0.5 z^2 \sqrt{\mu}}{1 + 0.9\sqrt{\mu}} \quad (4)$$

$$\text{tomando } \xi = \frac{\sqrt{\mu}}{1 + 0.9\sqrt{\mu}}, \text{ entonces:}$$

$$\log f_1 = -0.5 \xi$$

Para la obtención del pH de saturación se utilizaron las siguientes ecuaciones:

Ionización del agua:

$$[H^{+}][OH^{-}] = K'_w \quad (5)$$

Primera ionización del ácido carbónico;

$$K' = \frac{[H^{+}][HCO_3^{-}]}{H_2CO_3} \quad (6)$$

Segunda ionización del ácido carbónico:

$$K'' = \frac{[H^{+}][CO_3^{2-}]}{HCO_3^{-}} \quad (7)$$

Producto de solubilidad del carbonato de calcio

$$K'_{ps} = [Ca^{2+}][CO_3^{2-}] \quad (8)$$

Electroneutralidad expresada en equivalentes:

$$\Sigma \text{cationes} = \Sigma \text{aniones} \quad (9)$$

$$\text{Fuerza iónica: } \mu = \frac{1}{2} \sum C_i z_i^2 \quad (1)$$

La ecuación 9, de la electroneutralidad, expresada en concentraciones molares, adopta la forma siguiente:

ecuación de electroneutralidad (ecuación 9), se obtiene:

Langelier expresa la alcalinidad (Largon y Buswell, 1942, Langelier, 1936, Feitler, 1975) como “**la diferencia entre la suma de todos los cationes, excepto el hidrógeno, y la suma de todos los aniones procedentes de ácidos minerales**”, lo cual corresponde a la definición

$$\frac{2K''}{[H^+]} [HCO_3^-] + [HCO_3^-] + \frac{K_w}{[H^+]} = \text{Alcalinidad} + [H^+] \quad (12)$$

Por otra parte, al dividir término a término la ecuación del producto de solubilidad del $CaCO_3$ entre la ecuación de la segunda

de alcalinidad. Sustituyendo la ecuación de la segunda disociación del CO_2ac (H_2CO_3) (ecuación 7) y la de ionización del agua (ecuación 5) en la ecuación 12, se tiene:

disociación del ácido carbónico, se obtiene la ecuación 13:

$$\frac{[CO_3^{2-}][Ca^{2+}]}{\frac{[H^+][CO_3^{2-}]}{[HCO_3^-]}} = \frac{K'_{ps}}{K''} \rightarrow \frac{[HCO_3^-][Ca^{2+}]}{[H^+]} = \frac{K'_{ps}}{K''} \quad (13)$$

Al despejar $[HCO_3^-]$ de la ecuación anterior se obtiene la ecuación 14:

$$[HCO_3^-] = \frac{K'_{ps} [H^+]}{K'' [Ca^{2+}]} \quad (14)$$

Combinando la ecuación 12, la 13 y la 14 se obtiene la ecuación 15:

$$\frac{K'_{ps} [H^+]_s}{K'' [Ca^{2+}]_s} \left(\frac{2K''}{[H^+]_s} + 1 \right) + \frac{K_w}{[H^+]_s} = \text{Alcalinidad} + [H^+]_s \quad (15)$$

Esta forma de la ecuación no es de uso práctico, ya que la concentración de saturación de los iones hidrógeno aparece en ambos miembros y resulta difícil de despejar, por lo que Langelier considera que:

- $[H^+]_s$ y $K_w = [H^+]_s$ son muy pequeños con respecto a la alcalinidad.
- $\frac{2K''}{[H^+]_s}$ es muy pequeño con respecto a la unidad. Con lo cual se pueden despreciar ambos términos, y la ecuación 15 queda:

$$\frac{K'_{ps} [H^+]_s}{K'' [Ca^{2+}]_s} = \text{Alcalinidad} \quad (16)$$

La consideración del inciso (a) limita el uso de la ecuación 16 a pH_s entre 5 y 9. La

consideración (b) limita el uso a un $pH < 8.3$, esto implica no considerar al ion carbonato, debido a que este se presenta solo a pH_s mayores a 8.3 (Allende. 1976, Manahan, 1999), como se puede observar en la figura 2, donde el área debajo de la curva de color verde corresponde al predominio del bicarbonato (HCO_3^-), que es la zona que predomina en los cuerpos de agua sin contaminar o poco contaminados.

De las consideraciones mencionadas se tiene la ecuación 17:

$$[H^+]_s = \frac{K''}{K'_{ps}} [Ca^{2+}] \text{Alcalinidad} \quad (17)$$

Al aplicando logaritmos a la ecuación anterior y cambiando signos, se obtiene el pH de saturación (pH_s), ecuación 18:

$$\text{pH}_s = \text{pK}'' - \text{pK}'_{\text{ps}} + \text{p}[\text{Ca}^{2+}] + \text{p}[\text{Alcalinidad}] \quad (18)$$

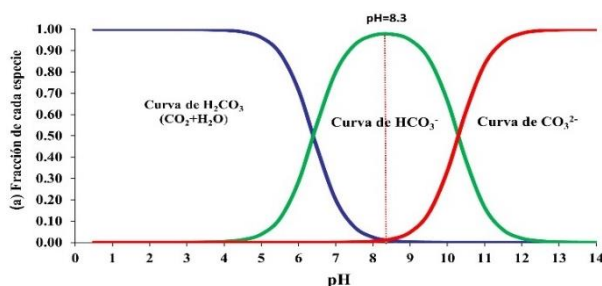


Figura 2. Distribución de especies del sistema Carbonato

Una vez calculado el pH_s, se procedió a obtener el índice de saturación de Langelier. Antes es importante definir qué es este índice: de las condiciones de equilibrio de un medio acuoso se puede determinar que en el punto de saturación del CaCO₃ también se puede caracterizar por $[\text{H}^+]_{\text{eq}} = [\text{H}^+]_s$ ó $\text{pH}_{\text{eq}} = \text{pH}_s$, que son respectivamente la concentración del ion hidrógeno o el pH en el equilibrio o saturación hipotética con CaCO₃. Por debajo de pH_{eq}, no se deposita CaCO₃. Dentro de esta categoría se encuentran algunas aguas de alcalinidad y dureza bajas y con elevado contenido de CO₂ (Feitler, 1975). Por encima de pH_{eq}, se precipita el CaCO₃, lo que provoca que este se acumule al ponerse en contacto con algún cuerpo sólido (Barceló 2000). Para dar una medida sobre la estabilidad de un agua determinada, Langelier propuso que la diferencia entre el pH del agua determinado directamente por el análisis (o medida *in situ* en un muestreo) y el pH_s de equilibrio o de saturación, se denomina **índice de saturación (IS)** (Allende, 1976, Barceló et al., 1998b); el cual entonces responde a la siguiente ecuación:

$$\text{Is} = \text{pH} - \text{pH}_s \quad (20)$$

Donde:

Is = índice de saturación

pH = pH obtenido directamente por medida *in situ* o por el análisis

pH_s = pH de saturación de Langelier

De la ecuación 20 se deduce que si:

Is < 0 se dice que el agua está subsaturada de CO₂ y por lo tanto es agresiva

Is = 0 se trata de un agua en equilibrio

Is > 0 es un agua sobresaturada de CO₂ y por lo tanto es incrustante

Este índice permite determinar el carácter agresivo (cuando los iones están en solución) o incrustante (cuando los iones tienden a precipitar químicamente) del agua en función de la temperatura, pH, dureza, alcalinidad y sólidos disueltos (Barceló et al., 1997, Barceló et al, 2002, DeSousa, et al., 2014).

Sitios de muestreo

Se realizó el muestreo para la caracterización del agua del arroyo Río Puerta Grande, seleccionando siete sitios. En la figura 3. se señalan los sitios de muestreo considerando las descargas urbanas. Por cada sitio se tomaron cuatro muestras simples a un metro de distancia de un punto central en recipientes previamente limpios de tres litros para los análisis *ex situ*.

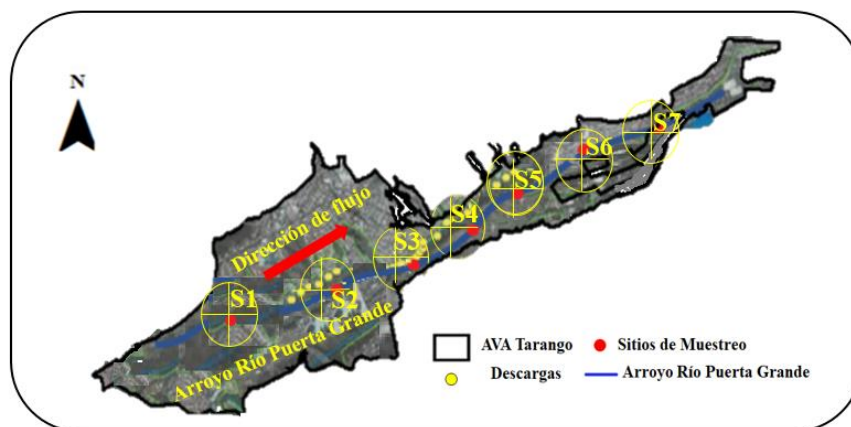


Figura 3 Sitios de muestreo en el arroyo

Para los parámetros *in situ* se midieron en cada uno de los cuatro puntos por cada sitio de las muestras recolectadas.

Materiales y métodos

Determinación de los parámetros *in situ*

A continuación, se indican los parámetros que se midieron en cada uno de los puntos de cada sitio, tanto en el estiaje (meses febrero-marzo) y posterior a lluvias (noviembre-diciembre) de 2020. Los sitios se seleccionaron siguiendo lo indicado en un estudio topográfico.

Medición del pH.

Se midió en campo, según el método 150.1 de EPA-600/4-79-020 con un electrodo también acoplado al equipo de campo Corning, previamente calibrado. El pHmetro fue recalibrado periódicamente con soluciones amortiguadoras (buffer). Para este parámetro se consideró la norma NMX-AA-008-SCFI-2016.

Medición del oxígeno disuelto (OD) y del potencial redox (PRO)

El oxígeno disuelto (OD) se monitoreó con un equipo (YSI 55 Dissolved Oxygen), mediante una sonda acoplada al mismo, se midieron a una profundidad de 20 cm en promedio. Para el

análisis de este parámetro se consideró la norma NMX-AA-012-SCFI-2001. Para la determinación del potencial de oxidoreducción (PRO) se utilizó un equipo Equipo Vernier Labquest, con electrodo PRO y se siguió el procedimiento del manual, pues no hay norma en México para este parámetro.

Determinación de la Alcalinidad

La determinación de este parámetro se realizó de acuerdo al procedimiento establecido por la norma NMX-AA-036-SCFI-2001, mediante la valoración de las disoluciones. Se utilizó un patrón primario de carbonato de sodio (previamente secado a 105 °C), valorado con una solución de hidróxido de sodio (0.02 N) y se usaron como indicadores anaranjados de metilo y fenoltaleína. Para la determinación de la alcalinidad se utilizó como titulante ácido sulfúrico 0.02N y como indicador anaranjado de metilo.

Determinación de nitratos

El análisis de nitratos se llevó a cabo mediante un equipo Complete Water Quality Laboratory DREL/2400 de Hach, siguiendo el método Method 4500-NO³⁻, “Nitrogen-Nitrate”, del Standard Methods para el examen de agua aguas residuales. Las muestras se obtuvieron por triplicado.

Determinación fosfatos

Para la determinación de este parámetro se

consideró la norma NMX-AA-029-SCFI-2001 y el manual del espectrofotómetro de luz visible DR/2400 Hach. Utilizando el método 10127 (molibdato vanadato con digestión con persulfato ácido) para fósforo total de alto intervalo de trabajo, se determinó este parámetro para todos los sitios. Las muestras se obtuvieron por triplicado.

Determinación de los iones metálicos Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ y Cu^{2+}

Las muestras simples de cada punto por sitio se recolectaron y se mantuvieron en refrigeración para su análisis. Una parte sirvió para el análisis de los diferentes iones metálicos totales, donde las muestras fueron previamente digeridas en un horno de microondas CEM-MARS 5, para su posterior análisis por absorción atómica en un equipo Thermo Elemental, modelo SOLAAR M6 por flama y

otras por horno de grafito, analizándose por triplicado. Para estos se utilizó la NOM NMX-AA-051-SCFI-2001

Resultados

A continuación, se presentan los resultados en el estiaje y posterior a lluvias de los parámetros que influyen en el carácter incrustante o agresivo del agua de arroyo y que fueron determinados en siete sitios, considerando en cada uno muestreo en cuatro puntos como se indicó en la metodología.

Producto iónico (pH) del agua en estiaje y posterior a lluvias

Se presenta en la figura 4 la variación del pH en los cuatro puntos muestreados por cada uno de los siete sitios.

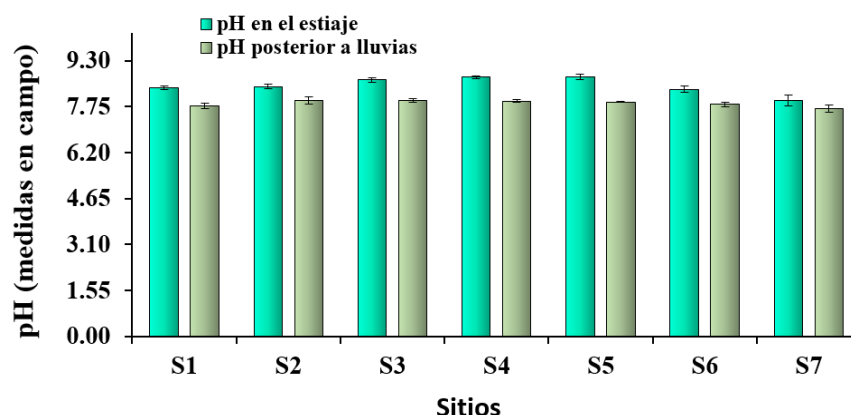


Figura 4. Comportamiento del pH en siete sitios del arroyo

Prácticamente el pH cambió poco, sin embargo, a medida que se avanzó a lo largo del arroyo hubo un ligero aumento y posteriormente una ligera disminución cuando el arroyo sale de la barranca. Es importante señalar que dado que el valor del pH osciló entre 8.34 y 7.75, según la figura 2 de la distribución de especies del sistema carbonato, la especie que predomina es el ion bicarbonato (HCO_3^-), el comportamiento de este parámetro

disminuyó en época posterior a lluvias oscilando el pH en 7.8 y 8

Oxígeno disuelto y Potencial redox

En la tabla 1, se presenta el resultado de la variación del oxígeno disuelto (OD) y del potencial redox (OPR) en los siete sitios, tanto en el estiaje como posterior a las lluvias. En el caso del OD, éste indica el grado de oxigenación del arroyo, debido a la pendiente

del arroyo, aunque los valores no resultaron adecuados para un cuerpo acuático sano, hubo algo de oxigenación. El OD al disolverse se difunde lentamente y su distribución depende del movimiento del agua, al ser este proceso natural y continuo, todo el tiempo habrá intercambio de OD entre el agua y el aire, esto está relacionado con la dirección y velocidad del flujo de agua y del contacto aire-agua.

Por otro lado, el OD posterior a lluvias, aumentó debido a que el agua de la lluvia ayudó a disminuir la concentración de contaminantes que afectan al oxígeno,

mejorando la oxigenación de éste. Manahan, 1999, indica que una concentración de 5 a 6 mg/L en un agua es suficiente para la salud de un cuerpo de agua, pero menor de 3 mg/L, es dañino para el ecosistema; a partir de este punto hacia valores menores el ecosistema experimenta hipoxia, los valores determinados en el estiaje indican al menos en los tramos muestreados, que el O₂ está en los límites. Posterior a las lluvias la oxigenación mejoró alcanzando en todos los sitios valores arriba de 4 mg/L, mejorando la oxigenación, aunque no tan buena, si bien no es la adecuada, al menos aún no existe anaerobiosis.

Tabla 1. Resultado de las concentraciones de OD y valores del PRO en los siete sitios del arroyo

ESTIAJE			POSTERIOR A LLUVIAS		ESTIAJE		POSTERIOR A LLUVIAS	
SITIOS	OD (mg/L)	Desv. Std	OD (mg/L)	Desv. Std	ORP (mV)	Desv. Std	ORP (mV)	Desv. Std
S1	4.39	±0.107	4.88	±0.199	124.25	±3.504	130.80	±1.842
S2	4.36	±0.045	4.92	±0.065	123.08	±1.069	132.08	±1.790
S3	3.87	±0.165	4.23	±0.115	94.72	±3.073	126.23	±0.424
S4	3.88	±0.043	4.26	±0.082	84.81	±2.350	127.17	±2.122
S5	3.80	±0.434	4.18	±0.112	83.46	±2.325	125.09	±1.348
S6	4.10	±0.063	4.37	±0.160	106.53	±3.994	126.85	±0.944
S7	4.12	±0.055	4.41	±0.093	109.29	±2.275	127.75	±0.785

En la tabla 1, también se presenta la variación del Potencial Redox (PRO), en los siete sitios. Esta medida es un parámetro que determina si en el medio están presentes sustancias oxidantes o reductoras, es decir se produce un intercambio de electrones, midiendo la capacidad de las especies químicas presentes en el agua de ganar o perder electrones y de manera efectiva permite conocer el saneamiento de un agua y está íntimamente relacionado con el OD. En el caso del arroyo en el estiaje, el potencial redox resultó con los valores mayores en los sitios S1 y S2, disminuyendo en los sitios S3, S4 y S5, debido a los procesos de oxidación por el consumo del OD de la materia orgánica de las descargas urbanas que se introducen al agua, esto

coincide con el comportamiento del OD, sin embargo, a la salida del arroyo de la barranca mejora, aumentando en estos dos últimos sitios. Posterior a las lluvias, en todos los sitios el ORP aumentó a un valor más positivo, manteniéndose con poca variación en esta temporada en todos los sitios, además de que el ambiente resultó algo más oxidante que en el estiaje.

Alcalinidad

En la figura 5, se presentan los valores de la alcalinidad expresada en unidades de CaCO₃, en cada uno de los siete sitios del arroyo tanto en el estiaje como posterior al periodo de lluvias. El bicarbonato fue el principal influyente en la alcalinidad (ver la figura 2)

dado que el pH osciló entre 8.34 y 7.75. En el estiaje, donde dominan las descargas residuales urbanas, los valores fueron mucho mayores que en el periodo posterior a las lluvias. En el estiaje, el sitio S1, presentó el menor valor, en este sitio no hay asentamientos urbanos, la concentración de la alcalinidad aumentó en los siguientes sitios hasta el sitio S6, en estos sitios de la cañada se encuentran la mayoría de las poblaciones que se encuentran arriba, por donde pasa el arroyo, siendo los sitios S2 al S6 donde están las principales descargas residuales, sin embargo la alcalinidad aumentó

en el sitio S6 que ya está fuera de la cañada pero el aumento se debe a la topografía del cauce, donde ésta disminuye hasta el sitio S7, donde se abre el ancho del arroyo y disminuye la pendiente. Se observó que el comportamiento de la alcalinidad disminuyó en un 50 % en el periodo posterior a las lluvias, posiblemente por efecto de dilución, se observa en el perfil del comportamiento de la alcalinidad que de los sitios S1 al S3 se mantuvo casi constante la alcalinidad, aumentando ligeramente a partir del sitio S6, para disminuir en el sitio S7.

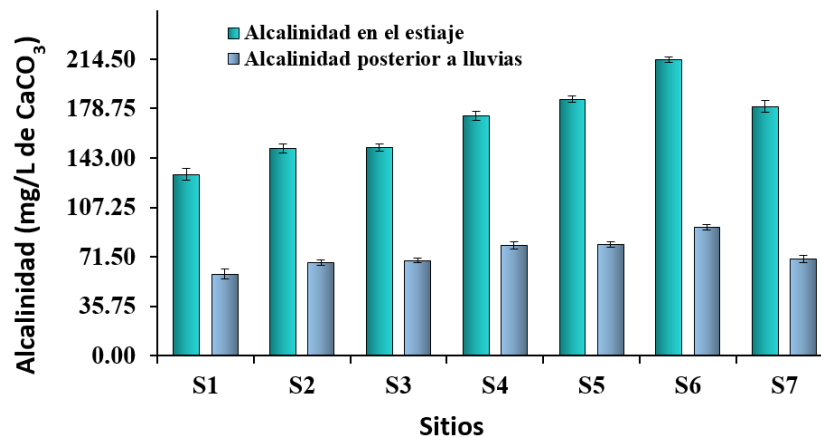


Figura 5. Comportamiento de la alcalinidad en siete sitios del arroyo

Nitratos (NO_3^-)

En la figura 6, se indica la variación del promedio de los nitratos en cada uno de los siete sitios, debido a que existe OD disuelto, el ambiente del agua es más oxidante, por lo que predominaron los nitratos en todos los sitios, al menos en la época del muestreo, no se pudieron

medir nitritos ni nitrógeno total. Se observa un pequeño aumento en los dos últimos sitios que se encuentran fuera de la barranca, donde se han concentrado al disminuir la pendiente, en el caso del predominio de nitratos posterior a lluvias, éste disminuyó en un 50% por el aumento de agua de lluvia en el cauce del arroyo.

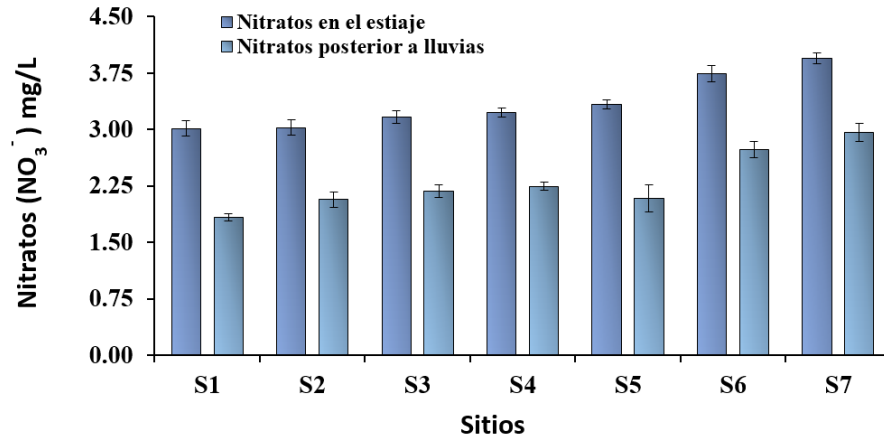


Figura 6. Comportamiento del nitrato promedio en siete sitios del arroyo

Fosfatos (PO_4^{3-})

En la figura 7 se señala la variación promedio de los fosfatos en los siete sitios, en general la concentración en todos los puntos y sitios fue

muy pequeña en este muestreo, concentrándose más a medida que fue avanzando el flujo de agua. Posterior a lluvias se muestra que disminuye la concentración de éstos y disminuye al final en los dos últimos sitios.

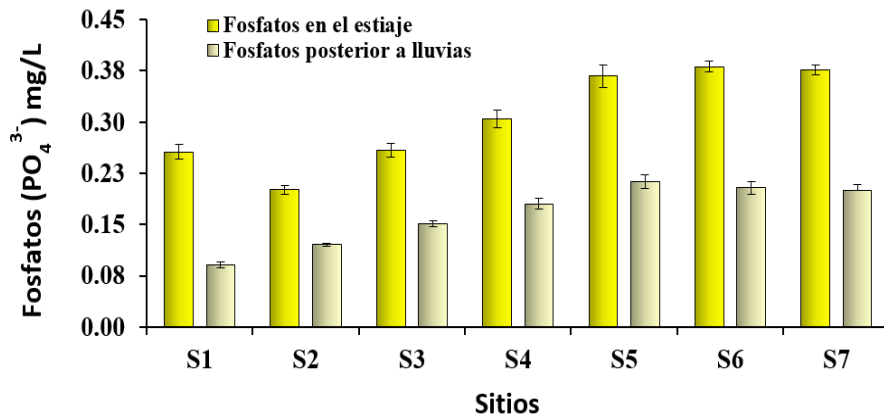


Figura 7. Comportamiento del fosfato promedio en siete sitios del arroyo

Calcio total y disuelto

Es importante mencionar que la influencia de ion calcio en la estabilidad de un agua es en

fase disuelta, por lo que en este trabajo sólo se considerará éste. En la figura 8 se presenta el resultado del análisis del calcio total y disuelto en el estiaje y posterior a lluvias.

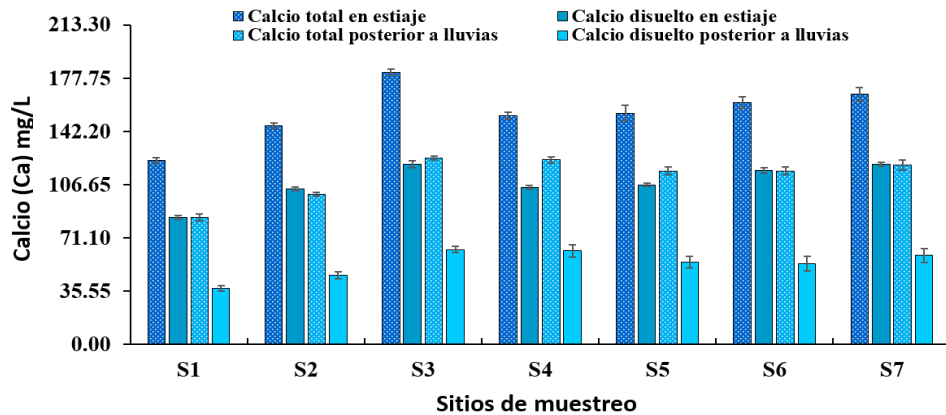


Figura 8. Comportamiento del calcio total y disuelto en siete sitios del arroyo en estiaje y posterior a lluvias

Al analizar los valores presentados en la figura 8, en ambas temporadas hubo una disminución del calcio total. Del sitio S4 al Sitio S7 prácticamente las concentraciones del calcio total y del calcio disuelto fueron semejantes en el estiaje. En el periodo posterior a lluvias hubo disminución del calcio total y del disuelto. De la relación entre el calcio total y el disuelto se puede inferir que la mayor parte de este ion se

encuentra en la fracción particulada, lo que significa que está más asociado al material en suspensión.

Magnesio total y disuelto

De la misma manera que el calcio, se determinó el magnesio total y disuelto de los siete sitios como se muestra en las figuras 9.

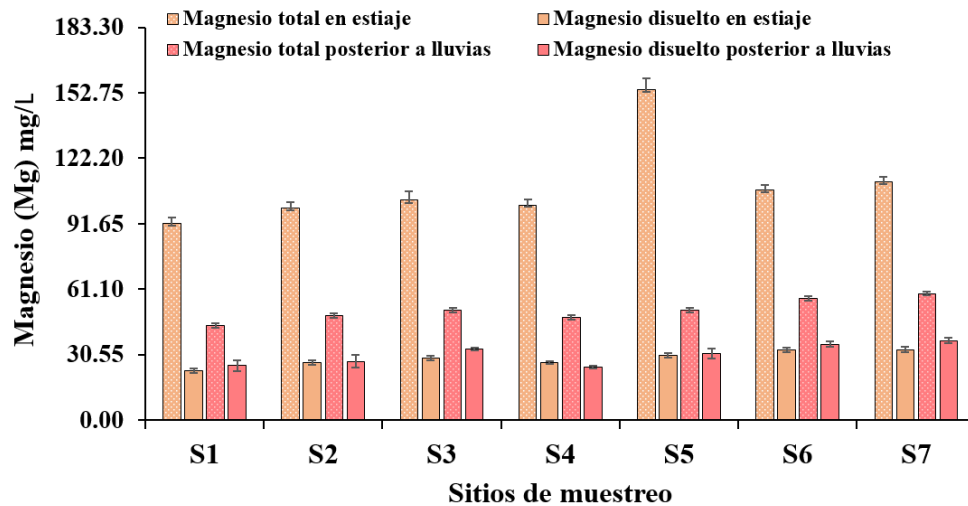


Figura 9. Comportamiento del magnesio total y disuelto en siete sitios del arroyo en estiaje y posterior a lluvias

En el estiaje los sitios que presentaron los valores más altos respecto al magnesio total, fueron los sitios S3, S6 y S7. en el sitio S2 existe una descarga importante, sin embargo, hasta el sitio S3 se notó el aumento como

sucedía con el calcio, tendiendo a una disminución en el sitio S4 y un aumento después, la asociación con los sólidos en suspensión puede ser una explicación de este comportamiento de los dos iones

alcalinotérreos. En el periodo posterior a las lluvias la concentración del magnesio total disminuyó, posiblemente por dilución, con valores semejantes en cada sitio, aumentando la fase disuelta, sin embargo, al igual que el calcio la mayor parte del ion se encuentra en el material en suspensión.

Hierro total y disuelto

En la figura 10 se indica la concentración promedio total en los siete sitios en el estiaje y posterior al periodo de lluvias. Es importante señalar que por la presencia de OD y por lo muy poco profundo del tirante de agua de este arroyo, el hierro presenta su estado de oxidación más estable, que es el +3 (Fe^{3+}), no fue posible medir si había algo de Fe^{2+} por el

tiempo de estancia de las muestras, se sabe que el Fe^{2+} reacciona con O_2 oxidándose a Fe^{3+} . Considerando el hierro total en el periodo de estiaje, en el sitio S1 se encontró el mayor valor, parece que este metal proviene del mismo suelo y debido a la pendiente es arrastrado y se va diluyendo a medida que el flujo avanza, aumentando en el sitio S3 y vuelve a disminuir hasta aumentar ligeramente en los sitios S5, S6 y S7 a la salida de la barranca, donde los valores son muy semejantes. En el periodo posterior a lluvias se observó un aumento en el Fe total, en los sitios S2, S4, S5, S6 y S7, es notorio el aumento, esto se puede deber a un mayor arrastre del material sólido, donde hay una re-suspensión del sedimento, además del material proveniente de la erosión del suelo de la barranca.

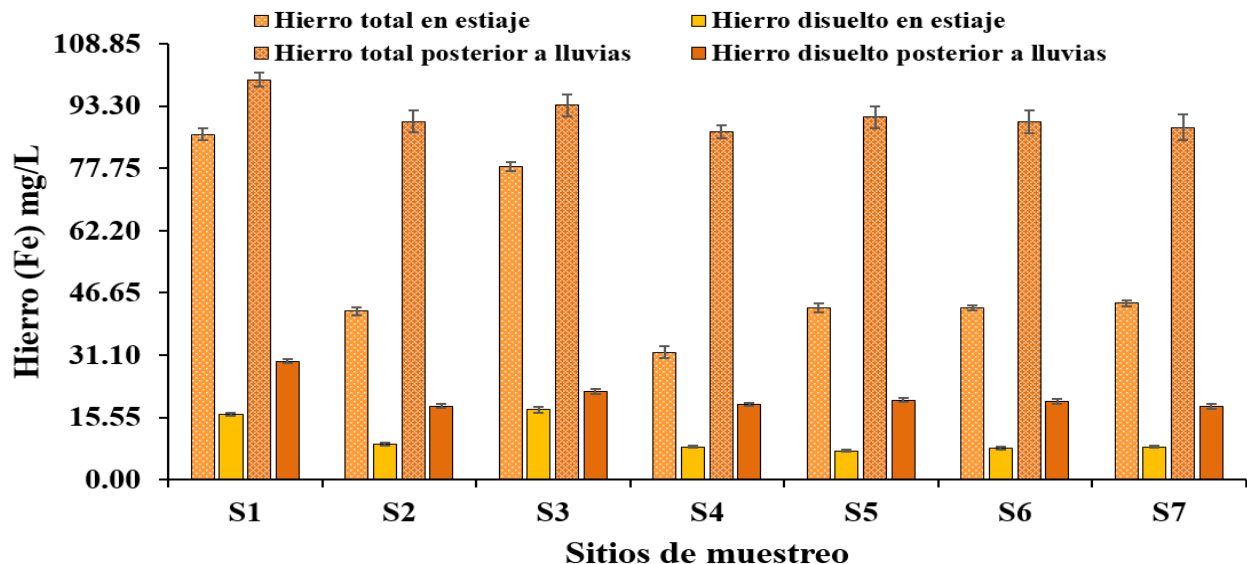


Figura 10. Comportamiento del hierro total y disuelto en siete sitios del arroyo en estiaje y posterior a lluvias.

En el estiaje se observó que son muy pequeñas las concentraciones de Fe disuelto respecto a las medidas del hierro total, lo que hace suponer que está más en el material en suspensión o en el sedimento, lo que refuerza que proviene del suelo, es decir su presencia es

más geogénica que antropogénica.

Cobre total y disuelto

El cobre total presentó en general poca concentración en los siete sitios de este cuerpo de agua, se puede ver en la figura 11 que en el

estiaje a medida que se avanzó a lo largo del arroyo la concentración aumento en el sitio S2, lo que significa que hay aportes antropogénicos, luego disminuyó en el sitio S3,

hubo un ligero aumento en el sitio S4, se mantuvo hasta el sitio S5 y al salir de la barranca fue disminuyendo en los sitios S6 y S7.

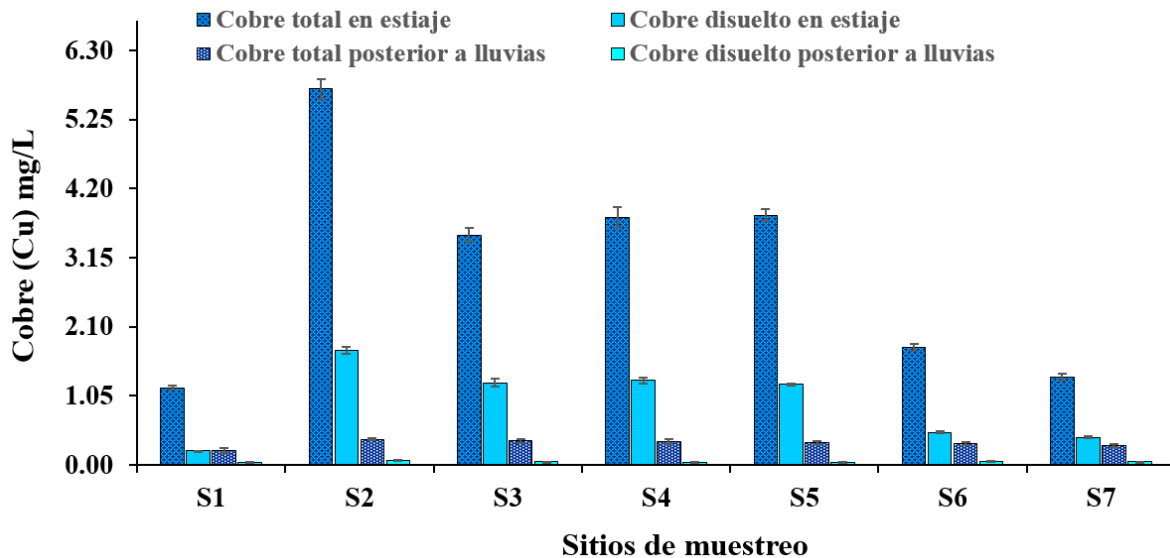


Figura 11. Comportamiento del cobre total y disuelto en siete sitios del arroyo en estiaje y posterior a lluvias

En el periodo posterior a las lluvias disminuyó fuertemente la concentración del cobre a lo largo del arroyo. En la figura 11 también se indica la variación de las concentraciones del cobre disuelto, en el estiaje cuyas concentraciones son muy pequeñas respecto a las del total. Se ve claramente que la concentración del cobre total y el disuelto en el estiaje y posterior a lluvias fue más alta en el sitio S2 donde se encuentra la primera descarga, sin embargo en el periodo posterior a lluvias el cobre en la fase disuelta disminuyó más que el cobre en el estiaje. El cobre presenta afinidad hacia la materia orgánica, donde posiblemente se asocie al material en

suspensión o tienda hacia los sedimentos, esta última aseveración está íntimamente relacionada al carácter agresivo o incrustante del agua (Tessier et al., 1979, Barceló 2000).

Sodio y potasio

El sodio al igual que el potasio, por ser metales alcalinos, presentan alta solubilidad y su importancia en los cuerpos acuáticos es su influencia en la conductividad, por ser buenos electrolitos, y en la salinidad. En las figuras 12a y 12b como en los otros casos ya discutidos, se presentan las gráficas de las concentraciones en los siete sitios.

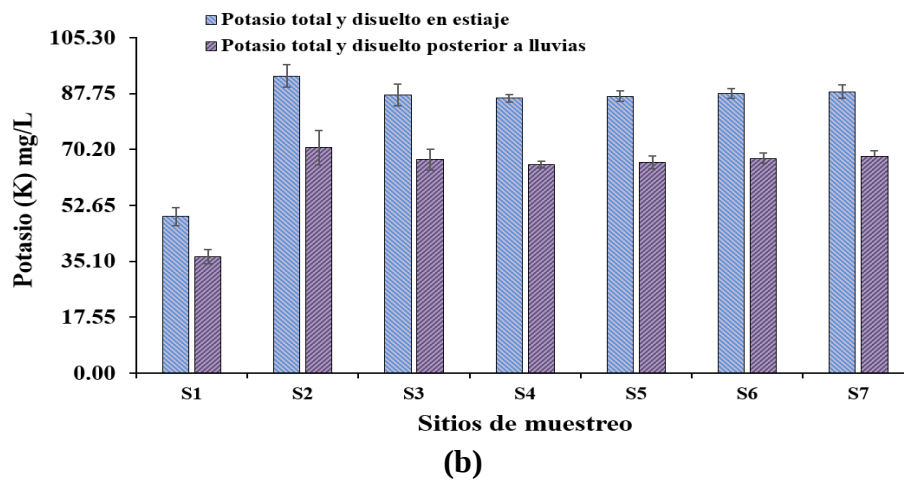
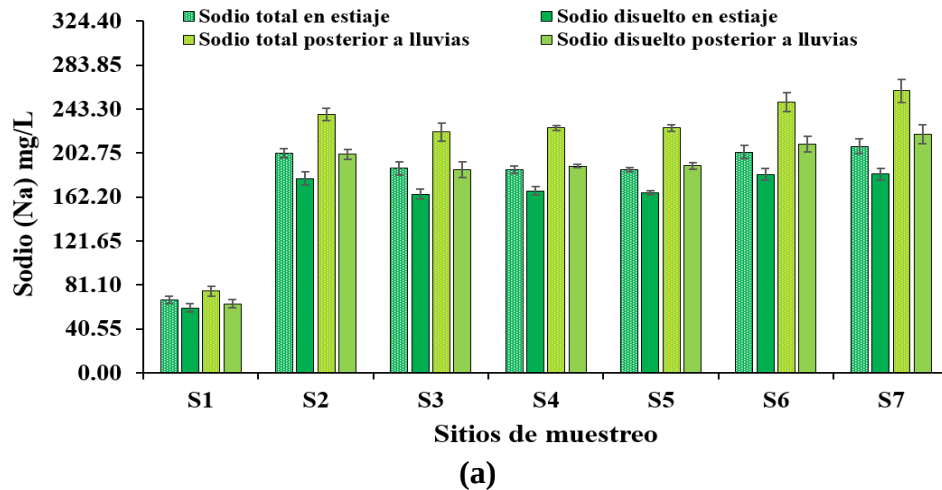


Figura 11. (a) Comportamiento del sodio total y disuelto en siete sitios del arroyo en estiaje y posterior a lluvias. (b). Comportamiento del potasio total-disuelto en siete sitios del arroyo en estiaje y posterior a lluvias

Las figuras son tanto del estiaje como posterior al periodo de lluvias de los iones totales y los disueltos del sodio y del potasio, para este ion solo se presenta el total disuelto, por ser sus sales más solubles que las del sodio, no se pudo detectar al potasio en la fase particulada, prácticamente el potasio total fue el disuelto. Se observó que ambos iones presentan concentraciones mayores a partir del sitio S2 en ambas temporadas, aunque en el periodo posterior a las lluvias disminuyó su concentración por la dilución ocasionada por las lluvias. El aumento en la concentración de los sitios a partir del sitio S2, puede ser debida a las descargas residuales urbanas, en la

trayectoria disminuye la concentración un poco y es casi constante la concentración en ambos periodos. Las concentraciones de sodio fueron mayores que las de potasio.

Determinación de los Índices de Langelier en el agua del arroyo Río Puerta Grande

En la figura 13, se presentan los resultados de los cálculos de los Índices de Langelier del agua del arroyo en el estiaje y en la figura 14 en el periodo posterior a lluvias. Se observa que en el estiaje la naturaleza del agua, considerando los IS, resultaron incrustantes en todos los sitios, ya que los IS resultaron

positivos, según este modelo, los iones metálicos están más asociados a los sedimentos o al material en suspensión.

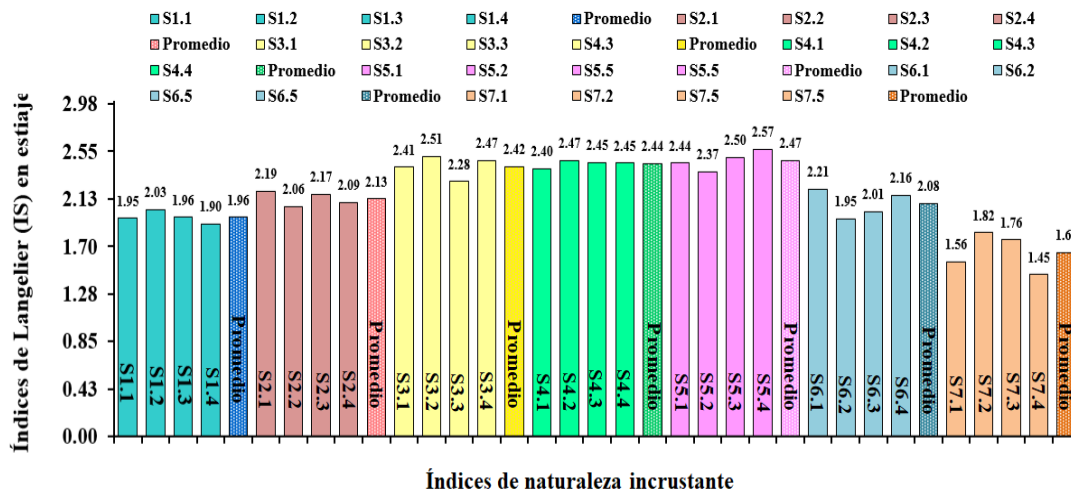


Figura 13. Índices de saturación (IS) de Langelier de siete sitios del agua del arroyo en el estiaje

En la figura 14, se observa que, en el periodo posterior a las lluvias, resultó que el cuerpo de agua presentó una naturaleza agresiva a lo largo de flujo, esto se puede deber a la dilución

de los iones metálicos y a la desorción tanto de los iones asociados al material en suspensión, como la de los sedimentos hacia la fase acuosa.

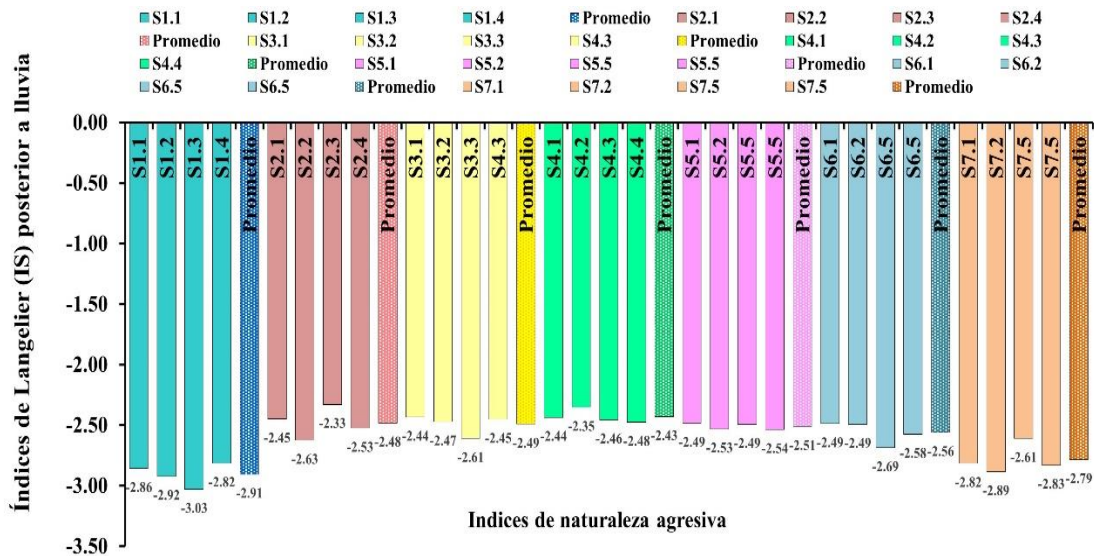


Figura 14. Índices de saturación (IS) de Langelier de siete sitios del agua del arroyo posterior a las lluvias el estiaje

En general en esta temporada hubo más iones disueltos, donde la concentración de los iones, tanto metálicos como aniones que estaban asociados al material en suspensión o tendiendo a precipitar hacia los sedimentos, principalmente en el estiaje, en este periodo posterior a la lluvia, al presentar el agua agresividad los iones se pueden estar desorbiendo, tanto del material en suspensión como de los sedimentos, pues en la época de lluvia hay arrastre del material sedimentado, además de la acidez de ésta, principalmente en la Ciudad de México

Conclusiones

El pH cambió poco entre los sitios en el estiaje con un promedio de 8.47 ± 0.284 , con este valor puede estar presentándose un proceso de degradación de la materia orgánica, principalmente proveniente de las descargas municipales, lo que es concordante con los valores de OD. En el periodo posterior a lluvias disminuyó obteniéndose un promedio de 7.86 ± 0.106 , donde aparentemente hubo un proceso de acidificación por el agua de las lluvias. Es importante señalar que los valores del pH en ambas temporadas se encuentran en la región de predominio del HCO_3^- .

Los valores del potencial redox (PRO) en el estiaje fueron en promedio de todos los sitios 103.732 ± 16.754 y posterior a las lluvias 127.994 ± 2.522 , con un valor positivo mayor. Analizando en conjunto con el OD, se observa que en el estiaje hay una tendencia a disminuir debido a los procesos de oxidación por el consumo del OD, principalmente en los sitios S3, S4 y S5 donde se encuentran la mayor parte de las descargas urbanas, en el periodo posterior a lluvias los valores de PRO en todos los sitios fueron más positivos, donde también el OD mejoró, por el efecto de la dilución del agua de lluvia.

Respecto al OD, en el estiaje se obtuvo un promedio de 4.07 ± 0.260 mg/L y posterior a

las lluvias 4.46 ± 0.335 mg/L, mejorando muy poco el OD, sin embargo, estos valores no cumplen con el criterio de la USEPA, (1994), que indica no menor a 6 mg/L. En el periodo posterior a las lluvias, donde la precipitación fue muy alta en el 2021, hubo arrastre de sedimentos donde la pendiente del arroyo ayudó a su fluidez, lo que permitió en algo a la mejora del OD. Cabe mencionar que al final en el sitio S7, el OD aumentó, ya que al salir el arroyo de la barranca se aleja de los residuos que desecha la población.

Se determinó la variación del promedio de los nitratos en cada uno de los siete sitios, en los dos periodos y debido a que existe OD disuelto el ambiente del agua es más oxidante, por lo que estos predominaron en todos los sitios. El promedio en el estiaje resultó de 3.35 ± 0.347 mg/L y en posterior a lluvias 2.30 ± 0.385 mg/L. La NOM- SEMARNAT, 2017 indica como máximo permitido 25 mg/L, las concentraciones del agua del arroyo son mucho menores, por lo cual los nitratos no son un riesgo de contaminación. Los fosfatos presentaron siempre bajas concentraciones en los siete sitios, en las dos temporadas, obteniéndose un promedio de 0.307 ± 0.069 mg/L en el estiaje y 0.167 ± 0.047 posterior a lluvias, en general la NOM-SEMARNAT, 2017 indica un máximo permitido de 15 mg/L, este parámetro tampoco representa un riesgo de contaminación. Estos dos parámetros al presentar concentraciones bajas en la fase disuelta, influyen muy poco en el IS.

Los parámetros que influyeron fuertemente en el IS en las dos temporadas fue en primer lugar el bicarbonato por los datos de la alcalinidad, como se puede recordar, es la cantidad de CO_2 necesaria para mantener en disolución el HCO_3^- que se encuentra en el agua, es decir el $[\text{CO}_2]_{\text{eq}}$. En el estiaje al resultar en todos los sitios un agua de naturaleza “incrustante”, significa que el $[\text{CO}_2]_{\text{ac}}$ resultó menor que el $[\text{CO}_2]_{\text{eq}}$, favoreciendo la precipitación de carbonatos con los cationes presentes. Por el

contrario, en el periodo posterior a las lluvias el $[\text{CO}_2]_{\text{ac}}$ resultó mayor que el $[\text{CO}_2]_{\text{eq}}$, por lo tanto, el excedente de CO_2 debió reaccionar con el carbonato presente para formar más bicarbonato, por lo que el agua resultó de naturaleza agresiva, lo que favorece que los iones como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , principalmente se encontraran disueltos, además de que más de estos iones se desorbieran tanto del material en suspensión, como de los sedimentos, pues en la época de lluvia hubo arrastre del material sedimentado y tomando en cuenta la acidez de la lluvia en la Ciudad de México.

En este trabajo ha sido importante determinar a través de los índices de Langelier la naturaleza

del agua en las dos temporadas, pues este índice permite conocer si hay mayor o menor cationes y aniones disueltos relacionados a los iones totales e indirectamente al material en suspensión. En este estudio, se observó en el estiaje que en todo el arroyo predominó el carácter incrustante, lo que significa que es el agua residual urbana la que predomina. Por el contrario, en la etapa posterior a lluvias, el agua de la temporada de las lluvias permitió que la concentración de los iones se encuentre en forma importante en la fase disuelta, por lo tanto, esto justifica que los resultados obtenidos en la etapa posterior a las lluvias dieran un índice de Langelier (Is) de naturaleza agresiva.

Referencias

- Allende A. V. (1976). Apuntes Sobre Química del Agua. I.S.P.J.A.E. Ed., Habana, Cuba.
- Bueno Z.K. A., Torres L.P., Delgado C.L. G. (2014). Monitoreo y medición del ajuste del pH del agua tratada del Río Cauca mediante índices de estabilización. “Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica”, 17(2): 563–575. Consultado el 10 de marzo de 2022 de: <https://doi.org/10.31910/rudca.v17.n2.2014.422>.
- Barceló I., Solís H., González C., García J., Ávila P., García J.A., Allende I. (1997). Determinación de la agresividad del agua del embalse J.A. Álzate en función de los índices de saturación de Langelier y la fuerza iónica. “Memorias Técnicas del XI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales A.C”., Zacatecas, México, 2: 11-20.
- Barceló I., Ávila P., Solís H., González C., Bussy A.L. (1998a) Repartición geoquímica de metales pesados en sedimento superficial de la presa J.A. Álzate en el Edo. De México, México. “Memorias del XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS)”, Lima, Perú. CD ROM.
- Barceló I., González C., Solís H., Ávila P., García J., García J.A. (1998b). Cálculo de los índices de saturación del agua de una presa mexicana contaminada con aguas residuales y municipales. “Memorias del XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS)”, Lima, Perú. CD ROM.
- Barceló, I. (2000). Estudio de la movilidad de Ca, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en sedimentos de la presa José Antonio Álzate en el Estado de México. Tesis Doctoral, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México.
- Barceló I.D., Allende I. Hugo E. Solís H.E. Bussy A.L., González C. (2002). Determinación del estado de equilibrio de un sistema hídrico. “Revista de la Sociedad Química de México”, 46 (2): 93-104.
- Barceló-Quintal I.D., Solís-Correa H.E., García-Albortante J., Osornio-Berthet L.J., García-

- Martínez M., Beltrán-Rocha J.C. (2020a). Curvas de evolución del sistema $\text{CO}_2(\text{ac})\text{-HCO}_3^-\text{-CO}_3^{2-}$ en aguas del río Lerma y de la presa José Antonio Álzate. “Revista Tendencias en Docencia e Investigación en Química”, Año 6 (6): 111-118.
- Barceló-Quintal I.D., Solís-Correa H.E., García-Albortante J., Vega-Paz A. (2020b). Determinación de la precipitación de Ca^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} y Pb^{2+} utilizando sus constantes de equilibrio en aguas de la presa José Antonio Álzate y sus afluentes. “Revista Tendencias en Docencia e Investigación en Química”, Año 6 (6): 119-129.
- Benefield L.D., Morgan J.M. (2002). Chapter 10:Chemical precipitation. In: Water quality and treatment. A handbook of Community Water Supplies. AWWA, editor Raymond Letterman, Quinta Edición. Ed Mc Graw Hill, Spain.
- Casey T.J. (2009). Water stabilization and corrosion drinking control. Aquavarra Research, Publication, Water Engineering Paper”. Paper 2. Consultado el 11 de marzo de 2022 de: <https://www.yumpu.com/en/document/read/16538803/water-stabilisation-and-corrosion-control-aquavarraie>.
- De Sousa C., Correia A., Colmenares M.C.(2010). Corrosión e incrustaciones en los sistemas de distribución de agua potable. Revisión de estrategias de control. “Boletín de Malariología Y Salud Ambiental”, 50(2):187-196. Consultado el 12 de marzo de 2022 de: http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1690-46482010000200003
- Feitler H. (1975). The scale meter: new method for determining the critical pH of scaling. “Mater. Protection and Perf.”, 11: 31-36.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI.). (2019) Diccionario de Datos Topográficos. Escala 1:20 000.
- Langelier W.F. (1936). The analytical control of anticorrosion water treatment. “J. Amer. Wat. Works Association”, 28: 1500-1521.
- Largon T.E., Buswell A.M. (1942). Calcium carbonate saturation index and alkalinity Interpretations. “J. Am. Water Works Assn.”, 34: 1667-1675.
- Manahan S.A. (1999). Environmental Chemistry. Ed. Lewis Publishrs, 7th edition.
- Procuraduría Ambiental y Ordenamiento Territorial del D.F. PAOT(2010). Zona de riesgo y vulnerabilidad ambiental en barrancas de la delegación Álvaro Obregón, Distrito Federal. Pp. 1-26. Consultado el 20 de septiembre de 2022 de: www.paot.org.mx/centro/temas/barrancas/docpaot/reportedebarrancas.pdf.
- Passarini K.C., Gamarra F.M.C., Vanalle R.M., Santana J.C.C. (2012). Reutilización de las Aguas Residuales en la Irrigación de Plantas y en la Recuperación de los Suelos. “Información Tecnológica”, 23(1): 57-34. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642012000100007>. Consultado el 11 de marzo de 2023 de: https://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-07642012000100007
- Robles, J. (2008). Programa Delegacional de Desarrollo Urbano de Álvaro Obregón. Cd de México. SEDUVI. Consultado el 20 de abril de 2020 de: http://www.data.seduvi.cdmx.gob.mx/portal/docs/programas/PDDU_Gacetitas/2015/PDDU_ALVARO-OBREG%C3%93N.pdf

SCFI. (2016). Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2016. Análisis de agua-medición del pH en aguas naturales, residuales y residuales tratada. Publicado en el Diario Oficial de la Federación Mexicana. Consultado el 15 de marzo de 2021 de:

<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166767/NMX-AA-008-SCFI-2016.pdf>

SCFI. (2016). Norma Mexicana NMX-AA-036-SCFI-2001. Análisis de agua-determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Publicado en el Diario Oficial de la Federación Mexicana. Consultado el 15 de marzo de 2021 de:

<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166776/NMX-AA-036-SCFI-2001.pdf>

SCFI (2001) Norma Mexicana NMX-AA-012-SCFI-2001. Análisis de aguas-determinación de oxígeno disuelto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-método de ensayo. Publicado en el Diario Oficial de la Federación Mexicana. Consultado el 15 de marzo de 2021 de:

<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166768/NMX-AA-012-SCFI-2001.pdf> .

SCFI (2001) Norma Mexicana NMX-AA-079-SCFI-2001. Análisis de aguas-determinación de nitratos en aguas naturales, residuales y aguas residuales tratadas-método de ensayo. Publicado en el Diario Oficial de la Federación Mexicana. Consultado el 15 de marzo de 2021 de:

<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166773/NMX-AA-079-SCFI-2001.pdf>.

SCFI (2001) Norma Mexicana NMX-AA-029-SCFI-2001. Análisis de aguas-determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y aguas residuales tratadas-método de ensayo. Publicado en el Diario Oficial de la Federación Mexicana. Consultado el 15 de marzo de 2021 de:

<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166773/NMX-AA-029-SCFI-2001.pdf>.

SCFI. (2001). Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2001. Análisis de agua - determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas-método de ensayo. Publicado en el Diario Oficial de la Federación Mexicana. Consultado el 15 de marzo de 2021 de:

<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166785/NMX-AA-051-SCFI-2001.pdf>

SIALT. (2020). Simulador de flujos de agua de cuencas hidrográficas. “Science Base-Catalog.” Consultado el 13 de mayo de 2021 de:

<https://www.sciencebase.gov/catalog/item/551323b3e4b02e76d75c093a>.

Snoeyink V.L., Jenkins D. (1996). Química del Agua. Edit. Limusa, Grupo Noriega

Standard Methods. (1998). Method 4500-NO₃⁻, Nitrogen-Nitrate, “Standard Methods for the Examination of water and Wastewater”, American Public Health Association, Washington, DC 20005, 19th, Pp 414-415.

Stumm W., Morgan J.J. (1970). Aquatic Chemistry. John Wiley & Sons Publ.

Takasaki S. and Yamada Y. (2007). Effects of temperature and aggressive anions on corrosion of carbon steel in potable water. “Corrosion science”, 49(1):240-247.

Tam Y.S. and Elefsiniotis P.(2009). Corrosion control in water supply systems: Effect of pH. alkalinity and orthophosphate on lead and copper leaching from brass plumbing. “Journal of Environmental Science and Health part A”, 44(12):1251-1260.

Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate metals. “Anal. Chem. ”, 51: 844-851.

Trujillo F.E., Martínez M.V., Fuentes G.H. (2003). Tecnología informática para evaluar la agresividad del bióxido de carbono en el agua. En: Agua potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas. RIPDA-CYDTED i CIRA-UAEM. Editor Carlos Díaz Delgado. Libro digital. Capítulo 12:142-154. Consultado el 20 de abril 2022 de:

<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd57/tecnologia.pdf>

Trujillo F.E., Martínez M.V., Flores N.S.(2008). Ajuste del equilibrio químico del agua potable con tendencia corrosiva por dióxido de carbono. “Información tecnológica”, 19 (6), 89-101. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642008000600010>, Consultado el 15 de marzo de 2022 de:

https://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-07642008000600010&lang=es