

COMPARACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA ENTRE COAGULACIÓN QUÍMICA Y ELECTROCOAGULACIÓN PARA REMOVER ARSÉNICO DEL AGUA

• Sara Pérez-Castrejón • María de Lourdes Rivera-Huerta •
• Alejandra Martín-Domínguez • Silvia Lucila Gelover-Santiago •
• Martín Piña-Soberanis • Areli Gómez-Rojas • Carlos Hernández-Yáñez •
• Juana E. Cortés-Muñoz •

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Resumen

En este trabajo se comparan los procesos de coagulación química (CQ) y electrocoagulación (EC) para remover arsénico de agua de pozo. El estudio se realizó a escala piloto en una fuente de abastecimiento de agua para consumo humano con presencia de arsénico entre 60 y 77 $\mu\text{g/l}$. El caudal de operación fue de 15 l/min y el tren de tratamiento se integró por CQ o EC, seguida de floculación, sedimentación y filtración en arena. Con los dos procesos se logra obtener agua que cumple con el valor guía de 0.010 mg/l para arsénico, sugerido por la Organización Mundial de la Salud, el cual es más bajo que el límite máximo permisible de 0.025 mg/l, establecido por la Modificación del año 2000 a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Los costos de operación resultaron más bajos con la CQ (\$1.19/ m^3) que con la EC (\$1.67/ m^3) y en ambos casos se incluyeron costos de reactivos y energía.

Palabras clave: arsénico, potabilización, coagulación química, electrocoagulación, hierro, costos de operación.

Introducción

El arsénico (As) es el vigésimo elemento más abundante en la corteza terrestre (IARC, 1980); por la toxicidad, frecuencia y concentraciones con que se ha identificado en agua subterránea de varias partes del mundo constituye un problema de salud pública, ya que el consumo de agua con niveles superiores a los recomendados por diversas agencias internacionales se asocia con problemas cardiovasculares, queratosis, melanosis, neurotoxicidad y diversos tipos de cáncer (IARC, 1980; ATSDR, 2007). En México, se han identificado fuentes de abastecimiento de agua para uso y consumo humano con concentraciones mayores al límite máximo permisible que establece la Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (NOM-127) (0.025 mg l⁻¹) en Chihuahua (Ruiz *et al.*, 2006); Zimapán, Hidalgo (Armienta *et al.*,

1996); Irapuato y Salamanca, en Guanajuato (Rodríguez *et al.*, 2006); Huautla, Morelos (Bundschuh *et al.*, 2009), y la Región Lagunera (Gutiérrez, 2006; Arreguín *et al.*, 2010), entre otros.

Existen diversas tecnologías para remover arsénico del agua, las cuales se pueden dividir, según el proceso que utilizan, en: a) de membranas (ósmosis inversa, nanofiltración, electrodiálisis inversa, coagulación con cloruro férrico seguida de microfiltración); b) electroquímicas (deionización capacitiva, electrocoagulación); c) de adsorción (alúmina activada, arena acondicionada con óxidos de hierro, hidróxidos de hierro granulares, intercambio iónico); d) de precipitación (coagulación con sales de hierro o aluminio, seguida de floculación-sedimentación y/o filtración, ablandamiento con cal). Cada tecnología tiene ventajas y desventajas, así como un campo de aplicación particular, que depende

en gran medida de la calidad del agua a tratar y de otros contaminantes que deban removerse, además del arsénico.

Con la coagulación por aplicación de reactivos químicos (CQ) se producen agregados conocidos como flóculos, que adsorben y atrapan los contaminantes que se desea remover. La electrocoagulación (EC) es una variante de la CQ; la diferencia radica en que una corriente eléctrica genera los cationes polivalentes en el agua a tratar mediante la oxidación de ánodos de sacrificio. En los dos casos, la coagulación inicia en el mismo instante en que los cationes entran en contacto con el agua (añadidos como una sal en el caso de la CQ o formados *in situ* con la EC) y dura fracciones de segundo. En esta etapa se llevan a cabo una serie de reacciones físicas y químicas (las cuales se ven favorecidas si hay una mezcla rápida y vigorosa) entre los cationes agregados, la alcalinidad del agua y el agua misma (Arboleda, 2000). Estas reacciones producen finalmente hidróxidos metálicos insolubles (flóculos), que se asocian con los contaminantes presentes en el agua.

Las especies iónicas son removidas del agua por reacción con un ión de carga opuesta y con los flóculos de hidróxidos metálicos, a través de adsorción (asociación del contaminante con la superficie del precipitado) y/o oclusión (adsorción del contaminante en el interior de los flóculos en crecimiento) (Hering *et al.*, 1996). La etapa que generalmente sigue es la floculación, y durante ésta, las partículas ya desestabilizadas chocan entre ellas para aumentar su tamaño y favorecer su posterior eliminación por sedimentación y/o filtración.

A diferencia de la CQ, la EC se caracteriza por su producción reducida de lodos; no necesita el manejo de químicos; el proceso es controlado eléctricamente; tiene la ventaja de remover partículas coloidales debido a la aplicación de un campo eléctrico, y no se incrementan los sólidos disueltos por la adición de sustancias químicas, como sucede en la coagulación convencional. Además, una característica importante es que los flóculos formados por EC tienden a ser mucho más

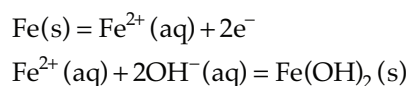
largos, contienen menos agua ligada, son ácido resistentes y más estables que los de la coagulación convencional, y por lo tanto pueden ser separados rápidamente por filtración (Avsar *et al.*, 2007).

Sin embargo, la EC también tiene sus desventajas, una de ellas es que los electrodos de sacrificio necesitan ser reemplazados a medida que se consumen, y otra muy importante es la formación de una capa de óxido en la superficie de los mismos, fenómeno conocido como pasivación, la cual disminuye la eficiencia de la unidad electroquímica e incrementa la caída de potencial. Chen (2004) menciona que la pasivación se produce por la formación de incrustaciones o películas poco conductivas sobre la superficie de los electrodos. Estas incrustaciones pudieran ser formadas por precipitados de calcio y magnesio asociadas con carbonatos o sulfatos.

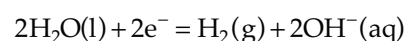
En la figura 1 se muestra esquemáticamente un tren de tratamiento convencional cuando se emplea coagulación química (a) y en (b) la electrocoagulación acoplada a este tipo de sistema.

Los factores que influyen en el desempeño de la coagulación, ya sea convencional o electroquímica, son el pH de la solución, el tipo y la dosis de coagulante, la fuerza iónica del agua y el estado de oxidación de las especies de arsénico (Amy *et al.*, 2000); además de los parámetros operacionales, como son los tiempos de retención y los gradientes de velocidad en el mezclado. En el caso de la EC, uno de los mecanismos de formación propuesto (Mollah *et al.*, 2001) de los hidróxidos metálicos es el siguiente cuando se utilizan ánodos de hierro:

Ánodo



Cátodo



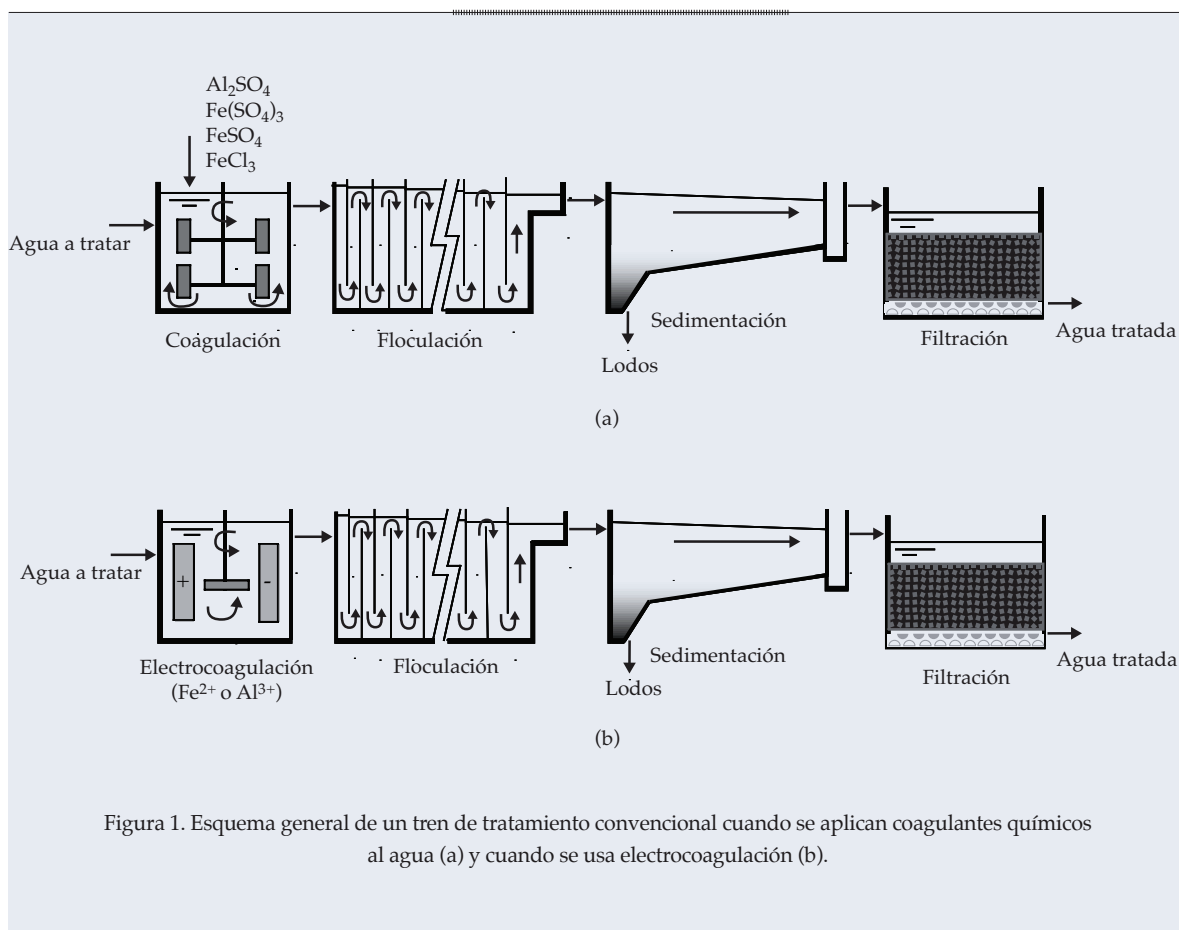


Figura 1. Esquema general de un tren de tratamiento convencional cuando se aplican coagulantes químicos al agua (a) y cuando se usa electrocoagulación (b).

El proceso puede ser en lotes o en flujo continuo (Chen, 2004; Holt *et al.*, 2005).

Algunos trabajos comparan la CQ y la EC: Arango *et al.* (2008), lo hacen con aguas residuales de la industria láctea con flujos de 0.0036 l/s; Jiang *et al.* (2002) utilizan la electrocoagulación-flotación para tratar agua superficial con problemas de carbono orgánico disuelto con flujos de 0.167 l/s; Kabdaşlı *et al.* (2007) tratan efluentes de la industria textil, con la finalidad de aumentar la biodegradabilidad de los contaminantes con reactores de 1.5 l; Meunier *et al.* (2006) trabajaron con metales pesados (plomo, cadmio, cromo, níquel, cobre y zinc) y con volúmenes de 1.8 l (pruebas en lotes); Jiang *et al.* (2006) remueven boro y las pruebas son en volúmenes de 800-1 000 ml (pruebas en lotes); Avsar *et al.* (2007) trataron efluentes del proceso de extracción de aceite de rosas mediante pruebas en lotes (400 ml), con

tiempos de retención de tres horas; Cañizares *et al.* (2007) realizaron experimentos en continuo a razón de 0.0052 l/s para remoción de turbiedad (coloides); Holt *et al.* (2002) compararon los sistemas para remover turbiedad con pruebas en lotes; Zhu *et al.* (2005) combinan la EC con la microfiltración para remoción de virus con flujos de 0.005 l/s y la comparan con CQ en lotes, empleando un equipo de jarras; Erdem *et al.* (2007) realizaron pruebas en lotes para remover boro, utilizando aluminio como coagulante; Mehtap *et al.* (2009) removieron turbiedad en el agua formada por suspensiones de cuarzo ultrafino mediante pruebas en lotes, utilizando aluminio como coagulante; Mehtap y Cetin (2010) removieron turbiedad (partículas de caolinita) mediante pruebas en lotes; Cañizares *et al.* (2009) estudiaron la influencia del pH para el tratamiento de aguas residuales, a razón de 0.0052 l/s; Cañizares

et al. (2008) trataron emulsiones de aceite en agua, para disminuir la demanda química de oxígeno mediante pruebas en lotes; Lakshmanan *et al.* (2010) removieron arsénico (III) y (V) con pruebas en lotes y algunas en continuo a un flujo de 0.004 l/s; Animes *et al.* (2007) removieron cromo (VI) en agua mediante pruebas en lotes.

No se identificaron en la literatura estudios que compararan las dos tecnologías para remover arsénico a escala piloto y con agua real. Esta información es indispensable para calcular costos y eficiencias que permitan la toma de decisiones cuando se quiere seleccionar una tecnología para resolver problemas específicos. Por tal razón, en este trabajo se comparó la eficiencia y el costo de la EC con respecto a la coagulación con cloruro férrico, como una propuesta para resolver el problema de la presencia de arsénico en agua para uso y consumo humano. El interés surge debido a que la coagulación con cloruro férrico es uno de los tratamientos más utilizados y económicos para remover arsénico en aguas para consumo humano, y a que la EC es una tecnología emergente, con posibilidades de competir favorablemente con las convencionales.

Metodología

La evaluación se llevó a cabo en una fuente subterránea de abastecimiento contaminada naturalmente con arsénico. Antes de iniciar la evaluación de los dos sistemas, se caracterizó el agua del pozo y se compararon los resultados con respecto a la modificación de la NOM-127, concluyéndose que el único contaminante fuera de norma era el arsénico.

Para el estudio piloto se utilizó una planta móvil construida en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) (figura 2), la cual combina en una sola unidad los procesos de floculación y sedimentación bajo el concepto de clarifloculador con manto de lodos. La planta está diseñada para operar a un caudal de 1 l/s cuando se trata agua superficial; sin embargo, se opera a 0.25 l/s en el tratamiento de agua subterránea debido a la poca o nula concentración de sólidos suspendidos, lo cual disminuye la eficiencia de los procesos de clarificación.

La planta piloto del IMTA puede operar con coagulación por adición de reactivos químicos o con electrocoagulación. El diseño permite la aplicación de una solución

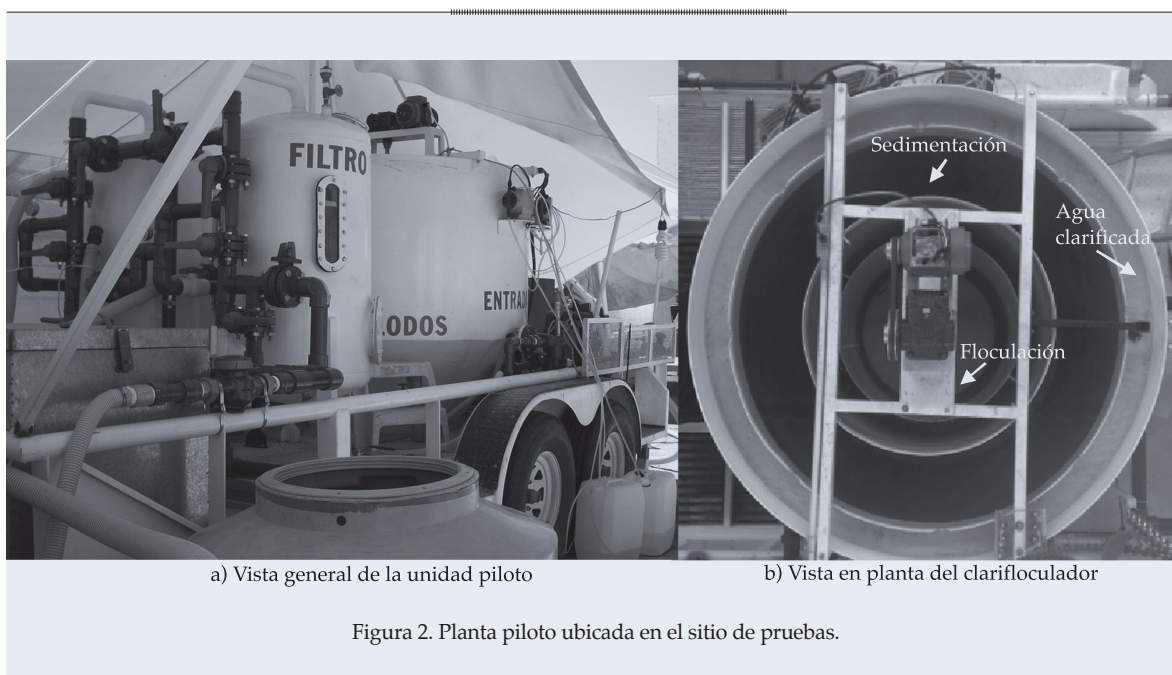
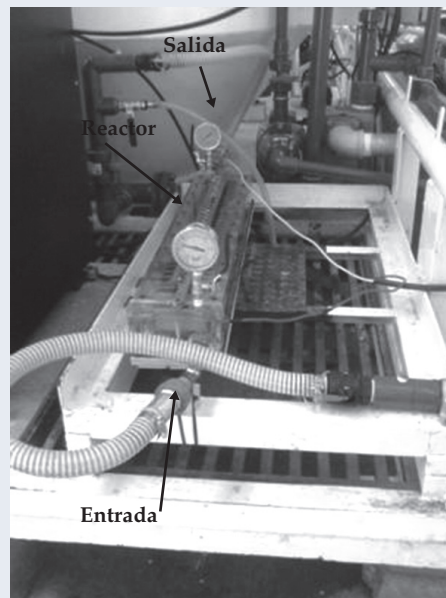


Figura 2. Planta piloto ubicada en el sitio de pruebas.

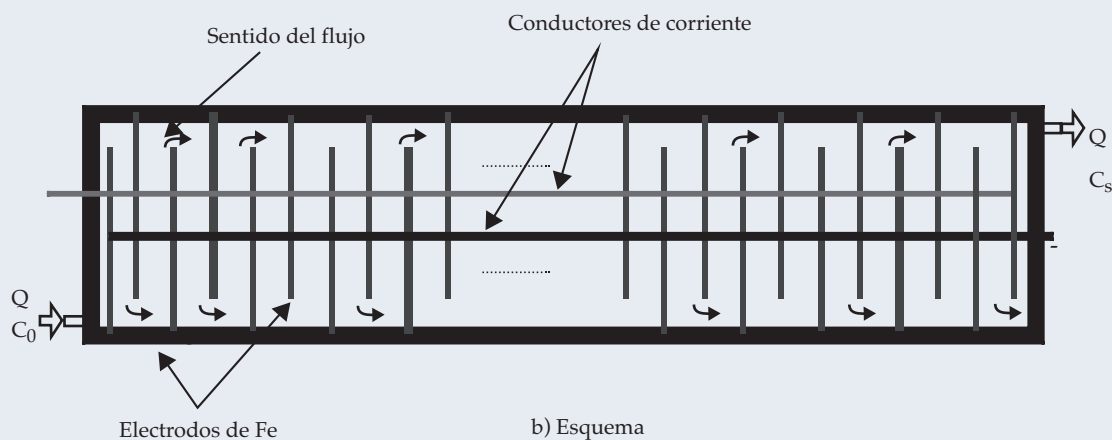
de coagulante primario y floculante, utilizando para ello bombas dosificadoras, o la producción *in situ* del catión de interés, empleando un reactor de electrocoagulación con electrodos de hierro.

Para el caso de la CQ, se utilizó una placa de orificios como unidad de mezcla rápida y se probaron diferentes dosis de cloruro férrico al 40%, con y sin polímero aniónico Superfloc® A-100 PWG de Kemira, aprobado por la NSF International para su uso en agua potable.

Con la EC se utilizó un reactor electroquímico de mezcla hidráulica a flujo pistón con treinta ánodos de hierro (acero comercial 1018) y treinta cátodos de acero inoxidable, ambos con dimensiones de $8 \times 4 \times 0.46$ cm, con un espaciamiento entre ellos de 0.6 cm (figura 3). El gradiente de velocidad dentro de esta unidad se fijó para que sirviera como mezcla rápida (entre $3\ 800$ y $3\ 900\ s^{-1}$), con tiempos de residencia entre 5.4 y 6.0 segundos. Esta configuración hidráulica ha mostrado ser



a) Vista del reactor



b) Esquema

Figura 3. Reactor de electrocoagulación.

eficiente en la remoción de arsénico cuando se utiliza la EC (Martín-Domínguez *et al.*, 2007), ya que al mismo tiempo que se dosifica el coagulante mediante el paso de corriente directa en los ánodos, permite hacer un mezclado muy eficiente, con tiempos de retención del orden de segundos, lo que favorece la coagulación por adsorción en lugar de la de por barrido.

Las dosis de hierro utilizadas se calcularon en laboratorio (no mostradas en este documento) mediante pruebas convencionales de jarras (ASTM, 1990) y se establecieron en la planta piloto con la aplicación de corriente directa utilizando una fuente de alimentación programable marca Sorensen modelo DLM 40-15, para 40 V máximo, corriente variable entre 0 y 15 A y 600 W. El valor de la corriente requerida para fijar la dosis de hierro se calcula con la Ley de Faraday, la cual establece que el número de moles producidos (m) en un electrodo durante un proceso electroquímico es directamente proporcional a la cantidad de carga que pasa por la celda. Puesto que la carga (q), en coulombios, está dada por el producto de la corriente (I), en amperes, y el tiempo (t), en segundos, se tiene que el número de moles que reaccionan es:

$$m = \frac{q}{nF} = \frac{1}{nF} \int I(t) dt$$

$$m = \frac{It}{nF} = \frac{IV}{QnF}$$

Donde n es el número de electrones intercambiados en la reacción (en el caso de

electrodos de hierro $n = 2$) y F es la constante de Faraday (96 485.34 C mol⁻¹ o 26.80 ampere h mol⁻¹). La ley de Faraday permite calcular la cantidad de hierro teórica por unidad de volumen (V) que se va a producir en el reactor de electrocoagulación, a partir del gasto de agua a tratar (Q) y de la corriente aplicada.

Para mantener limpia la superficie de los electrodos, se establecieron cambios de polaridad de cuatro minutos cada dos horas. Por las dimensiones y el número de los electrodos utilizados, la densidad de corriente fue de 51 A/m². Con la EC también se probaron dos diferentes dosis del mismo polímero que se utilizó con la CQ.

Estudios previos a escala semi piloto (1.5 l/min) con electrodos de hierro (Martín-Domínguez *et al.*, 2008; Rivera *et al.*, 2006) demostraron que la presencia de cloro mejora la eficiencia de la remoción de arsénico por EC. Con base en esto se aplicó hipoclorito de sodio al agua antes de su ingreso al reactor (6.5 a 7 mg/l de cloro libre), para obtener 1 mg/l de cloro libre a la salida del mismo cuando estuviera operando. En el cuadro 1 se presentan las condiciones de trabajo de los dos procesos estudiados.

Posterior a la etapa de CQ o EC, el agua ingresa al clarifloculador por la parte inferior (figura 2b). Esta unidad tiene como función principal desarrollar y posteriormente retener los flóculos formados por la hidrólisis del coagulante, ya sea en el manto de lodos que se forma en el fondo del mismo o en la zona de sedimentación. Para ello, el clarifloculador está provisto de una turbina diseñada para

Cuadro 1. Condiciones de operación del estudio piloto.

Proceso	Condiciones de operación
Coagulación química	$Q = 15$ l/min, Fe dosificado = 10 mg/l, sin polímero
	$Q = 15$ l/min, Fe dosificado = 12 mg/l, sin polímero
	$Q = 15$ l/min, Fe dosificado = 8.97 mg/l, sin polímero
	$Q = 15$ l/min, Fe dosificado = 8.5 mg/l, polímero = 0.2 mg/l
Electrocoagulación	$Q = 15$ l/min, Fe dosificado = 9.86 mg/l, polímero = 0.05 mg/l
	$Q = 15$ l/min, Fe dosificado = 9.61 mg/l, polímero = 0.1 mg/l

la correcta formación del flóculo y del lecho de lodos, que al mismo tiempo sirve para impulsar el agua hacia la zona periférica de sedimentación.

Durante las pruebas en campo se optimizó el desempeño del clarifloculador en función de la altura de la turbina y de su velocidad de agitación. La carga superficial utilizada en la zona del sedimentador fue de $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$.

La planta piloto incluye en la etapa final del tren de tratamiento dos filtros a presión que operan a flujo descendente y están empacados con arena sílica. La tasa o velocidad de filtración utilizada varió entre 9 y $10.5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$. En cada corrida se trabajó con un filtro a la vez, el cual se retrolavaba con una tasa de $41 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Para alargar las carreras de filtración y minimizar la pérdida de agua por retrolavados, en el clarifloculador se intentaba retener la mayor cantidad posible del hierro particulado.

La medición del caudal se llevó a cabo periódicamente con un rotámetro marca AQF 600-220 instalado en la tubería de la bomba de alimentación. La energía consumida durante el tratamiento se registró de manera continua con un multímetro digital marca Lovato DML3 conectado al panel que controla los diferentes equipos que componen la planta.

La evaluación técnica del proceso se enfocó al análisis de la eficiencia de remoción del arsénico y del hierro a la salida del clarifloculador y del filtro, pero también a la medición del volumen de lodo producido y a la cantidad de agua producida con respecto a la alimentada a la planta.

Para obtener los costos de operación por metro cúbico de agua tratada se tomaron en cuenta la cantidad de químicos utilizados, el hierro generado por los electrodos y la energía consumida por todos los elementos involucrados en el proceso (bombas, fuente de poder y motores para agitación).

La calidad del agua se monitoreó periódicamente, midiendo arsénico, hierro, conductividad y pH en el agua del pozo de estudio, así como a la salida de cada una de las unidades

de la planta piloto. También se llevó un registro de la cantidad de lodos generados durante el tratamiento.

Para la medición de hierro total se utilizó un colorímetro portátil marca Hach, modelo DR/890 mediante el método FerroVer®. Para la medición de arsénico se utilizaron dos métodos: uno semicuantitativo (Wagtech) o de campo, que se utilizó como indicador rápido de los resultados; y espectrometría de absorción atómica para verificación y control de calidad de los resultados obtenidos con el equipo de campo. La conductividad se determinó con un equipo portátil marca Hach, modelo Sension 5, y el pH con un potenciómetro de campo marca Hach, modelo Sension 1.

El análisis de datos consistió en la determinación de la media y desviación estándar de los analitos de interés, pH y conductividad. Para evaluar diferencias estadísticas entre ambos tratamientos, se llevó a cabo una prueba de *t* para contrastar las medias de arsénico y hierro en las salidas del clarifloculador y el filtro, verificando el cumplimiento de los supuestos de normalidad y varianza de los datos, y considerando que esta prueba aplica a muestras pequeñas y de distinto tamaño (Wackerly *et al.*, 2002).

Resultados

Tanto en la evaluación de la coagulación química como en la electrocoagulación, la planta piloto se operó de forma continua entre ocho y diez horas al día, y los datos se graficaron con respecto a las horas efectivas de trabajo.

Coagulación química

En la figura 4 se muestran las concentraciones de arsénico en el efluente del clarifloculador con respecto al tiempo efectivo de operación de la planta. En la misma gráfica se presenta la dosis de coagulante aplicada, expresada en mg/l de hierro (Fe) y con líneas verticales los periodos en los que se trabajó a diferentes dosis promedio de coagulante y floculante, si es el

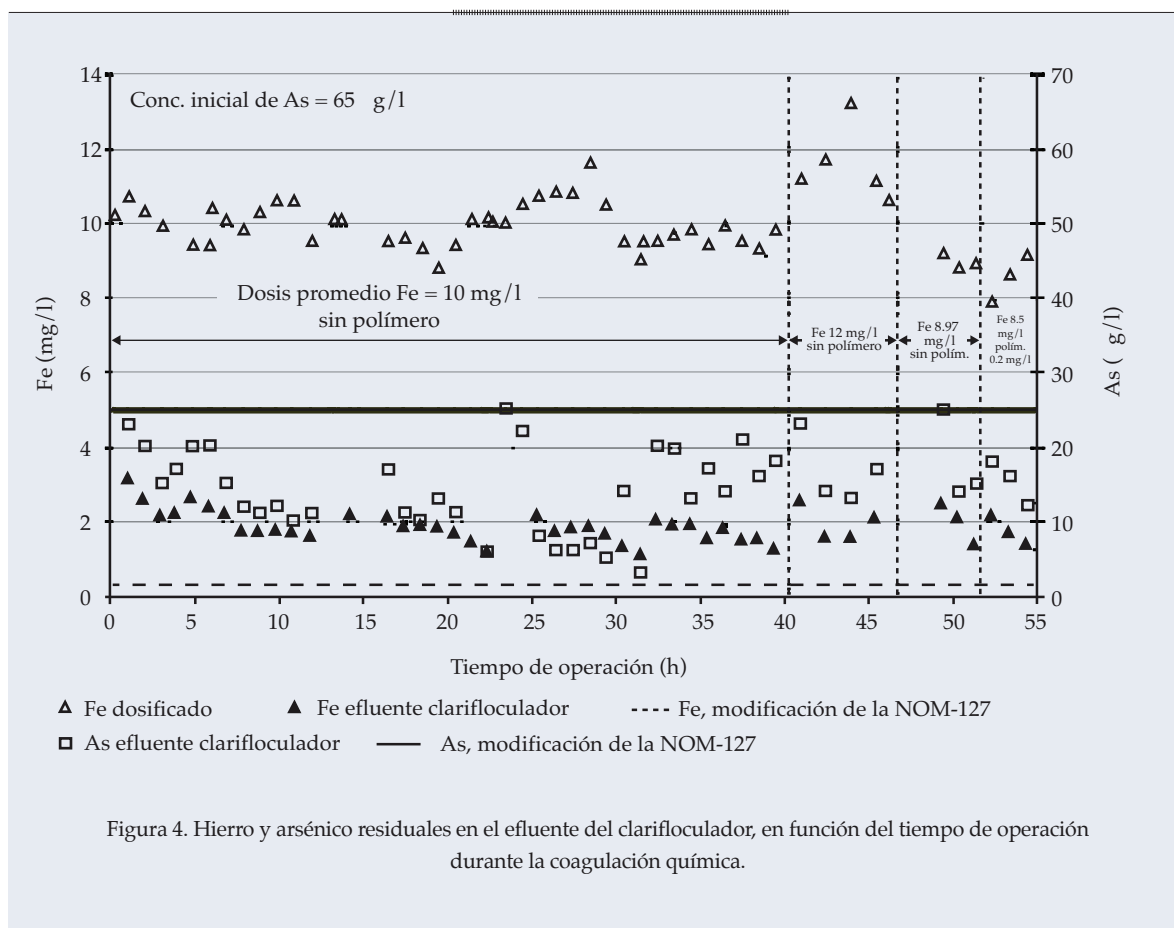


Figura 4. Hierro y arsénico residuales en el efluente del clarifloculador, en función del tiempo de operación durante la coagulación química.

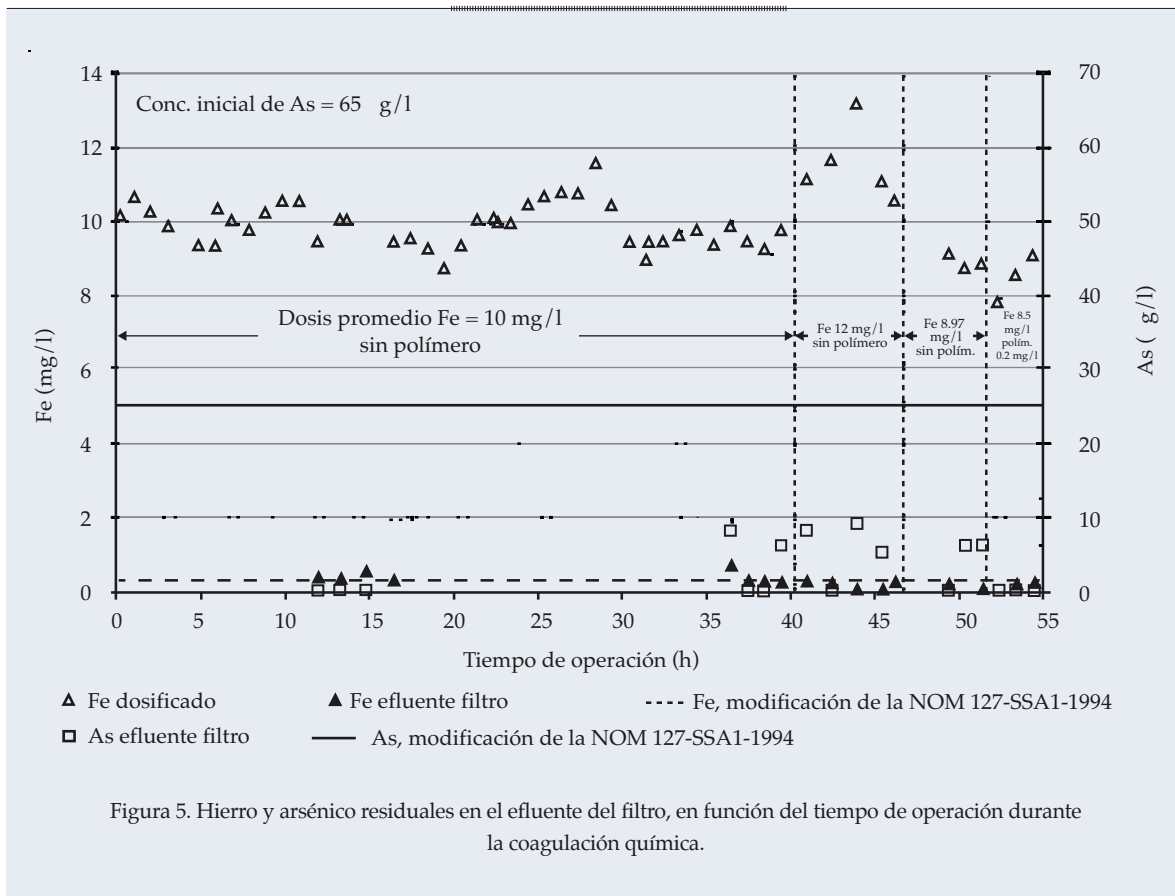
caso. Durante todo el tiempo de operación, y no importando las dosis de coagulante y floculante aplicadas, la concentración de arsénico en el efluente del clarifloculador fue siempre menor o igual al límite permitido por la NOM-127.

La concentración de arsénico en el efluente del filtro (figura 5) logra cumplir con el valor guía de 10 $\mu\text{g/l}$, que recomienda la Organización Mundial de la Salud para agua de bebida. En el último periodo de trabajo, aun cuando se bajó la dosis de hierro a 8.5 mg/l, la aplicación de 0.2 mg/l de floculante permitió seguir cumpliendo con valores menores de 10 $\mu\text{g/l}$ después de la filtración.

La concentración de hierro en el efluente es una variable que debe ser verificada continuamente, ya que el mismo proceso de tratamiento debe ser eficiente para removerlo en su totalidad o por lo menos para que la concentración residual no exceda el límite

permisible de 0.3 mg/l, que establece la modificación de la NOM-127. Cabe mencionar que la concentración de hierro en el agua para uso y consumo humano está regulada con criterio estético o de aceptación por parte del usuario, y no con criterio de salud. El agua con contenidos superiores a 0.3 mg/l mancha la ropa durante el lavado y forma depósitos sobre las instalaciones hidráulicas y muebles de baño.

En la misma figura 5 se observa que con excepción de algunos puntos en la etapa en la que se dosificaron 10 mg/l de hierro, en el resto de la prueba fue posible obtener concentraciones de hierro residual inferiores a los 0.3 mg/l. Los mismos resultados se obtuvieron al aumentar la dosis de hierro de 10 a 12 mg/l o disminuirla de 12 a 8.97 mg/l; las concentraciones de arsénico y hierro se mantuvieron por debajo de la modificación



de la NOM-127 y, en el caso del arsénico, por debajo de los 10 mg/l a la salida del filtro. Esto indica que el sistema tiene cierta capacidad de amortiguamiento de la dosis de coagulante aplicado debido al manto de lodos que se forma en el clarifloculador.

En la cuarta fase del estudio, la aplicación de una cantidad todavía menor de hierro (8.5 mg/l promedio), pero adicionando 0.2 mg/l del polímero aniónico Superfloc® A-100 PWG, resultó ser la mejor opción de dosificación estudiada. El polímero mejora la formación de los flóculos, lo que permite su mejor remoción en el sedimentador y en el filtro. Es probable que la presencia del polímero haga más eficientes los fenómenos que unen el arsénico con los hidróxidos de hierro. En la gráfica se observa que en este intervalo se obtienen las menores concentraciones de ambos elementos a la salida del filtro. Con base en estos resultados sería recomendable hacer pruebas

con dosis de coagulante todavía menores para disminuir los costos del tratamiento.

El agua extraída del pozo tuvo un pH promedio de 7.6, esta es una condición apropiada para llevar a cabo la remoción del arsénico. Debido a las reacciones del agua con el catión metálico (coagulante), el pH del efluente de la planta se acidificó ligeramente, sin embargo quedó dentro del intervalo de 6.5 a 8.5, que establece para este parámetro la modificación de la NOM-127. Con respecto a la conductividad del agua antes y después del tratamiento, se observó un aumento promedio de 27 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el agua tratada, lo que representa sólo un aumento del 3% con respecto al del agua cruda.

Con la finalidad de mantener un manto de lodos constante en el clarifloculador, fue necesario purgar cada treinta minutos durante la operación. Para determinar la cantidad de lodo producido, se calculó el volumen de agua

tratado por día y se relacionó con el volumen de lodo purgado; de esta forma se obtuvo que por cada metro cúbico de agua se produjeron 0.02 m³ de lodos diluidos y 0.0063 m³ de lodos espesados, los cuales contenían 99.6% de humedad. Estos lodos no son considerados material peligroso de acuerdo con el análisis CRIT (corrosividad, reactividad, inflamabilidad y toxicidad) llevado a cabo de acuerdo con los procedimientos y parámetros considerados en las normas NOM-052-SEMARNAT-2005 y NOM-053-SEMARNAT-1993. Este resultado se justifica por la poca cantidad de arsénico que tienen los lodos con respecto al hierro, que es el componente principal.

Electrocoagulación

Uno de los aspectos más importantes para el correcto funcionamiento de un reactor de EC es que la producción del coagulante sea constante en el tiempo y no se vea afectado por la pasivación de los electrodos ni por el taponamiento de los espacios entre los mismos por los flóculos formados durante el proceso. Esto se determina como la eficiencia de producción del hierro con respecto al valor teórico calculado con la ley de Faraday, y con la variación del voltaje aplicado para mantener el valor de la corriente constante.

La eficiencia de producción de hierro en este caso estuvo entre el 80 y 90% con respecto al teórico, y no hubo pasivación electroquímica, ya que la caída del potencial se mantuvo constante (ver figura 6). Esto permite suponer que los cambios de polaridad, así como el gradiente utilizado en el reactor permitieron la limpieza efectiva de los electrodos.

La experiencia obtenida en las pruebas con coagulación química, en las cuales se observaron mejores resultados al utilizar el polímero, permitió tomar la decisión de probar la electrocoagulación con diferentes concentraciones de polímero.

En la figura 7 se muestran las concentraciones residuales de hierro y arsénico en la salida del clarifloculador. En las primeras

horas de operación, los resultados de hierro y arsénico residual fueron altos con respecto a los límites máximos permisibles debido a que el manto de lodo estaba en formación y los flóculos salían fácilmente de la unidad. Una vez formado el lecho de lodos, el hierro a la salida del clarifloculador se mantuvo en el intervalo de 1.1 y 2.6 mg/l, mientras que el arsénico no rebasó los 25 µg/l.

En la figura 8 se presentan las concentraciones de hierro y arsénico a la salida del filtro y se comparan con los valores establecidos para estos elementos en la modificación de la NOM-127. Se puede observar que no hay efecto de la dosis de polímero aplicada sobre el arsénico removido.

En cuanto al comportamiento del pH y la conductividad del agua tratada, la electrocoagulación no los modifica con respecto a los valores del agua extraída del pozo. El valor de pH del agua del pozo fue en promedio de 7.6, la misma que se obtuvo en promedio en el efluente del filtro durante toda la prueba. La conductividad varió en promedio entre 918 y 942 µS/cm entre el agua de pozo y la de salida del sistema.

Una de las ventajas que siempre se menciona acerca del proceso de electrocoagulación como una alternativa a la coagulación convencional es su baja producción de lodos. En estas pruebas se pudo constatar tal ventaja, ya que no se necesitó purgar la unidad durante el proceso, como en el caso de la CQ. Relacionando la cantidad de agua tratada con respecto al volumen de lodo purgado, se obtuvo que con la electrocoagulación se producen 0.0019 m³ de lodos por m³ de agua tratada. Los lodos producidos con EC contienen los mismos contaminantes que los de CQ; por lo tanto, los lodos de desecho no son residuos peligrosos y pueden ser dispuestos en un relleno sanitario.

Análisis estadístico de los resultados

El cuadro 2 muestra las características del agua durante las pruebas, considerando los promedios de los datos obtenidos en todo el

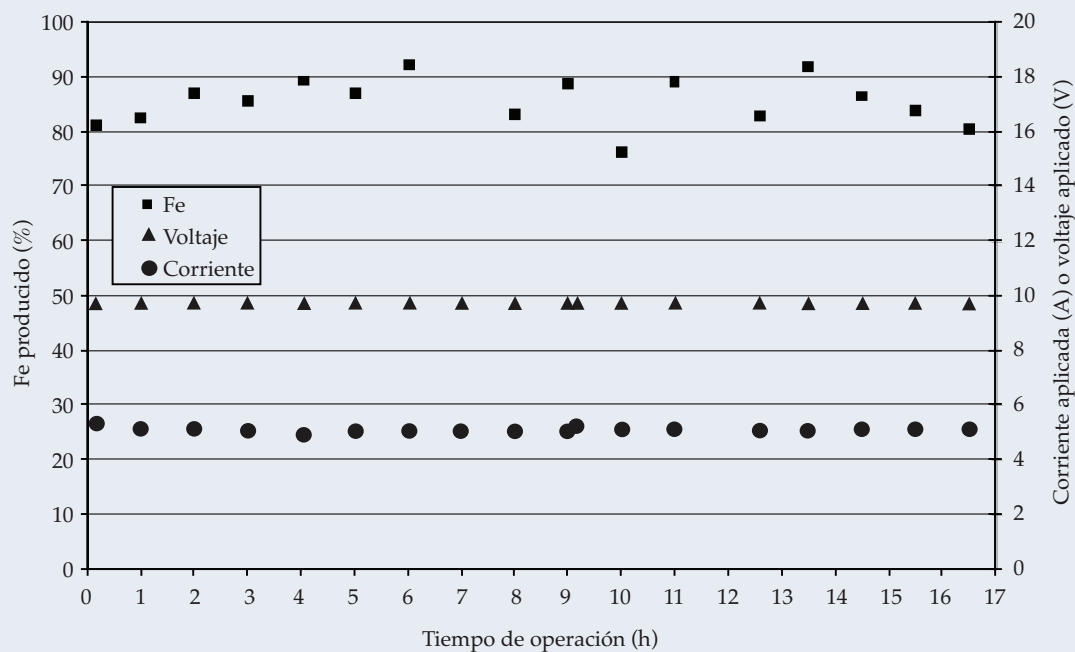


Figura 6. Eficiencia de producción de hierro, corriente aplicada y voltaje en el reactor durante la electrocoagulación.

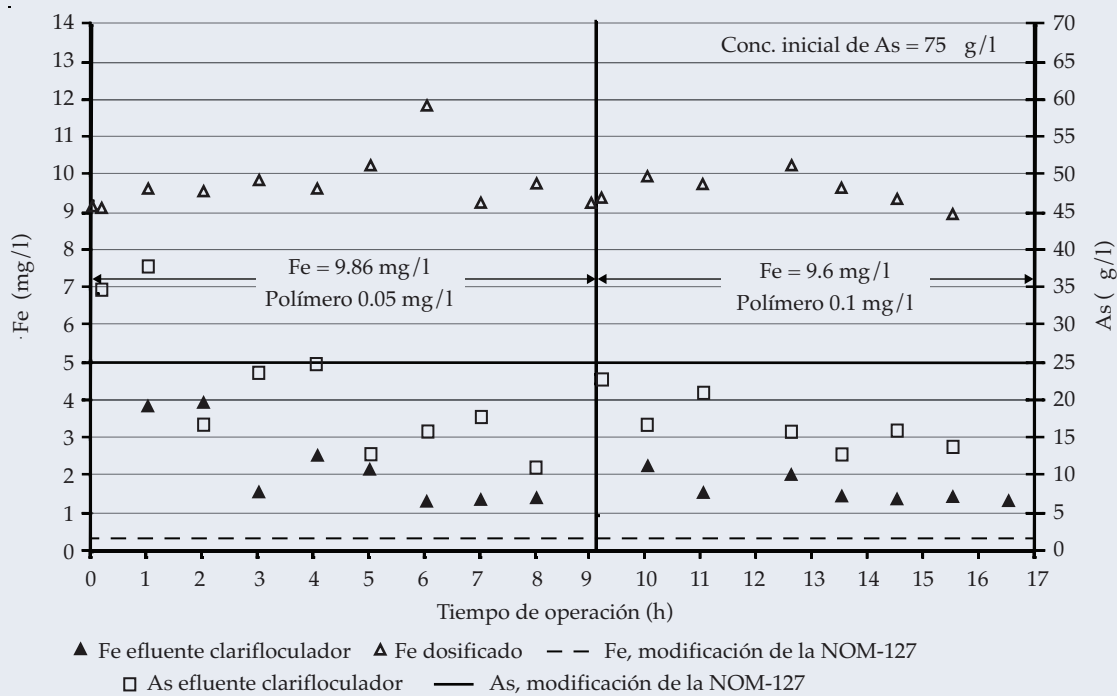
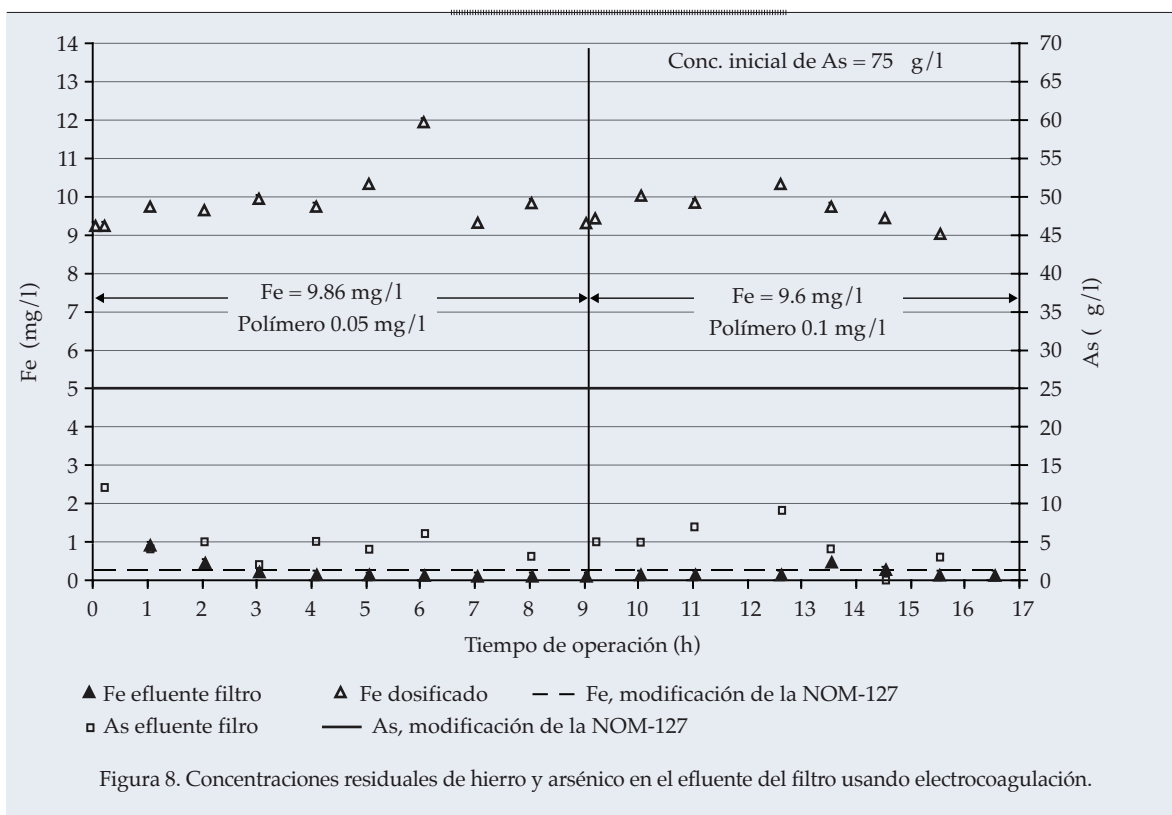


Figura 7. Concentraciones residuales de hierro y arsénico en el efluente del clarifloculador durante la electrocoagulación.



periodo de trabajo de cada proceso, incluyendo los resultados con y sin polímero.

Con estos datos se realizó la prueba t , cuyos resultados mostraron (cuadro 3) que no hay evidencia suficiente que indique una diferencia estadísticamente significativa en las medias de los dos métodos de remoción de arsénico, con un nivel de confianza del 95%. Esto se observa porque las t calculadas son inferiores a las t teóricas. En el mismo cuadro se presentan los resultados de la electrocoagulación, que de acuerdo con el análisis estadístico realizado, el adicionar 0.05 o 0.1 mg/l de polímero a la entrada del clarifloculador no presenta diferencia significativa con un nivel de confianza del 95%. Es importante señalar que la eficiencia de los procesos se midió a partir de su cumplimiento con la modificación de la NOM-127 en el agua filtrada, tanto para arsénico como para hierro, y ambos parámetros cumplen con lo establecido en la citada Norma Oficial Mexicana. Esto confirma que, en términos de calidad del agua tratada,

los dos sistemas son equivalentes, por lo que técnicamente la EC es una alternativa para la remoción de arsénico en agua para consumo humano.

Costos del tratamiento

Los costos considerados en este análisis para los dos procesos, coagulación química (CQ) y electrocoagulación (EC), incluyen: a) energía consumida por bombeo, agitación y filtración, además de la requerida en el reactor de EC para la producción del coagulante; b) el costo de las sustancias químicas utilizadas por cada uno de los procesos, ya sea para la operación o para la limpieza de los mismos.

Tomando en cuenta el caudal promedio de agua tratada por hora, se tuvo un consumo de 0.607 y 0.7375 kWh/m³ para CQ y EC, respectivamente. El precio considerado para la energía eléctrica fue de \$1.34/kWh.

La energía consumida en cada uno de los procesos se muestra en el cuadro 4, mientras

Cuadro 2. Características del agua durante las pruebas.

		Coagulación química				Electrocoagulación			
		pH	Conductividad (μS/cm)	As (μg/l)	Fe (μg/l)	pH	Conductividad (μS/cm)	As (μg/l)	Fe (μg/l)
Agua cruda	Máximo	7.75	940.00	73.00	-	7.63	922.00	77.50	-
	Mínimo	7.63	916.00	60.00	-	7.59	915.15	73.00	-
	Núm. datos	4.00	4.00	7.00	-	2.00	2.00	3.00	-
	Media	7.67	926.75	69.71	-	7.61	918.58	75.25	-
	Varianza	0.0032	73.69	19.35	-	0.0008	11.73	3.38	-
	Desv. est.	0.06	9.91	4.75	-	0.03	4.84	2.25	-
Salida reactor	Máximo	7.13	970.00	-	13.20	7.57	969.00	-	11.90
	Mínimo	6.67	936.00	-	7.90	7.35	926.00	-	9.00
	Núm. datos	45.00	45.00	-	52.00	18.00	18.00	-	18.00
	Media	6.89	956.16	-	9.97	7.45	946.11	-	9.75
	Varianza	0.0093	68.49	-	0.76	0.0035	143.77	-	0.40
	Desv. est.	0.10	8.37	-	0.88	0.06	12.34	-	0.65
Salida clarifloculador	Máximo	7.10	972.00	25.00	4.20	7.63	969.00	38.00	4.00
	Mínimo	6.74	930.00	3.00	1.12	7.43	932.00	11.00	1.10
	Núm. datos	46.00	46.00	45.00	47.00	16.00	16.00	16.00	16.00
	Media	6.93	954.02	14.57	1.97	7.52	944.31	19.81	1.96
	Varianza	0.0053	89.89	29.28	0.31	0.0030	112.21	55.28	0.72
	Desv. est.	0.07	9.59	5.47	0.56	0.06	10.94	7.68	0.88
Salida filtro	Máximo	7.12	968.00	9.00	0.68	7.68	957.00	12.00	0.86
	Mínimo	6.88	930.00	0.00	0.01	7.55	933.00	0.00	0.07
	Núm. datos	18.00	18.00	17.00	17.00	16.00	16.00	16.00	16.00
	Media	6.98	953.89	2.82	0.23	7.60	942.44	4.63	0.21
	Varianza	0.0043	126.88	12.15	0.03	0.0013	50.87	8.61	0.04
	Desv. est.	0.07	11.59	3.59	0.17	0.04	7.37	3.03	0.21
Modificación a la NOM-127-SSA1-1994		6.5-8.5	-	25.00	0.30	6.5-8.5	-	25.00	0.30

Cuadro 3. Contraste entre dos medias utilizando la prueba t .

Prueba de $t_{0.025}$ de dos colas para comparar los resultados entre las dos tecnologías						
	Arsénico			Hierro		
	Grados de libertad	t calculada	t teórica	Grados de libertad	t calculada	t teórica
Salida del clarifloculador	59	0.47	1.96	61	0.10	1.96
Salida del filtro	31	0.47	1.96	31	1.55	1.96
Prueba de $t_{0.025}$ de dos colas para comparar los resultados utilizando polímero durante la electrocoagulación						
	Arsénico			Hierro		
	Grados de libertad	t calculada	t teórica	Grados de libertad	t calculada	t teórica
Salida del clarifloculador	14	0.38	2.15	14	1.15	2.15
Salida del filtro	14	0.03	2.15	14	2.06	2.15

Cuadro 4. Consumos de energía (kWh).

Proceso	Bombeo agua cruda	Agitación clarifloculador	Bombeo filtración	Fuente de poder	Total
CQ	0.162	0.095	0.252	-	0.509
EC	0.162	0.095	0.252	0.124	0.633

Cuadro 5. Costos de insumos*.

Proceso	Insumo	Costo*
CQ	Cloruro férrico (40%)	\$6.17/kg
CQ y EC	Polímero Kemira Superfloc® A-100 PWG	\$43.75/kg (3.5 USD/kg)
EC	Placas de acero	\$40.00/kg
EC	Hipoclorito de sodio (13%)	\$3.99/kg
EC	Ácido clorhídrico (HCl) grado industrial al 32%, para lavado químico	\$2.74/kg

*Precios en pesos mexicanos, paridad peso-USD (marzo de 2010) = \$12.50.

Cuadro 6. Costos de operación para las condiciones de prueba*.

	Condiciones de operación	Consumo de energía (\$/m³)	Consumo de Fe (\$/m³)	Consumo de polímero (\$/m³)	Cloro (\$/m³)	HCl (\$/m³)	Costo de operación (\$/m³)	% Rem As	% Rem Fe
CQ	Fe dosificado = 10 mg/l. Sin polímero.	0.813	0.438	0	0	0	1.251	98.38	96.50
	Fe dosificado = 12 mg/l. Sin polímero.	0.813	0.509	0	0	0	1.322	92.46	98.83
	Fe dosificado = 8.97 mg/l. Sin polímero.	0.813	0.395	0	0	0	1.208	94.52	99.17
	Fe dosificado = 8.5 mg/l. Polímero = 0.2 mg/l	0.813	0.375	0.009	0	0	1.198	> 99.00	98.12
EC	Fe dosificado = 9.86 mg/l. Polímero = 0.05 mg/l	0.988	0.467	0.002	0.215	0.0009	1.673	94.12	97.56
	Fe dosificado = 9.61 mg/l. Polímero = 0.1 mg/l	0.988	0.455	0.005	0.215	0.0009	1.664	93.54	98.09

*Precios en pesos mexicanos, paridad peso-USD (marzo de 2010) = \$12.50.

que los costos de los insumos utilizados en cada proceso se presentan en el cuadro 5. Los valores del cuadro anterior, calculados por metro cúbico de agua tratada, se sumaron al costo de energía, para obtener el costo total de operación de cada uno de los sistemas a las condiciones probadas (ver cuadro 6).

Conclusiones

Para la coagulación química, la condición más favorable para remover el arsénico del pozo en estudio fue dosificar 8.5 mg/l de hierro a partir de cloruro férrico y 0.2 mg/l de polímero aniónico Superfloc A-100 PWG. Estas condiciones permitieron obtener la remoción de arsénico más alta (99%) al costo más bajo (\$1.19/m³). La eficiencia de remoción de hierro fue del 98%.

Por su parte, con electrocoagulación, 9.8 mg/l de hierro y 0.05 mg/l de polímero permitieron alcanzar eficiencias de remoción de hierro y arsénico superiores al 97 y 94%, respectivamente, para cumplir con la modificación de la NOM-127. En este caso, el costo de operación fue de \$1.67/m³.

Con ambos procesos se logra obtener agua tratada con concentraciones de arsénico inferiores al límite permisible de 25 µg/l establecido en la modificación de la NOM-127, y sin modificaciones significativas de pH ni de la concentración de sólidos disueltos totales. Sin embargo, y aunque en promedio la coagulación química tiende a dar mejores resultados en cuanto a la remoción de arsénico y al hierro residual, el análisis estadístico mostró que no hay evidencia suficiente para establecer que esa diferencia sea significativa.

La cantidad de lodos generados por metro cúbico de agua tratada es menor cuando se utiliza EC (0.0019 m³ de lodos/m³ de agua tratada) comparada con la producida con CQ (0.02 m³ de lodos/m³ de agua tratada). Este es un factor importante, considerando que el manejo y la disposición de los residuos representan también un costo. En ambos

procesos, los residuos generados pueden ser espesados y dispuestos en un relleno sanitario y no se consideran residuos peligrosos.

Recibido: 15/12/10

Aprobado: 01/11/11

Referencias

- AMY, G., EDWARDS M., BRANDHUBER, P., MCNEILL, L., BENJAMIN, M., VAGLIASINDI, F., CARLSON, K., and CHWIRKA, J. *Arsenic Treatability Options and Evaluation of Residuals Management Issues*. Denver: AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 2000, pp. 47-72.
- ANIMES, K.G., AJOY, K.C., AMAR, N.S., and SUBHABRATA, R. Removal of Cr(VI) from Aqueous Solution: Electrocoagulation vs Chemical Coagulation. *Separation Science and Technology*. Vol. 42, No. 10, 2007, pp. 2177-2193.
- ARANGO, A., GARCÉS, L., MOLINA, S. y PIEDRAHITA, J. Análisis de costos de la electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea. *Producción + Limpia*. Vol. 3, núm. 2, julio-diciembre de 2008, pp. 10-22.
- ARBOLEDA, J. *Teoría y práctica de la purificación del agua*. 3ª ed. Tomo I. Santa Fe de Bogotá, Colombia: McGraw Hill Interamericana, S.A., 2000.
- ARMIENTA, M.A., MICETE, S., and FLORES-VALVERDE, E. Feasibility of arsenic removal from polluted water using indigenous geological materials. *Abstract Volume of Natural Arsenic in Groundwaters of Latin America Congress*. México City, June, 20-24, 2006, p. 10.
- ARREGUÍN, F.I., CHÁVEZ, R., SOTO, P.R. y SMEADLEY, P.L. Una revisión de la presencia de arsénico en el agua subterránea en México. XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Punta del Este, Uruguay, noviembre de 2010.
- ATSDR. *Toxicological profile for arsenic*. USDHHS. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2007, 559 pp.
- ASTM. Designation: D 2035-80. Standard Practice for Coagulation-Flocculation. *Jar Test of Water*. Reapproved 1990.
- AVSAR, Y., KURT, U., and GONULLU, T. Comparison of classical chemical and electrochemical process for treating rose processing wastewater. *Journal of Hazardous Materials*. No. 148, 2007, pp. 340-345.
- BUNDSCHUH, J., ARMIENTA, M.A., BIRKLE, P., BHATTACHARY, P., MATSCHULLAT, J., and MUKHERJEE, A.B. *Natural arsenic in groundwater of Latin America. Arsenic in the environment*. Vol. 1. London: Taylor & Francis Group, 2009, pp. 665-676.

- CAÑIZARES, P., MARTÍNEZ F., JIMÉNEZ, C., LOBATO, J., and RODRIGO, M. Coagulation and Electrocoagulation of Wastes Polluted with Colloids. *Separation Science and Technology*. Vol. 42, 2007, pp. 2157-2175.
- CAÑIZARES, P., JIMÉNEZ, C., MARTÍNEZ, F., RODRIGO, M., and SÁEZ, C. The pH as a key parameter in the choice between coagulation and electrocoagulation for the treatment of wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 163, 2009, pp. 158-164.
- CAÑIZARES, P., MARTÍNEZ, F., JIMÉNEZ, C., SÁEZ, C., and RODRIGO, M. Coagulation and electrocoagulation of oil-in-water emulsions. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 151, 2008, pp. 44-51.
- CHEN, G. Electrochemical Technologies in wastewater treatment. *Separation Purification Technology*. No. 38, 2004, pp. 11-41.
- ERDEM-YILMAZ, A., BONCUKCUOGLU, R., and MUHTAR KOKAKERIM, M. A quantitative comparison between electrocoagulation and chemical coagulation for boron removal from boron-containing solution. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 149, 2007, pp. 475-481.
- GÜLSÜN, K.M. and HOŞTEN, C., A comparative study of electrocoagulation and coagulation of aqueous suspensions of kaolinite powders. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 176, 2010, pp. 735-740.
- GÜLSÜN, K.M., HOŞTEN, C., and DEMIRCI, Ş. A parametric comparative study of electrocoagulation and coagulation using ultrafine quartz suspensions. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 171, 2009, pp. 247-252.
- GUTIÉRREZ-OJEDA, C. Arsenic origen determination by geochemical modeling: Region lagunera acuífer system, México. *Abstract Volumen of Natural Arsenic in Groundwaters of Latin America Congress*. México City, June, 20-24, 2006, p. 35.
- HERING, J., CHEN, P., WILKIE, J., ELIMELECH, M., and LIANG, S. Arsenic Removal by Ferric Chloride. *JAWWA*. Vol. 88, No. 4, 1996, pp. 155-167.
- HOLT, P.K., BARTON, G., and MITCHELL, C. The future for electrocoagulation as a localized water treatment technology. *Chemosphere*. Vol. 59, Issue 3, 2005, pp. 355-367.
- HOLT, P., BARTON, G., WARK, M., MITCHELL, C. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation, Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects. Vol. 211, 2002, pp. 233-248.
- IARC. *Arsenic and arsenic compounds*. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Vol. 23. Some metals and metallic compounds. Lyon, France: International Agency for Research Cancer, 1980.
- JIANG, J.Q., GRAHAM, N.J.D., ANDRÉ, C.M., KELSALL, G.H., BRANDON, N.P. and CHIPPS, M.J. Comparative performance of an electrocoagulation/flotation system with chemical coagulation/dissolved air flotation: a pilot-scale trial. *Water Science and Technology: Water Supply*. Vol. 2, No. 1, 2002, pp. 289-297.
- JIANG, J.Q., XU, Y., SIMON, J., QUILL, K., and SHETTLE, K. Removal of boron (B) from waste liquors. *Water Science & Technology*. Vol. 53, No. 11, 2006, pp. 73-79.
- KABDAŞLI, I., ARSLAN-ALATON, I., VARDAR, B., and TUNAY, O. Comparison of electrocoagulation, coagulation and the Fenton process for the treatment of reactive dyebath Effluent. *Water Science & Technology*. Vol. 55, No. 10, 2007, pp. 125-134.
- LAKSHMANAN, D., CLIFFORD, D., and SAMANTA, G. Comparative study of arsenic removal by iron using electrocoagulation and chemical coagulation. *Water Research*. Vol. 44, 2010, pp. 5641-5652.
- MARTÍN-DOMÍNGUEZ, A., RIVERA, M.L., PIÑA, M. y PÉREZ, S. Reactor a flujo pistón para remover arsénico por electrocoagulación. *AIDIS Argentina Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Núm. 94, 2007, pp. 39-46.
- MARTÍN-DOMÍNGUEZ, A., RIVERA, M.L., PIÑA, M. y PÉREZ, S. Incidencia del gradiente de velocidad en la eficiencia de la electrocoagulación para remover arsénico en un reactor a flujo pistón. *Interciencia*. Vol. 33, No. 7, 2008, pp. 496-502.
- MEUNIER, N., DROGUI, P. MONTANE, C., HAUSLER, R., BLAIS, J.-F., and MERCIER, G. Heavy metals removal from acidic and saline soil leachate. Using either electrochemical coagulation or chemical Precipitation. *Journal of Environmental Engineering*. Vol. 132, No. 5, 2006, pp. 545-554.
- MOLLAH, M.Y., SCHENNACH, R., PARGA, J.R., COCKE, D.L. Electrocoagulation (EC)-science and applications. *Journal of Hazardous Materials*. B84, 2001, pp. 29-41.
- MODIFICACIÓN A LA NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. *Diario Oficial de la Federación*. 22 de noviembre de 2000, pp. 73-79.
- NOM-052-SEMARNAT-2005. Norma Oficial Mexicana que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos. *Diario Oficial de la Federación*. 23 de junio de 2006, pp. 1-35.
- NOM-053-SEMARNAT-1993(antes NOM-053-ECOL-1993). Norma Oficial Mexicana, que establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. *Diario Oficial de la Federación*. 2 de octubre de 1993, pp. 1-16.

- RIVERA, M.L., PIÑA, M., MARTÍN, A. y PÉREZ, S. *Tecnologías de remoción de arsénico. Segunda etapa. Proyecto TC0603.1.* Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 2006.
- RODRÍGUEZ, R., MATA, E., and MEJÍA, J.A. As behavior in an urban aquifer: Chemical, geological and hydrogeological characterization. *Abstract Volumen of Natural Arsenic in Groundwaters of Latin America Congress.* México City, June, 20-24, 2006, p. 63.
- WACKERLY, D., MENDENHALL III, W. y SCHAEFER, R.L. *Estadística matemática con aplicaciones.* México, D.F.: Editorial Thomson, 2002, 853 pp.
- ZHU, B., CLIFFORD, D., and CHELLAM, S. Comparison of electrocoagulation and chemical coagulation pretreatment for enhanced virus removal using microfiltration membranes. *Water Research.* Vol. 39, 2005, pp. 3098-3108.

Abstract

PÉREZ-CASTREJÓN, S., RIVERA-HUERTA, M.L., MARTÍN-DOMÍNGUEZ, A., GELOVER-SANTIAGO, S.L., PIÑA-SOBERANIS, M., GÓMEZ-ROJAS, A., HERNÁNDEZ-YÁÑEZ, C. & CORTÉS-MUÑOZ, J.E. Technical and economic comparison of chemical coagulation and electrocoagulation to remove arsenic from drinking water. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*. Vol. III, Special Number TyCA-RETAC, February-March, 2012, pp. 5-22.

This paper compares chemical coagulation (CC) and electrocoagulation (EC) processes to remove arsenic from well water. The pilot test was performed in the City of Torreon, Coahuila, Mexico, in a water source with arsenic concentration ranging from 60 to 77 µg/l. The operational flowrate was 15 l/min and the treatment train was integrated by CC or EC, followed by flocculation, sedimentation and sand filtration. Both processes produced water that complies with the maximum contaminant level of 0.010 mg/l for arsenic, as suggested by World Health Organization guidelines for drinking water, which is lower than the 0.025 mg/l limit established by the Mexican Official Standard Amendment NOM-127-SSA1-1994 (2000), Environmental Health, Water for use and human consumption. Nevertheless, operating costs were lower with the CQ (\$ 1.19/m³) than with the EC (\$ 1.67/m³); both cases included the cost of reagents and energy.

Keywords: arsenic, drinking water treatment, chemical coagulation, electrocoagulation, iron, operational costs.

Dirección institucional de los autores

M.C. Sara Pérez Castrejón
M.I. María de Lourdes Rivera Huerta
Dra. Alejandra Martín Domínguez
Dra. Silvia Lucila Gelover Santiago
Dr. Martín Piña Soberanis
M.C. Juana E. Cortés Muñoz

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Paseo Cuauhnáhuac 8532, colonia Progreso
62550 Jiutepec, Morelos, México
Teléfono: +52 (777) 3293 600
Fax: +52 (777) 3194 381
sara_perez@tlaloc.imta.mx
lriviera@tlaloc.imta.mx
alejandra_martin@tlaloc.imta.mx
sgelover@tlaloc.imta.mx
mpina@tlaloc.imta.mx
jucortes@tlaloc.imta.mx

Biól. (pasante) Areli Gómez Rojas

Avenida del Tepozteco 30A
Barrio de la Santísima Trinidad
Tepoztlán, Morelos, México
Teléfono: +52 (739) 3953 513
arlette_gra@hotmail.com

Dr. Carlos Hernández Yáñez

Matamoros 324, Barrio de Tierra Blanca. 34139
34139 Durango, Durango, México
Tel. +52(618) 8113 043
carloshdzy@prodigy.net.mx