



EDUCACIÓN
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Boca del Río
División de Estudios de Posgrado e Investigación

SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA

TECNOLÓGICO NACIONAL DE MEXICO

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE BOCA DEL RÍO

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE VERACRUZ

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

**“ESCALAMIENTO DE UN TANQUE DE ELECTROCOAGULACIÓN AVANZADA
PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS CONTAMINADAS CON NÍQUEL”
TESIS**

**QUE COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE:
DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES**

**PRESENTA
MIGUEL ÁNGEL LÓPEZ RAMÍREZ**

**DIRECTOR DE TESIS
DRA. OLAYA PIRENE CASTELLANOS ONORIO**

**CO-DIRECTOR
DRA. FABIOLA LANGO REYNOSO**

**ASESOR
DRA. MARÍA DEL REFUGIO CASTAÑEDA CHÁVEZ**

**ASESOR
DR. JESUS MONTOYA MENDOZA**

**ASESOR
DR. MARIO DÍAZ GONZÁLEZ**

**ASESOR
DR. BENIGNO ORTIZ MUÑIZ**

FEBRERO DEL 2024 BOCA DEL RIO, VERACRUZ.



Km. 12 Carretera Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Ver. C.P. 94290.

Tel. (229) 690 5010 ext. 1090 depi_bdelrio@tecnm.mx | tecnm.mx | bdelrio.tecnm.mx



Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

HOJA DE AUTORIZACIÓN DE TESIS



EDUCACIÓN
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Boca del Río
División de Estudios de Posgrado e Investigación

Boca del Río, Ver **22/ENERO/2024**

ASUNTO: AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

MIGUEL ÁNGEL LÓPEZ RAMÍREZ
PASANTE DEL PROGRAMA DOCTORADO EN
CIENCIAS AMBIENTALES
PRESENTE

De acuerdo con el fallo emitido por los integrantes del Comité Revisor de la TESIS PARA OBTENCIÓN DE GRADO, desarrollada por usted cuyo título es:

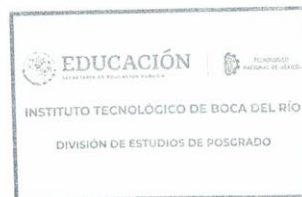
"ESCALAMIENTO DE UN TANQUE DE ELECTROCOAGULACIÓN AVANZADA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS CONTAMINADAS CON NÍQUEL"

Esta División de Estudios de Posgrado e Investigación le concede **AUTORIZACIÓN** para que proceda a su impresión.

ATENTAMENTE

*Excelencia en Educación Tecnológica®
Por nuestros mares responderemos*

DR. JUAN DAVID GARAY MARIN
JEFE DE LA DIVISION DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACIÓN



c.c.p. Coordinación del Programa DCAMB
c.c.p. Expediente



Km. 12 Carretera Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Ver. C.P. 94290.

Tel. (229) 690 5010 ext. 1090 depi_bdelrio@tecnm.mx | tecnm.mx | bdelrio.tecnm.mx



Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS



EDUCACIÓN
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Boca del Río
División de Estudios de Posgrado e Investigación

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

Número Registro: DCAM-020223-04

En la ciudad de Boca del Río, Ver., siendo las 10:00 horas del día 8 de enero de 2024 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Consejo del Posgrado del programa de Doctorado en Ciencias Ambientales del ITBOCA, para examinar la Tesis de Grado titulada:

"ESCALAMIENTO DE UN TANQUE DE ELECTROCOAGULACIÓN AVANZADA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS CONTAMINADAS CON NÍQUEL"

Que presenta el (la) alumno(a):

MIGUEL ÁNGEL LÓPEZ RAMÍREZ

Aspirante al Grado de:

Doctor en Ciencias Ambientales

Después de escuchar las opiniones sobre el documento escrito e intercambiar puntos de vista, los miembros de la Comisión manifestaron SU APROBACIÓN, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes para su defensa ante el jurado correspondiente.

LA COMISIÓN REVISORA:


DRA. OLAYA PIRENE CASTELLANOS ONORIO
Directora


DRA. FABIOLA LANGO REYNOSO
Co-Directora


DRA. MARÍA DEL REFUGIO CASTAÑEDA CHÁVEZ
Asesora


DR. JESUS MONTOYA MENDOZA
Asesor


DR. MARIO DÍAZ GONZÁLEZ
Asesor


DR. BENIGNO ORTIZ MUÑIZ
Asesor



Km. 12 Carretera Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Ver. C.P. 94290.
Tel. (229) 690 5010 ext. 1090 depi_bdelrio@tecnm.mx | tecnm.mx | bdelrio.tecnm.mx



2024
Felipe Carrillo
PUERTO
PRESIDENTE DEL POSGRADO
INSTITUTO TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

CESIÓN DE DERECHOS



Instituto Tecnológico de Boca del Río
División de Estudios de Posgrado e Investigación

Boca del Río, Veracruz, 08/enero/2024

Asunto: CESION DE DERECHOS Y NO PLAGIO

H. CONSEJO DE POSGRADO

PROGRAMA DE POSGRADO DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO/ INSTITUTO TECNOLÓGICO DE BOCA DEL RÍO

PRESENTE

En la Ciudad de Boca del Río, Veracruz a los 08 días del mes enero de 2024. El que suscribe Miguel Ángel López Ramírez por mi propio derecho y en calidad de autor de la tesis titulada: "Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel" en lo sucesivo la "TESIS") manifiesto que cedo a título gratuito la totalidad de los derechos patrimoniales de autor que sobre ella me corresponden, a favor del Tecnológico Nacional de México (en lo sucesivo el "TecNM"). Lo anterior en términos de los antecedentes y consideraciones siguientes:

- I. Que la presente cesión de derechos de la "TESIS" se transfiere en virtud de lo estipulado en los establecido en los Lineamientos para la Operación de los Estudios de Posgrado en el Tecnológico Nacional de México, sin reservarme acción legal de ningún tipo.
- II. Manifiesto bajo protesta de decir verdad, que la "TESIS" es original, inédita y propia, no existiendo impedimento de ninguna naturaleza para la cesión de derechos que se está haciendo, respondiendo además por cualquier acción de reivindicación, plagio u otra clase de reclamación que al respecto pudiera sobrevenir.
- III. Que la titularidad de derechos de autor de la "TESIS" en términos del artículo 27 de la Ley Federal del Derecho de Autor (reproducción, en todas sus modalidades, transformación o adaptación, comunicación pública, distribución y en general cualquier tipo de explotación que de la "TESIS" se pueda realizar por cualquier medio conocido o por conocer, son propiedad única y exclusiva del "TecNM", adquiriendo el derecho de reproducción en todas sus modalidades, el derecho de transformación o adaptación, comunicación pública, distribución y en general cualquier tipo de uso que de la "TESIS" se pueda realizar por cualquier medio conocido o por conocer. La cesión de derechos se realiza con carácter permanente e irrevocable.
- IV. El TecNM podrá exhibir la "TESIS" a través de cualquier medio, en cualquier parte del mundo, incluso ser modificada, comprendida, traducida y de cualquier forma explotada en su totalidad o parcialidad.



Km. 12 Carretera Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Ver. C.P. 94290.

Tel. (229) 690 5010 ext. 1090 depi_bdelrio@tecnm.mx | tecnm.mx | bdelrio.tecnm.mx



Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.



EDUCACIÓN
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Boca del Río
División de Estudios de Posgrado e Investigación

- V. Que no he otorgado, ni otorgaré por ningún motivo, consentimiento alguno para la utilización de la "TESIS" por cualquier medio y su materialización en productos o servicios de cualquier naturaleza, a favor de ninguna persona física o moral, distinta a el "TecNM".
- VI. Estoy enterado del contenido y alcance legal de la presente cesión de derechos, firmando al final del presente documento para su certificación.

Señalo como correo electrónico para recibir futuras notificaciones: d19990542@bdelrio.tecnm.mx.

Agradeciendo de antemano sus atenciones, le envío un cordial saludo

ATENTAMENTE

Miguel Ángel López Ramírez

c.c.p. Archivo



Km. 12 Carretera Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Ver. C.P. 94290.

Tel. (229) 690 5010 ext. 1090 depi_bdelrio@tecnm.mx | tecnm.mx | bdelrio.tecnm.mx



Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

AGRADECIMIENTOS OFICIALES

Agradezco al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) con CVU 781914 y al Tecnológico Nacional de México por el apoyo brindado para desarrollar el proyecto de doctorado y a los campus del TecNM Boca del Río y Veracruz por su asesoría en esta investigación.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A mi asesora, la Dra. Olaya Castellanos, por forjarme y apoyarme desde el grado de maestría, un camino que empezó desde el 2016 y siempre confío en mí.

A mis co-asesores, los cuales me aconsejaron siempre para mejorar como persona y como investigador.

A mis compañeros del Instituto Tecnológico Superior de Martínez de la Torre, los cuales me brindaron su apoyo incondicional, a la academia de Ing. Ambiental y al Ing. Leonides Sánchez Mota por su apoyo en este periodo para terminar este trabajo.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

DEDICATORIA

A mi madre Maribel por estar en los momentos de enfermedad y de tristeza, a mis hermanas Maribel y Melissa, mi abuela Enriqueta y mi tío Rodolfo.

A mi tío Amado Talavera Ramírez, que desde el inicio confió en mí para este proyecto de vida, por sus mensajes que nunca faltaron y su amor incondicional desde que nací, un abrazo hasta el cielo.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

RESUMEN

La presente tesis tiene como objetivo principal evaluar escalar un tanque de electrocoagulación modificado por el reactivo Fenton. Para llevar a cabo dicho objetivo se evaluaron en primera instancia tres tipos de tratamiento; tratamiento típico con sulfato de aluminio a 75, 150 y 225 mg y pH de dos, tres y cuatro; reacción Fenton a mismas condiciones de concentración con sulfato ferroso y 0.22 mL de peróxido de hidrógeno a las condiciones de pH anterior; electrocoagulación con Fenton se realizó con voltaje de 17 y 19 V, electrodos de aluminio y condiciones de reactivo Fenton similares, excepto el medio, se propuso a 8 y 10 de pH, con la finalidad de validar el último proceso como el más óptimo y proceder al escalamiento, obteniendo los siguientes resultados: tratamiento típico obtuvo una remoción promedio del 0%, Fenton remoción máxima promedio del 50% a pH 4 y 225 mg de reactivo; electrocoagulación modificada obtuvo remociones promedio máximas del 97.6% a pH 8, 19 V, 75 mg de Fenton y 60 min; se escaló el proceso de electrocoagulación a 5 L obteniendo como resultado la remoción máxima promedio de 99.60% a las mismas condiciones que el tratamiento modificado, sin embargo, se demuestra que la adición del reactivo Fenton a este proceso ayuda a disminuir el tiempo de reacción hasta 30 min, siendo viable la electrocoagulación modificada y su escalamiento como tratamiento para las aguas contaminadas con níquel.

Palabras Claves: Tratamiento, Níquel, Electrocoagulación, Fenton.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

ABSTRACT

The main objective of this thesis is to evaluate the scalability of an electrocoagulation tank modified by the Fenton reagent. To carry out this objective, three types of treatment were first evaluated; typical treatment with aluminum sulfate at 75, 150 and 225 mg and pH of two, three and four; Fenton reaction at the same concentration conditions with ferrous sulfate and 0.22 mL of hydrogen peroxide at the previous pH conditions; electrocoagulation with Fenton was performed with voltage of 17 and 19 V, aluminum electrodes and similar Fenton reagent conditions, except for the medium, it was proposed at pH 8 and 10, with the purpose of validating the last process as the most optimal and proceeding to scaling up, obtaining the following results: typical treatment obtained an average removal of 0%, Fenton average maximum removal of 50% at pH 4 and 225 mg of reagent; modified electrocoagulation obtained maximum average removals of 97.6% at pH 8, 19 V, 75 mg of Fenton and 60 min; the electrocoagulation process was scaled to 5 L obtaining as a result the maximum average removal of 99.60% at the same conditions as the modified treatment, however, it is demonstrated that the addition of the Fenton reagent to this process helps to decrease the reaction time up to 30 min, being viable the modified electrocoagulation and its scaling as a treatment for nickel contaminated water.

Key words: Treatment, Nickel, Electrocoagulation, Fenton

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

ÍNDICE

HOJA DE AUTORIZACIÓN DE TESIS	i
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS.....	ii
CESIÓN DE DERECHOS	iii
AGRADECIMIENTOS OFICIALES.....	v
AGRADECIMIENTOS PERSONALES	vi
DEDICATORIA	vii
RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
INTRODUCCIÓN	1
ESTADO DEL ARTE	4
ANTECEDENTES.....	7
Resumen.....	7
Palabras clave.....	7
Abstract.....	7
Introducción.....	8
Referencias.....	17
PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN.....	23
HIPÓTESIS.....	24
OBJETIVOS.....	25

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Objetivo General:.....	25
Objetivos Específicos:.....	25
RESULTADOS	26
CONCLUSIONES	79
BIBLIOGRAFÍA	82
ANEXOS	85
Comprobación de Arbitraje	85
Memoria Fotográfica.....	88

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

TABLA DE FIGURAS

Figura 1. Comprobación de arbitraje y factor de impacto del artículo 1	85
Figura 2. Comprobación de arbitraje y factor de impacto del artículo 2	86
Figura 3. Comprobación de arbitraje y factor de impacto del artículo 3	87
Figura 4. Proceso con Reactivo Fenton	88
Figura 5. Proceso de Electrocoagulación Avanzada.....	88
Figura 6. Antes y Después del proceso de electrocoagulación.....	89
Figura 7. Antes y Después del tratamiento por Electrocoagulación (Proceso a escala)	89

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial se considera que más del 80% de las aguas residuales se vierten al ambiente sin ningún tipo de tratamiento, mientras que, en los países de ingresos altos, se trata alrededor del 70% de las aguas residuales urbanas e industriales (Garavito *et al.*, 2020) por lo que, si no se tratan, se convierten en un riesgo significativo para la salud humana, ya que provocan patologías gastrointestinales, lo que ha ocasionado 1.7 millones de muertes al año (Alvarado, 2018; Villafuerte, 2020), siendo los metales pesados, contaminantes difíciles de degradar. Los metales pesados son considerados según la tabla periódica como elementos químicos de alta densidad (mayor a 4 g cm^{-3}), masa y peso atómico por encima de 20 y son tóxicos en concentraciones bajas. Algunos de estos elementos son Aluminio (Al), berilio (Be), Cobre (Cu), Hierro (Fe), Manganeseo (Mn), Cadmio (Cd), Mercurio (Hg), Níquel (Ni), entre otros (Londoño-Franco *et al.*, 2013). Actualmente uno de los mayores problemas a nivel ambiental es la contaminación de las fuentes hídricas del mundo por metales pesados, ya que es debido a la toxicidad que presentan los metales pesados en el agua de los ríos, que son considerados como un serio problema para los habitantes de las poblaciones que se abastecen de dichos ríos en especial si se considera que el incremento en la concentración de estos metales en las fuentes hídricas procede de las diversas actividades antropogénicas, elevando además los efectos potencialmente nocivos sobre los diferentes sistemas ecológicos y el ambiente, los cuales son el soporte de la vida humana (Contreras-Pérez *et al.*, 2004; Cartaya *et al.*, 2008).

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Dentro de los principales factores que afectan los ecosistemas por contaminación por metales pesados, se encuentra las actividades humanas donde destacan como mayoritarias las operaciones de tipo minero y de fundición entre otras actividades de tipo industrial y urbana (Vilchez-Vargas, 2004) donde se tiene que la tasa de contaminación del agua puede rondar cerca de los 200 millones de metros cúbicos diarios (Reyes et al., 2016). Este hecho conlleva un gran número de problemas tanto en la vida de las plantas ya que estos metales acaban depositados en los suelos transportados hasta los mismos por los ríos, como por ejemplo la disminución del crecimiento o el amarillamiento de las hojas (clorosis) (Azpilicueta et al., 2007), como en la vida humana donde los efectos pueden ser erupciones cutáneas, malestar de estómago y úlceras, problemas respiratorios, debilitamiento del sistema inmune, daño en los riñones e hígado, cáncer de pulmón, afecciones cardíacas, óseas, testiculares y del sistema nervioso central y periférico o la muerte (Nava-Ruíz y Méndez-Armenta, 2011; Pabón, 2020)

En pequeñas cantidades el níquel es esencial, pero a altas concentraciones puede resultar muy peligroso para la salud humana. Aumenta las posibilidades de desarrollar cáncer de pulmón, nariz, laringe y próstata. Es desencadenante también de embolias, fallos respiratorios, desórdenes del corazón, así como reacciones alérgicas (erupciones cutáneas), en menor grado. Considerando los efectos que provocan los metales pesados en general y el níquel en particular en el medio ambiente, es prioritario llevar a cabo actuaciones que procedan a la eliminación de los mismos de los diversos efluentes (Alomá-Vicente et al., 2013)

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

El tratamiento de efluentes contaminados es complicado, es por ello, que la presente investigación se divide en dos fases; la primera fase tiene como objetivo estudiar los comportamientos de los tratamientos típicos, de oxidación avanzada y un tratamiento modificado de electrocoagulación analizando como variable respuesta la eliminación de níquel; con respecto al tratamiento típico se utilizarán las sales de aluminio siendo estas un compuesto químico muy utilizado y a su vez, este tratamiento será comparado con tratamientos de oxidación avanzada como es el método Fenton el cual consiste en añadir sulfato ferroso y H_2O_2 y un tratamiento de electrocoagulación modificado ya que se le añadirá el reactivo Fenton para estudiar sus efectos; la segunda fase será escalar el tratamiento más eficiente, esto con la finalidad de evaluar los resultados de dicho tratamiento con respecto a la eliminación del níquel y su posible utilización a escala mayor.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

ESTADO DEL ARTE

Los Metales Pesados (M. P). se encuentran de manera natural en el ambiente, por lo común en trazas, siendo estas concentraciones poco nocivas para la biota en general y derivado a que se encuentran depositados en los suelos por descomposición de los distintos minerales (proceso de erosión) coexisten para mantener los ciclos biogeoquímicos tanto en el suelo como en el agua, sin embargo, también existe el enriquecimiento de M. P. de manera antrópica (por actividad de la industria minera, industrial, agricultura, entre otros) y a este proceso que satura el equilibrio natural se lo conoce como contaminación, ya que dichas concentraciones son mayores a las composiciones geoquímicas del lugar.

El hecho de que estos metales se encuentren en los diversos ecosistemas es de preocuparse, dado que muchos seres vivos dependen del adecuado equilibrio en su lugar de alimentación o de vivienda, el cómo llegan dichos metales a los distintos ecosistemas varía según el tipo de actividad que se desarrolla por el hombre, por ejemplo el cromo que es un compuesto ampliamente usado en la industria en áreas como el revestimiento plástico, galvanoplastia de metales para resistencia de la corrosión, curtido y acabado de cueros, en pigmentos y para conservantes de madera (Mohan et al., 2006), otro tipo de metales como el cadmio son usados en la industria para la fabricación de baterías de níquel-cadmio, agentes anticorrosivos y pigmentos (Al Hamouz et al., 2017).

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Como se puede observar el mayor aporte a la contaminación de las aguas por M. P. es debido a las descargas de aguas residuales producto de diversas actividades antropogénicas principalmente de tipo industrial, cada día es mayor el grado de contaminación de las fuentes hídricas debido al constante uso de estos metales en la industria, lo que aumenta la concentración de los mismos en el agua y por ende aumenta el riesgo para los seres humanos y demás organismos vivos al aumentar la probabilidad de quedar expuestos a estos metales (Pabón et al., 2020).

Con respecto al níquel este puede ser liberado al ambiente por las chimeneas de grandes hornos usados para fabricar aleaciones o por plantas de energía e incineradores de basura. El níquel que se origina de las chimeneas de plantas de energía se adhiere a pequeñas partículas de polvo que se depositan en el suelo o son removidas del aire en la lluvia o la nieve. Generalmente el níquel tarda días en ser removido del aire. Si el níquel se adhiere a partículas muy pequeñas, puede tardar más de un mes en depositarse en el suelo. El níquel también puede ser liberado en aguas residuales de industrias. Una gran cantidad de níquel liberada al ambiente termina en el suelo o en sedimento en donde se adhiere fuertemente a partículas que contienen hierro o manganeso. Las condiciones acídicas favorecen la movilización del níquel en el suelo y facilitan su filtración hacia el agua subterránea (Agencia de Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, 2005).

En México se han detectado presencia de metales pesados en cultivos de alfalfa y maíz debido a que el agua residual utilizada para riego agrícola tiene

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

presencia de M. P. superiores a los que la Norma Mexicana permite aumentando la presencia de estos en suelos hasta 6 veces a los valores máximos permisible (Vázquez Alarcón et al., 2001) esto debido a una mayor producción industrial para abastecer los requerimientos que esta demanda, implica un alto consumo de agua para la realización de actividades como son minera, recubrimientos metálicos, fundidoras, entre otras más

Debido a las altas concentraciones y variaciones de metales pesados los tratamientos convencionales no son muy efectivos, por lo tanto, requiere el uso de tecnologías altamente efectivas para la remoción de estos y así prevenir la contaminación y/o daños a la biota y a la salud.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

ANTECEDENTES

Enfoque UTE, V.12-N.4, Oct. 2021, pp. 76-87 <http://ingenieria.ute.edu.ec/enfoqueute/>
e-ISSN: 1390-6542
CC BY 3.0 EC

Received: 2021/06/16

Accepted: 2021/08/31

Online: 2021/09/01

Published: 2021/10/01

<https://doi.org/10.29019/enfoqueute.769>

Oxidación avanzada como tratamiento alternativo para las aguas residuales. Una revisión

(Advanced Oxidation as an Alternative Treatment for Wastewater. A Review)

Miguel Ángel López Ramírez¹, Olaya Pirene Castellanos Onorio², Fabiola Lango Reynoso³, María del Refugio Castañeda Chávez⁴, Jesús Montoya Mendoza⁵, Cinthya Alejandra Sosa Villalobos⁶, Benigno Ortiz Muñiz⁷.

Resumen

Cada año se vierten millones de metros cúbicos de aguas residuales a los cuerpos de agua, las cuales son tratadas de forma inadecuada, siendo estos procedimientos ineficientes para alcanzar lo requerido por la ley o para uso dentro de los procesos industriales. En estos casos, y debido a la escasez del hídrico, se está recurriendo al uso de los procesos de oxidación avanzada como tratamiento alternativo. Estos procesos se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes, involucrando la generación y uso de especies transitorias de gran poder oxidante, principalmente el radical hidroxilo, el cual puede ser generado por medios fotoquímicos o por otras formas de energía y posee alta efectividad para la oxidación de materia orgánica. Esta revisión tiene como objetivo realizar un análisis de la influencia de los tratamientos en el proceso de descontaminación.

Palabras clave

Aguas residuales, tratamiento alternativo, procesos de oxidación avanzada.

Abstract

Every year millions of cubic meters of wastewater are discharged into water bodies, which are treated in an inadequate way, these procedures being inefficient to achieve what is required by law or for use within industrial processes. In these cases, and due to the scarcity of water, the use of advanced oxidation processes is being used as an alternative treatment, which are based on physicochemical processes capable of producing profound changes in the chemical structure of pollutants, involving the generation and the use of transitory species with great oxidizing

¹ Tecnológico Nacional de México. Instituto Tecnológico Superior de Martínez de la Torre. México. [malopez@tecmartinez.edu.mx, <https://orcid.org/0000-0001-5841-0668>]

² Tecnológico Nacional de México. Instituto Tecnológico de Veracruz. México. [olaya.co@veracruz.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0003-3510-2640>]

³ Tecnológico Nacional de México. Instituto Tecnológico de Boca del Río. México. [fabiolalango@bdelrio.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0001-8359-434X>]

⁴ Tecnológico Nacional de México. Instituto Tecnológico de Boca del Río. México. [mariacastaneda@bdelrio.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0002-9209-0431>]

⁵ Tecnológico Nacional de México. Instituto Tecnológico de Boca del Río. México. [jesusmontoya@bdelrio.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0002-7598-7300>]

⁶ Tecnológico Nacional de México. Instituto Tecnológico de Boca del Río. México. [cinthyasosa@bdelrio.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0002-2855-9311>]

⁷ Tecnológico Nacional de México. Instituto Tecnológico de Veracruz. México. [benigno.om@veracruz.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0001-5211-9175>]

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

power, mainly the hydroxyl radical, which can be generated by photochemical means or by other forms of energy, and is highly effective in the oxidation of organic matter. This review aims to perform an analysis of the influence of treatments on the decontamination process.

Keywords

Wastewater, alternative treatment, advanced oxidation processes.

Introducción

De la cantidad total de agua existente en la Tierra tan solo el 1,0 % es potable. Un mal tratamiento de esta ha causado problemas sanitarios y enfermedades asociadas a comunidades enteras, ya que 80 % de las enfermedades que azotan a los países en vía de desarrollo son ocasionadas por un abastecimiento de agua deficiente (Sarria et al., 2005). El acceso al agua potable es un derecho imprescindible, ya que satisface las necesidades básicas referidas a la salud y las condiciones de vida de las poblaciones humanas, expresado por el derecho de gozar de altas coberturas en los servicios de agua y saneamiento. Sin embargo, a nivel mundial aún se identifican deficiencias en la calidad de la prestación de los servicios, organización, ausencia de planificación e insuficiente inversión que puedan garantizar, a medio y largo plazo, el sostenimiento de las coberturas en los servicios de agua y saneamiento en numerosos países.

A pesar de la limitación para obtenerla en una calidad aceptable, el agua es el elemento central de todos los procesos vitales, sociales y económicos que forman parte de un ciclo cerrado. Este ciclo se encuentra en crisis, debido a que el incremento y desarrollo de la sociedad de consumo exige un aumento constante de las actividades industriales y agroindustriales (Sarria et al., 2005)

Este creciente problema exige un riguroso control de la contaminación y una legislación cada vez más exigente. Como respuesta a ello, y dada la incapacidad de los métodos convencionales para remover efectivamente muchos de los contaminantes existentes, en los últimos años se ha presentado una intensa búsqueda de nuevas y eficientes tecnologías de tratamiento de aguas (Ollis y Al-Ekabi, 1983). Y, debido a la progresiva demanda de la sociedad para la descontaminación de aguas contaminadas de diversos orígenes, se han materializado regulaciones cada vez más estrictas.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

En la práctica, la aplicación de los métodos de tratamiento debe tener en cuenta, fundamentalmente, la naturaleza y las propiedades fisicoquímicas de las aguas o efluentes a tratar (Water Treatment Handbook, 1991). En general, las aguas contaminadas por la actividad humana pueden ser procesadas eficientemente por plantas de tratamiento biológico, por adsorción con carbón activado u otros adsorbentes o por tratamientos químicos convencionales (oxidación térmica, cloración, ozonización, permanganato de potasio, entre otros.). Sin embargo, en algunos casos estos procedimientos resultan inadecuados para alcanzar el grado de pureza requerido por ley o por el uso ulterior del efluente tratado. En estos casos, y debido a la escasez del hídrico, en los países industrializados se está recurriendo al uso de las llamadas tecnologías o procesos de oxidación avanzada (TOA, POA), los cuales son muy poco aplicados y, peor aún, menos difundidos en los países de economías emergentes como los de América Latina. La mayoría de POA pueden aplicarse a la remediación y detoxificación de aguas especiales, generalmente en pequeña o mediana escala. Los métodos pueden usarse solos o combinados entre ellos o con métodos convencionales, pudiendo ser aplicados también a contaminantes de aire y suelos e incluso permiten la desinfección por inactivación de bacterias y virus.

A continuación, se describirán los fundamentos básicos de POA.

Procesos de oxidación avanzada

Fundamentos de la oxidación química

Históricamente, la contaminación antropogénica de las aguas se ha tratado con métodos convencionales como los procesos biológicos, floculación-precipitación, cloración o adsorción en carbón activo, por citar algunas tecnologías de uso común. Sin embargo, en ciertas ocasiones este tipo de tecnologías no son eficientes, bien sea por la alta toxicidad del efluente a tratar, porque con las tecnologías disponibles no es posible alcanzar los requerimientos de vertido requeridos o, simplemente, por la diversa cantidad de contaminantes que esta contiene, siendo cada vez más común la presencia de compuestos persistentes en las aguas de consumo, aguas superficiales o en los efluentes de las depuradoras (Ikehata, 2008). Esta es una prueba irrefutable de la necesidad de procesos más intensivos en la destrucción de sustancias contaminantes.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

En las últimas décadas, las tecnologías de oxidación avanzada se han consolidado como una alternativa eficiente en la destrucción de sustancias tóxicas, incluyendo las orgánicas, inorgánicas, metales o patógenos. En general, en el tratamiento de aguas las tecnologías de oxidación avanzada se utilizan cuando los efluentes contaminados tienen una alta estabilidad química o una baja biodegradabilidad (Poyatos et al., 2010). Es cada vez más común el uso de la oxidación avanzada en los tratamientos terciarios y, especialmente, en las plantas depuradoras de ciertas industrias. Estas tecnologías se han utilizado en la remediación de suelos contaminados, aguas subterráneas o superficiales y sustancias gaseosas (USEPA, 1998; Gogate y Pandit, 2004).

Actualmente, los estudios se enfocan en la búsqueda de valores óptimos para los diferentes parámetros que afectan el proceso de oxidación: pH, temperatura, diseño del reactor, naturaleza y concentración del contaminante y agentes oxidantes que puedan mejorar la reacción. Además, se estudia con detalle la cinética de reacción, que generalmente es de primer orden, con respecto a la concentración de radicales hidroxilos ($^{\circ}\text{OH}$) y a la concentración de las especies a ser oxidadas. Generalmente, las velocidades de reacción están en el rango de 10^8 - $10^{11} \text{ L mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$ y la concentración de radicales $^{\circ}\text{OH}$ está entre 10 - 12 mg L^{-1} , variable que juega un papel muy importante en la real aplicación del proceso (Arslan-Alaton, 2003).

Los radicales $^{\circ}\text{OH}$ se generan *in situ* por la aplicación directa o por la combinación de agentes oxidantes como el ozono, el peróxido de hidrógeno, la radiación ultravioleta o las sales férrico/ferrosas, entre otras. Entre la gran variedad de tecnologías disponibles las más comunes son: la combinación UV y peróxido ($\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$) (Li et al., 2011), el reactivo Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) (Gogate, 2010) y dos de sus variantes como el foto-Fenton (Saatci et al., 2010) y el hierro cerovalente (Fe^0) (Kallel, 2009), que es una combinación de las anteriores, o la fotocatalisis (UV/TiO_2) (Ovhal, 2010). La continua innovación de estas tecnologías está propiciando nuevos desarrollos con la aplicación de microondas (Zhao, 2011), nuevos catalizadores, ultrasonidos (Khatri, 2011; Mahamuni, 2010), entre otros. Una de las posibles formas de clasificación de este tipo de tecnologías la ofrece Poyatos (2010) que distingue, principalmente, las tecnologías homogéneas y heterogéneas. Tal como se muestra en la figura 1.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Existen otras tecnologías que pueden incluirse entre POA como el tratamiento con barreras permeables reactivas de Fe metálico (Deng et al., 1999) y la oxidación con K_2FeO_4 (Fe^{3+}). Sin embargo, en esta revisión nos referiremos solo a aquellas tecnologías que involucran principalmente al radical $^{\circ}OH$.

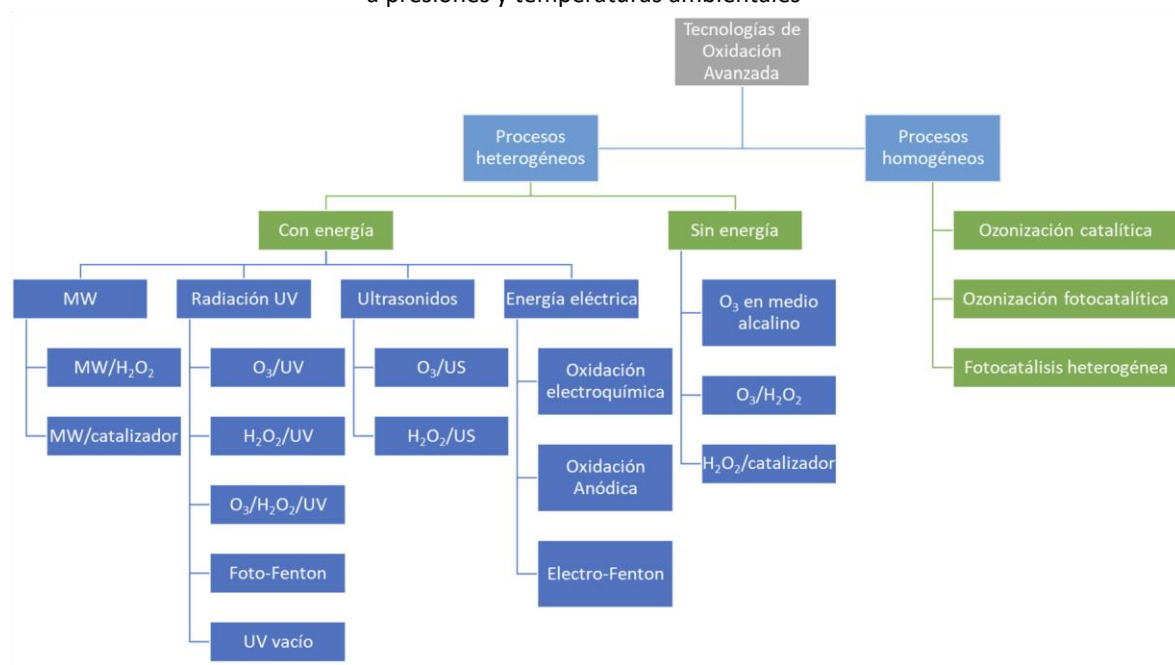
En la tabla 1 se muestran las principales tecnologías de oxidación avanzada, algunas de las cuales son evaluadas a escala nivel laboratorio y planta piloto.

Tabla 1. Principales tecnologías de procesos de oxidación avanzada

Tecnología de oxidación avanzada	Proceso
Ozonificación/Peróxido de hidrógeno	Oxidación en agua sub/supercrítica, Fotólisis ultravioleta-vacío (UV-V)
Procesos Fenton	Ultravioleta/peróxido de hidrógeno
Oxidación electroquímica	Ultravioleta/ozono

Fuente: Forero et al., 2005.

Figura 1. Clasificación de las tecnologías de oxidación avanzada a presiones y temperaturas ambientales



Fuente: Sanz et al., 2013.

Ozonización/Peróxido de hidrógeno

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

El ozono es un gas incoloro, de olor fuerte, con alto poder oxidante ($E_o=2.08V$). Es la forma triatómica del oxígeno y en fase acuosa se descompone rápidamente a oxígeno y especies radicales (Teixeira, 2002). El primer trabajo utilizando ozono como desinfectante fue hecho por De Mertens en 1886. Sin embargo, solamente hasta 1973, durante el primer Simposio Internacional en Ozono realizado en Washington, se usó la terminología 'Tecnologías de oxidación avanzadas' (Rodriguez et al., 2008). El ozono ha sido estudiado varios años atrás, principalmente en tratamiento de agua para abastecimiento. Sin embargo, dada su reconocida capacidad de oxidar compuestos de difícil tratabilidad, su utilización en diferentes efluentes industriales está siendo cada vez más citada en la literatura. Por ejemplo, en varios trabajos se reporta su aplicación en el tratamiento de los efluentes industriales de la industria de papel y celulosa (Mounteer, 2005). Azbar et. Al. (2004) trabajaron en la degradación de algunos compuestos presentes en efluentes de la industria textil. Además, también se ha utilizado para remoción de algunos pesticidas y compuestos fenólicos presentes en trazas (Lopez-Lopez, 2007).

La aplicación de ozono favorece la remoción del color con eficiencias de remoción entre 95 % y 97 %, tratando efluentes de la industria de pulpa y papel (Pokhrel y Viraraghavan, 2004). Sin embargo, en lo que se refiere a la reducción de demanda química de oxígeno (DQO) o carbono orgánico total (COT) las eficiencias no exceden usualmente 50 % a 40 %, respectivamente (Agustina et al., 2005).

En la tabla de 2 se muestran las eficiencias en diversos tratamientos por ozonificación o adición de peróxido de hidrógeno.

Tabla 2. Eficiencias de reducción en proceso de oxidación por ozono/peróxido de hidrógeno.

Autor	Agua residual	Condiciones	Eficiencia
Gutiérrez et al., 2002	Agua de formación de crudo	Dosis de ozono: 30 mg L^{-1} Tiempo de reacción: no específica	Remoción del 49 % en DQO
Cokay-Catalkaya y Kargi, 2007	Industria de pulpa	Dosis de Ozono: $4.7 - 11.9 \text{ g h}^{-1}$ Tiempo de reacción: 30 minutos pH: 3 – 11	Reducción de COT hasta un 29 %
Kreetachat et al., 2007	Derivados de la lignina	Dosis de ozono: $1.0 \text{ a } 4.0 \text{ L min}^{-1}$ Tiempo de reacción: no específica	Remoción de color del 90 %

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Caviedes-Rubio, 2015	Agua con colorante azul	Dosis de H ₂ O ₂ : 0 a 816 mg pH: Neutro Tiempo de reacción: hasta 3 horas	Reducción del 91 % de la DQO
Cokay-Catalkaya y KArgi, 2007	Industria del papel	Dosis de H ₂ O ₂ : 170 a 3400 mg L ⁻¹ pH: 11 Presión: 254 mm de Hg	Reducción del 11 % respecto al COT
Adams y Kuzhikannil, 2000	Agua residual con Barquat y Bardac	Dosis de H ₂ O ₂ : 1000 mg L ⁻¹ . pH: 8 Presión: 254 mm de Hg	Reducción de DQO entre 20 y 30 %

Proceso Fenton

El proceso de oxidación Fenton se conoce por su alta efectividad en la descontaminación de aguas provenientes de la industria petroquímica, textil, farmacéutica, papelería, entre otras. (Babuponnusami y Muthukumar, 2014). Al emplear los procesos Fenton se puede obtener una degradación parcial o total de contaminantes inorgánicos y orgánicos persistentes, dando lugar a una disminución de la toxicidad del efluente (Durán Moreno et al., 2011).

El proceso Fenton fue descrito por primera vez en 1894 por Henry J. Fenton cuando descubrió que el peróxido de hidrógeno (H₂O₂) podía activarse con iones ferrosos para oxidar ácido tartárico (Pignatello et al., 2006). Este proceso consiste en la adición de sales de hierro en presencia de H₂O₂, en medio ácido, para la formación de radicales °OH. A la combinación de H₂O₂ y sales de hierro se denomina reactivo Fenton (Ghosh et al., 2010).

A continuación, se muestra la disociación de las sales férricas y H₂O₂ en la ecuación 1 y la 2.



Además de formarse radicales °OH se generan radicales perhidroxilo (HO₂°), los cuales inician una reacción de oxidación en cadena para eliminar la materia oxidable. Sin embargo, los radicales HO₂° presentan menor poder de oxidación que los °OH (Domenech et al., 2004).

Diferentes autores coinciden en que el rendimiento del proceso de oxidación Fenton depende de la concentración del agente oxidante y catalítico, temperatura, pH y tiempo de reacción (Ghosh et al., 2010). Asimismo, la eficiencia está relacionada con la naturaleza del contaminante a degradar y con la presencia de otros compuestos orgánicos e inorgánicos

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

(Kavitha y Palanivelu, 2004). En la tabla 3 se compila un breve resumen de las condiciones de reacción y porcentajes de degradación.

Tabla 3. Eficiencias de reducción en el proceso de oxidación Fenton

Autor	Agua residual	Condiciones	Eficiencia
Ibarra-Tazquez et al., 2018	Producción café soluble	pH: 3.73 Fe ²⁺ : 500 mg L ⁻¹ H ₂ O ₂ : 6000 mg L ⁻¹	80,5 % de remoción medida como DQO
Salas, C. 2010	Industria textil	pH: 3.73 Fe ²⁺ : 200 mg L ⁻¹ H ₂ O ₂ : 3612 mg L ⁻¹	97 % de remoción medida como DQO
San Sebastian et al., 2001	Industria farmacéutica	pH: 4 H ₂ O ₂ /Fe ²⁺ = 10 (molar)	56,4 % de remoción medida como DQO
Pérez et al., 2002	Industria del papel	pH: 2.8 H ₂ O ₂ /Fe ²⁺ = 41 (molar)	82 % de remoción medida como DQO
Barbusinski y Filipek, 2001	Industria pesticidas	pH: 3.0 – 3.5 H ₂ O ₂ /Fe ²⁺ = 21.2 (w/w)	58,7-87,1 % de remoción medida como DQO
Lopez et al., 2019	Lixiviados	pH: 2.0 Fe ²⁺ : 75 mg L ⁻¹ H ₂ O ₂ : 250 mg L ⁻¹	96 % de remoción de DBO

Como se puede observar en la tabla 3, el reactivo Fenton como POA ofrece una alta eficiencia en la remoción de contaminantes de diversas fuentes. Pero, requiere de un ajuste de pH antes y después del tratamiento, debido a que funciona en medio ácido. Así como de un tratamiento posterior para eliminar el hierro residual en el efluente, debido a que genera lodos tóxicos durante el proceso.

Oxidación electroquímica

La electrodiálisis como POA electroquímico combina las membranas y el campo eléctrico, consiste en remover componentes iónicos de soluciones acuosas empleando membranas permeables selectivas en un campo eléctrico constante (Guastalli, et al, 2004). Esta técnica tiene la capacidad de remover iones contaminantes cargados de hasta 0.0001 μm mediante hojas o laminas porosas de resinas de intercambio iónico con una baja permeabilidad relativa para el agua (Taylor y Wiesner, 2002).

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

En cambio, la electrocoagulación es un proceso que aplica los principios de la coagulación-floculación en un reactor electrolítico. Este es un recipiente dotado de una fuente de corriente y varios electrodos encargados de aportar los iones desestabilizadores de partículas coloidales que reemplazan las funciones de los compuestos químicos que se utilizan en el tratamiento convencional, induciendo la corriente eléctrica en el agua a través de placas metálicas (Morante, 2002; Caviedes-Rubio, 2015).

Mercado, González y Valencia, en el año 2013 realizaron un estudio en el que evaluaron la electro-coagulación a nivel laboratorio. Este estudio tomó como parámetros la distancia entre electrodos (1.0 1.5 cm), densidades de corrientes bajas (3.6, 5.0 y 7.0 A) y un tiempo de operación entre 10 y 15 minutos. Esta técnica electroquímica produce flóculos de hidróxido metálicos debido a la electro-disolución de los ánodos de hierro. Se generan cationes metálicos en los ánodos debido a su oxidación electroquímica, además de oxígeno (Heidmann y Calmano, 2008). La separación de los contaminantes se produce por dos vías: flotación y precipitación (Meas et al., 2010)

En la tabla 4 se mencionan las principales aplicaciones de la electroquímica en la remoción de metales pesados, ya que la principal aplicación de este tratamiento es la separación por medio de la afinidad eléctrica de los iones metálicos disueltos en aguas residuales.

Tabla 4. Eficiencias de reducción en el proceso de oxidación electroquímica

Autor	Contaminante metálico	Condiciones	Eficiencia
Mahuud y Hoadley., 2012	Cu ²⁺	Temperatura: 25 °C pH: 7 Tiempo: 2 h Electrodiálisis de intercambio iónico híbrido	Eficiencia máxima del 43 %
Sadyrbaeva, 2014	Co ²⁺	Temperatura: 25 °C pH: 6 Tiempo: 3 h Electrodiálisis de intercambio combinada con una membrana líquido de 20-30 µm	>75 %
Cifuentes et al., 2011	Mo	Separación de especies por electrodiálisis	Entre 45,2-66,6 %
Jack et al., 2013	Cu ²⁺	Temperatura: ambiente pH: 4-8 Tiempo: 30 minutos electroquímica	95 %

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Khosa et al., 2013	Ni^{2+} , Pb^{2+} y Cd^{2+}	Temperatura: ambiente pH: 1-7 Tiempo: 10 minutos electroquímica usando electrodos de hierro adicionada con Potasio Clorhídrico	99 %, 98,3 % y 96,8 %
Al-Shannag et al., 2015	Cu^{2+} , Cr^{3+} Ni^{2+} y Zn^{2+}	Temperatura: 26 °C pH: 9.5 Tiempo: 45 minutos electro-reactor con electrodos de acero de carbón de configuración monopolar	>97 %

El proceso de electrodialisis es uno de los más caros debido a las membranas finas que se ocupan en este. Además de ser un proceso que necesita constante supervisión, debido a que las membranas, cuando se encuentran saturadas, pueden inhibir la reacción. Mientras que los procesos de electrocoagulación son recientes, y debido al poco estudio que se le ha dado, se encuentran en desarrollo nuevos materiales de cátodos y ánodos o posibles agentes catalizadores que ayuden a la formación de iones, los cuales den mejor resultado en el proceso de descontaminación.

Ventajas y desventajas

Los procesos de oxidación avanzada presentan ventajas y desventajas. A continuación, se mencionan las más importantes:

Los procesos de oxidación avanzada son muy útiles para contaminantes refractarios que resisten otros métodos de tratamiento, principalmente el biológico. Además, sirven para tratar contaminantes a muy baja concentración en partes por billón (ppb).

Los POA eliminan efectos sobre la salud de desinfectantes y oxidantes residuales como el cloro y no forman subproductos de reacción o se forman en baja concentración.

Una importante desventaja de los POA es que sus costos operacionales son relativamente altos, comparados con los de los tratamientos biológicos convencionales. Sin embargo, su utilización como etapa de pretratamiento para el aumento de la biodegradabilidad de las aguas residuales que contienen compuestos recalcitrantes puede ser potencialmente justificada si los productos intermediarios resultantes son fácilmente degradados por microorganismos, aportando una mejor calidad de agua y disminuyendo la contaminación de este hídrico sin importar la fuente puntal de donde provenga.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Conclusiones y recomendaciones

Como se puede observar en el texto, existe una gran diversidad de tratamientos de oxidación avanzada, los cuales tienen presentes los radicales $^{\circ}\text{OH}$. Estos radicales son altamente efectivos para la oxidación de materia orgánica, en especial aquella que no es biodegradable. A pesar de que los tratamientos más típicos que los producen son ozono/peróxido de Hidrógeno, el proceso de oxidación Fenton se encarga de formar los mismos radicales con la presencia de hierro como catalizador y peróxido. Además ayuda en el proceso de precipitación, ya que a comparación de los otros 2 tratamientos al poseer durante su proceso una sal de hierro, coagula la materia en diversos procesos de industrias como la alimenticia, papelera, farmacéutica, entre otros.

Caso contrario con los procesos electroquímicos si bien es cierto, estos procesos también generan el radical $^{\circ}\text{OH}$ derivado de una carga eléctrica en el medio y funcionan en la reducción de compuestos orgánicos, también se pueden ocupar para aguas residuales contaminadas con metales pesados. Esto, debido a los cátodos y ánodos que se utilizan en el proceso, tal como muestran Piña-Soberanis et al (2011) en su trabajo “Revisión de variables de diseño y condiciones de operación”.

Los procesos o tecnologías de oxidación avanzada, a pesar de ser técnicas aplicables en países desarrollados, en América Latina existen industrias y empresas importantes a nivel internacional que podrían incluir estos tipos de procesos. Algunos ejemplos son: industrias mineras, de extracción de hidrocarburos, alimenticias, metalúrgica o de transformación de materias, en las cuales existen compuestos químicos difíciles de degradar y pueden causar daño al ambiente. Sin embargo, para procesos típicos como el tratamiento de aguas grises o domésticas no son tan aplicables, ya que los contaminantes son de fácil degradación. Si bien los tiempos de tratamiento serían menores los costos se elevarían, ya que muchos de estos procesos son por separación mecánica o biológica.

Referencias

Adams C. D., y Kuzhikannil, J. J. (2000). Effects of H_2 O_2 / UV Preoxidation on the Aerobic Biodegradability of Quaternary Amine Surfactants. *Water Research*, 34: 668-672.
[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00186-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00186-4)

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

- Agustina, T. E.; Ang, H. M., y K.Vareek, V. (2005). A Review of Synergistic Effect of Phototocatalysis and Ozonation on Wastewater Treatment, *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews*. 6: 264-273. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochemrev.2005.12.003>
- Al-Shannag, M., et al. (2015). Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: Kinetic study and process performance. *Chemical Engineering Journal*, 260: 749-756. <https://n9.cl/xuaam>
- Arslan-Alaton I. (2003). A review of the effects of dye-assisting chemicals on advanced oxidation of reactive dyes in wastewater. *Coloration Technology*, 119: 345-353. <https://doi.org/10.1111/j.1478-4408.2003.tb00196.x>
- Azbar, N.; Yonar, T., y Kestioglu, K. (2004). Comparison of Various Advanced Oxidation Processes and Chemical Treatment Methods for COD and Color Removal form a Polyester and Acetate Fiber Dyeing Effluent, *Chemosphere*. 55: 35-43. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.10.046>
- Babuponnusami, A. y Muthukumar, K. (2014). A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1): 557-572. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.10.011>
- Barbusinski, K. y Filipek, K. (2001). Use of Fenton's reagent for removal of pesticides from industrial wastewater. *Polish Journal of Environmental Studies*, 10: 207-212. <https://n9.cl/imi91>
- Caviedes-Rubio, D. I., et al. (2015). Tratamientos para la remoción de metales pesados comúnmente presentes en aguas residuales industriales. Una revisión. *Revista Ingeniería y Región*, 13(1): 73-90. <https://doi.org/10.25054/22161325.710>
- Chamizo, H. (2003). Introducción a la interface salud ambiente. Curso especial de posgrado atención integral de salud. Costa Rica. CENDEISS. Recuperado de <https://n9.cl/whw7b>
- Cifuentes, L., et al. (2011). Separación de especies de molibdeno por electrodiálisis. *Chemical Engineering Communications*, 198: 805-814. <https://doi.org/10.1080/00986445.2011.534015>
- Deng, B.; Burris, D. R., y Campbell, T. J. (1999). Environmental Applications of Nanomaterials: Synthesis, Sorbents and Sensors. Imperial Collegue Press de <https://n9.cl/szvkp>
- Domenech, X., et al. (2004). Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. En M.A. Blesa y B. Sánchez (eds). *Eliminación de contaminantes por fotocátalisis heterogénea*. Colección Documentos Ciemat. <https://n9.cl/rd1t6>
- Durán-Moreno, A., et al. (2011). Assessment of Fenton's reagent and ozonation as pretreatments for increasing the biodegradability of aqueous diethanolamine solutions from an oil refinery gas sweetening process. *Journal of Hazardous Materials*, 186: 1652-1659. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.12.043>

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

- Forero, J. E.; Ortiz, O. P., y Ríos, F. (2005). Aplicación de procesos de oxidación avanzada como tratamiento de fenol en aguas residuales industriales de refinería. *Ciencia, Tecnología y Futuro*, 3(1): 97-109. www.scielo.org.co/pdf/ctyf/v3n1/v3n1a08.pdf
- Ghosh, P.; Samanta, A.N., y Ray, S. (2010). COD reduction of petrochemical industry wastewater using Fenton's oxidation. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 88(6): 1021-1026. <https://doi.org/10.1002/cjce.20353>
- Gogate P.R., y Pandit A.B. (2004). A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions. *Advances in Environmental Research*, 8: 501-551 de http://repository.ias.ac.in/39608/1/49_pub.pdf
- Guastalli, A., et al. (2004). *Application of Electrodialysis on Recovering Phosphoric Acid From an Industrial Rinsewater, Trends in Electrochemistry and Corrosion the Beginning of the 21st Century*. Edicions Universitat Barcelona. <https://n9.cl/z8t91>
- Gutiérrez, E., et al. (2002). Efecto de la aplicación de ozono sobre la biodegradabilidad de aguas de formación. *Multiciencias*, (2)1: 50-54. <https://www.redalyc.org/pdf/904/90420106.pdf>
- Heidmann, I., y Calmano, W. (2008). Removal of Cr (VI) from model wastewaters by electrocoagulation with Fe electrodes. *Separation and Purification Technology*, (61)1: 15-21. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.09.011>
- Ibarra-Tazquez, H.N.; Dobrosz-Gómez, I., y Gómez, M. A. (2018). Optimización multiobjetivo del proceso Fenton en el tratamiento de aguas residuales provenientes de la producción de café soluble. *Información Tecnológica*, 29(5): 111-122. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642018000500111>
- Ikehata K.; El-Din M.G., y Snyder S.A. (2008). Ozonation and advanced oxidation treatment of emerging organic pollutants in water and wastewater. *Ozone: Science & Engineering*, 30: 21-26. <https://doi.org/10.1080/01919510701728970>
- Jack, F., et al. (2013). Electrocoagulation for the removal of copper from distillery waste streams. *Institute of Brewing & Distilling*. Wiley Online Library, 342: 60-64. <https://n9.cl/0wily>
- Kallel, M., et al. (2009). Elleuch B., Removal of organic load and phenolic compounds from olive mill wastewater by Fenton oxidation with zero-valent iron. *Chemical Engineering Journal*, 150: 391-395. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.01.017>
- Cokay, E., y Kargi, F. (2007) E. C. Color, TOC and AOX removals from Pulp Mill Effluent by Advanced Oxidation Process: A comparative study. *Journal of Hazardous Materials*, 139: 244-253. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.06.023>

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

- Kavitha, V., y Palanivelu, K. (2004). The role of ferrous ion in Fenton and photo-Fenton processes for the degradation of phenol. *Chemosphere*, 55(9): 1235-1243. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.12.022>
- Khatri, P.K.; Jain, S.L., y Sain, B. (2011). Ultrasound-Promoted Oxidation of Sulfides with Hydrogen Peroxide under Catalyst-Free Conditions. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 50(2): 701-704. <https://doi.org/10.1021/ie1013426>
- Khosa, M., et al, (2013). Efficiency of Aluminum and Iron Electrodes for the Removal of Heavy Metals [(Ni (II), Pb (II), Cd (II)] by Electrocoagulation Method. *Journal of the Korean Chemical Society*, 57(3): 316-321. <https://doi.org/10.5012/jkcs.2013.57.3.316>
- Kreetachat, T., et al. (2007). Effects of Ozonation Process on Lignin-derived Compounds in Pulp and Paper Mill Effluents. *Journal Effluents of Hazardous Materials*, 142: 250-257. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.08.011>
- Legrini, O.; Oliveros, E. y Braun, A. M. (1993). Photochemical Processes for Water. *Chemical Reviews*, 93: 671-698 de <https://doi.org/10.1021/cr00018a003>
- Li, C.; Gao, N., y Li, W. (2011). Photochemical degradation of typical herbicides simazine by UV/H₂O₂ in aqueous solution. *Desalination and Water Treatment*, 36(1-3): 197-202. <https://doi.org/10.5004/dwt.2011.2410>
- López-Ramírez, M. A., et al. (2019). Treatment of Leachates of a Controlled Landfill in Veracruz by Using the Fenton Method. *Nature Environment and Pollution Technology*, 18(1): 1-8 de <https://n9.cl/kfp2r>
- Lopez-Lopez, A.; Pic, J. S., y Debellefontaine, H. (2007). Ozonation of Azo Dye in a Semi-batch reactor: A Determination of the Molecular and Radical Contributions. *Chemosphere*, 66: 2120-2126. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.025>
- Mahamuni, N.N., y Adewuyi, Y.G. (2010). Advanced oxidation processes (AOPs) involving ultrasound for waste water treatment: A review with emphasis on cost estimation. *Ultrasonics Sonochemistry*, 17: 990-1003. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2009.09.005>
- Mahmoud, A., y Hoadley, A. (2012). An evaluation of a hybrid ion exchange electrodialysis process in the recovery of heavy metals from simulated dilute industrial wastewater. *Water Research*, 46: 3364-3376. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.039>
- Meas, Y., et al. (2010). Industrial wastewaters treated by electrocoagulation. *Electrochimica Acta*, (55)27: 8165-8171. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2010.05.018>

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

- Mercado, I. D.; González, G., y Valencia, S. G. (2013). Remoción de níquel y DQO presentes en las aguas residuales de la industria automotriz mediante electrocoagulación. *Escuela de Ingeniería de Antioquia*, 10(9): 13-21. <https://n9.cl/ohc7r>
- Morante, G. (2002). Electrocoagulación de aguas residuales. *Revista Colombiana de Física*, 34(2): 484-487
- Mounteer, A.; Mokfienski, J., y Amorim, F. (2005). Remoção de Matéria Orgânica Recalcitrante de Efluentes de Celulose Kraft de Branqueamento por Ozonólise. *O Papel*, 66: 64-70. <https://n9.cl/w3pv>
- Perez, M., et al. (2002). Removal of organic contaminants in paper pulp treatment effluents under Fenton and photo-Fenton conditions. *Applied Catalysis B: Environmental*, 36: 63-74. <https://n9.cl/jnv65>
- Ollis, D., y Al-Ekabi, H. (1983). *Photocatalytic Purification and Treatment of Water and Air*. Amsterdam: Elsevier <https://n9.cl/6efxu>
- Ovhal, S.D.; Sheetal, D., y Thakur, P. (2010). Kinetics of photocatalytic degradation of methylene blue in a TiO₂ slurry reactor. *Research Journal Of Chemistry And Environment*, 14(4): 9-13. <https://n9.cl/env5f>
- Pignatello, J.J.; Oliveros, E., y MacKay, A. (2006). Advanced Oxidation Processes for Organic Contaminant Destruction Based on the Fenton Reaction and Related Chemistry. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 36(1): 1-84. <https://doi.org/10.1080/10643380500326564>
- Pokhrel, D., y Viraraghavan, T. (2004). Treatment of Pulp and Paper Mill Wastewater-A Review. *Science of the Total Environment*, 333: 37-58. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.05.017>
- Poyatos J. M., et al. (2010). Advanced oxidation processes for wastewater treatment: state of the art'. *Water, Air and Soil Pollution*, 205: 187-204. <https://n9.cl/olf2w>
- Rodríguez, T.; Botelho, D., y Cleto, E. (2008). Tratamiento de efluentes industriales de naturaleza recalcitrante usando ozono, peróxido de hidrógeno y radiación ultravioleta. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 46: 24-38. <https://n9.cl/ysxv7>
- Saatci, Y. (2010). Decolorization and Mineralization of Remazol Red F3B by Fenton and Photo-Fenton Processes. *Journal of Environmental Engineering*, 136(9): 1000-1005. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000226](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000226)
- Sadyrbaeva, T. (2014). Recovery of Cobalt(II) by the Hybrid Liquid Membrane- Electrodialysis-Electrolysis Process. *Electrochimica Acta*, 133: 161-168. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2014.04.025>

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

- Salas G. (2010). Tratamiento por oxidación avanzada (reacción Fenton) de aguas residuales de la industria textil. *Revista Peruana de Química e Ingeniería Química*, 13 (1): 30-38. <https://n9.cl/u0nra>
- San Sebastian, N., et al. (2003). Pre-oxidation of an extremely polluted industrial wastewater by the Fenton's reagent. *Journal of Hazardous Materials*, 101: 315-322. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(03\)00207-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(03)00207-3)
- Sanz, J.; Lombraña, J. I., y De Luis, A. (2013). Estado del arte en la oxidación avanzada a efluentes industriales: nuevos desarrollos y futuras tendencias. *Afinidad LXX*, 561: 25-33. <https://n9.cl/3hrea>
- Sarria, V. M., et al. (2005). Nuevos sistemas electroquímicos y fotoquímicos para el tratamiento de aguas residuales y de bebida. *Revista Colombiana de Química*, 34(2): 161-173. <https://n9.cl/y16v>
- Sharma, V. K., et al. (1999). Ferrate(VI) Oxidation of Thiourea. *Environmental Science & Technology*, 33: 2645-2650. <https://doi.org/10.1021/es981083a>
- Taylor, J., y Wiesner, M. (2002). Membranas. Capítulo 11. En AWWA. *Calidad y Tratamiento del Agua. Manual de suministros de Agua Comunitaria*. McGraw Hill. <https://n9.cl/g922q>
- Teixeira, C. P. (2002). *Estudio comparativo de tipos diferentes de procesos oxidativos avanzados* (tesis de doctorado). Universidad Estatal de Campinas, Brasil. <https://n9.cl/ykcg9>
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. (1998). *Handbook of Advanced Photochemical Oxidation Processes*. Washington DC de <https://n9.cl/xb7r3>
- Degrémont. (1991). *Water Treatment Handbook*. Editorial Lavoisier Publishing.
- Zhao, D.; Cheng, J., y Hoffmann, M.R. (2011). Kinetics of microwave-enhanced oxidation of phenol by hydrogen peroxide, *Front. Environmental Science and Engineering*, 5(1): 57-64. <https://doi.org/10.1007/s11783-010-0251-9>

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cómo afecta la incorporación del reactivo Fenton en el diseño y construcción de un prototipo de un tanque de electro-coagulación para el tratamiento de las aguas residuales contaminadas con Níquel?

R: Afecta en los parámetros de remoción del níquel, así mismo, como a la cantidad de voltaje suministrada y el pH necesario para llevar a cabo la electrodiálisis además de alterar la coagulación del proceso.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

HIPÓTESIS

Incorporando el reactivo Fenton como un agente oxidante-coagulante dentro de los tratamientos electroquímicos a diferentes condiciones (pH, concentración y voltaje), se puede diseñar y escalar con la óptima un prototipo de un tanque de electro-coagulación avanzada para el tratamiento de las aguas residuales contaminadas con níquel y su posible reutilización.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

OBJETIVOS

Objetivo General:

Diseñar y escalar un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de las aguas residuales contaminadas con níquel utilizando el reactivo Fenton como agente oxo-coagulante.

Objetivos Específicos:

1. Evaluar las condiciones óptimas de proceso (pH, concentración, dosis, voltaje y amperaje) efectiva de reacción del reactivo como agente de reducción y coagulación a nivel laboratorio por los métodos: Precipitación química, Dark-Fenton y Electro-Fenton de acuerdo a los parámetros respuesta de remoción de Níquel.
2. Diseñar el prototipo del tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de las aguas residuales contaminados con níquel.
3. Escalar el proceso de electrocoagulación avanzada de acuerdo a los resultados obtenidos.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

RESULTADOS

OBJETIVO 1

RESUMEN:

El objetivo de este artículo fue evaluar la eficiencia de un proceso de electrocoagulación modificado con el reactivo Fenton respecto a los tratamientos típicos utilizados en la industria como son el intercambio iónico a base de sulfato de aluminio.

Para dicha experimentación, se elaboró agua sintética a 60 ppm de níquel a partir de 137 mg de sulfato de níquel. Se realizaron pruebas a nivel laboratorio por triplicado para cada uno de los procesos y fueron analizados por pruebas de medias y análisis factorial. Para el proceso de intercambio iónico la experimentación se realizó en medio ácido a 2, 3 y 4 UpH y a concentraciones de 150, 300 y 450 mg de sulfato de aluminio; con respecto al proceso de electrocoagulación avanzada, se realizó con cátodos de aluminio a voltajes de 17.5 y 19 V, en un medio de 8 y 10 UpH, Fenton a 75, 150 y 225 mg de sulfato de aluminio adicionando 0.22 mL de peróxido de hidrógeno; ambas experimentaciones se realizaron en un intervalo de 60 minutos para analizar la eficiencia del proceso.

Los resultados obtenidos con respecto al tratamiento típico fueron 0% de degradación del níquel, sin embargo, con el tratamiento de oxidación avanzada se encontró una reducción promedio del 97.5% en las condiciones de 19 V, pH 10, Fenton 150 ppm en un tiempo de 30 minutos.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Evaluation of an Electrocoagulation Process Modified by Fenton Reagent.

M. A. López-Ramírez^{†*—**}, O. P. Castellanos-Onorio^{***}, F. Lango-Reynoso^{**}, M. del R. Castañeda-

Chávez^{**}, J. Montoya-Mendoza^{**}, M. Díaz-González^{***}, B. Ortiz-Muñiz^{***}

*Tecnológico Nacional de México / Instituto Tecnológico Superior de Martínez de la Torre.
Camino a Cartago,

S/N, 93610, Col. Vega Redonda, Martínez de la Torre, Veracruz, México.

**Tecnológico Nacional de México / Instituto Tecnológico de Boca del Río. Veracruz - Córdoba
12, 94290

Boca del Río, Veracruz, México.

***Tecnológico Nacional de México / Instituto Tecnológico de Veracruz. Av. Miguel Angel de
Quevedo 2779,

Formando Hogar, 91897 Veracruz, Veracruz, México.

†Corresponding Author: M. A. López-Ramírez; malopez@tecmartinez.edu.mx

M.A. López-Ramírez [malopez@tecmartinez.edu.mx, <https://orcid.org/0000-0001-5841-0668>]

O. P. Castellanos-Onorio³ [olaya.co@veracruz.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0003-3510-2640>]

F. Lango-Reynoso² [fabiolalango@bdelrio.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0001-8359-434X>]

M. del R. Castañeda-Chávez² [mariacastaneda@bdelrio.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0002-9209-0431>]

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

J. Montoya-Mendoza [jesusmontoya@bdelrio.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0002-9281-2190>]

M. Díaz-González [mario.dg@veracruz.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0002-2855-9311>]

B. Ortiz-Muñiz [benigno.om@veracruz.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0001-5211-9175>]

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Abstract:

This article is oriented to the degradation of nickel in ionic state at laboratory level, from a synthetic water made with nickel sulfate, using the electrocoagulation process with aluminum cathodes and modifying this process by the addition of the Fenton reagent which results from the combination of hydrogen peroxide (H_2O_2) and ferrous sulfate (FeSO_4) being this reagent a catalyst and oxo-coagulant agent, The efficiency of this reagent will be compared with the typical treatment with aluminum sulfate, which is a typical process based on ion exchange/coagulation at the same percentage concentrations as the Fenton reagent. For this purpose, the optimum conditions of the advanced electrocoagulation process were determined, which consisted of determining the concentrations of Fenton's reagent at concentrations of 150 ppm, 300 ppm and 450 ppm, in addition to the operating variables such as pH of 8 and 10, voltage of 17.5 V and 19 V and their reaction time, which were compared with aluminum sulfate at 300 ppm, 600 ppm and 900 ppm. The results obtained with respect to the typical treatment were 0% nickel degradation, however, with the advanced oxidation treatment an average reduction of 97.5% was found at the conditions of 19 V, pH 10, Fenton 150 ppm in a time of 30 minutes

Keywords: Treatment, Fenton, Electrocoagulation, Advanced Oxidation.

INTRODUCTION

Water is an essential element for the life of all living beings on the planet, and it is also a fundamental human right (Rickert et al. 2016). 97.2% of the water on planet Earth is saline and only 2.5% corresponds to fresh water; of that 2.5%, 30% is subway, 68% is in glaciers and other snow layers and only 1.2% is superficial and found in rivers, lakes and other forms of surface water (Gómez-Duarte 2018), so taking care of it is vital for human development.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Water pollution is a problem that all of us live nowadays, since it not only occurs in industrialized or less industrialized countries, but it affects each and every sector of the population, in addition, that many think that this resource that is very indispensable for us will always be there, but the truth is that it is not so, since we do not become aware of the acts or activities that we perform with this resource (Guadarrama-Tejas et al. 2016).

Among the main factors that affect ecosystems are heavy metals (HM), which are found in human activities where mining and smelting operations stand out as the majority among other industrial and urban activities (Malik & Saha 2003), where the water pollution rate can be around 200 million cubic meters per day (Lehmann, et al. 1999). This fact leads to a large number of problems both in plant life as these metals end up deposited in soils transported to them by rivers, such as reduced growth or yellowing of leaves (chlorosis) (Kalavathy et al. 2010), as well as in human life where the effects can be skin rashes, stomach upset and ulcers, respiratory problems, weakening of the immune system, kidney and liver damage, lung cancer, heart, bone, testicular, central and peripheral nervous system disorders, cancer or death (Ahmad et al. 2010, Tiemi-Muranaka 2010, Ramírez-Franco et al. 2013).

This growing problem calls for rigorous pollution control and increasingly demanding legislation. In response to this, and given the inability of conventional methods to effectively remove many of the existing pollutants, in recent years there has been an intense search for new and efficient water treatment technologies (LópezRamírez et al. 2021).

In the last decades, advanced oxidation technologies have been consolidated as an efficient alternative in the destruction of toxic substances, including organic, inorganic, metals or pathogens. In general, in water treatment, advanced oxidation technologies are used when

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

contaminated effluents have high chemical stability or low biodegradability (López-Ramírez et al. 2021).

Currently, studies are focused on the search for optimum values for the different parameters that affect the oxidation process: pH, temperature, reactor design, nature and concentration of the pollutant and oxidizing agents that can improve the reaction. In addition, the reaction kinetics, which are generally first order, are studied in detail, among which those shown in Figure 1 stand out:

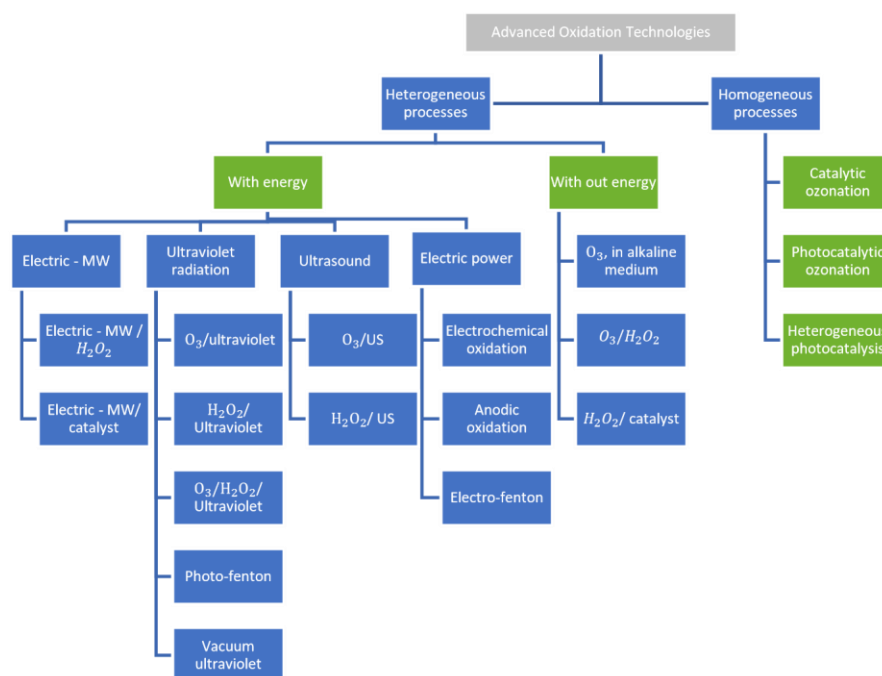


Fig. 1: Classification of Advanced Oxidation Technologies.

Source: Sanz et al. 2013

Among the processes mentioned in the previous figure, it is observed that heterogeneous processes, with electrical energy, using as central the use of current, is the electro-Fenton, which is a process that is divided into electrochemical oxidation and electrocoagulation which

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

applies the principles of coagulation-flocculation in an electrolytic reactor. This is a vessel equipped with a current source and several electrodes in charge of providing the destabilizing ions of colloidal particles that replace the functions of the chemical compounds used in conventional treatment, inducing electric current in the water through metal plates (Caviedes-Rubio et al. 2015).

This electrochemical process has been used for the removal of HM without modification and has obtained remarkable results which are mentioned in Table 1:

Table 1: State of the art of electrochemical processes

Authors	Year	Results
Abdel-Shafy et al.	2022	They designed an experimental sequence whose purpose was to reduce the amount of Ni, Cu and Zn in electroplating industry waters.
ELKaramany et al.	2021	Chromium and cadmium solutions from stock concentrations of 560 mg L ⁻¹ chromium and 800 mg L ⁻¹ cadmium were subjected to electrocoagulation.
Chegeni et al.	2021	They planned to perform electrocoagulation in three circumstances. The removal of cyanide, lead, as well as the set of both in synthetic and natural water from a gold processing plant.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Sharma et al.	2019	They determined the efficiency of the electrocoagulation process in the removal of Cr (VI) and Pb from the wastewater of an electroplating plant.
Ilhan et al.	2019	The objective was to remove chromium, copper, zinc, nickel and chemical oxygen demand (COD) from wastewater from the steel industry.
Brahmi et al.	2019	They used aqueous-phase cadmium electrocoagulation first in artificial wastewater and then in real wastewater.

As can be seen, this technique is used for the treatment of wastewater contaminated by HM, mostly from the metallurgical or automotive industries, and since conventional treatments are not very efficient, new technologies must be developed (Alomá-Vicente et al. 2013).

HM are found naturally in the environment, usually in trace amounts, and these concentrations are not very harmful to biota in general, and because they are deposited in soils by decomposition of different minerals (erosion process), they coexist to maintain biogeochemical cycles in both soil and water, However, there is also an anthropogenic enrichment of HM (due to mining, industrial and agricultural activities, among others) and this process that saturates the natural balance is known as contamination, since such concentrations are higher than the geochemical composition of the place.

HM such as lead, cadmium, chromium, zinc, mercury and others are released into aquatic ecosystems as well as soils mainly due to various anthropogenic activities and pose a serious threat to plants, animals and even humans due to their persistence, bioaccumulation, non-biodegradable property and toxicity even at low concentrations (Trivedi & Axe 2000, Ahmed et

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

al. 2013). The fact that these metals are found in the various ecosystems is of concern, since many living things depend on the proper balance in their feeding or living place, how such metals reach the various ecosystems varies depending on the type of activity carried out by man, for example chromium which is a widely used compound in industry in areas such as plastic plating, metal electroplating for corrosion resistance, leather tanning and finishing, in pigments and for wood preservatives (Mohan et al. 2005), other types of metals such as cadmium are used in industry for the manufacture of nickel cadmium batteries, anti-corrosion agents and pigments (Hamouz et al. 2016). In the case of mercury, six sources of contamination have been identified which are atmospheric deposition, erosion, human discharges, agricultural materials, mining, and industrial and combustion discharges, as such in natural groundwater and surface water the content of this metal is below $0.5 \mu\text{g L}^{-1}$, however, in wastewater discharged near local mineral deposits and other contaminated sites the concentration of mercury is much higher. Lead is also released into the environment due to the mining industry and burning of fossil fuels, it is involved in the manufacture of batteries, ammunition, metal products and devices for X-ray protection (Mohammad et al. 2017).

As can be seen, the greatest contribution to water pollution by HM is due to wastewater discharges resulting from various anthropogenic activities, mainly of an industrial nature. The degree of contamination of water sources is increasing every day due to the constant use of these metals in industry, which increases the concentration of these metals in water and therefore increases the risk to humans and other living organisms by increasing the probability of being exposed to these metals (Cañizares-Villanueva 2000), as shown in Figure 2 (García & Moreno 2002).

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

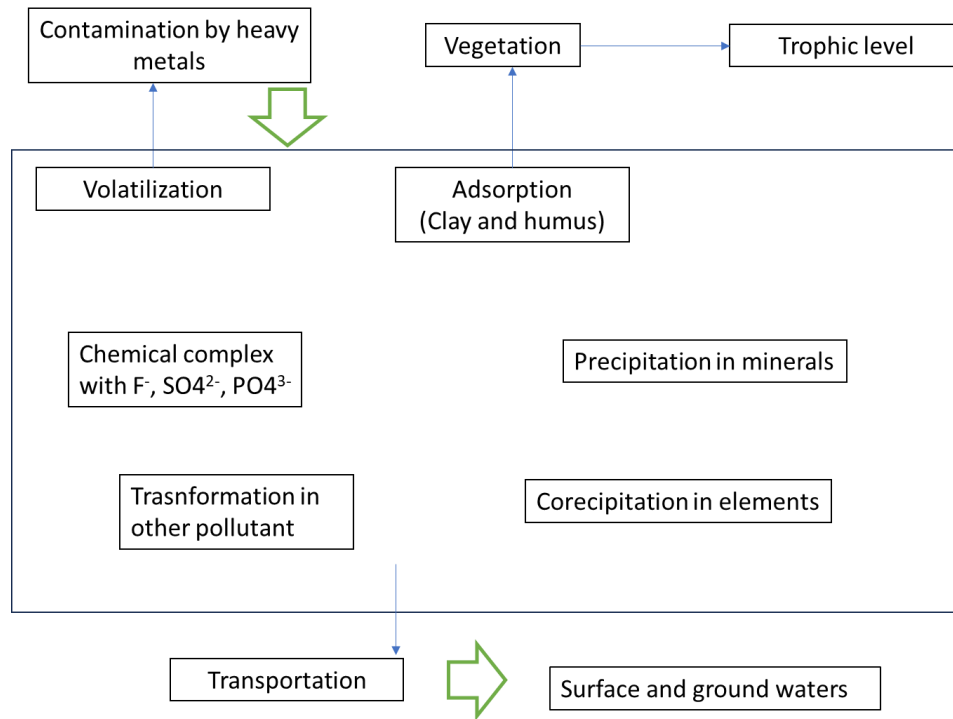


Fig. 2: Dynamics in the heavy metal system.

Source: García et al. 2002

With respect to wastewater, the HM found in wastewater are: arsenic with a generation of 12 842 tons year⁻¹,

cadmium 24 319 tons year⁻¹, of chromium 61 290 tons year⁻¹, copper with a total of 40 905 tons year⁻¹, mercury

with 498 tons year⁻¹, with respect to nickel 60 710 tons year⁻¹, lead approximately 16 470 tons year⁻¹, selenium a total of 5 904 tons year⁻¹, vanadium in wastewater 676 tons year⁻¹ and of zinc 103 715 tons year⁻¹ (Pabón et al. 2020).

The toxicity of HM depends on their mobility in the environment, which, in turn, depends on their chemical speciation, persistence and tendency to accumulate or bioaccumulate (Kumar et al. 2012).

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Within HM, nickel is one of the metals used for metal alloys, electroplating, batteries and electronics, being one of the most widely used and causing diseases such as dermatitis, nausea, chronic asthma, cough and carcinogenic effects.

The above and the need to develop new technologies for the treatment of wastewater contaminated with HM, nickel being the object of study.

MATERIALS AND METHODS.

The methodology of the present investigation is experimental and quantitative as shown in Figure 3 and is centered on 2 experimental stages, the first with a typical process with aluminum sulfate and the second with the electrocoagulation process adding an oxo-coagulant reagent (Fenton). In both experiments they will be carried out under optimum conditions and in the case of the reagents the same quantities will be added, at the same time each of the experiments will be carried out in triplicate.

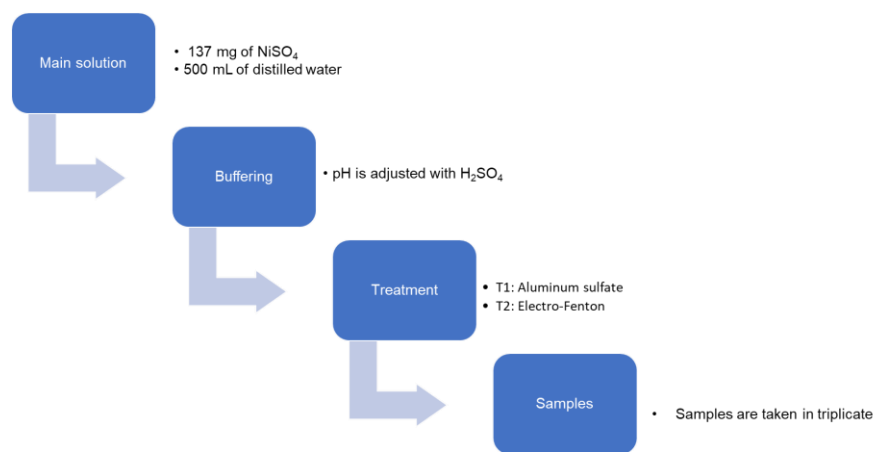


Fig. 3: Process experimentation

Preparation of Solutions.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

The solutions at 60 ppm of nickel in 500 mL of distilled water were prepared with 137 mg of nickel sulfate hexahydrate ($\text{NiSO}_4 + 6\text{H}_2\text{O}$) derived from this chemical compound, which has a purity of 98% and a molecular weight of 263 a.m.u. of which nickel has a weight of 58.69 a.m.u.

The procedure for calculating the nickel sulfate required is shown below, starting by determining the percentage of nickel in the compound as expressed in Equations 1 and 2:

$$\frac{RNS}{N} = \frac{Ni_{a.m.u.}}{SN_{a.m.u.}} \cdot \frac{Pure}{100} \quad (1)$$

RNS/N = Ratio of nickel sulfate and nickel

$Ni_{a.m.u.}$ = Molecular weight of nickel

$SN_{a.m.u.}$ = Molecular weight of nickel sulfate

$$\frac{RNS}{N} = \frac{58.69}{263} \cdot \frac{98}{100} = 0.219 \quad (2)$$

Once the ratio of nickel and nickel sulfate is found, we proceed to calculate the necessary amount, remembering that for 500 mL 30 mg of nickel are needed, so we proceed to calculate the necessary sulfate with equations 3 and 4:

$$Ni = \frac{30 \text{ mg}}{RNS/N} \quad (3)$$

$$Ni = \frac{30 \text{ mg}}{0.219} = 137 \text{ mg} \quad (4)$$

Treatments

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Aluminum sulfate Treatment

For the titration of aluminum sulfate, the ratios proposed by López-Ramírez et al. (2019) were proposed, which correspond to 30%, 60% and 90%, which guarantee 3 scenarios, an unsaturated, saturated and supersaturated scenario, which corresponds to 150 ppm, 300 ppm and 450 ppm in 500 mL solutions with an acid pH of 2, 3 and 4 pH.

Electro-Fenton Treatment

For the electro-Fenton process, the same methodology of Lopez et al. (2019) is used, which indicates that the Fenton process should be evaluated under the following conditions in Table

2: Table 2. Fenton reagent concentrations

Concentration	Compound	Amountt	Unit
Fenton 30%	Hierro	75	mg
	Peróxido	0.22	mL
Fenton 60%	Hierro	150	mg
	Peróxido	0.22	mL
Fenton 90%	Hierro	225	mg
	Peróxido	0.22	mL

And according to the electrochemical conditions Jumpatong (2002) is taken as a reference, which indicates that for ectrocoagulation the following is required (see Table 3):

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Table 3. Requirements for electrocoagulation

Parameter	Compound	Unit
Voltage	17.5 y 19	V
Electrode	Aluminio	-
pH	8 y 10	-

Experimentation and validation of results.

For the validation of the data obtained, the Hanna spectrophotometer was used, following the following procedure:

Standard:

1. The low range nickel method is selected in the spectrophotometer.
2. A beaker is filled with 25 mL of distilled water and a packet of reagent A (HI 93740A-0) is added.
3. Add 1 mL of reagent B (HI 93740B-0) and shake to mix.
4. The solution is allowed to stand for 15 minutes.
5. Reagent C (HI 93740C-0) is added immediately, stirred and dissolved.
6. The cuvette is filled with 10 mL and this will be the blank, which will be our nickel-free reference value.
7. The cuvette is placed in the cuvette, the hatch is closed and zero is pressed.
8. At this point our Hanna equipment is calibrated and ready for samples.

Sample:

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

1. 1 mL of sample is obtained and the solution is diluted 1:10, derived that the range of the spectrophotometer covers 0.000 to 1.000 ppm with a minimum resolution of 0.001 ppm and 2.5 mL of the sample is poured into 22.5 mL of distilled water.
2. A packet of reagent A (HI 93740A-0) is added and shaken until dissolved. It is important to dissolve all the powder, since during the Fenton reaction Fe^{3+} is produced and this element in ionic state can cause interferences.
3. 1 mL of reagent B (HI 93740B-0) is added and it is shaken to mix.
4. The solution is allowed to stand for 15 minutes.
5. Reagent C (HI 93740C-0) is added immediately, stirred and dissolved.
6. Once dissolved, the cuvette is filled with 10 mL and placed in the Hanna.
7. It is placed in the reader; the hatch is closed and it is given to read.
8. The reading obtained by our spectrophotometer will be 10 times less than the actual reading, so it should be multiplied by 10, example: If the Hanna marks a reading of 0.689 ppm, the actual reading will be 6.890 ppm.

After obtaining the data from the experiments, we proceed to perform the analysis of means by the Tukey method at 95% confidence, in order to have a statistical result which can tell us if there is a difference between the experiments, in addition to the electrocoagulation process, we proceed to perform a full factorial analysis, with 8 runs (24), to visualize the variables that influence the electro-Fenton process, in Minitab 19 (See Figure 4).

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

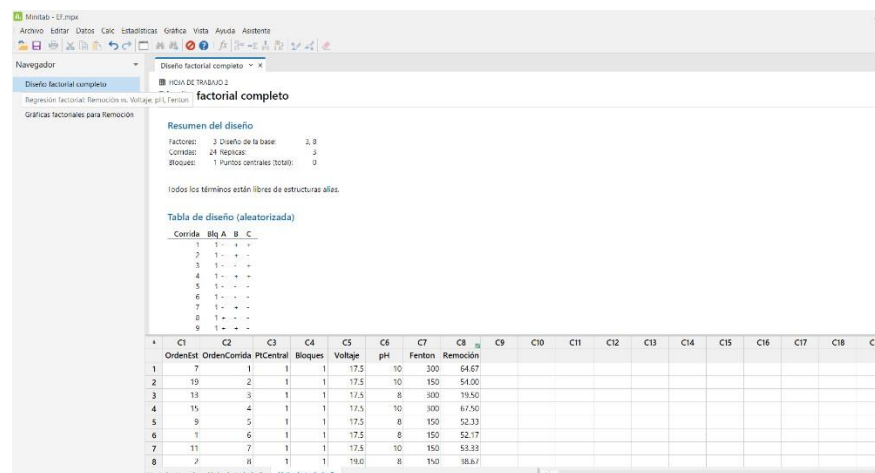


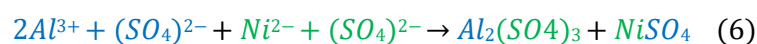
Fig. 4: Minitab 2019

Study Area

The present study was carried out in the facilities of the Instituto Tecnológico de Boca del Río, since it was conducted with synthetic water and its treatments were at laboratory level.

RESULTS AND DISCUSSION

The results obtained by the chemical precipitation process are shown in Figure 5, where we can see that despite varying the concentrations of aluminum sulfate, being this compound the typical coagulant most used in wastewater treatment processes, its nickel reduction results are null, This is because when aluminum sulfate is dissolved in water it dissociates and creates the sulfate ion, and with respect to nickel this only associates with it creating the nickel sulfate complex, the latter being our reagent for synthetic water, this can be seen in equations 5 and 6, so its use is not suitable in the treatment of water contaminated with nickel.



Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

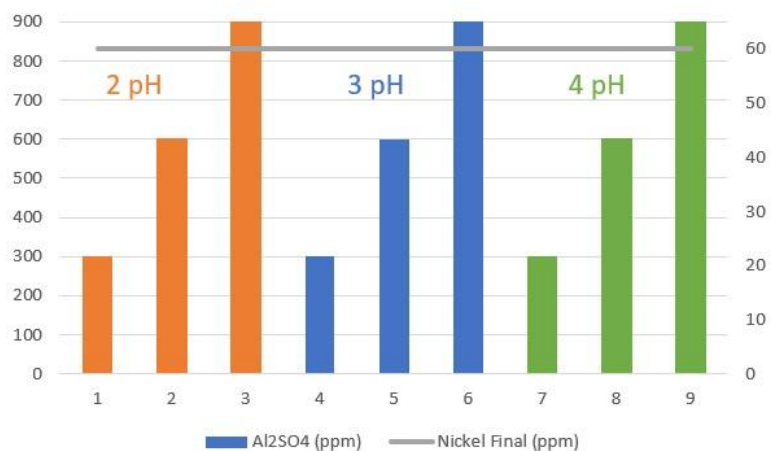


Fig. 5: Results of treatment with aluminum sulfate

In the advanced electrocoagulation process, 12 experiments were carried out with a treatment time of 30 minutes and 60 minutes, these experiments were carried out in triplicate and removal averages were obtained as shown in Tables 4 and 5:

According to those of interactions, which explain graphically how the variables affect us with respect to the processes, it is observed that with respect to the voltage the optimum value is 19.0 V, according to the pH the medium should be found in 10 pH at a concentration of 150 ppm of Fenton reagent and the time with the highest removal for most of the processes is 60 minutes (Figure 7 & Figure 8).

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

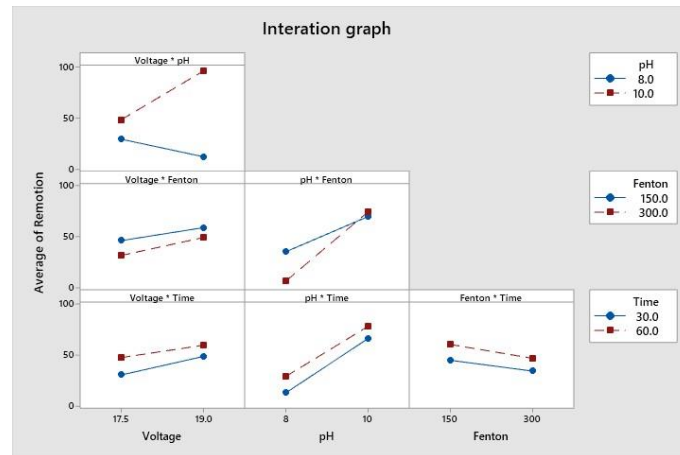


Fig. 6: Interaction graph

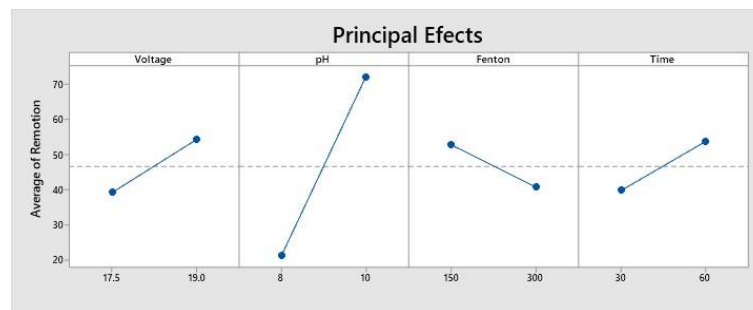


Fig. 7: Effects graph

However, it can be observed in Table 4 and Table 5, that the experiments with voltage 19 V, 10 pH with Fenton concentration of 150 ppm and 300 ppm, in the times of 30 minutes and 60 minutes there is no difference in removal, however, for the validation of this assumption a Tukey test will be performed at 95% with respect to the times, this to determine if the electro-Fenton process.

Table 4. Average results of advanced electrocoagulation at 30 min.

Voltaje (V)	pH	Fenton (ppm)	Average Removal Percentage
17.5	8	150	48.39%

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

17.5	8	300	0.17%
17.5	8	450	0.61%
17.5	10	150	30.78%
17.5	10	300	42.83%
17.5	10	450	01.22%
19.0	8	150	3.00%
19.0	8	300	0.44%
19.0	8	450	0.39%
19.0	10	150	97.50%
19.0	10	300	93.89%
19.0	10	450	08.00%

Table 5. Average results of advanced electrocoagulation at 60 min

Voltaje pH (V)		Fenton (ppm)	Average Removal Percentage
17.5	8	150	52.22%
17.5	8	300	17.56%
17.5	8	450	01.22%
17.5	10	150	53.83%
17.5	10	300	66.56%
17.5	10	450	05.06%
19.0	8	150	38.06%

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

19.0	8	300	08.61%
19.0	8	450	45.94%
19.0	10	150	97.56%
19.0	10	300	94.5%
19.0	10	450	57.17%

As shown in Figure 8 and analyzing both optimum processes, it can be observed that the electrocoagulation process with Fenton at conditions of 150 ppm, 10 pH and 19 V, has no statistically significant change, so we can conclude that, at 30 minutes of the process, the removal of nickel has reached its maximum removal and there will no longer be a notable advance in this process.

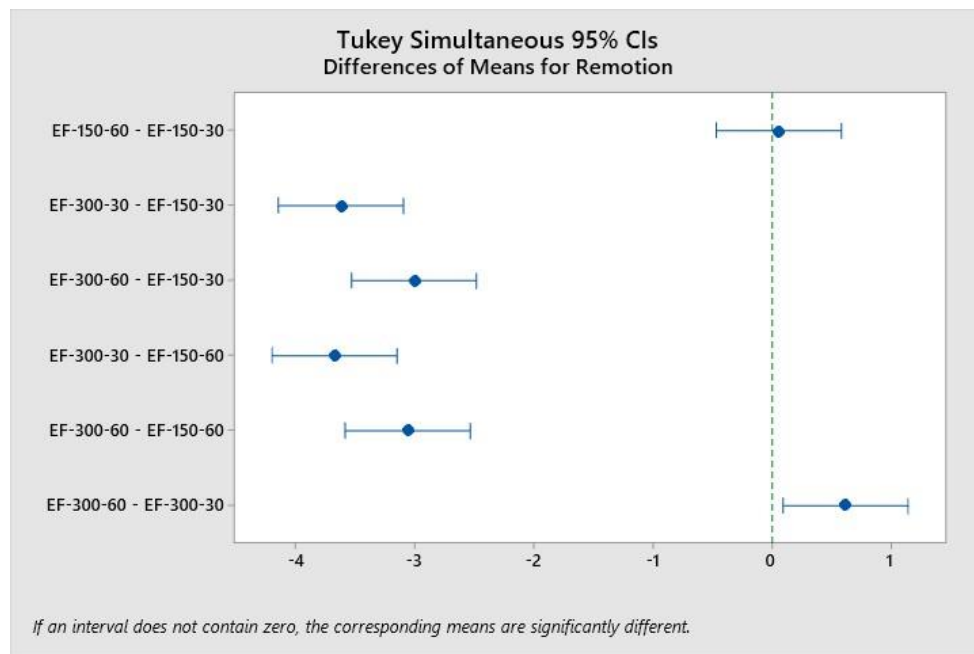


Fig. 8: Test of means with respect to time

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

With respect to precipitation with aluminum sulfate, Pinillos in 2013 indicates that chemical precipitation, filtration by membranes, electrolytic reduction, extraction by solvents, ion exchange and adsorption have drawbacks such as low efficiency and applicability, which is demonstrated in this research, since the treatment of synthetic water yielded zero efficiency because only ion exchange is present, and there is no intermediate process, such as the generation of hydroxyl ions or electrocoagulation.

Rojas-Vargas, et al. 2020, obtained similar removal results, since these researchers obtained a maximum removal efficiency of 95% in a time of 60 minutes and Jumpatong (2002) obtained results close to 98% in a time of 180 minutes; however, it can be observed that this research obtained results of 97.50% of nickel removal at 30 minutes, half the time compared to them.

Martín (2008) mentions that the operating conditions of electrocoagulation depend on the chemistry of the aqueous medium, especially the conductivity and pH, but also on the particle size, the type of electrodes, the retention time, the spacing between electrodes and the concentration of the contaminants.

CONCLUSIONS

When comparing the decrease of nickel (II) in the wastewater samples, we can compare that the sample treated with aluminum sulfate $[Al_2(SO_4)_3]$ did not have any decrease, so the ion exchange treatment for its reduction or elimination is not adequate; however, the advanced oxidation treatments such as electrocoagulation added with Fenton reagent resulted in an average maximum elimination of 97.56%, reducing from 60 ppm to 1,464 ppm of nickel in our water at 19 V, 150 ppm of Fenton reagent and 10 pH.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Likewise, with the factorial design it was corroborated that the optimal variables for the experimentation are 19 V, 10 pH and a concentration of 150 ppm and a time of 30 minutes, as corroborated by a Tukey analysis at 95% confidence.

With respect to time, it is observed that the addition of the Fenton reagent to the electrocoagulation process does affect, since authors such as Roja-Vargas et al. and Jumpatong have obtained results of 95% and 98% respectively in times from 60 minutes to 180 minutes, being the removal results similar to those presented in the present investigation, however, the times are reduced from 50% to 66% without compromising the percentage of nickel removal in the process.

As a conclusion regarding the advanced electrocoagulation process (electro-Fenton), it is more efficient than traditional methods and even than typical electrocoagulation processes, since the same efficiencies are achieved in a shorter time, thus reducing the use of energy, in addition, This process is eco-friendly with the environment, since the chemicals discharged into the water to be treated are mostly iron, necessary in the geochemical cycle, and the peroxide, when volatilized and consumed, generates a considerable amount of water, so it is recommended from the environmental point of view.

ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful to the Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías for their support in the development of the project.

REFERENCES

Abdel-Shafy, H. I., Morsy, R. M. M., Hewehy, M. A. I., Razek, T. M. A. and Hamid, M. A. M. 2022. Treatment of industrial electroplating wastewater for metals removal via electrocoagulation

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

continuous flow reactors. Water Pract. Technol. 17(2): 555-566:

<https://doi.org/10.2166/wpt.2022.001>

Ahmed, M. A., Ali, S. M., El-Dek, S. and Galal, A. 2013. Magnetite-hematite nanoparticles prepared by green methods for heavy metal ions removal from water. Mater. Sci. Eng. B SolidState Mater. Adv. Technol. 178(10):744–751. <https://doi.org/10.1016/j.mseb.2013.03>.

Ahmad, M. A., Amano, Y. and Machida, M. .2010. Adsorption of heavy metals onto activated carbons derived

from polyacrylonitrile fiber. Journal of Hazardous Materials 180(1-3): 552-560.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.04.069>

Al Hamouz, O. C. S., Estatie M. and Saleh, T. A. 2016. Removal of cadmium ions from wastewater by dithiocarbamate functionalized pyrrole based terpolymers. Sep. Purif. Technol. 177: 101-109. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.12.044>

Alomá-Vicente, I. C., Blázquez-García, G., Calero-de-Hoces, M., Martín-Lara, M. A., Rodríguez-Rico, I. L. and Ronda-Gálvez, A. 2013. Panorama general entorno a la contaminación del agua por níquel. La biosorción como tecnología de tratamiento. Revista Cubana de Química 15(3): 226-280. <https://goo.su/bgserl>

Brahmi, K., Bouguerra, W., Hamrouni, B., Elaloui, E., Loungou, M. and Tlili, Z. 2019. Investigation of electrocoagulation reactor design parameters effect on the removal of cadmium from synthetic and phosphate industrial wastewater. Arab. J. Chem. 12(8): 1848-1859. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.12.012>

Gómez-Duarte, O. 2018. Contaminación de agua

en países de bajos y medianos recursos es un problema de

salud pública global. Revista de la Facultad de Medicina 66(1): 7-8. Disponible

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

<https://doi.org/10.15446/revfacmed.v66n1.70775>

Cañizares-Villanueva, R. O. 2000. Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa Microbiana.

Revista Latinoamericana de Microbiología 42: 131-143. <https://goo.su/osVAYv>

Caviedes-Rubio, D. I. Muñoz-Calderón, R. A., Perdomo-Gualtero, A., Rodríguez-Acosta, D. y Sandoval-Rojas, I. J. 2015. Tratamientos para la remoción de metales pesados comúnmente presentes en aguas residuales industriales. Una revisión. Revista Ingeniería y Región 13(1): 73-90. <https://doi.org/10.25054/22161325.710>

Chegeni, M. K., Shahedi, A., Darban, A. K., Jamshidi-Zanjani, A. and Homaei, M. 2021. Simultaneous removal of lead and cyanide from the synthetic solution and effluents of gold processing plants using electrochemical method. J. Water Process. Eng. 43: 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102284>

García, C., Moreno, J. L., Hernández-Fernández, M. T. and Polo, A. 2002. Metales pesados y sus implicaciones en la calidad del suelo. Ciencia y Medio Ambiente, 125-138.

Guadarrama-Tejas, R., Kido-Miranda, J., Rolando-Antunez, G. and Salas-Salgado, M. 2016). Contaminación del agua. Revista de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales 2(5): 1-10. <https://goo.su/shNTF1>

Ilhan, F., Ulucan-Altuntas, K., Avsar, Y., Kurt U. and Saral. A. 2019. Electrocoagulation process for the treatment of metal-plating wastewater: Kinetic modeling and energy consumption. Front Environ Sci Eng.

13(73): 1-8. <https://doi.org/10.1007/s11783-019-1152-1>

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Jumpatong, K. 2002. Electrocoagulation of some heavy metals. Tesis de Maestría, Chiang Mai University, Chiang Mai, Tailandia.

Kalavathy, H., Karthik, B. and Rose-Miranda, L. 2010 Removal and recovery of Ni and Zn from aqueous solution using activated carbon from *Hevea brasiliensis*: batch and column studies.

Colloids and surfaces B.

Biointerfaces 78(2): 291-302. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2010.03.014>

Kumar, P., Ramalingam, S., Sathyaselvabala, V., Kirupha, S. D., Murugesan, A. and Sivanesan, S. 2012.

Removal of Cd (II) from aqueous solution by agricultural waste cashew nut shell” Korean J. Chemical.

Engineering 29: 756-768. <https://doi.org/10.1007/s11814-011-0259-2>

Lehmann, M., Zouboulis, A.I. and Matis, K. A. 1999. Removal of Metal Ions from Dilute Aqueous Solutions:

a Comparative Study of Inorganic Sorbent Materials. Chemosphere 39(6): 81-892.

[https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00031-4](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00031-4)

LKaramany, H., Elbaz, A., Wagdy, R. M. and Mohammed, I. S. 2021. Chromium and cadmium removal from synthetic wastewater by Electrocoagulation process. JETT 9(2): 375-382.

Disponibile

[https://doi.org/10.47277/JETT/9\(2\)382](https://doi.org/10.47277/JETT/9(2)382)

López-Ramírez, M. A., Castellanos-Onorio, O. P., Susunaga-Miranda, M. A., Lango-Reynoso, F., CastañedaChávez, M. R. and Montoya-Mendoza, J. 2019. Treatment of Leachates of a

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Controlled Landfill in Veracruz By Using the Fenton Method. Nature Environment and Pollution Technology [en línea], 18(1): 1-8. <https://goo.su/HiBqyKK>

López-Ramírez, M. A., Castellanos-Onorio, O. P., Lango-Reynoso, F., Castañeda-Chávez, M. R., MontoyaMendoza, J., Sosa-Villalobos, C. and Ortiz-Muñiz, B. 202.1 Oxidación avanzada como tratamiento alternativo para las aguas residuales. Una revision. Enfoque UTE 12(4): 76-87. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.769>

Malik, P. K. and Saha, S. K. 2003. Oxidation of direct dyes with hydrogen peroxide using ferrous ion as catalys. Separation and purification technology 31: 241-250. [https://doi.org/10.1016/S1383-5866\(02\)00200-9](https://doi.org/10.1016/S1383-5866(02)00200-9)

Martín, D. A., Rivera, H. M. L., Piña-Soberanis, M. and Pérez-Castrejon, S. 2008. Incidencia del gradiente de velocidad en la eficiencia de la electrocoagulación para remover arsénico en un reactor a flujo piston.

Interciencia, Revista de Ciencia y Tecnología 33: 503-509. <https://goo.su/yfEvl>

Mohammad, A. M., Salah Eldin, T. A., Hassan, M. A., Hassan, M. A. and El-Anadouli, B. E. 2017. Efficient treatment of lead-containing wastewater by hydroxyapatite/chitosan nanostructures. Arab. J. Chem. 10(5): 683–690. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.12.016>

Nguyen, T., Ngo, T. H., Guo, W. S., Zhang, J., Liang, S., Yue, Q. Y., Li, Q. and Nguyen, T. V. 2013. Applicability of agricultural waste and by-products for adsorptive removal of heavy metals from wastewater.

Bioresource Technology 148: 574-585. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.124>

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Mohan, D., Singh, D. K. P. and Singh, V. K. 2006. Trivalent chromium removal from wastewater using low cost activated carbon derived from agricultural waste material and activated carbon fabric cloth. J. Hazard. Mater. 135(1–3): 280–295.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.11.075>

Pabón, S. E., Benitez, R. A., Sarria, R. A. and Gallo, J. A. 2000. Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revision. Entre Ciencia e Ingeniería 14(27): 9-18. <https://goo.su/mT9N>

Pinillo-Torres, J. A. 2013. Remoción de metales pesados de los efluentes de la mina Marcapunta Oeste. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Ingeniería, Lima. Perú. <https://goo.su/LgU1Kd>

Ramírez-Franco, J. H., Martínez Ávila, O. M. y Fernández-Ospina, L. M. 2013. Remoción de contaminantes en aguas residuales industriales empleando carbón activado de pino pátula. Avances de Investigación en Ingeniería 10(1): 42-49. <https://goo.su/OA4ptNK>

Rickert, B., Chrus, I. and Smocholl, O. 2016. Protecting surface water for health Identifying, assessing and managing drinkingwater quality risks in surface-water catchments. WHO. [usado el 10 enero 2023] : <https://goo.su/I2jVU>

Rojas-Vargas, A. Ricardo-Riverón, M. Penedo-Medina and E. Ojeda-Armaignac. 2020. Remoción de níquel por electrocoagulación del sistema Ni (II)-NH₃-CO₂-SO₂-H₂O con electrodos de aluminio. Tecnología

Química 4(2): 393-412, 2020. <https://goo.su/IX34Z>

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Tiemi-Muranaka, C. 2010. Combinação de adsorção por carvão ativado com processo oxidative avançado (POA) para tratamento de efluentes contendo fenol. Tesis de Doctorado, Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. <https://goo.su/jlM5u>

Sanz, J., Lombraña, J. and Luis, A. 2013. Estado del arte en la oxidación avanzada a efluentes industriales: nuevos desarrollos y futuras tendencias. Afinidad. Journal of Chemical Engineering Theoretical and Applied Chemistry (70)56: 25-33. <https://goo.su/L2Dju7z>

Sharma, D., Chaudhari, P. K. and Prajapati, A. K. 2019. Removal of chromium (VI) and lead from electroplating

effluent using electrocoagulation. Sep Sci Technol. (55)2: 321-331.
<https://doi.org/10.1080/01496395.2018.1563157>

Trivedi, P. and Axe, L. 2000. Modeling Cd and Zn sorption to hydrous metal oxides. Environ. Sci. Technol (34)11: 2215–2223. <https://doi.org/10.1021/es991110c>

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

OBJETIVO 2 Y 3

RESUMEN

El presente artículo abarca el análisis de la eficacia del proceso de experimentación con la experimentación típica, el reactivo Fenton el proceso de electrocoagulación avanzada y el escalamiento del proceso más óptimo resultando el proceso modificado. Dichas experimentaciones se realizaron a nivel laboratorio y se pusieron en evaluación con agua sintética a 60 ppm y de la siguiente manera: Tratamiento típico con sulfato de aluminio a 75, 150 y 225 mg a un pH de 2, 3 y 4; Reacción de Fenton en las mismas condiciones de concentración con sulfato ferroso y 0.22 mL de peróxido de hidrógeno a las condiciones de pH; electrocoagulación con Fenton se realizó con un voltaje de 17 y 19 V, electrodos de aluminio y condiciones similares del reactivo Fenton, excepto el medio, que se propuso a un pH de 8 y 10. A continuación se presentan los resultados obtenidos: tratamiento típico no obtuvo una degradación con respecto al tratamiento típico obtuvo una remoción del 0% esto derivado que el intercambio iónico no remueve el níquel, crea complejos similares a los del reactivo inicial; Reactivo Fenton obtuvo remociones máximas del 50% a las condiciones de 225 mg de sulfato de aluminio a un pH de 4 como medio; Electrocoagulación modificada con reactivo fenton obtuvo remociones máximas promedio de 97,6% en un medio de un pH de 8, 19 V, 75 mg de Fenton y 60 min, sin embargo, en los análisis de medias indican de forma estadística que a esta concentración el tiempo de proceso de 30 a 60 minutos no mejora la

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

remoción del níquel; de acuerdo con el escalamiento el proceso de electrocoagulación demostró que a 5 L se obtuvo una remoción promedio de 99.60% en las mismas condiciones que el tratamiento modificado respetando los criterios geométricos para el electrodo y para el diseño del tanque se optó por los diseños típicos respetando un factor de seguridad; el reactivo de Fenton afecta de manera positiva a este proceso ya que reduce el tiempo de reacción hasta en 30 minutos de acorde a la bibliografía, haciendo viable la electrocoagulación modificada y su escalamiento como tratamiento para aguas contaminadas con níquel.

Article

Evaluation and scaling up of a modified electrocoagulation process for the treatment of water contaminated with nickel

Miguel Ángel López-Ramírez^{1,2}, Olaya Pirene Castellanos-Onorio^{3*}, Fabiola Lango-Reynoso², María del Refugio Castañeda-Chávez², Jesús Montoya-Mendoza², Mario Díaz-González³, Benigno Ortiz-Muñoz³

¹ Tecnológico Nacional de México campus Martínez de la Torre. Camino a Cartago, S/N, 93610, Col. Vega Redonda, Martínez de la Torre, Veracruz, México.

² Tecnológico Nacional de México campus Boca del Río. Veracruz - Córdoba 12, 94290 Boca del Río, Veracruz, México

³ Tecnológico Nacional de México campus Veracruz. Av. Miguel Angel de Quevedo 2779, Forando Hogar, 91897 Veracruz, Veracruz, México.

* Correspondence: olaya.co@veracruz.tecnm.mx

Abstract: The research aims to evaluate 3 types of treatment and the escalation of the best. Typical treatment with aluminum sulfate at 75, 150 and 225 mg and pH of 2, 3 and 4; Fenton reaction at the same concentration conditions with ferrous sulfate and 0.22 mL of hydrogen peroxide at the previous pH conditions; electrocoagulation with Fenton was performed with voltage of 17 and 19 V, aluminum electrodes and similar Fenton reagent conditions, except the medium, which was proposed at 8 and 10 pH. The following results were obtained: typical average removal of 0%, maximum average Fenton removal of 50% at pH 4 and 225 mg of reagent; modified electrocoagulation obtained maximum average removals of 97.6% at pH 8, 19 V, 75 mg of Fenton and 60 min; the electrocoagulation process was scaled to 5 L, resulting in an average maximum removal of 99.60% under the same conditions as the modified treatment; however, it is shown that the addition of the Fenton reagent to this process helps reduce the reaction time up to 30 minutes, making modified electrocoagulation and its scaling up viable as a treatment for water contaminated with nickel.

Citation: To be added by editorial staff during production.

Academic Editor: Firstname
Lastname

Received: date
Revised: date
Accepted: date
Published: date



Copyright: © 2023 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Keywords: Treatment, Electrocoagulation, Nickel

1. Introduction

One of the biggest problems worldwide that has been increasing is the pollution of bodies of water, this derived from population growth and the need to supply goods and services, giving way to emerging contaminants and a greater presence of heavy metals in waters residual. Currently, environmental problems are closely related to anthropogenic activities and

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

accidents that occur in industries, which can be prevented if the production processes used by companies meet a series of requirements (norms and standards) and have as a basis for their design a set of principles that must be taken into account by process engineers [1].

Nickel (Ni) pollution has been increasing in recent years, derived from mining, industrial and urban activities, which has caused different effects on water quality and sediments in aquatic systems especially in systems such as groundwater, rivers, lakes and lagoons [2]. This is mainly due to the release of altered water from active and abandoned mines, and industry, with high levels of heavy metals such as copper, iron, manganese and zinc; however, there is another problem related to soil contamination, in certain countries with the water supply for industrial, agricultural and livestock activities [3].

A very clear example was in the Mezquital Valley, Hidalgo, where, in 1991, [4] the presence of Ni in alfalfa cultivation was quantified. In Sonora, Agua Prieta, Mexico, sampling was carried out in waters in which nickel was found from 0.2 to 1.6 ppm, with the sampling point being the discharge from the Alstyle company; exceeding the maximum permissible values of the CE-CCA-001/89 standard for agricultural and livestock use [3].

Another factor why Ni is considered atypical in the environment is mainly due to human activity since it is not as significant as seen with some other contaminants [5] and especially it is due to practices such as mining, metal smelting, burning of coal and oil, wastewater, fertilizers and pesticides [6-7].

With current technologies or typical treatments, it is difficult to achieve the necessary requirements, which is why the need for the development of new technologies, especially in the elimination of Ni or heavy metals found in wastewater, as observed in the Table 1.

Table 1. Treatments for nickel removal

Authors	Type of treatment	Conditions	Results
Bouhamed et al., 2015 [8]	Activated carbon	20 - 40 °C 5 min – 20 h	Maximum removal of 16.2%
Palavielu et al., 2011 [9]	Carbon Nanotube	environment>120 min	Maximum removal of 4.78%
Xu et al., 2015 [10]	Chemical precipitation	Environment 60 min	Maximum removal of 80-90%
Al-Shannag [11]	Electrocoagulation	Environment 45 min	Maximum removal of 97%
Bakar et al.,	Coagulation-	Environment 30	Maximum

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

2013 [12]	Flocculation	min	removal of 83%
Chenar et al., 2013 [13]	Electrofoculation	Not reported	Maximum removal of 92.8%
Mendez et al., 2008 [14]	Floatation	environment2 h	Maximum removal of 43.2%
Mansour et al., 2014 [15]	Hydrogel	environment2 h	Maximum removal of 67.4
Morales, P. (2010) [16]	Electrocoagulation	37.5 – 39 °C Not reported	Maximum removal of 18%

Due to this, advanced oxidation technologies are developed and studied since these technologies are used when contaminated effluents have high chemical stability or low biodegradability [17]. The use of advanced oxidation in tertiary treatments and, especially, in purification plants of certain industries is increasingly common [18], that is why the studies focus on the search for optimal values for the different factors that affect the oxidation process: pH, temperature, reactor design, nature and concentration of the contaminant and oxidizing agents that can improve the reaction. Furthermore, the reaction kinetics, which are generally first order, are studied in detail with respect to the concentration of hydroxyl radicals ($^{\circ}\text{OH}$) and the concentration of the species to be oxidized. Generally, the reaction rates are in the range of 10^8 - $10^{11} \text{ L mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$ and the concentration of $^{\circ}\text{OH}$ radicals is between 10 - 12 mg L^{-1} , a variable that plays a very important role in the actual application of the process [18].

$^{\circ}\text{OH}$ radicals are generated in situ by the direct application or by the combination of oxidizing agents such as ozone, hydrogen peroxide (H_2O_2), ultraviolet radiation or ferric/ferrous salts, among others. Among the wide variety of technologies available, the most common are: the combination of UV and peroxide (UV/ H_2O_2) [19], the Fenton reagent ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) [20] and two of its variants such as photo-Fenton [21] and zero-valent iron (Fe^0) [22], which is a combination of the above, or photocatalysis (UV/ TiO_2) [23]. The continuous innovation of these technologies is promoting new developments with the application of microwaves [24], new catalysts, ultrasounds [25-26], modification and combination between the same advanced oxidation treatments, among others

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

(Figure

1).

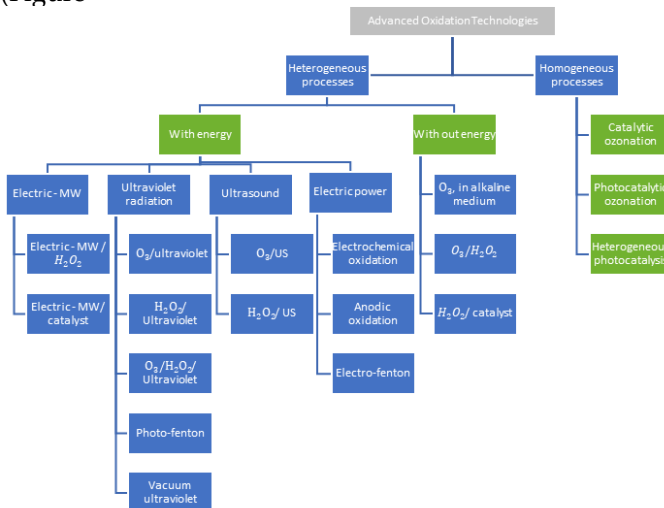


Fig. 1. Classification of Advanced Oxidation Technologies.

Source: Santz et al., 2013 [27]

That is why this research is divided into two phases; the first phase aims to study the behaviors of typical treatments, advanced oxidation and a modified electrocoagulation treatment, analyzing the elimination of nickel as a response variable; with respect to the typical treatment, aluminum salts were used, these being a widely used chemical compound and in turn, this treatment was compared with advanced oxidation treatments such as the Fenton method which consists of adding ferrous sulfate and H_2O_2 ; and a modified electrocoagulation treatment since the Fenton reagent was added to study its effects. The second phase will be to scale the most efficient treatment, this with the purpose of evaluating the results of said treatment and its possible use on a larger scale.

2. Materials and Methods

The present study was carried out at the facilities of the Technological Institute of Boca del Río, Mexico in the Aquatic Resources and Research Laboratory, which was carried out with synthetic water and its treatments were at laboratory level.

This study is divided into 5 procedural parts which will be described below and after this the procedures for each of them will be indicated; the first stage corresponds to the preparation of synthetic water, this water was prepared with distilled water and enriched with nickel sulfate, nickel being the subject of study. To prepare the synthetic water, 500 mL beakers and a concentration of 60 ppm were used. This concentration is proposed because wheat can withstand up to 60 ppm of Ni [28] This species being one of the most resistant to heavy metal, in addition to the fact that Mexico is the 3rd exporter of wheat and the 12th exporter worldwide of products generated within its territory, therefore, if waters

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

contaminated with this element were used for agricultural irrigation, many of the exported species would be contaminated. This case was reported in the Mezquital Valley, in Hidalgo in 2001 [29]; the second stage is developed by applying aluminum sulfate ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) in acid medium using the Espinosa-Otara and Zuluega-Orjuela methodology [30], since this media ans is the most appropriate to reduce the toxicity of the compound and that said treatment can cause the presence of both metals and increase the risk to health; In the third stage, the Fenton reagent was applied, which aims to oxidize and reduce the presence of contaminants in wastewater. In this case, methodology the used was López be. et al. [31] in an acid medium to obtain formation of $^{\circ}\text{OH}$ radicals, through the combination of H_2O_2 and iron salts (Ferrous Sulfate), In addition, HO_2° is formed, which initiates an oxidation chain reaction to eliminate oxidizable matter, although the latter is a little less efficient; the fourth step is the application of the modified electrocoagulation system using the Fenton reagent, This process was based on Jumpaton Morales and Acosta [32-33], which indicate that for an optimal electrocoagulation process it is necessary to use aluminum cathodes, a voltage of 17.5 to 19 V, use aluminum cathodes and anodes and an alkaline medium. 8 or 10 pH units; however, the literature mentions that the Fenton reagent loses efficiency in basic media (pH greater than 7) and that its greatest effectiveness occurs in an acidic medium, because the basic medium inhibits the presence of hydroxyl radicals which are responsible for oxidizing and degrading the pollutants, hence arises the need to evaluate the addition of the reagent to the percentages that López et al. [31] mention in order to see its effects in this process, which are unknown; finally, once the optimal values have been found through experimentation and statistical validation, the scaling of said process by geometric similarity is proposed, which can be used if the relationship of its significant dimensions is the same for each system, once the process has been scaled, the system will be stabilized in the optimal conditions obtained and then validated through laboratory tests.

2.1 Preparation of Synthetic Water

To prepare the synthetic waters, the beakers were filled with 500 mL of distilled water and 137 mg of nickel sulfate hexahydrate ($\text{NiSO}_4 + 6\text{H}_2\text{O}$) were added, since said chemical compound has a purity of 98% and has the heavy metal Ni; the necessary amount of nickel sulfate was calculated to obtain a concentration of 60 ppm of Ni.

The calculation of the necessary nickel sulfate is determined by the molecular weights of the compound and the element under study. In this case, nickel sulfate has a molecular weight of 263 uma while Ni as an element has a weight of 58.69 uma, once these molecular weights are known, the ratio of nickel to nickel sulfate is calculated with equation 1.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

$$RS_{Ni/N} = \frac{Ni_{uma}}{SNi_{uma}} * \frac{Purity}{100}$$

Where:

$RS_{Ni/N}$ = Ratio of nickel to nickel sulfate
 Ni_{uma} = Nickel Molecular Weight

SNi_{uma} = Molecular weight of nickel sulfate

Purity= The purity of the compound to be used.

Substituting the corresponding values in equation 1, the following result shown in equation 2 is obtained:

$$RS_{Ni/N} = \frac{58.69 \text{ uma}}{263 \text{ uma}} * \frac{98}{100} = 0.219$$

Once the ratio of nickel sulfate to nickel has been calculated, it can be seen that for every 1 milligram of the compound there are 0.219 mg of Ni, therefore, knowing this relationship, it can be estimate the amount necessary to obtain 60 ppm in the solution. For a 500 mL solution, a concentration of 30 mg of nickel is necessary, therefore, the amount of nickel needed is calculated using equation 3:

$$SNi = \frac{30 \text{ mg}}{RS_{Ni/N}}$$

Where:

SNi = Amount of nickel sulfate in milligrams

$RS_{Ni/N}$ = Ratio of nickel to nickel sulfate

Substituting the corresponding values into the equation, a result of 137 mg is obtained, as seen in equation 4:

$$SNi = \frac{30 \text{ mg}}{0.219} = 137 \text{ mg}$$

Once the amount of nickel sulfate was obtained, the beakers were filled to 500 mL and 137 mg of the compound was added, which was stirred until completely dissolved.

This procedure was carried out each time an experimental run was conducted to solve the 60 ppm of Ni in the synthetic water to be treated in each of the experimental treatments.

2.2. Treatment of synthetic water with aluminum sulfate

For the assessment of aluminum sulfate, were used the same conditions proposed by López-Ramírez et al. (2019) [31] which include 150, 300 and 450 mg in 500 mL, which guarantee scenarios such as unsaturated, saturated and oversaturated; which

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

corresponds to the percentages of 30%, 60% and 90% according to the reference literature in an acid medium at 2, 3 and 4 pH units following the following procedure:

1. Once the synthetic water is obtained, three 500 mL beakers were filled with the solution to carry out the experiment with aluminum sulfate.
2. The pH was buffered with sulfuric acid according to the corresponding medium (2, 3 or 4 pH units).
3. The amount of aluminum sulfate to be studied was added.
4. Stirred for 15 min and let it rest.
5. Samples were taken at 30 and 60 min to analyze the behavior of the nickel.
6. The samples were introduced into the Hanna 83300 and the reading proceeded.

The sulfate quantities of aluminum sulfate and its operating conditions are shown in table 2:

Table 2. Operating conditions for treatment with aluminum sulfate

Concentration	Compound	Amount	Unit	pH	Time	Replicates
30%	Al ₂ (SO ₄) ₃	150	mg	2, 3, 4	30 min	3
					60 min	
60%		300	mg	2, 3, 4	30 min	3
					60 min	
90%		450	mg	2, 3, 4	30 min	3
					60 min	

Note: For each condition and time, the experimental values were obtained in triplicate, giving a total of 18 data per concentration and a total of 54 samples.

2.3 Treatment of synthetic water with Fenton Reagent

Regarding the Fenton reagent, the amount of H_2O_2 was calculated, according to López et al. [31] who mentions that the reagent ferrous sulfate reacts according to the amount of H_2O_2 present in the solution, so varying the amount of H_2O_2 according to the amount of sulfate added is not recommended since it is wanted to study the effect caused by ferrous sulfate with respect to Ni reduction. As this is the catalyst for the generation of hydroxyl ions, 250 mg of H_2O_2 at 30% reagent grade were added to each of the proposed proportions of 75 mg, 150 mg and 450 mg, which corresponds to 30%, 60% and 90%. To calculate H_2O_2 in the liquid phase, equation 5 was used:

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

$$v = \frac{m}{\rho}$$

Where:

m= Proposed mass of hydrogen peroxide in milligrams

ρ = Hydrogen peroxide density 30% (1130 mg L⁻¹)

v= volume in milliliters

Substituting results in 0.22 mL according to equation 6:

$$v = \frac{250 \text{ mg}}{1130 \text{ mg mL}^{-1}} = 0.22 \text{ mL}$$

This amount was added with a 1 mL pipette and once added, the procedure began as described below:

1. Once the synthetic water was obtained, three 500 mL beakers were filled with the solution to carry out the experiment with the Fenton reagent
2. The pH was buffered with sulfuric acid according to the corresponding medium (2, 3 or 4 pH units)
3. The amount of ferrous sulfate to be studied was added
4. It was stirred until homogenized.
5. 0.22 mL of hydrogen peroxide at 30% reagent grade were added.
6. Samples were taken at 30 and 60 minutes to analyze the behavior of nickel

The samples were introduced into the Hanna 83300 and the reading proceeded

Table 3 shows the operating conditions of the process with Fenton reagent:

Table 3. Operating conditions for treatment with Fenton reagent

Concentration	Compound	Amount	Unit	pH	Time	Replicates
Fenton 30%	Iron	75	mg	2, 3, 4	30 min	3
	H ₂ O ₂	0.22	mL		60 min	
Fenton 60%	Iron	150	mg	2, 3, 4	30 min	3
	H ₂ O ₂	0.22	mL		60 min	
Fenton 90%	Iron	225	mg	2, 3, 4	30 min	3
	H ₂ O ₂	0.22	mL		60 min	

Note: For each condition and time, the experimental values were obtained in triplicate with 18 data per concentration and 54 samples in total.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

2.4 Treatment of synthetic water with the electrocoagulation process using Fenton reagent

For the electrocoagulation process, the values established in the methodology of Jumpaton and Morales and Acosta (2010) were taken [32-33] in alkaline medium at 8 and 10 pH units adding the Fenton reagent at concentrations of 30%, 60% and 90% of the reagent. The procedure for this experimentation is described below:

1. Once the synthetic water was obtained, three 500 mL beakers were filled with the solution to carry out the experimentation and treatment.
2. The pH was buffered with reagent grade sodium hydroxide according to the corresponding medium (8 or 10 pH units). The amount of aluminum sulfate to be studied was added.
3. It was stirred until homogenized.
4. 0.22 mL of hydrogen peroxide at 30% reagent grade were added.
5. The aluminum cathode and anode (electrodes) were placed with a size of 8 cm long and 1.5 cm wide.
6. The voltage was regulated according to the treatment (17.5 and 19 V)
7. Samples were taken at 30 and 60 min to analyze the behavior of the nickel. The samples were introduced into the Hanna 83300 and the reading proceeded

2.6 Hanna Procedure 83300

The use of the Hanna 83300 spectrophotometer is relatively simple. In the first instance, it must be calibrated using a standard solution and after this the sample must be treated for prior analysis. With respect to the standard reagent, it is done as follows:

Standar:

1. The samples were introduced into the Hanna 83300 and the reading proceeded.
2. The low range nickel method was selected in the spectrophotometer, this deriving from the fact that the high range nickel method has to measure from 1000 mg or 1 g.
3. A beaker was filled with 25 mL of distilled water and a packet of reagent A (HI 93740A-0) was added, shaken until dissolved.
4. 1 mL of reagent B (HI 93740B-0) was added and shaken until homogenized.
5. Let it rest for 15 min.
6. Once the time has elapsed, reagent C (HI 93740C-0) was added and stirred until dissolved.
7. A cuvette was filled with 10 mL of Hanna 83300 and this was the blank, with a nickel-free reference value

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

8. The cuvette was placed in the Hanna slot and the spectrophotometer was closed.
9. Zero was pressed on the Hanna device for calibration.

For the samples, the procedure is described below.:

Samples:

1. 1 mL of sample was obtained and the solution was diluted 1:10, resulting in the range of the spectrophotometer ranging from 0.000 to 1,000 ppm with a minimum resolution of 0.001 ppm. and 2.5 mL of the sample was poured into 22.5 mL of distilled water.
2. A packet of reagent A (HI 93740A-0) was added and shaken until dissolved. It is important to dissolve all the powder since Fe^{3+} is produced during the Fenton reaction and this element in the ionic state can cause interference.
3. 1 mL of reagent B (HI 93740B-0) was added and shaken to mix.
4. Let it rest for 15 min.
5. Once dissolved, the Hanna cuvette was filled to 10 mL and placed in the spectrophotometer.
6. It was placed in the reader, the door was closed and clicked on read.
7. The reading obtained by the spectrophotometer was 10 times lower than the current one, so it had to be multiplied by 10, example: If the Hanna shows a reading of 0.689 ppm, the real reading would be 6.890 ppm.

2.7 Escalation of the electrocoagulation process with Fenton reagent

For scaling, the tank and the electrolysis components (cathode and anode) are considered as solid objects, respecting the amount of voltage supplied. With respect to the tank, the scaling criterion proposed by Castillo [34] must be followed where the diameter of the tank must be similar to the height, considering a safety factor between 10 and 20%, this to avoid problems with the volume to be treated; however, for aluminum electrodes the linear relationship is proposed that is constant and all spatial points that are related in terms of their length are known as corresponding points [35]:

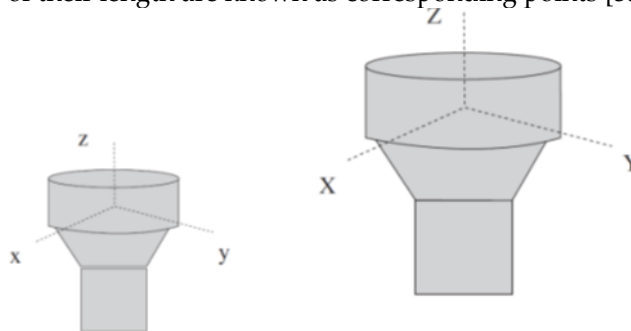


Fig. 2. Linear scaling of solid objects.

3. Results

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

The results of nickel sulfate as an alternative treatment for the elimination of Ni in wastewater show an efficiency of 0% at 30 and 60 min, which can be seen in Figure 3 with the final average removals of the treatments. at operating times, different pH and concentrations.

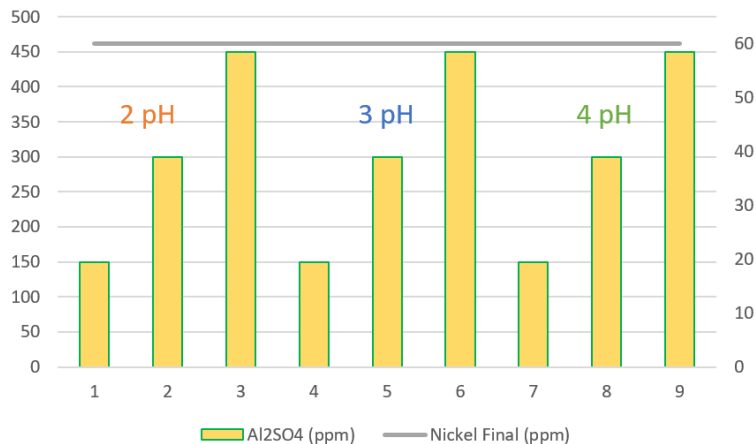
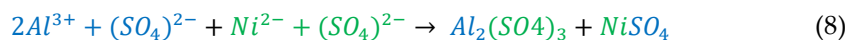
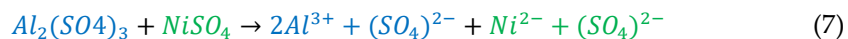


Fig. 3 Result of treatment with Aluminum Sulfate

The null results are due to the fact that the salts used dissociate and when they dissociate, they form sulfate ions, leaving the nickel and aluminum in an ion state, which when seeking equilibrium associate with the sulfate ions that were generated in the water. residual, returning to its initial complex and regenerating (see equations 7 and 8), this effect is known as ion exchange.



With respect to the Fenton reagent, removals were obtained, although they were not as expected, it shows that the reagent obtained a maximum removal of 50% efficiency reaching a final concentration of 30 ppm at 60 min in treatment 9 which corresponds at 215 mg of ferrous sulfate at 4 pH of the medium and a minimum removal of 0% of the treatment in treatments 1, 2, 4 and 7, It should be noted that treatments 1 to 9 did not obtain reductions during the first 30 min of the process.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

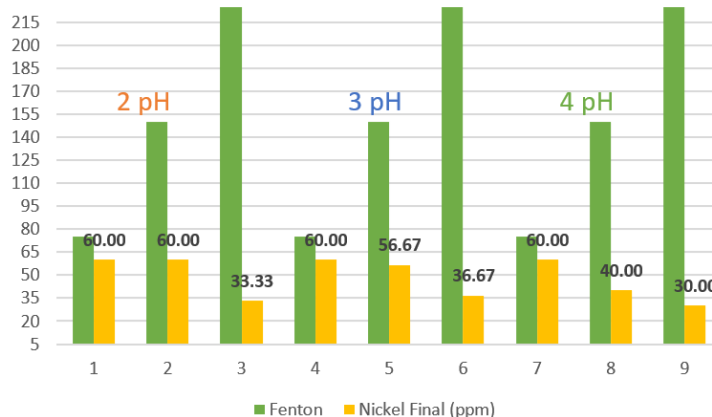


Fig. 4. Results of treatment with Fenton reagent

Once the results of the experiments were obtained, the mean tests were carried out, applying Tukey's Theorem with a reliability percentage of 95% (Figure 5) to observe if some of these experiments were statistically similar, for this, those treatments where the reduction of Ni was null were discarded (treatment 1, 2, 4 and 7).

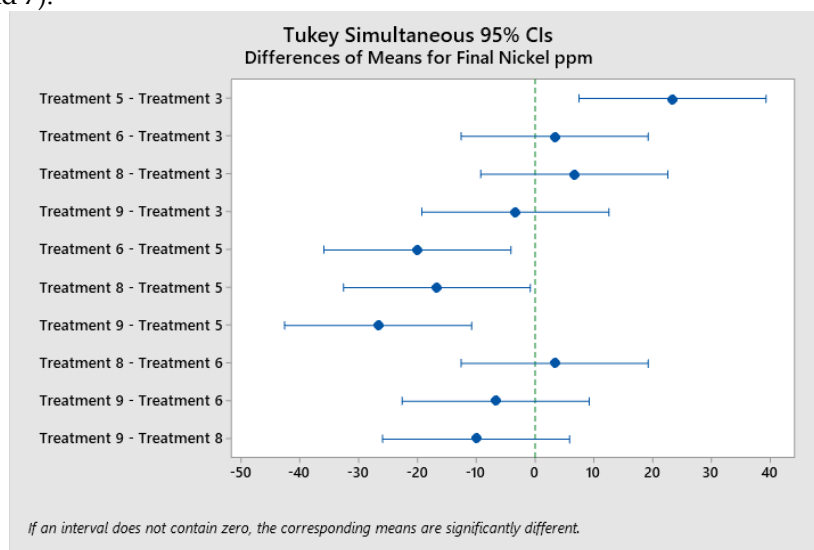


Fig. 5. Test of Fenton treatment means that showed reduction of the contaminant

As can be seen, treatment 9 with pH 4 and 225 mg of ferrous sulfate corresponds to the one with the highest efficiency in the Fenton process and is statistically similar to treatment 6 with pH 3 and 225 mg of ferrous sulfate and to treatment 8 with pH 4. and 150 mg of ferrous sulfate, however, treatment 9 has better efficiency, Therefore, the use of treatment 6 would be more feasible, because it requires less sulfuric acid to buffer the pH and the same amount of ferrous sulfate, in addition to the fact that an efficiency of 61% would be obtained at the end of the process; however, the treatments with 150 mg of ferrous sulfate in none of

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

the 3 treatments proved to be efficient, since 60 ppm of Ni were obtained at the end of the process, with the treatments being saturated and close to pH 4, those that showed answer.

According to the advanced oxidation process which was modified by the Fenton reagent and using aluminum electrodes with 8 cm length and 1.5 cm width, the following average results were obtained for 30 and 60 min, which are shown in tables 4 and 5 respectively:

Table 5. Results of the electrocoagulation process with Fenton at 30 min.			
Voltage (V)	pH	Fenton (mg)	Ni (ppm)
17.5	8	75	30.97
17.5	8	150	59.90
17.5	8	225	59.63
17.5	10	75	41.53
17.5	10	150	34.30
17.5	10	225	59.27
19.0	8	75	58.20
19.0	8	150	59.74
19.0	8	225	59.77
19.0	10	75	1.50
19.0	10	150	3.67
19.0	10	225	55.20

Table 6. Results of the electrocoagulation process with Fenton at 60 min.			
Voltage (V)	pH	Fenton (mg)	Ni (ppm)
17.5	8	75	28.67
17.5	8	150	49.47
17.5	8	225	59.27
17.5	10	75	27.70
17.5	10	150	20.06
17.5	10	225	56.96
19.0	8	75	37.16
19.0	8	150	54.83
19.0	8	225	32.44
19.0	10	75	1.46
19.0	10	150	3.30
19.0	10	225	25.70

Treatments were observed that reduced Ni to more than 30 ppm at the end of the process, the most efficient being the treatments with a voltage of 19 V and a pH 10 at concentrations of 75 mg and 150 mg of Fenton reagent, which represent a 97.56% and 94.50% efficiency in removing this metal, in this treatment, the concentrations of 75 mg and 150 mg of Fenton reagent were the most efficient.

To validate the parameters of this treatment, a complete factorial analysis was carried out with the 75 mg and 150 mg tests, with the aim that the results obtained were precise and discarding the less efficient processes, in addition to this test being performed with a rigor of 95% confidence as seen in figure 6.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

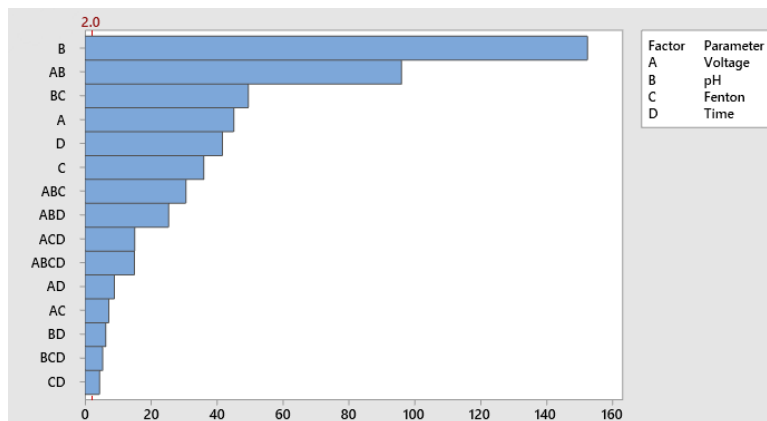


Fig. 6. Pareto diagram of the electrocoagulation process with Fenton

Figure 6 shows that the strongest interaction in the electrocoagulation process is the pH, this parameter being crucial for the elimination of Ni, while the medium and the voltage, both parameters analyzed together, represent factors to be considered within the process and time is one of the parameters that affect the elimination. However, it does not have as much interaction as voltage, pH and amount of reagent. In figure 7 it can be seen that pH 10 is the one that contributes the greatest to the reduction of nickel with Fenton reagent at 75 mg with a voltage of 19 V and a time of 60 min; however, this factor, as observed in Figure 6, does not have such a high correlation with electrocoagulation and this can be confirmed in Table 6, with treatments with a voltage of 19 V and a pH of 10 at concentrations of 75 mg and 150 mg of Fenton reagent, since it is observed that they reached their maximum efficiency at 30 min.

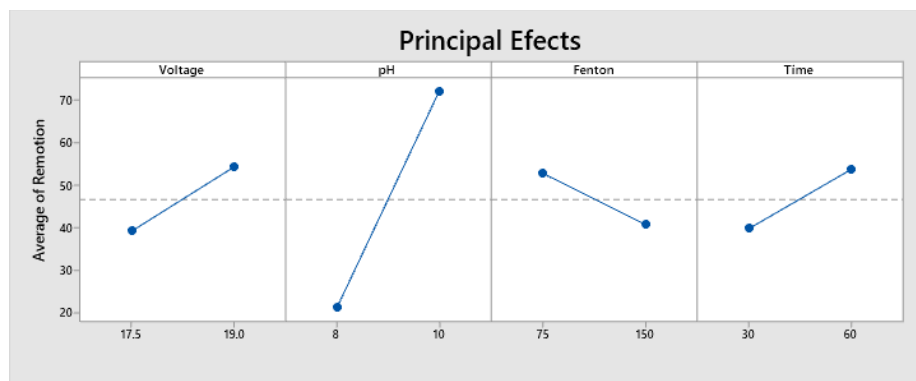


Fig. 7 Main effects graph of the electrocoagulation process with Fenton reagent

In Figure 8, it is observed that the two best treatments obtained correspond to a voltage of 19 V, pH 10 and concentrations of 75 mg and 150 mg of Fenton, they are statistically different from each other, with the treatment with 75 mg being the

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

more efficient. However, it can be noted that this treatment is statistically similar to 30 min and 60 min, so its maximum efficiency is reached 30 min into the process, so leaving this process for a longer time does not improve the quality or removal thereof.

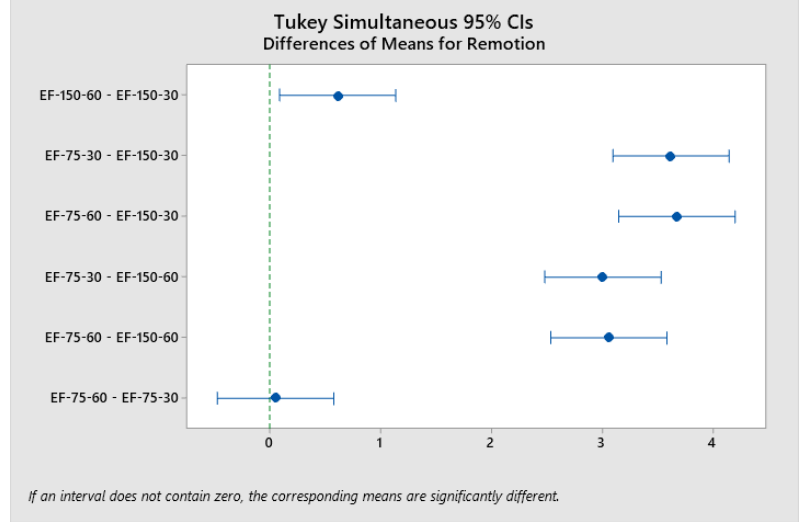


Fig. 8 Tukey test regarding treatment with 75 and 150 mg of Fenton with 19 V and a pH of 10

Once the process was validated and optimal conditions were found at a pH of 10, with 19 V and a concentration of ferrous sulfate at 150 mg for each liter, the tank was scaled up according to Castillo (2013) [34], it is proposed that said scaling be carried out with a volume 10 times larger to analyze its variable responses, so the volume of the tank with a diameter of 1.86 dm is calculated and taking the criterion that $d=H$, a capacity of 5.05 L as shown in equation 7 and 8:

$$Vol_T = \frac{\pi d^2}{4} * H \quad (7)$$

Where:

d = Proposed tank diameter

H = Proposed tank height

Vol_T = Tank volumen

Substituting the proposed values:

$$Vol_T = \frac{\pi (1.86 \text{ dm})^2}{4} * 1.86 \text{ dm} = 5.05 \text{ dm}^3 = 5.05 \text{ L} \quad (8)$$

However, a safety factor of 10% is proposed with respect to height, to avoid liquid spills, leaving the tank with a diameter of 18.6 cm and a height of 20.46 cm; in order not to affect the electrical conductivity values, the construction and use of an acrylic tank is proposed, so that the electrocoagulation process is not compromised.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

In relation to the occupied electrodes, the linearity criterion of Anaya and Pedroza [35] modified by Jumpatong and Buddhasukh [32] was used, which indicates that for the construction and treatment of water from electrodes it is necessary to conserve the conduction area. of electric current, so equation 9 would be modified, resulting in equation 10.

$$\frac{X}{x} = \frac{Y}{y} = \frac{Z}{z} = K \quad (9)$$

$$\frac{A_E}{A_e} = K \quad (10)$$

Where:

A_E = Area to climb

A_e = electrode area

K= Growth constant (in this study K=10)

This happens if the linearity criterion is applied without considering what was established by Jumpatong and Buddhasukh [32], the contact area would not have the same growth since by sizing 10 times more than the length and width criteria of the original electrode, an area is obtained contact 100 times greater. The electrode has a width of 1.5 cm and a length of 8 cm and, having a rectangular shape, gives an area of 12 cm², so when scaling a value of 1:10, 120 cm² are necessary to maintain this criterion. having a value of K, so a length of 8 cm and a width of 14 cm are proposed, giving an area of 120 cm², preserving the value of the constant as seen in equation 11:

$$\frac{120 \text{ cm}^2}{12 \text{ cm}^2} = 10 \quad (10)$$

Once the design and contact area have been obtained, the proportions are scaled as seen in Table 7:

Table 7: Raw material for scaling:

Parameter	500 mL	5 L
synthetic water		
Nickel sulphate	137 mg	1.37 g
Fenton		
Iron	75 mg	750 mg
H ₂ O ₂	0.22 mL	2.2 mL

The pH is buffered to 10 units with sodium hydroxide in the synthetic water and then the Fenton reagent is added, the electrodes are placed at 19 V and the experiment is carried out in triplicate. Table 8 shows the results obtained from said experimentation.:

Table 8. Scaling results

Replicate	Ni initial	Ni 30 min	Ni 60 min	% Remotion	% Remotion
-----------	------------	-----------	-----------	------------	------------

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

	(ppm)	(ppm)	(ppm)	30 min	60 min
1	60	0.29	0.27	99.52	99.55
2	60	0.24	0.24	99.60	99.60
3	60	0.27	0.25	99.55	99.58
		Mean		99.56	99.58

In table 8 it can be seen that the scaled treatment is effective for the treatment of wastewater contaminated with nickel, since results less than 1 ppm were obtained, with repetition 2 being the one that obtained the greatest removal when presenting 0.24 ppm nickel at the end of the modified electrocoagulation process.

After this, an Anova analysis is carried out (Figure 9) to validate the method for a number of reduced results and Tukey means at 95% reliability with respect to time, in order to verify that there is no statistical difference. during the 30 and 60 min times of the modified electrocoagulation process (see figure 10).

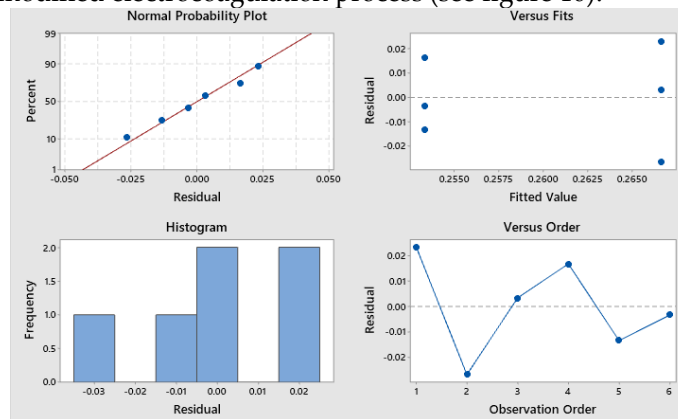


Fig. 9. Residual plots for final nickel concentration

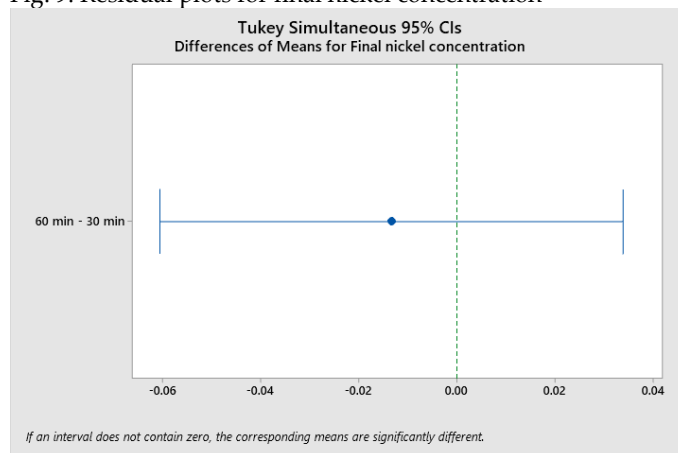


Fig. 10. Tukey test at 95% confidence with respect to time

In Figure 9 it can be seen that the behavior of the data is ideal for the Tukey test of means, since the sampled points behave normally; with respect to the test of means with respect to time, a

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

behavior similar to that of the unscaled process can be observed, which indicates that the process achieves a statistically similar removal at 30 and 60 minutes, so said process up to 30 min was recommended.

4. Discussion

Analyzing the treatment by aluminum sulfate, it was found that in the present investigation it was not efficient, this coincides with Pinillos [36], which indicates that chemical precipitation, filtration through membranes, electrolytic reduction, extraction by solvent medium, ion exchange and adsorption present drawbacks such as low efficiency and applicability. This is shown in the present investigation, since when treating synthetic water, zero efficiencies were obtained because only ion exchange occurs, and there is no intermediate process, such as generation of hydroxyl ions or electrocoagulation, in addition to ion exchange. or chemical precipitation, despite being simple and easy to apply, is expensive in industrial processes, due to the maintenance provided to the equipment, which is why it is not recommended, as reported by Huis-man. et al. [37] while Ramos [38] worked with wastewater with high content of toxic metals and anions (SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , F^- y NO_3^-), coming from an anticorrosive coating industry for metal parts. Chemical precipitation was applied and obtained 97% sulfate, 99% nitrate and 71% fluoride; however, the reduction of heavy metals was not viable and highly toxic byproducts were generated that require special handling and adequate final disposal, also mentioned by the authors Espinosa-Otara and Zuluaga-Orjuela [30], who recommend that aluminum sulfate be treated or used in an acidic environment in order not to develop a treatment that is harmful to health, or generate sludge containing aluminum which, when disposed of in an inappropriate manner, can bioaccumulate in the biota. and reach humans, causing damage to the nervous system [39-40] such as fatal encephalopathies, dialysis encephalopathy [41], and is related to AD [42], autism [43], Parkinson's disease and amyotrophic lateral sclerosis [44], and Down syndrome [45], so it represents a risk of using this treatment.

With respect to the treatment with the Fenton reagent, the hydrated Fe (III) species are generated as coagulants that eliminate contaminants by their precipitation. In addition, homogeneous OH radicals are generated in solution from the Fenton Reaction, which benefits in oxidation/reduction [46], which coincides with the results of this study since a reduction in the nickel reading is shown; however, the low efficiencies are due to the generation of the complex radical $[\text{Fe}(\text{II})(\text{H}_2\text{O})_6]^2$ which causes the reaction to proceed slowly in the presence of H_2O_2 generating $[\text{Fe}(\text{II})(\text{OH})(\text{H}_2\text{O})_5]^+$, and therefore produces less $^\circ\text{OH}$ [47]. While, in the Fenton type system, at a low pH, the reaction of Fe^{3+} with the H_2O_2 is inhibited [48], and $^\circ\text{OH}$ could be consumed by scavenging effects of H^+ that will limit the degradation rate [49], which is

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

corroborated in the present investigation where pH 2 was the Fenton reaction that had the least effect on the degradation of Ni; however, this also depends on the nature of the wastewater to be treated.

Regarding the electrocoagulation treatment modified with the Fenton reagent, results similar to those of Rojas-Vargas et al. [50] which demonstrate an efficiency of 95% in a time of 60 minutes and Jumpatong and Buddhasukh [32] obtained results close to 98% in a time of 180 minutes; however, in the present study, results of 97.50% nickel removal were obtained after 30 minutes, with the Fenton reagent reducing the treatment time by 30 minutes and 150 minutes respectively. Farshid and Mahsa [49] carried out a comparative study where they studied electrocoagulation, peroxicoagulation, electrocoagulation with Fenton and electro-Fenton and indicated that electrocoagulation is the most efficient in reducing contaminants in terms of efficiency measured as COD, in addition to that the other processes require more time for wastewater treatment.

5. Conclusions

1. Nickel sulfate is a chemical reagent used as a typical treatment in wastewater plants, both municipal and industrial; however, as a treatment for water contaminated with nickel, it did not show degradation and/or elimination of this metal and maintained a concentration of 60 ppm at the end of the process in all conditions. Corroborating the need to develop new technologies to treat wastewater, because private treatment plants can receive various waters, from process waters to cleaning waters, so if these waters become enriched with nickel, the treatment process with nickel sulfate, would only treat solids and/or organic contaminants, being a risk for biota and living beings, since many of these waters are used for agricultural irrigation or discharged in national areas.

2. The Fenton reagent, despite being a reagent with the ability to coagulate and oxidize/reduce contaminants, did not obtain efficiencies greater than 50% compared to nickel, demonstrating that although said compound has its highest efficiencies in media acids, this reaction can be inhibited by the nature of the contaminants, this being the case of the present study, the optimal values for the reduction of the contaminant corresponds to 225 mg of Fenton reagent, 0.22 mL of hydrogen peroxide and a pH of 4, in addition, it is necessary to leave the process for a total of 60 minutes for said treatment to reach its maximum reduction.

3. Regarding the electrocoagulation process modified with the Fenton reagent, reductions of 97.6% and 94.5% of nickel reduction were obtained at the conditions of 19 V, pH 10 and concentration of 75 mg and 150 mg of ferrous sulfate respectively, likewise the factorial design indicates that the factors with the greatest impact on the reduction of the contaminant are the basic medium in which

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

it was carried out and the supplied voltage, leaving as a third factor the addition of the Fenton reagent and finally the reaction time. As observed in the literature, the first two factors are the predominant ones in the electrocoagulation process; however, the amount of Fenton reagent does affect the process, because electrocoagulation processes have a reaction time of 60 min to 180 min and with the addition of Fenton, the reaction time is reduced to 30 min.

4. With respect to scaling, we can conclude that to determine the electrical phase, the geometric similarity of the cathode and anode (contact area) must be considered, in addition to considering the type of material, in this case being aluminum, and the amount of supplied voltage (17.5 V and 19.0 V). Furthermore, by proposing the use of linear scaling as a design for the electrocoagulation process, favorable results were obtained for the reduction of nickel since from a process with 60 initial ppm, 0.24 residual ppm in the water was obtained after 30 minutes, which are within mexican regulations, these wastewaters can be used for irrigation of green areas, agricultural irrigation, depositing or dumping in national areas and marine areas; however, for international laws where the parameters are more strict, the contaminant must be reduced to 0.1 ppm, in order to protect the health of living beings.

Author Contributions: Resources, M.A.L.R., O.P.C.O. and F.L.R. Conceptualization, M.A.L.R., M.R.C.C. and O.P.C.O.; Methodology, M.A.L.R. and M.D.G.; Writing, M.A.L.R., O.P.C.O. and F.L.R.; Software, J.M.M. and M.D.G.; Review and Editing F.L.R., M.R.C.C. and B.O.M.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Loayza-Pérez, J.; Silva-Meza, V. Los procesos industriales sostenibles y su contribución en la prevención de problemas ambientales. *Industrial Data*. 2013, 16, 108-117. [https://www.redalyc.org/pdf/816/81629469013.pdf]
2. Elder, F. J. Metal biogeochemistry in surface-water systems. A review de principles and concepts. U. S. Geological Survey Circular. United State, 1988, Chapter 1, pp. 7. available online: <https://pubs.usgs.gov/circ/1988/1013/report.pdf> (accessed on 12 September 2023).
3. Villalba-Atondo, A.; Del Castillo-Alarcón, J. M.; Gómez-Alvarez, A.; Pérez-Villalba, A. M.; Nubes-Ortiz, G.; Villalba-Urquid, S.; Salcido-Esquer, A. Contaminación del agua y suelo en el ecosistema río de Agua Prieta, Sonora, México. *Biotechnia*, 2012, 15, 3-11. [https://doi.org/10.18633/bt.v15i1.129]
4. Cajuste, L. J.; Carrillo, G.; Cota, G.; Laird, R. J. The distribution of metals from wastewater in the mexican Valley of Mezquital. *Water, Air, and Soil Pollution*. 1991. 57, 763-771. [https://doi.org/10.1007/BF00282940]
5. Pietrini, F.; Iori, V.; Cheremisina, A.; Shevyakova, N. I.; Radyukina, N.; Kuznetsov, V. V.; Zacchini, M. Evaluation of nickel tolerance in *Amaranthus paniculatus* L. plants by measuring photosynthesis, oxidative status, antioxidative response and metal-binding molecule content. *Environmental Science and Pollution Research*. 2015, 22, 482-494. [https://doi.org/10.1007/s11356-014-3349-y]

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

6. Deng, T.-H.-B.; Cloquet, C.; Tang, Y.-T., Sterckeman, T.; Echevarria, G.; Estrade, N.; Qiu, R. L. Nickel and zinc isotope fractionation in hyperaccumulating and nonaccumulating plants. *Environmental science & technology*. 2014, 48, 11926-11933. [https://doi.org/10.1021/es5020955]
7. Yadav, S. K. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. *South African Journal of Botany*, 2010, 76, 167-179. [https://doi.org/10.1016/j.sajb.2009.10.007]
8. Bouhamed, F.; Elouear, Z.; Bouzid, J.; Ouddane, B. Multi-component adsorption of copper, nickel and zinc from aqueous solutions onto activated carbon prepared from date stones. *Environmental Science Pollution Res*, 2015, 16, 15801-15806. [https://doi.org/10.1007/s11356-015-4400-3]
9. Palanivelu, K.; Vellaichamy, S. Preconcentration and separation of copper, nickel and zinc in aqueous samples by flame atomic absorption spectrometry after column solid-phase extraction onto MWCNTs impregnated with D2EHPA-TOPO mixture. *Journal of Hazardous Materials*. 2011, 185, 1131-1139. [https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.10.023]
10. Xu, Y.; Zhang, J.; Liang, Y.; Zhou, J.; Zhao, J.; Ruan, X.; Xu, Z.; Qian, G. Synchronous cyanide purification with metals removal in the co-treatment of Zn-CN and Ni electroplating wastewaters via the Ni²⁺-assisted precipitation of LDH. *Separation and Purification Technology*, 2015, 145, 92-97. [http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2015.02.040]
11. Al-Shannag, M.; Al-Qodah, Z.; Bani-Melhem, K.; Rasool, M.; Alkasrawi, M. Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: Kinetic study and process performance. *Chemical Engineering Journal*. 2015, 260, 749-756. [https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.09.035]
12. Bakar, A.; Halim, A. Treatment of automotive wastewater by coagulation-flocculation using polyaluminum chloride (PAC), ferric chloride (FeCl₃) and aluminum sulfate (alum). *AIP Conf. Proc*, 2013, 1571, 524-529. [https://doi.org/10.1063/1.4858708]
13. Chenar, S.; Karbassi, A.; Zaker, N.; Ghazban, F. Electroflocculation of Metals during Estuarine Mixing (Caspian sea). *Journal of Coastal Research*, 2013, 29, 847-854. [http://dx.doi.org/10.2307/23486555]
14. Méndez, R.; Novelo, A.; Coronado, V.; Castillo, E.; Sauri, M. Remoción de materia orgánica y metales pesados de lixiviados por flotación con aire disuelto. *Ingeniería*. 2008, 12, 13-19. [https://www.redalyc.org/comocitar.oe?id=46712102]
15. Mansour, M.; Mojerlou, F.; Nazarzadeh, E. Nanogel and superparamagnetic nanocomposite based on sodium alginate for sorption of heavy metal ions. *Carbohydrate Polymers*. 2014, 106, 34-41. [https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2014.01.092]
16. Morales Posada, N. B.; Acosta Niño, G. E. Sistema de electrocoagulación como tratamiento de aguas residuales galvánicas. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 2010, 20, 33-44. [http://www.scielo.org.co/pdf/cein/v20n1/v20n1a03.pdf]
17. Poyatos, J. M.; Muñoz, M. M.; Almecija, M. C.; Torres, J. C. Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment: State of the Art. *Water Air Soil Pollut*. 2010, 205, 187-204. [https://doi.org/10.1007/s11270-009-0065-1]
18. Arslan-Alaton, I. A review of the effects of dye-assisting chemicals on advanced oxidation of reactive dyes in wastewater. *Coloration Technology*, 2003, 119, 345-353. [https://doi.org/10.1111/j.1478-4408.2003.tb00196.x]
19. Li, C.; Gao, N.; Li, W. Photochemical degradation of typical herbicides simazine by UV/H₂O₂ in aqueous solution. *Desalination and Water Treatment*. 2011, 36, 197-202. [https://doi.org/10.5004/dwt.2011.2410]
20. Gogate P. R.; Pandit A. B. A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions. *Advances in Environmental Research*. 2004. 8, 501-551 de http://repository.ias.ac.in/39608/1/49_pub.pdf
21. Saatci, Y. Decolorization and Mineralization of Remazol Red F3B by Fenton and Photo-Fenton Processes. *Journal of Environmental Engineering*, 2010, 136, 1000-1005. [https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000226]
22. Kallel, M.; Belaid, C.; Mechichi, T.; Ksibi, M.; Elleuch, B.; Elleuch B. Removal of organic load and phenolic compounds from olive mill wastewater by Fenton oxidation with zero-valent iron. *Chemical Engineering Journal*. 2009, 150, 391-395. [https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.01.017]
23. Ovhal, S. D.; Sheetal, D.; Thakur, P. Kinetics of photocatalytic degradation of methylene blue in a TiO₂ slurry reactor. *Research Journal Of Chemistry And Environment*, 2010, 14, 9-13. [

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

- https://www.researchgate.net/publication/288776698_Kinetics_of_Photocatalytic_Degradation_of_Methylene_Blue_in_a_TiO2_Slurry_Reactor
24. Zhao, D.; Cheng, J.; Hoffmann, M. R. Kinetics of microwave-enhanced oxidation of phenol by hydrogen peroxide. *Front. Environmental Science and Engineering*, 2011, 5, 57-64. [<https://doi.org/10.1007/s11783-010-0251-9>]
25. Khatri, P.K.; Jain, S.L.; Sain, B. Ultrasound-Promoted Oxidation of Sulfides with Hydrogen Peroxide under Catalyst-Free Conditions. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2011, 50, 701-704. [<https://doi.org/10.1021/ie1013426>]
26. Mahamuni, N.N.; Adewuyi, Y.G. Advanced oxidation processes (AOPs) involving ultrasound for waste water treatment: A review with emphasis on cost estimation. *Ultrasonics Sonochemistry*. 2010, 17, 990-1003. [<https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2009.09.005>]
27. Sanz, J.; Lombraña, J.; Luis, A. Estado del arte en la oxidación avanzada a efluentes industriales: nuevos desarrollos y futuras tendencias. *Afinidad. Journal of Chemical Engineering Theoretical and Applied Chemistry*. 2013, 70, 25-33. [<https://raco.cat/index.php/afinidad/article/view/268536>.]
28. Rathor, G.; Chopra, N.; Adhikari, T. Nickel as a Pollutant and its Management. *International Research Journal of Environment Science*, 2014, 3, 94-98 [<http://www.isca.me/IJENS/Archive/v3/i10/15.ISCA-IRJEvS-2014-189.pdf>]
29. Justin-Cajuste, L.; Vázquez-Alarcón, A.; Siebe-Grabach, C. D.; Alcántar-González, G.; Isla de Bauer, M. L. Cadmio, Níquel y Plomo en agua residual, suelo y cultivos en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Agrociencia*. 2001, 35, 267-274 [<https://www.redalyc.org/pdf/302/30200302.pdf>]
30. Espinosa Otálora, R. D.; Zuluaga Orjuela, S. Evaluación de la capacidad de dos coagulantes naturales para la remoción de cargas contaminantes en el efluente final de la empresa textil INRUZZ S.A.S con respecto al coagulante comercial sulfato de aluminio. Bachelor's Thesis, Universidad El Bosque, Facultad de Ingeniería, Bogotá, Colombia. 2018. Available online: https://repositorio.unbosque.edu.co/bitstream/handle/20.500.12495/3319/Espinosa_Ot%C3%A1lora_Ru_b%C3%A9n_Dar%C3%ADO_2018.pdf?sequence=1&isAllowed=y (accessed on 10 August 2023)
31. López-Ramírez, M. A.; Castellanos-Onorio, O. P.; Susunaga-Miranda, M. A.; Lango-Reynoso, F.; Castañeda-Chávez, M. R.; Montoya-Mendoza, J. Treatment of Leachates of a Controlled Landfill in Veracruz By Using the Fenton Method. *Nature Environment and Pollution Technology*, 2019, 18, 1-8. [<http://dx.doi.org/10.29019/enfoqueute.769>]
32. Jumpatong K.; Buddhasukh D. Electrocoagulation of some heavy metals. *Chiang Mai Journal of Science*. 2003, 30, 33-40. [<https://epg.science.cmu.ac.th/ejournal/journal-detail.php?id=9998>]
33. Morales-Posada, N. B.; Acosta Niño, G. E. Sistema de electrocoagulación como tratamiento de aguas residuales galvánicas. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*. 2010, 20, 33-44. [<https://doi.org/10.18359/rcin.282>]
34. Castillo-Urbe, V. Diseño y cálculo de un agitador de fluidos. Bachelor's Thesis, Universidad del Bio-Bio, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Mecánica, Chile. 2013. Available online: <http://repobib.ubiobio.cl/jspui/handle/123456789/412> (accessed on 25 August 2023)
35. Anaya, A.; Pedroza, H. Escalamiento, el arte de la ingeniería química: Plantas piloto, el paso entre el huevo y la gallina. *Tecnología, Ciencia y Educación*, 2008, 23, 31-39. Available online: http://repobib.ubiobio.cl/jspui/bitstream/123456789/412/1/Castillo_Urbe_Vladimir.pdf (accessed on 26 September 2023)
36. Pinillo-Torres, J. A. 2013. Remoción de metales pesados de los efluentes de la mina Marcapunta Oeste. Master's Thesis, Universidad Nacional de Ingeniería, Lima. Perú. Available online: <https://repositorio.uni.edu.pe/handle/20.500.14076/3796> (accessed on 30 September 2023)
37. Huisman, J. L.; Schouten, G.; Schultz, C. Biologically produced sulphide for purification of process streams, effluent treatment and recovery of metals in the metal and mining industry. *Hydrometallurgy*. 2006, 83:106-113. [<http://dx.doi.org/10.1016/j.hydromet.2006.03.017>]
38. Ramos, K. Tratamiento de desechos líquidos tóxicos de una industria de recubrimiento metálico por precipitación e intercambio iónico. *Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal*. 2008, 3, 87-93. [<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93315408002>]
39. Pérez, G.; Vittori, D.; Garbossa, G.; Nesse, A. Toxicidad del aluminio sobre el sistema eritropoyético: mecanismos involucrados / Aluminum toxicity in erythropoiesis: related mechanisms. *Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana*, 2002, 36, 41-50

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

- [https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/collection/paper/document/paper_03252957_v36_n1_p41_Perez]
40. Rezabal, E.; Mercero J. M.; Lopez, X.; Ugalde, J. M. Protein Side Chains Facilitate Mg/Al Ex-change in Model Protein Binding Sites. *Chemphyschem*, 2007, 8, 2119-2124. [<https://doi.org/10.1002/cphc.200700335>]
 41. Malaki, M. Acute encephalopathy following the use of aluminum hydroxide in a boy affected with chronic kidney disease. *J. Pediatr. Neurosci.* 2013, 8, 81–82. [<https://doi.org/10.4103%2F1817-1745.111439>]
 42. Kawahara, M. Effects of aluminum on the nervous system and its possible link with neurodegenerative diseases. *J Alzheimers Dis.* 2005, 8, 171–182. [<https://doi.org/10.3233/jad-2005-8210>]
 43. Tomljenovic, L.; Shaw, C. A. Do aluminum vaccine adjuvants contribute to the rising prevalence of autism? *J. Inorg. Biochem.* 2011, 105, 1489-1499. [<https://doi.org/10.1016/j.jinorgbio.2011.08.008>]
 44. Muma, N. A. Singer SM. Aluminum-induced neuropathology: Transient changes in microtubuleassociated proteins. *Neurotoxicol. Teratol.* 1996, 18, 679-690. [[https://doi.org/10.1016/s0892-0362\(96\)00126-2](https://doi.org/10.1016/s0892-0362(96)00126-2)]
 45. Cannata-Andía, J. B.; Rodríguez-García M.; Gómez-Alonso, C. Osteoporosis and adynamic bone in chronic kidney disease. *J. Nephrol.* 2013, 26, 73-80. [<https://doi.org/10.5301/jn.5000212>]
 46. Mohammad, A. M.; Salah Eldin, T. A.; Hassan, M. A.; Hassan, M. A.; El-Anadouli, B. E. Efficient treatment of lead-containing wastewater by hydroxyapatite/chitosan nanostructures. *Arab. J. Chem.* 2017, 10, 683–690. Disponible en [<https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.12.016>]
 47. Safarzadeh-Amiri, A.; Bolton, J. R.; Cater, S. R. The use of iron in advanced oxidation processes, *J. Adv. Oxid. Technol.* 1996, 1, 18–26. [<https://doi.org/10.1515/jaots-1996-0105>]
 48. Lunar, L.; Sicilia, D.; Rubio, S.; Pérez-Bendito, D.; Nickel, U. Degradation of photographic developers by Fenton's reagent: condition optimization and kinetics for metol oxidation, *Water Res.* 2000, 34, 1791–1802. [[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00339-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00339-5)]
 49. Ghanbari, F.; Moradi, M. A comparative study of electrocoagulation, electrochemical Fenton, electro-Fenton and peroxi-coagulation for decolorization of real textile wastewater: Electrical energy consumption and biodegradability improvement. *Journal of Environmental Chemical Engineering. Journal of Environmental Chemical Engineering.* 2015, 3, 499-506. [<http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2014.12.018>]

Disclaimer/Publisher's Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

Authors ORCID:

Miguel Ángel López-Ramírez [malopez@tecmartínez.edu.mx, <https://orcid.org/0000-0001-5841-0668>]

Olaya Pirene Castellanos-Onorio3 [olaya.co@veracruz.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0003-3510-2640>]

Fabiola Lango-Reynoso2 [fabiolalango@bdelrio.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0001-8359-434X>]

María del Refugio Castañeda-Chávez2 [mariacastaneda@bdelrio.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0002-9209-0431>]

Jesús Montoya-Mendoza [jesusmontoya@bdelrio.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0002-9281-2190>]

Mario Díaz-González [mario.dg@veracruz.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0002-2855-9311>]

Benigno Ortiz-Muñiz [benigno.om@veracruz.tecnm.mx, <https://orcid.org/0000-0001-5211-9175>]

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

CONCLUSIONES

1. El sulfato de níquel es un reactivo químico utilizado como tratamiento típico en las plantas de agua residuales, tanto municipales como industriales, sin embargo, como tratamiento para las aguas contaminadas con Níquel no mostró degradación y/o eliminación de este metal, conservó una concentración de 60 ppm al final del proceso en todas las condiciones. Corroborando la necesidad de desarrollar nuevas tecnologías para tratar aguas residuales, derivado que las plantas de tratamiento privadas pueden recibir diversas aguas, desde aguas de proceso hasta aguas de limpieza, por lo que, si estas aguas llegasen a estar enriquecidas con níquel, el proceso de tratamiento con sulfato de níquel, solo trataría sólidos y/o contaminantes orgánicos, siendo un riesgo para la biota y los seres vivos, ya que muchas de estas aguas son ocupadas para riego agrícola o vertidas en bienes nacionales.

2. El reactivo Fenton a pesar de ser un reactivo con la capacidad de coagular y oxidar/reducir contaminantes, no obtuvo eficiencias superiores al 50% con respecto al níquel, demostrando que a pesar de que dicho compuesto tiene sus mayores eficiencias en medios ácidos, esta reacción se puede inhibir por la naturaleza de los contaminantes, siendo este el caso en la experimentación, los valores óptimos para la reducción del contaminante corresponde a 225 mg de reactivo Fenton, 0.22 mL de peróxido de hidrógeno y un pH de 4, además que es necesario dejar el proceso un total de 60 minutos para que dicho tratamiento alcance su máxima reducción.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

3. Acerca del proceso de electrocoagulación modificado con el reactivo Fenton, se obtuvieron reducciones de 97.6% y 94.5% de reducción de níquel a las condiciones de 19 V, pH 10 y concentración de 75 mg y 150 mg de sulfato ferroso respectivamente, así mismo el diseño factorial nos indica que los factores con mayor incidencia en la reducción del contaminante son el medio básico en el cual se llevó a cabo y el voltaje suministrado, dejando como tercer factor la adición del reactivo Fenton y el tiempo de reacción al final; como se observa en la literatura los primeros dos factores son los predominantes en el proceso de electrocoagulación, sin embargo la cantidad del reactivo Fenton si afecta al proceso, derivado que los procesos de electrocoagulación tienen un tiempo de reacción de 60 min a 180 min y con la adición del Fenton, se disminuye el tiempo hasta 30 min de reacción.

4. Con respecto al escalamiento, podemos concluir que para la determinación de la fase eléctrica se debe respetar la similitud geométrica del cátodo y ánodo (área de contacto), además de respetar el tipo de material, siendo en este caso aluminio, y la cantidad de voltaje suministrado (17.5 V y 19.0 V), además que al proponer el uso de escalamiento lineal como diseño para el proceso de electrocoagulación obtenemos resultados favorables para la reducción del níquel ya que de un proceso con 60 ppm iniciales se obtiene a los 30 minutos 0.24 ppm residuales en el agua, las cuales dentro de la normativa Mexicana, estas aguas residuales pueden ser utilizadas para riego de áreas verdes, riego agrícola, depositación o vertimiento en bienes nacionales y zonas marinas, sin embargo, para leyes internacionales donde los parámetros son más estrictos se

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

debe reducir el contaminante a 0.1 ppm, esto con la finalidad de proteger la salud de los seres vivos.

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

BIBLIOGRAFÍA

1. Agencia de Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (2005). Resumen de Salud Pública, Níquel. Recuperado de https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs15.pdf
2. Al Hamouz, O. C. S., Estatie, M., y Saleh, T. A. (2017). Removal of cadmium ions from wastewater by dithiocarbamate functionalized pyrrole based terpolymers. *Sep. Purif. Technol.*, 177, 101-109.
3. Alomá-Vicente, I. C., Blázquez-García, G., Calero-de-Hoces, M., Martín-Lara, M. A., Rodríguez Rico, I. L. y Ronda-Gálvez, A. (2013). Panorama general en torno a la contaminación del agua por níquel. La biosorción como tecnología de tratamiento. *Revista Cubana de Química*, 25(3), 266-280.
4. Alvarado, F. (2018). *El tratamiento de residuos industriales líquidos, una revisión de literatura*. [Tesis de Licenciatura, Universidad Privada del Norte] <https://repositorio.upn.edu.pe/handle/11537/24190>
5. Al Hamouz, O. C. S., Estatie, M. y Saleh, T. A. Removal of cadmium ions from wastewater by dithiocarbamate functionalized pyrrole based terpolymers. *Sep. Purif. Technol.*, 177 101-109.
6. Azpilicueta, C. Pena, L. y Gallego, S. (2010). Los metales y las plantas: entre la nutrición y la toxicidad. *Cienc. Hoy*, 20(5), 12-16.
7. Cartaya, O., Reynaldo, I. y Peniche, C. (2008). Cinética De Adsorción De Iones Cobre (II) Por Una Mezcla De Oligogalacturónidos. *Rev. Iberoam. Polímero*, 9(95), 473–479,

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

8. Contreras Pérez, J., Mendoza, C. L. y Gómez, A. (2020). Determinación de metales pesados en aguas y sedimentos del río Haina. *Cienc. Soc.*, 29(1), 38-71.
9. Garavito, G., Ospina, L. y Ospina, D. (2020). Evaluación de un sistema a escala laboratorio, de un filtro de macrófitas en flotación como tratamiento de aguas residuales de un autolavado. *Revista Logos, Ciencia y Tecnología*, 12(1), 10–20.
10. Londoño Franco, L. F., Londoño Muñoz, P. T. y Muñoz Garcia, F. G. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el Sect. Agropecu. y Agroindustrial*, 14(2), 145.
11. Mohan, D., Singh, K. P. y Singh, V. K. Trivalent chromium removal from wastewater using low cost activated carbon derived from agricultural waste material and activated carbon fabric cloth. *J. Hazard. Mater.*, 135(1–3), 280-295.
12. Nava-Ruíz, C. y Méndez-Armenta, M. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Arch. Neurociencias*, 16(3), 140-147, 2011.
13. Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria-Villa, R. A. y Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9-
14. Vázquez-Alarcón, A., Justin-Cajuste, L., Siebe-Grabach, C., Alcántar-González, G. y de la Isla de Bauer, M. L. (2001). Cadmio, Níquel y Plomo en

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

agua residual, suelo y cultivos en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México.

Agrociencia, 35(3), 267-274

15. Reyes, Y. C., Vergara, I., Torres, O. E., Díaz, M. y González, E. E. (2016).

Contaminación Por Metales Pesados: Implicaciones En Salud, Ambiente Y Seguridad Alimentaria. *Ing. Investig. y Desarro.*,16(2), 66-77.

16. Vilchez-Vargas, R. (2005). *Eliminación de metales pesados de aguas*

subterráneas mediante sistemas de lechos sumergidos: Estudio microbiológico de las biopelículas. [Tesis de Doctorado, Universidad de Granada]. <https://digibug.ugr.es/handle/10481/615>

17. Villafuerte, S. (2020). *Fitorremediación del agua del estero la Matanza 2 del*

Cantón Durán con la implementación de dos especies vegetativas. [Tesis de Maestría, Universidad Agraria del Ecuador]. <https://cia.uagraria.edu.ec/Archivos/VILLAFUERTE%20VELASCO%20SANDY%20MABEL.pdf>

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

ANEXOS

Comprobación de Arbitraje

Artículo 1

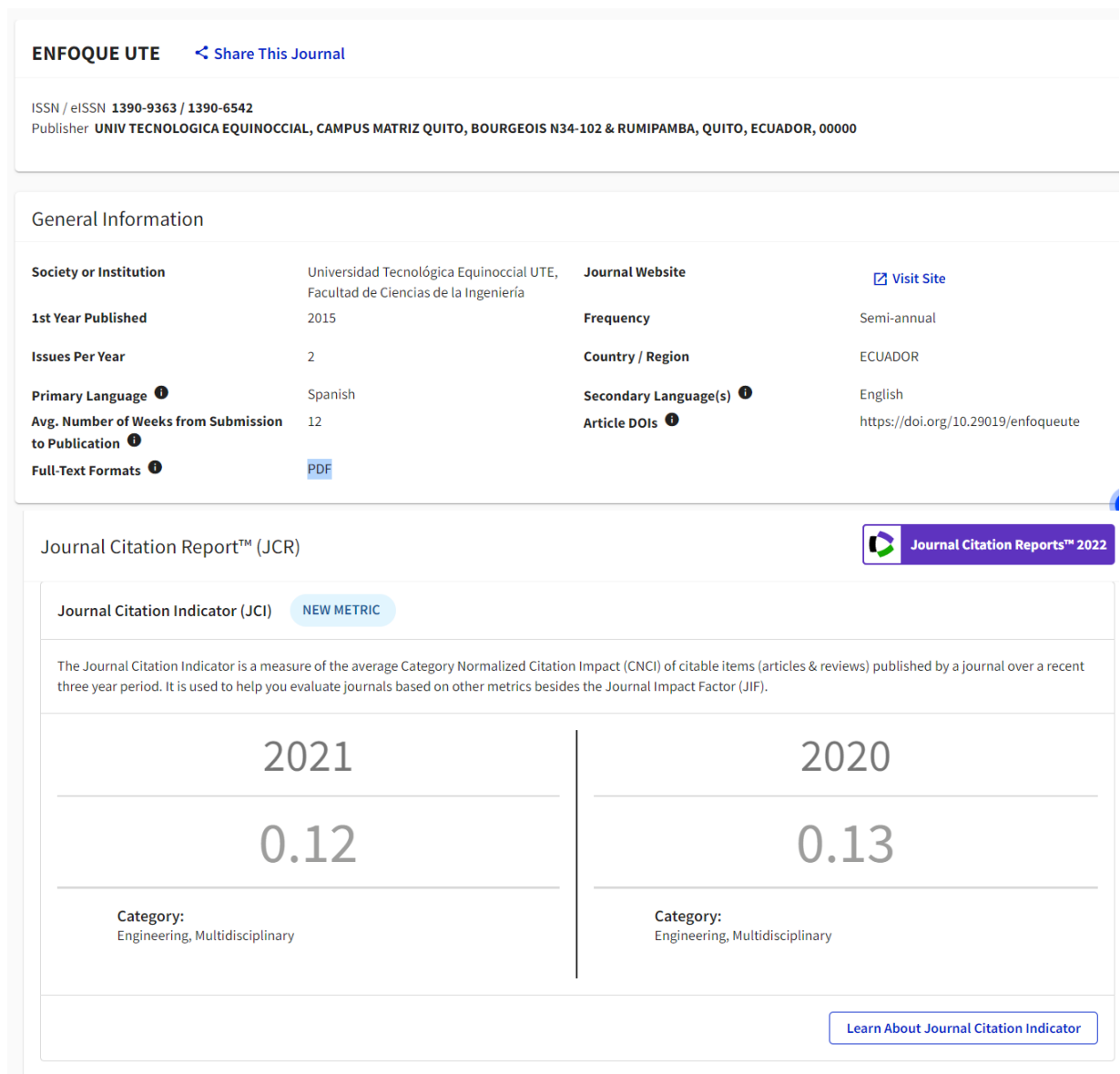


Figura 1. Comprobación de arbitraje y factor de impacto del artículo 1

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Artículo 2

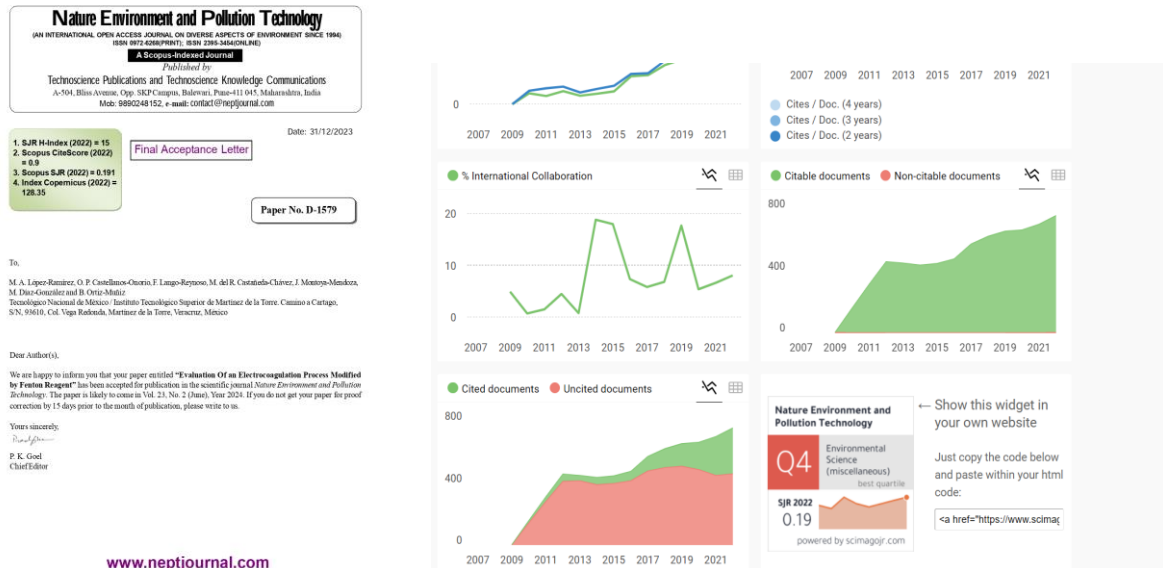


Figura 2. Comprobación de arbitraje y factor de impacto del artículo 2

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Artículo 3

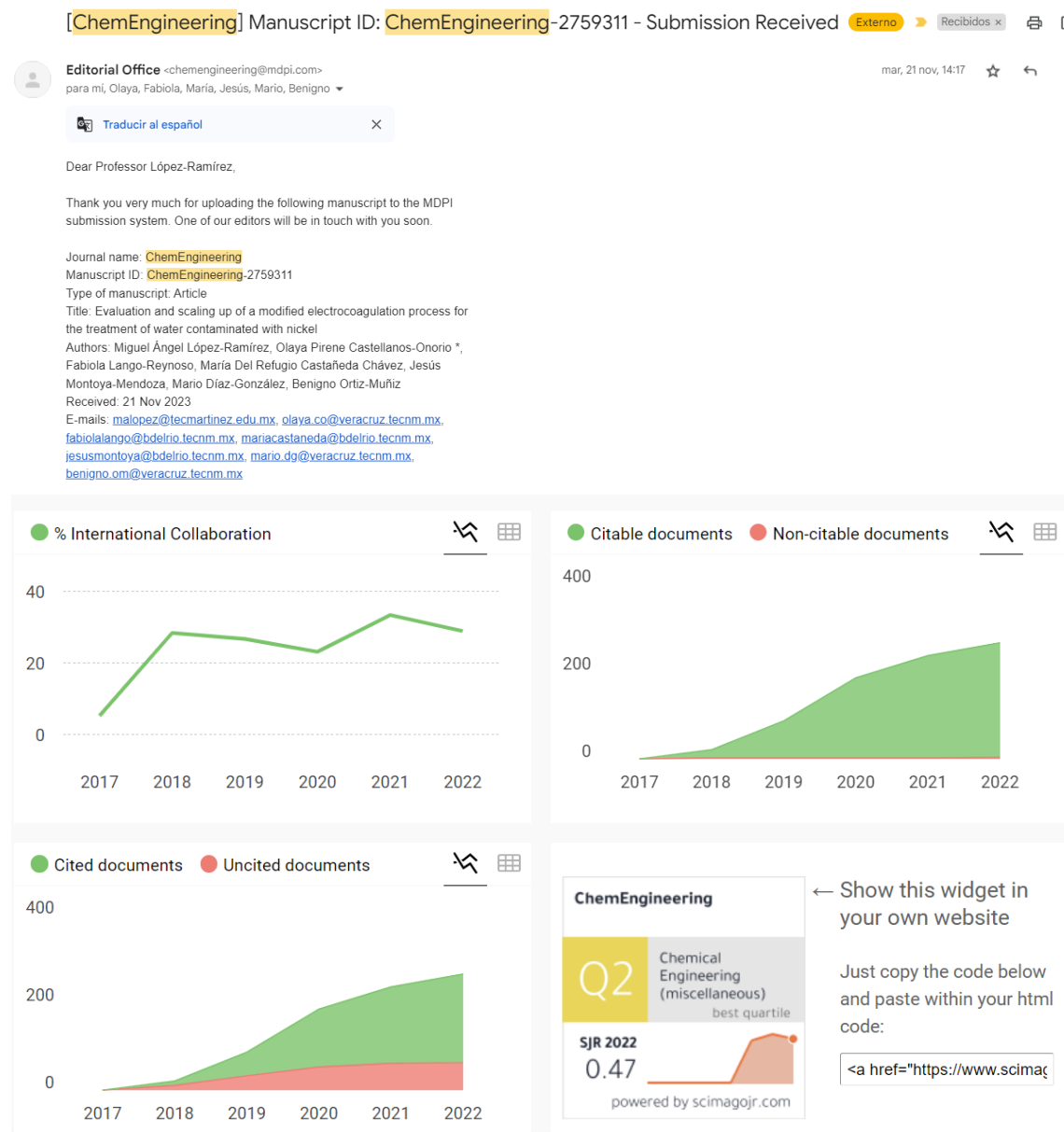


Figura 3. Comprobación de arbitraje y factor de impacto del artículo 3

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

Memoria Fotográfica



Figura 4. Proceso con Reactivo Fenton

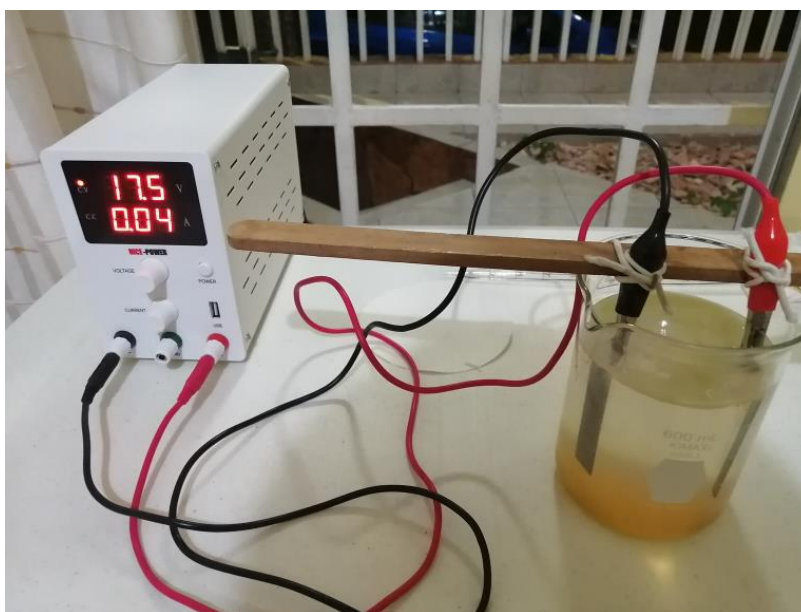


Figura 5. Proceso de Electrocoagulación Avanzada

Escalamiento de un tanque de electrocoagulación avanzada para el tratamiento de aguas contaminadas con níquel.

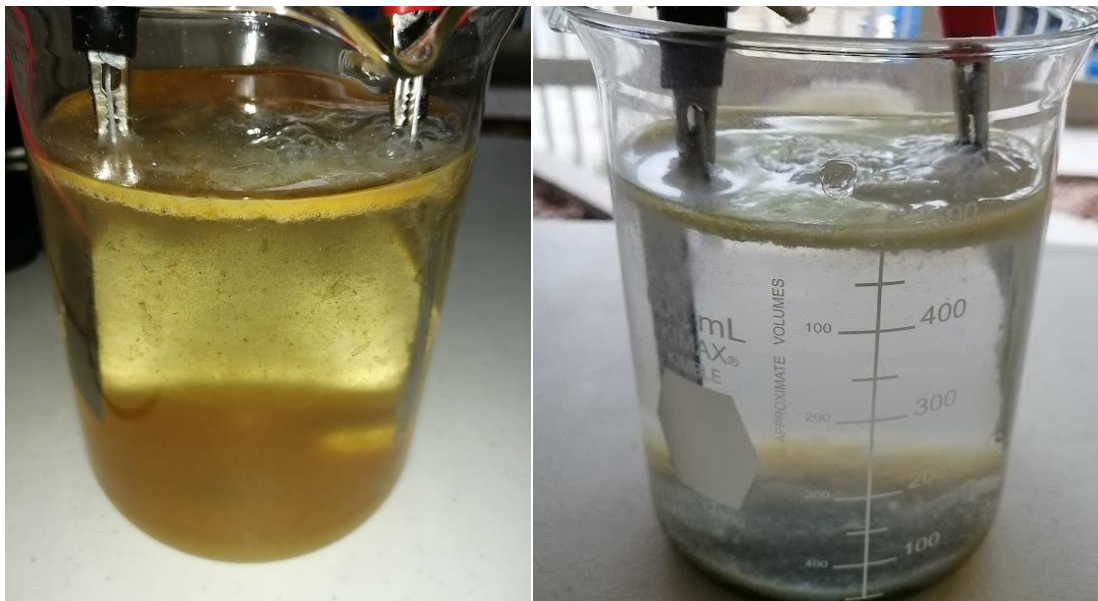


Figura 6. Antes y Después del proceso de electrocoagulación

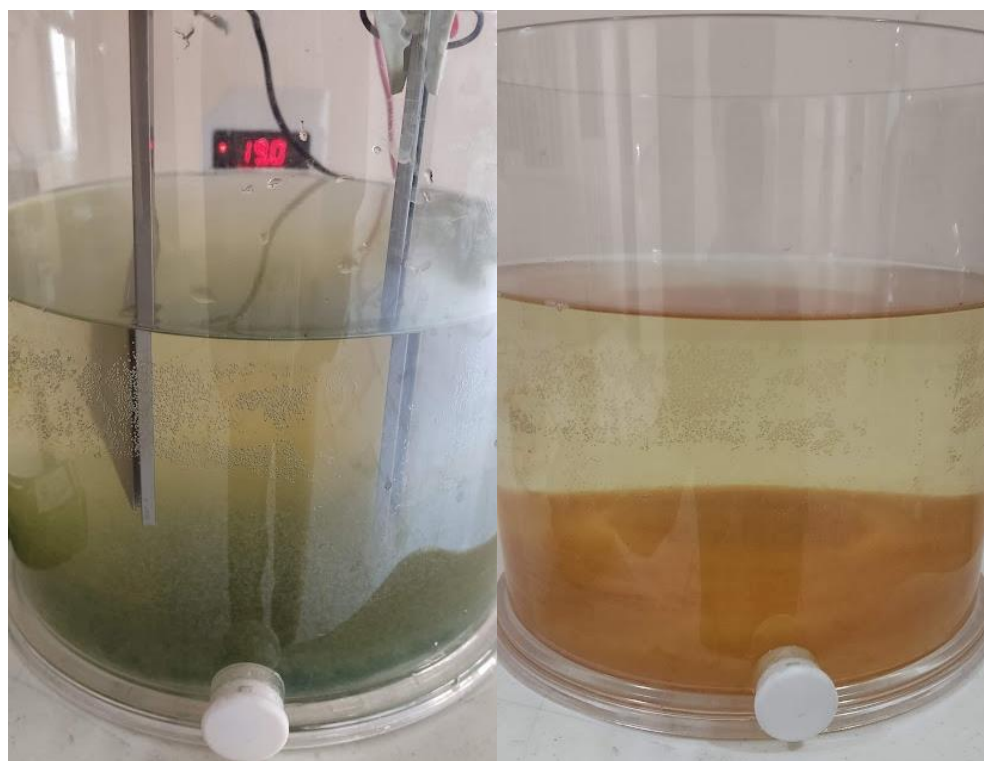


Figura 7. Antes y Después del tratamiento por Electrocoagulación (Proceso a escala)