



UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO



**FACULTAD DE CIENCIA E INGENIERÍA EN ALIMENTOS Y
BIOTECNOLOGÍA**

CARRERA DE BIOTECNOLOGÍA

Evaluación de la reacción de Fenton sobre su efectividad en la remoción de materia orgánica de los efluentes de la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua

Trabajo de Titulación, Modalidad Proyecto de Investigación, previo a la obtención de título de Ingeniera Biotecnóloga, otorgado por la Universidad Técnica de Ambato, a través de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

Autora: Milena Lissette Montenegro Fajardo

Tutor: Dr.-Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

Ambato - Ecuador

Septiembre - 2023

APROBACIÓN DEL TUTOR

Dr-Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

CERTIFICA:

Que el presente Trabajo de Titulación ha sido prolijamente revisado. Por lo tanto, autorizo la presentación de este Trabajo de Titulación bajo la modalidad de Proyecto de Investigación, el mismo que responde a las normas establecidas en el Reglamento de Titulación y Grados de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

Ambato, 26 de Julio del 2023

Dr-Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

C.I. 1712283520

TUTOR

AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Yo, Milena Lissette Montenegro Fajardo, manifiesto que los resultados obtenidos en el presente Trabajo de Titulación, modalidad Proyecto de Investigación, previo a la obtención del título de Ingeniera Biotecnóloga, son absolutamente originales, auténticos y personales, a excepción de las citas bibliográficas.

A handwritten signature in blue ink that reads "Milena Montenegro". The signature is written in a cursive style with a horizontal line underneath it.

Milena Lissette Montenegro Fajardo

C.I. 0951656859

AUTOR

DERECHOS DE AUTOR

Autorizo a la Universidad Técnica de Ambato, para que considere el presente Trabajo de Titulación o parte de él un documento disponible para su lectura, consulta y procesos de investigación, según las normas de la Institución.

Cedo los Derechos en línea patrimoniales de mi Trabajo de Titulación, con fines de difusión pública, además apruebo la reproducción de este, dentro de las regulaciones de la Universidad, siempre y cuando esta reproducción no suponga una ganancia económica y se realice respetando mis derechos de autor.



Milena Lissette Montenegro Fajardo

C.I. 0951656859

AUTOR

APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE GRADO

Los suscritos profesores calificadores, aprueban el presente Trabajo de Titulación, modalidad Proyecto de Investigación, el mismo que ha sido elaborado de conformidad con las disposiciones emitidas por la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Para constancia firman:

Presidente de Tribunal

Mg. Lander Vinicio Pérez Aldás

C.I. 1802706596

Dr. Pablo Vinicio Tuza Alvarado

C.I. 1104063241

Ambato, 15 de Agosto del 2023

DEDICATORIA

*Me enseñaste el coraje de las estrellas
Antes de irte
Como la luz continúa interminablemente
Aún después de la muerte*

*Con falta de aliento
Explicaste el infinito
Que raro y hermoso es
Incluso vivir*

- Ryan O'Neal

*El presente trabajo se lo dedico a mi madre,
quien ha sido mi mayor inspiración
y apoyo a lo largo de toda mi vida.
¡Gracias, mamá!*

AGRADECIMIENTO

Con sincera gratitud, deseo expresar mi más profundo agradecimiento a todos aquellos que formaron parte de este proyecto de investigación, brindando su apoyo y contribución en su desarrollo.

A Dios, por darme la fe necesaria para no rendirme y permitirme culminar esta etapa de mi vida.

Agradezco de manera especial a mi querida familia, quienes siempre estuvieron a mi lado, brindándome su amor, aliento y comprensión en cada paso del camino.

A la curtiduría Tungurahua por su apoyo y apertura, lo cual ha contribuido significativamente a mi desarrollo académico.

A mi tutor, PhD. Rodny Peñafiel, por su guía, tiempo, paciencia y valiosos consejos que enriquecieron este trabajo de investigación.

A la Facultad de Ciencias e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato por ser mi segundo hogar.

A mis amigos, Daya, Eli, Jenny, Elvis, Jorge, y los demás, les agradezco por convertirse en mi segunda familia, por su compañía y por hacer de este viaje académico una experiencia llena de momentos inolvidables.

ÍNDICE DE GENERAL DE CONTENIDOS

APROBACIÓN DEL TUTOR.....	ii
AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN	iii
DERECHOS DE AUTOR	iv
APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE GRADO	v
DEDICATORIA	vi
AGRADECIMIENTO	vii
ÍNDICE DE GENERAL DE CONTENIDOS	viii
ÍNDICE DE TABLAS	xii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xiii
RESUMEN EJECUTIVO	xiv
ABSTRACT.....	xv
CAPÍTULO I.....	1
MARCO TEÓRICO.....	1
1.1 Antecedentes investigativos	1
1.1.1 La industria curtiembre y su impacto ambiental.....	1
1.1.2 Curtiduría Tungurahua.....	2
1.1.3 Funcionamiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales	2
1.1.3.1 Pre-tratamiento.....	2
1.1.3.2 Tratamiento primario	3
1.1.3.3 Tratamiento secundario.....	3
1.1.4 Contaminantes presentes en los efluentes generados por la industria curtiembre.....	4

1.1.5	Normativa ambiental en la descarga de efluentes al sistema de alcantarillado	5
1.1.6	Procesos de oxidación avanzada (POAs) como tratamiento de aguas residuales	6
1.1.7	Reacción de Fenton.....	6
1.1.8	Parámetros que influyen en la eficiencia de la reacción de Fenton	7
1.1.8.1	pH.....	7
1.1.8.2	Relación molar	7
1.1.8.3	Tiempo de reacción.....	8
1.1.9	Limitaciones del proceso Fenton	8
1.1.10	Método TCLP	9
1.1.11	Biodegradabilidad.....	9
1.2	Objetivos	10
1.2.1	Objetivo general.....	10
1.2.2	Objetivos específicos	10
1.3	Hipótesis.....	10
1.3.1	Hipótesis nula	10
1.3.2	Hipótesis alternativa	10
CAPÍTULO II		11
METODOLOGÍA		11
2.1	Materiales.....	11
2.1.1	Muestreo <i>in situ</i> , transporte y conservación de las muestras.....	14
2.1.2	Análisis de los parámetros fisicoquímicos <i>in situ</i>	15
2.1.2.1	Temperatura, potencial hidrógeno (pH), conductividad, oxígeno disuelto (OD), sólidos totales disueltos (TDS), turbidez y potencial redox.....	15
2.1.3	Análisis de los parámetros fisicoquímicos en el laboratorio	15
2.1.3.1	Sulfatos, amonio, nitrato, fosfato, cloruros, cromo (VI), fósforo y nitrógeno total	15
2.1.3.2	Sulfuros (S ²⁻).....	17

2.1.3.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	17
2.1.3.4 Análisis del cromo total mediante el método de absorción atómica por horno de grafito (GFAAS).....	18
2.1.3.5 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	19
2.1.3.6 Sólidos totales en suspensión (SST) por filtración al vacío.....	20
2.1.3.7 Sólidos disueltos totales (SDT) mediante el método gravimétrico	20
2.1.3.8 Sólidos totales (ST).....	21
2.1.4 Comparación con el Texto Unificado de la Legislación Secundario del Ministerio del Ambiente (TULSMA).....	21
2.1.5 Tratamiento del agua residual con la reacción de Fenton.....	21
2.1.5.1 Ajuste de pH	21
2.1.5.3 Oxidación, neutralización y filtración	23
2.1.5.4 Monitoreo de la DQO	23
2.1.5.5 Eficiencia de la remoción de la reacción de Fenton	23
2.1.5.6 Caracterización de la muestra tratada	24
2.1.6 Tratamiento de lodos	24
2.1.6.1 Solidificación-estabilización del lodo.....	24
2.1.6.2 Método TLCP (Procedimiento de lixiviación característica de toxicidad)	25
2.1.6.3 Caracterización del residuo postratamiento	25
2.1.7 Determinación del efecto de la oxidación de Fenton sobre la biodegradabilidad del efluente	26
2.1.7.1 Preparación del inóculo enriquecido.....	26
2.1.7.2 Medición de la DBO ₅ con el equipo OxiTop.....	26
CAPÍTULO III.....	28
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	28
3.1 Análisis y discusión de los resultados	28
3.1.1 Caracterización inicial de los parámetros fisicoquímicos <i>in situ</i>	28
3.1.2 Determinación de parámetros fisicoquímicos en el laboratorio.....	30
3.1.3 Identificación de los parámetros óptimos de la reacción de Fenton en la remoción de materia orgánica	35

3.1.3.1 Remoción de la materia orgánica.....	38
3.1.4 Tratamiento de los lodos Fenton	42
3.1.5 Determinación de la biodegradabilidad.....	44
3.1.5.1 Índice de la biodegradabilidad.....	46
3.1.6 Verificación de hipótesis	47
CAPÍTULO IV	48
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	48
4.1 Conclusiones	48
4.2 Recomendaciones	49
Bibliografía.....	50
ANEXOS	56

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Etapas de la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua	4
Tabla 2 Material fungible empleado	11
Tabla 3 Equipos empleados	12
Tabla 4 Reactivos empleados	13
Tabla 5 Método, rango de precisión y detección para cada metal	16
Tabla 6 Parámetros para la determinación de cromo por GFAAS.....	18
Tabla 7 Volumen por tomar de la muestra de acuerdo con los rangos de DQO.....	19
Tabla 8 Cantidades empleadas de los reactivos con respecto a la relación molar Fe^{2+}/H_2O_2	22
Tabla 9 Cantidades empleadas de cemento y cal para los lodos Fenton.....	25
Tabla 10 Parámetros para la determinación de metales pesados por GFAAS	26
Tabla 11 Composición de las muestras	27
Tabla 12 Caracterización fisicoquímica in situ del afluente y efluente	28
Tabla 13 Caracterización fisicoquímica en el laboratorio del afluente y efluente	31
Tabla 14 Resultados del mejor tratamiento con Fenton.....	35
Tabla 15 Resultados de la DQO.....	36
Tabla 16 Parámetros fisicoquímicos in situ de la muestra tratada	39
Tabla 17 Remoción de los parámetros fisicoquímicos empleando la reacción de Fenton.....	40
Tabla 18 Resultados de los tratamientos de los lodos Fenton.....	42
Tabla 19 Resultados de la DBO5 empleando inóculos del efluente y de lodos.....	45
Tabla 20 Resultados de la biodegradabilidad.....	46

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Mecanismo que sigue la reacción de Fenton	7
Figura 2 Diagrama de superficie para el mejor tratamiento de la reacción de Fenton	36
Figura 3 Tratamiento antes y después de la reacción de Fenton.....	38
Figura 4 Muestreo in situ en la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua .	62
Figura 5 Análisis de parámetros fisicoquímicos in situ	62
Figura 6 Agitación de las muestras en el floculador de jarras	63
Figura 7 Digestión de las muestras a 150°C	63
Figura 8 Análisis de metales pesados por medio del espectrofotómetro de absorción atómica	64
Figura 9 Solidificación de los lodos Fenton	64
Figura 10 Medición de la DBO ₅ con el equipo de OxiTop.....	65

RESUMEN EJECUTIVO

Las aguas residuales de curtiduría son una problemática debido a su alta carga de contaminantes, afectando negativamente en la calidad del agua. Su adecuado tratamiento es esencial para preservar el medio ambiente.

Por tanto, el presente proyecto tiene como objetivo evaluar la reacción de Fenton en la remoción de materia orgánica de los efluentes de la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua, donde se caracterizó las propiedades fisicoquímicas del agua residual, seguido por la identificación de los parámetros óptimos para el proceso Fenton, el tratamiento de lodos producidos y la evaluación de la biodegradabilidad de los efluentes mediante el análisis de la relación de DBO con respecto a la DQO.

Con lo cual, mediante la reacción de Fenton se logró una remoción del 45.3 por ciento en la DQO, bajo una relación molar de uno a diez entre hierro y peróxido de hidrógeno, pH de 2.5 y un tiempo de reacción de 120 minutos, destacando la eficacia del proceso en la reducción de materia orgánica presente en el efluente, encontrando una relación entre miligramos de peróxido de hidrógeno y miligramos de DQO de 0.80. A más de ello, el tratamiento 4 de los lodos Fenton tratados con cal y cemento resultó ser el más efectivo, cumpliendo con los parámetros fisicoquímicos establecidos. Así también, se encontró una tasa favorable del 57.4 por ciento de biodegradabilidad, lo cual indica que una parte significativa de los compuestos orgánicos puede ser descompuesta por microorganismos, contribuyendo en la mejora de la calidad ambiental.

Palabras clave: Gestión ambiental, Fenton, efluente, tratamiento de aguas, remoción de materia orgánica, lodos, biodegradabilidad

ABSTRACT

Tannery wastewater is a problem due to its high pollutant load, negatively affecting water quality. Its proper treatment is essential to preserve the environment.

Therefore, the objective of this project is to evaluate the Fenton reaction in the removal of organic matter from the effluents of the Tungurahua tannery treatment plant, where the physicochemical properties of the residual water were characterized, followed by the identification of the optimal parameters for the Fenton process, the treatment of produced sludge and the evaluation of the biodegradability of the effluents by analyzing the ratio of BOD to COD.

With which, through the Fenton reaction, a 45.3 percent COD removal was achieved, under a molar ratio of one to ten between iron and hydrogen peroxide, pH of 2.5 and a reaction time of 120 minutes, highlighting the effectiveness of the process in reducing organic matter present in the effluent, finding a ratio of 0.80 between milligrams of hydrogen peroxide and milligrams of COD. Furthermore, treatment 4 of the Fenton sludge treated with lime and cement turned out to be the most effective, complying with the established physicochemical parameters. Likewise, a favorable rate of 57.4 percent of biodegradability was found, which indicates that a significant part of the organic compounds can be decomposed by microorganisms, contributing to the improvement of environmental quality.

Keywords: Environmental management, Fenton, effluent, water treatment, organic matter removal, sludge, biodegradability

CAPÍTULO I

MARCO TEÓRICO

1.1 Antecedentes investigativos

1.1.1 La industria curtiembre y su impacto ambiental

Con el desarrollo de industrias de curtiembres a nivel mundial, las aguas residuales que estas generan han llegado a posicionarse como una de las principales fuentes de contaminación industrial. Esta industria se considera de alto impacto ambiental por las aguas residuales altamente contaminadas que se producen durante los distintos procesos, las cuales se liberan al alcantarillado, pudiendo poner en riesgo a las personas que se abastecen de este recurso (**Zhao & Chen, 2019**).

De acuerdo con datos estadísticos que se recopilan a nivel global, cada año se procesan alrededor de 300 millones de piezas de cuero de vaca, donde como resultado se generan aproximadamente 300 millones de toneladas de aguas residuales de curtiembres. Tan solo para procesar una tonelada de piel animal se emplea alrededor de 34 a 56 m³ de agua, en lo que el 85% se libera como agua residual (**Fouda et al., 2021; Zhao & Chen, 2019**).

En Ecuador, esta industria es una fuente productiva de trabajo para el país, con un total de 80 empresas curtiembres. Se estima que alrededor del 80% de este sector efectúa sus actividades en la provincia de Tungurahua, y dado que esta actividad económica es una fuerte fuente de empleo, también se convierte en una significativa fuente de contaminación ambiental (**Silva & Salinas, 2022**).

1.1.2 Curtiduría Tungurahua

Esta es una de las empresas más importantes en el sector curtiembre, que además es una de las más grandes en el Ecuador. Se especializa en la fabricación de cueros utilizados como materia prima en la producción de calzado y artículos de marroquinería. Las actividades principales de la curtiduría Tungurahua incluyen el curtido, adobo, teñido, blanqueo, engrase, depilado, tundido y descarnadura de cueros con pelo y pieles finas.

1.1.3 Funcionamiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales

Las plantas de tratamiento de aguas residuales están configuradas para utilizar diversas combinaciones de procesos de tratamiento acorde a la calidad del agua entrante y los estándares de descarga requeridos. El tratamiento convencional de aguas residuales consta de tres etapas: pretratamiento, tratamiento primario y tratamiento secundario **(Ou & Zeng, 2018)**.

1.1.3.1 Pre-tratamiento

A más de eliminar la materia sólida de mayor tamaño y lograr una mezcla uniforme, el pre-tratamiento también tiene como objetivo ajustar el pH de los efluentes para optimizar el tratamiento posterior. La corrección del pH es fundamental para evitar la formación de compuestos tóxicos o la inactivación de los agentes de tratamiento utilizados **(Proaño, 2021)**.

En el caso específico de las aguas residuales de curtiduría, el pre-tratamiento se enfoca en la eliminación de los sulfuros y el cromo presentes en los efluentes. Los sulfuros pueden causar problemas ambientales, como la liberación de gases tóxicos y el deterioro de la calidad del agua. Por otro lado, el cromo es uno de los contaminantes más preocupantes en la industria del cuero, debido a su alta toxicidad y capacidad para causar daños ambientales graves **(Proaño, 2021)**.

1.1.3.2 Tratamiento primario

Después de completar el pre-tratamiento, el siguiente paso implica un proceso fisicoquímico en el que se utiliza sistemas de coagulación y floculación, seguidos por sedimentación o flotación de sólidos. Con este tratamiento, se eliminan sólidos suspendidos, materia orgánica, cromo y sulfuros (**Proaño, 2021**).

1.1.3.3 Tratamiento secundario

En este paso se lleva a cabo una combinación de procesos biológicos y químicos que resulta en la eliminación de una mayor cantidad de materia orgánica y sólidos en suspensión (**Martín et al., 2022**). Durante este proceso, se emplean una variedad de técnicas de tratamiento, desengrasado, como filtrado de barras, flotación por aire, sedimentación primaria, procesos de biopelícula y lodos activados, así como sedimentación secundaria (**Ou & Zeng, 2018**).

Una vez que los compuestos tóxicos, como el sulfuro y el cromo han sido eliminados del efluente, este adquiere características similares a las aguas residuales domésticas. Esto es significativo porque permite tratarlos de manera similar e incluso conjuntamente en algunas ocasiones (**Proaño, 2021**).

1.1.1 Planta de tratamiento de aguas residuales de la curtiduría Tungurahua

La curtiduría Tungurahua posee una planta de tratamiento que es fundamental en el proceso de limpieza y purificación de toda el agua que se emplea en las actividades industriales, previa a ser devuelta a su curso natural. Las etapas de esta se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1

Etapas de la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua

Etapa	Función
1	Se lleva a cabo la eliminación del sulfuro presente en el agua utilizada durante el proceso de encalado. Después de liberar el agua de los sulfuros, esta se reutiliza nuevamente en el mismo proceso, lo que refleja un enfoque sostenible y responsable hacia el manejo de recursos hídricos.
2	Se da la eliminación del cromo presente en el agua utilizada en el proceso de curtido. El cromo extraído se aprovecha al ser proporcionado a los artesanos ecuatorianos para la fabricación de guantes de cuero.
3	Se elimina la gran mayoría de los colorantes, grasas y productos químicos utilizados en el proceso de recurtido.
4	Las aguas previamente tratadas en las etapas uno, dos y tres se combinan para someterse a un último proceso de purificación. Durante esta fase final, el agua es oxigenada antes de ser devuelta al sistema de desagüe.

Fuente: (Curtiduría Tungurahua, 2022)

1.1.4 Contaminantes presentes en los efluentes generados por la industria curtiembre

Las actividades realizadas en las operaciones de la industria curtiembre generan aguas residuales que pueden tener consecuencias negativas en el medio ambiente, así como a la salud de los organismos vivos, abarcando humanos y animales. Específicamente, los efluentes sin tratar pueden contener altos niveles de materia orgánica que consumen

oxígeno disuelto, privando así la vida acuática del oxígeno necesario para su supervivencia **(Bhardwaj et al., 2023)**.

En los procesos de curtido, se utilizan diversos productos químicos como álcalis, aceites, fenoles, taninos y sales de cromo para transformar la proteína semisoluble ‘colágeno’ en cuero. Esto genera efluentes masivos con graves problemas fisicoquímicos, como alta turbidez y niveles elevados de contaminantes metálicos y no metálicos, principalmente iones de cromo. Como consecuencia, se obtiene un desecho de color marrón oscuro con un desagradable olor **(Zhao et al., 2022)**.

Además, la alta Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), que disminuyen el oxígeno disuelto en el ambiente acuático junto con los productos químicos que se emplean, hacen que el pH del agua residual sea extremadamente ácido **(Bhardwaj et al., 2023; Fouda et al., 2021)**.

1.1.5 Normativa ambiental en la descarga de efluentes al sistema de alcantarillado

En la actualidad, se han implementado restricciones acerca del vertido de contaminantes procedentes de las aguas residuales. La mayoría de los países han establecido regulaciones que especifican los niveles permitidos en términos de valor de pH, DBO, DQO, sulfuros, cromo total, aceites, etc **(Zhao & Chen, 2019)**.

En Ecuador, una de las normativas que se aplica con la finalidad de evitar la contaminación ambiental es la norma TULSMA (Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente), promulgada en el 2009, la cual tiene como principal objetivo proteger la calidad del recurso agua con el fin de salvaguardar y preservar los usos asignados. Entre los aspectos que regula dicha norma se encuentran los niveles máximos permisibles de emisión de contaminantes **(TULSMA, 2015)**.

Dentro de la norma TULSMA, se incluye la tabla 8 (Anexo 1) que establece los niveles máximos permisibles en la descarga de contaminantes al alcantarillado, donde se

definen los límites aceptables de diferentes parámetros. La aplicación de esta tabla y el cumplimiento de los límites establecidos son responsabilidad de las empresas que efectúan las descargas al alcantarillado (TULSMA, 2015).

1.1.6 Procesos de oxidación avanzada (POAs) como tratamiento de aguas residuales

El desarrollo de un enfoque ecológico, eficaz, factible y rentable en el tratamiento de aguas residuales es imprescindible para la reducción de contaminantes en el medio ambiente. Los POAs, son tecnologías de oxidación avanzada que se fundamentan en la generación de oxidantes como los radicales hidroxilos de manera *in situ*, con el fin de oxidar contaminantes orgánicos (Ghime & Ghosh, 2020).

Estos procesos son eficientes en el tratamiento de aguas residuales debido a sus ventajas, como la ausencia de contaminantes secundarios y la alta eficacia de oxidación. Estos procesos se pueden realizar mediante varios métodos, como ozono, Fenton, fotólisis, sonólisis, electroquímico, entre otros (Saravanan et al., 2022).

Entre estos métodos destaca la reacción de Fenton, que es uno de los POAs más común empleados en el tratamiento de efluentes para la remoción de materia orgánica del agua. Esta reacción es ventajosa en términos de tiempo, ya que su velocidad de reacción es rápida, así como un menor uso de productos químicos y una fácil generación de radicales hidroxilos. A más de ello, se puede utilizar de forma independiente o combinada con otros procesos de tratamiento (Morone et al., 2019).

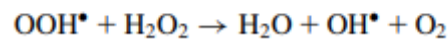
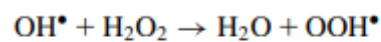
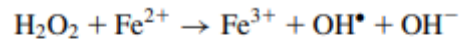
1.1.7 Reacción de Fenton

Este mecanismo es uno de los métodos de degradación oxidativa que se pueden emplear en la degradación de contaminantes (Wasewar, 2022). Es una reacción redox descubierta en 1947 por Henry J. Fenton, en la que se forman especies altamente reactivas. Involucra reactivos abundantes y seguros desde el punto de vista medioambiental, como el Fe^{2+} y el H_2O_2 . En esta reacción se genera un ciclo redox por la descomposición catalítica del H_2O_2 , generando radicales hidroxilos altamente

oxidantes a condiciones ácidas (**Benítez et al., 2023**). El mecanismo que sigue la reacción de Fenton se muestra a continuación:

Figura 1

Mecanismo que sigue la reacción de Fenton



Fuente: (Kaur et al., 2019)

1.1.8 Parámetros que influyen en la eficiencia de la reacción de Fenton

La reacción de Fenton requiere un conjunto específico de condiciones con las cuales se puede lograr su máxima reducción de materia orgánica, entre las que se encuentra el pH, relación molar $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ y el tiempo de reacción.

1.1.8.1 pH

Las sales ferrosas se disuelven a pH alcalino, mientras que las sales férricas suelen precipitar a $\text{pH} \geq 4$ como hidróxido férrico. Considerando este hecho, la reacción de Fenton necesita condiciones ácidas de operación, es decir $\text{pH} \leq 4$. Esto requiere la acidificación del agua residual previo al pretratamiento y un paso de neutralización antes de la descarga del agua tratada (**Morone et al., 2019**).

1.1.8.2 Relación molar

Tanto el ion de hierro (Fe^{2+}) como el H_2O_2 no solo influyen en la formación de los radicales hidroxilos, sino que también son captadores de estos, por ende, la relación

$\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ es crítica en el proceso para evitar la eliminación no deseada de radicales hidroxilos (**Giwa et al., 2020**).

Las relaciones molares ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) típicas en la reacción de Fenton pueden variar según las condiciones específicas del tratamiento y el tipo de efluente, pero en general, las relaciones molares suelen ser 1/5, 1/10 y 1/15. La concentración de H_2O_2 que debe suministrarse para una adecuada remoción de materia orgánica se da en función de la DQO del efluente. Así mismo, el aumentar la concentración del Fe^{2+} conduce a velocidades de reacción más altas que permiten alcanzar una cierta concentración por encima de la cual todos los incrementos en la velocidad pueden parecer insignificantes (**Vasquez et al., 2018**).

1.1.8.3 Tiempo de reacción

El mecanismo de Fenton es fácil de ejecutar, dado su corto tiempo de reacción. **Hakika et al., (2019)**, menciona que, la degradación de la DQO se produce durante los primeros 15 minutos de iniciar el proceso, con una degradación lenta tras 60 minutos. Sin embargo, un tiempo de reacción insuficiente podría resultar en una concentración limitada de radicales hidroxilos, lo que limitaría la capacidad de la reacción de Fenton para degradar los contaminantes. Por otra parte, un tiempo de reacción excesivamente largo puede llevar a una generación excesiva de radicales hidroxilos y a la formación de subproductos no deseados.

1.1.9 Limitaciones del proceso Fenton

La reacción de Fenton posee ciertas limitaciones que interfieren en su aplicación a gran escala. Entre esto, se encuentra la producción excesiva de lodos de hierro, que dificultan su eliminación y dan a lugar a una contaminación secundaria (**Bello et al., 2019**). El lodo generado por Fenton es un residuo sólido peligroso, que contiene una mezcla heterogénea compleja con $\text{Fe}(\text{OH})_3$, metales pesados, materia orgánica, humedad e impurezas de sedimentos (**Gao et al., 2022**).

Conocer la composición del lodo facilita la adopción de medidas adecuadas desde su manejo, almacenamiento hasta su disposición final, lo que permite reducir el riesgo de liberación de contaminantes al medio ambiente. Ante esto, se encuentra el procedimiento de lixiviación de características de toxicidad (TCLP), que permite realizar la caracterización del desecho (**Gao et al., 2022**).

1.1.10 Método TCLP

Este es un método perteneciente a la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), el cual está diseñado con el propósito de determinar si los residuos sólidos cumplen con los criterios de toxicidad que son establecidos por las regulaciones ambientales. Esto implica el empleo de un líquido lixivante ácido, como el ácido acético glacial (CH_3COOH) (**EPA, 2022**).

1.1.11 Biodegradabilidad

La biodegradabilidad juega un papel esencial en la eliminación de contaminantes orgánicos presentes en los sistemas acuáticos. La tasa de biodegradación es crucial en la determinación del destino ambiental de numerosos compuestos, ya que influye significativamente en cómo se comportan y desaparecen en el agua. La materia orgánica generalmente se cuantifica como DBO y DQO, mientras que la materia inorgánica se cuantifica principalmente como cloruros, sulfatos, amonio, metales pesados, entre otros (**Li & McLachlan, 2019**).

La relación DBO_5/DQO indica la biodegradabilidad del agua residual, donde si dicha relación es inferior a 0.1, indica la presencia de una alta cantidad de materia orgánica difícil de biodegradar, además de que puede ser tóxica (**Andrio et al., 2019**). El valor mínimo de la relación para que el agua sea fácilmente biodegradable es de 0.4, mientras que el valor óptimo es mayor a 0.5 (**Ali et al., 2022**).

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Evaluar la reacción de Fenton sobre su efectividad en la remoción de materia orgánica de los efluentes de la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua

1.2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar los niveles iniciales de los parámetros fisicoquímicos del agua residual de la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua.
- Identificar los parámetros óptimos de la reacción de Fenton, incluyendo la relación molar $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$, el pH y el tiempo de reacción, que permitan alcanzar la máxima remoción de materia orgánica de los efluentes.
- Determinar el efecto de la reacción de Fenton bajo los parámetros óptimos encontrados sobre la biodegradabilidad de la relación DBO_5/DQO .

1.3 Hipótesis

1.3.1 Hipótesis nula

H_0 : Las diferentes relaciones molares de $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ y dosis de pH en función del tiempo no contribuyen para mejorar la calidad química y física del agua residual de la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua.

1.3.2 Hipótesis alternativa

H_a : Las diferentes relaciones molares de $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ y dosis de pH en función del tiempo contribuyen para mejorar la calidad química y física del agua residual de la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua.

CAPÍTULO II

METODOLOGÍA

2.1 Materiales

Se presentan las tablas de materiales (Tabla 2), equipos (Tabla 3) y reactivos (Tabla 4), las cuales contienen una lista exhaustiva de los materiales y equipos clave utilizados en el estudio, proporcionando una visión detallada de los recursos involucrados en la investigación.

Tabla 2

Material fungible empleado

Material fungible	Cantidad
Botellas ámbar	4
Botellas ámbar de OxiTop	4
Agitador	4
Balón de aforo de 1000 mL	1
Balón de aforo de 25 mL	1
Balón de aforo de 10 mL	1
Papel filtro	1 rollo
Pinza metálica	1
Gradilla	1
Embudo	1
Guantes estériles	1 paquete
Matraz Erlenmeyer de 100 mL	6
Vasos de precipitación 1000 mL	6
Espátula	1
Gas Argón	1 cilindro
Tubos de graffito	2
Cemento tipo portland	1 paquete

Material fungible	Cantidad
Cal	1 paquete
Viales	8
Desecador	1
Micropipeta	1
Cooler	1
Bolsas de gel	3
Crisoles	3
Filtros de jeringa	4

Tabla 3

Equipos empleados

Equipos	Cantidad
Balanza analítica (3942440)	1
Refrigerador (5531910)	1
Cámara de flujo laminar (8758883)	1
Fotómetro multiparamétrico Hanna HI 83399	1
Espectrofotómetro de absorción atómica con horno de grafito PG Instruments 8749766	1
Floculador de prueba de jarras	1
Medidor multiparámetro HI9829 C/GPS PH/OR, CE, OD	1
Agitador	1
Reactor HANNA	1
Estufa	1
Medidor de pH (8754957)	1
Bandeja agitadora de OxiTop	1

Tabla 4*Reactivos empleados*

Reactivos	Cantidad
Kit Sulfato HI93751-0	3
Reactivo amoniac HI93700A-0	3
Reactivo amoniac HI 93700B-0	3
Kit Nitratos HI93728-0	3
Reactivo fosfato HI93717A-0.	3
Viales de nitrógeno total HI 93767B-B	3
Viales de reactivo fósforo HI 93758V-OHR	3
Reactivo fosfato H193717B-0	3
Persulfato de potasio PERFULFATE/P	6
Solución NaOH HI 93758C	5 mL
Reactivo metabisulfito de sodio BISULFITE/N	3
Kit nitrógeno total HI 93767-0	3
Kit Fósforo HI 93758-0	3
Kit Cloruro HI93753-0	3
Kit Cromo (VI) HI93723-01	3
Agua destilada	1 galón
Agua bidestilada	1 galón
Sulfato de hierro heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	50 g
Hidróxido de sodio (NaOH)	25 pastillas
Ácido sulfúrico (H_2SO_4)	340 mL
Solución digestora	150 mL
Peróxido de hidrógeno (H_2O_2)	10 mL
Cloruro de zinc (ZnCl_2)	10 g
Dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)	5 mL
Dimetil pimelimidato (DMP)	12 g
Hidrogenoftalato de potasio (KHP)	10 mL
Inhibidor de nitrificación	10 mL

Reactivos	Cantidad
Glucosa (C ₆ H ₁₂ O ₆)	0.112 g
Fosfato monopotásico (KH ₂ PO ₄)	0.100 g
Cloruro de amonio (NH ₄ Cl)	0.303 g
CH ₃ COOH (Ácido acético glacial)	25 mL

2.1 Métodos

2.1.1 Muestreo *in situ*, transporte y conservación de las muestras

El muestreo se realizó en la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua, localizada en la tercera etapa del parque industrial. Para este fin, se contó con botellas ámbar de vidrio de capacidad de 1000 mL y 500 mL. Previo a la recolección de las muestras se realizó un lavado de las botellas con el agua que sería recolectada. Siguiendo las pautas establecidas por la Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 2169, se rotularon las muestras detallando la fecha y hora, nombre de la persona que muestreó, preservante, código de la muestra y tipo de análisis a realizarse (**Instituto Ecuatoriano de Normalización, 2013**).

Se recolectaron muestras de agua residual en botellas de 1000 mL, así como de 500 mL (previamente acidificadas con 0.5 mL de HNO₃) tanto para el afluente como el efluente. Los 1000 mL se utilizaron en la caracterización de las muestras, mientras que los 500 mL se emplearon en la determinación de metales pesados. Además, se tomaron 40 litros del efluente, destinados al tratamiento con la reacción de Fenton. A continuación, se colocaron las muestras dentro de un cooler que contenía bolsas de hielo, para el transporte de las muestras hasta su almacenamiento a 3°C, mientras que los 40 litros de agua se mantuvieron a temperatura ambiente.

2.1.2 Análisis de los parámetros fisicoquímicos *in situ*

2.1.2.1 Temperatura, potencial hidrógeno (pH), conductividad, oxígeno disuelto (OD), sólidos totales disueltos (TDS), turbidez y potencial redox

En la realización de estas mediciones se empleó el medidor multiparamétrico portátil. El equipo cuenta con una zona de sensores múltiples que opera mediante un microprocesador, permitiendo llevar a cabo la medición de los parámetros fisicoquímicos requeridos. La sonda incorporada transmite las lecturas digitalmente en el medidor, lo que permite la visualización y registro de los datos (**HANNA instruments, 2022**).

Tanto para el afluente como el efluente, con el empleo de un balde se recogió el agua para introducir en el recipiente la sonda del medidor del equipo con una profundidad de 25 cm. Tras el lapso de 5 minutos se realizó el registro de la temperatura, pH, conductividad, OD, TDS, turbidez y potencial redox, teniendo en cuentas las unidades de cada parámetro.

2.1.3 Análisis de los parámetros fisicoquímicos en el laboratorio

2.1.3.1 Sulfatos, amonio, nitrato, fosfato, cloruros, cromo (VI), fósforo y nitrógeno total

En la medición de estos parámetros se empleó el fotómetro multiparamétrico, el cual posee una configuración óptica que incorpora LEDs, filtros de interferencia y un lente de enfoque (**HANNA instruments, 2022**). Para cada parámetro se realizó el procedimiento respectivo de acuerdo con el manual de HANNA, lo cual implicó la adición de los reactivos correspondientes, la espera del tiempo indicado y el registro de los datos obtenidos. En la Tabla 5 se muestra el método en el que se fundamenta cada parámetro, así como su rango de medición y detección.

Tabla 5*Método, rango de precisión y detección para cada metal*

Metal	Expresado como	Método	Rango de precisión	Rango de detección
Sulfatos	SO ₄ ²⁻	Cloruro de bario	± 5 mg/L	0.0 a 150 mg/L
Amonio	NH ₄ ⁺	Nessler	± 0.5 mg/L	0.0 a 3.0 mg/L
Nitratos	NO ₃ ⁻	Reducción de cadmio	± 0.5 mg/L	0.0 a 30.0 mg/L
Fosfatos	PO ₄ ³⁻	Aminoácido	± 1.0 mg/L	0.0 a 30.0 mg/L
Cloruro	Cl ⁻	Tiocianato de mercurio (II)	± 0.5 mg/L	0.0 a 20.0 mg/L
Cromo (VI)	Cr ⁶⁺	Difenilcarbohidrazida	± 5 µg/L	0.0 a 1000.0 µg/L
Fósforo total	P	Ácido vanadomolibdofosfórico	± 0.5 mg/L	0.0 a 32.6 mg/L
Nitrógeno total	N	Ácido cromotrópico	± 1.0 mg/L	0.0 a 25.0 mg/L

Fuente: (HANNA instruments, 2022)

2.1.3.2 Sulfuros (S²⁻)

En la determinación de este parámetro, se siguió el método de azul de metileno, para lo cual, se tomó un balón volumétrico de 25 mL y se agregaron 10 mL de la muestra. A continuación, se incorporaron 5 mL de solución de cloruro de zinc (ZnCl₂), seguido de la adición de agua destilada hasta el 75% de la capacidad del balón, con el fin de disolver el cloruro de zinc. Luego, se añadieron 2.5 mL de Dimetil Pimelimidato (DMP) y 0.125 mL de solución de sulfato de amonio y hierro (III) (Eaton et al., 2017).

Así también, se realizaron soluciones de calibración con concentraciones de sulfuro entre 0 para el blanco y 1 mg/L. Posterior a esto, se midió la absorbancia en el fotómetro multiparamétrico a una longitud de 610 nm (Eaton et al., 2017). Finalmente, se obtuvo la concentración de los sulfuros a partir de la recta de calibración (Anexo 2) para luego reemplazar el resultado en la ecuación 1.

$$\text{Absorbancia} = 0.0769 (\text{concentración}) - 0.0092 \quad (\text{Ecuación 1})$$

2.1.3.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

En la medición de este parámetro se emplearon viales COD rango alto, a los cuales se les agregó 0.2 mL de agua destilada (blanco) y 0.2 mL de la muestra. A continuación, se colocaron los viales en el reactor HANNA y se calentaron a 150°C por 2 horas. Una vez que finalizó el proceso de digestión, se dejó enfriar a los viales a temperatura ambiente previo a realizar la lectura en el fotómetro multiparamétrico mediante el método COD para finalmente registrar los resultados en mg/L de oxígeno (O₂) (HANNA instruments, 2022).

2.1.3.4 Análisis del cromo total mediante el método de absorción atómica por horno de grafito (GFAAS)

El GFAAS se fundamenta en la absorción de luz por átomos de elementos metálicos en estado gaseoso, siendo cada elemento específico a una longitud de onda. La muestra líquida se atomiza en el horno de grafito, formando una columna de vapor de metal. Un haz de radiación se pasa a través del gas, y los átomos absorbentes en estado gaseoso absorben ciertas longitudes de onda, en el que la cantidad de radiación absorbida se relaciona con la concentración del elemento, permitiendo la cuantificación de los elementos metálicos (Eaton et al., 2017).

Como primer paso, la muestra fue acidificada con 0.5 mL de HNO₃ y filtrarla con membranas de 0.45 µm, para luego colocarla en los pocillos del equipo junto con el estándar y un blanco. Se emplearon parámetros específicos como longitud de onda, límite de detección y programación de temperatura según lo indicado en el Analytical Cookbook PG Instruments AA500. lo cual se muestra en la Tabla 6. Finalmente, se registraron los resultados de absorbancia vs concentración en mg/L (Eaton, 2017). Cabe mencionar que se realizaron disoluciones consecutivas partiendo de patrones comerciales en lo que se prepararon soluciones de diferentes concentraciones con el fin de realizar la recta de calibración (Castillo, 2019).

Tabla 6

Parámetros para la determinación de cromo por GFAAS

Elemento	Longitud de onda	Límite de detección (ppb)	Rango de la recta de calibración (ppb)
Cromo (Cr)	357.9	0.025	0 - 100

Fuente: (Eaton et al., 2017)

2.1.3.5 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

La DBO₅ es un parámetro utilizado para evaluar la cantidad de materia orgánica biodegradable presente en una muestra de agua. Este análisis fue determinado empleando el equipo OxiTop, el cual está diseñado en el cambio de presión de una botella de vidrio herméticamente cerrada junto con un sensor de oxígeno durante un período de 5 días de incubación, tiempo en el que se da la transformación de oxígeno consumido por microorganismos en CO₂ (Xylem Analytics, 2020).

Inicialmente se determinó la DQO, dado que a partir de este parámetro se estimó el volumen de muestra a emplear (Tabla 7). Seguido a esto, se tomó el volumen de la muestra en la botella ámbar de OxiTop, a la cual se le añadieron 4 gotas del inhibidor de nitrificación y 2 pastillas de hidróxido de sodio en el caucho que posee la botella. Tras asegurar el cierre del cabezal de la botella, esta fue ubicada en una bandeja agitadora y se incubó por un período de 5 días. Al finalizar este tiempo, el equipo proporcionó los resultados de DBO₅ en mg/L por cada día (Xylem Analytics, 2020).

Tabla 7

Volumen por tomar de la muestra de acuerdo con los rangos de DQO

Volumen de la muestra (mL)	Rango de medición (DQO)	Factor de multiplicación
22.7	0 - 4000	100
43,5	0 - 2000	50
97	0 - 800	20
164	0 - 400	10
250	0 - 200	5
365	0 - 80	2
432	0 - 40	1

Fuente: (Xylem Analytics, 2020)

2.1.3.6 Sólidos totales en suspensión (SST) por filtración al vacío

Para la determinación de los SST, se pesaron los crisoles y el papel filtro, los cuales fueron previamente lavados y secados a 105°C en la estufa por 2 horas. Luego, se colocó el papel filtro secado sobre el embudo del equipo y se vertieron 50 mL de la muestra de agua residual para llevar a cabo la filtración. Una vez realizado esto, se retiró el papel filtro y se colocó en el crisol para pesarlo y llevarlo a la estufa a 105°C durante 24 horas (Garcés, 2021). Finalmente, se enfrió en el desecador hasta temperatura ambiente y se pesó nuevamente empleando la ecuación 2.

$$SST = \frac{(P2 - P1) * 1000}{V} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde:

SST: Sólidos suspendidos totales

P2: Peso del residuo seco del filtrado (g)

P1: Peso del crisol + papel filtro con el residuo (seco) (g).

V: Volumen de la muestra

2.1.3.7 Sólidos disueltos totales (SDT) mediante el método gravimétrico

En primer lugar, se pesaron los crisoles, los cuales fueron lavados y secados previamente, donde se colocaron 50 mL de la muestra filtrada del proceso de los SST por filtración al vacío. Posterior a esto, se llevó a la estufa durante 2 horas a 150°C y se dejó enfriar en el desecador hasta tener un peso constante (Garcés, 2021). Finalmente, se realizó el cálculo de los SDT empleando la ecuación 3.

$$SDT = \frac{(P2 - P1) * 1000}{V} \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde:

SDT: Sólidos disueltos totales

P2: Peso del residuo seco del filtrado (g)

P1: Peso del crisol (g)

V: Volumen de la muestra filtrada

2.1.3.8 Sólidos totales (ST)

Este parámetro se determinó mediante la suma de los SST y los SDT. Para esto se empleó la ecuación 4.

$$ST \left(\frac{mg}{L} \right) = SST + SDT \quad (\text{Ecuación 4})$$

2.1.4 Comparación con el Texto Unificado de la Legislación Secundario del Ministerio del Ambiente (TULSMA)

Una vez que se obtuvieron los valores de la caracterización de los parámetros fisicoquímicos de las muestras (afluente y efluente), se procedió a realizar la comparación con la norma TULSMA, siguiendo la sección correspondiente a los límites de descarga al sistema de alcantarillado público (Anexo 1).

2.1.5 Tratamiento del agua residual con la reacción de Fenton

2.1.5.1 Ajuste de pH

Se trabajó con 1 L del efluente por cada experimentación, el cual fue colocado en vasos de precipitación. Dado que la reacción de Fenton muestra un mejor rendimiento en condiciones ácidas, se ajustó la muestra a 4 pH (2.5, 2.8, 3 y 3.5) utilizando ácido sulfúrico concentrado (H₂SO₄).

2.1.5.2 Dosis del peróxido de hidrógeno (H₂O₂) y del sulfato ferroso heptahidratado (FeSO₄*7H₂O)

Se partió de llegar a una remoción objetivo de DQO de 350 mg/L, que se encontraba por debajo del límite establecido en la norma TULSMA (500 mg/L), donde se trabajó con peróxido de hidrógeno al 50%. Para ello, se empleó la siguiente ecuación:

$$350 \frac{mg \text{ DQO}}{L} * \frac{34 mg \text{ H}_2\text{O}_2}{32 mg \text{ DQO}} * \frac{1 g}{1000 mg} * \frac{1 ml \text{ H}_2\text{O}_2}{1.1 g \text{ H}_2\text{O}_2} * \frac{1}{0.5} \quad (\text{Ecuación 5})$$

Por otra parte, para determinar la cantidad de sulfato ferroso que debía agregarse, se utilizó la ecuación 6, en lo que se tomaron en cuenta cuatro relaciones molares Fe²⁺/H₂O₂ (1/20, 1/15, 1/10, 1/5) en los tratamientos, donde se tuvo en cuenta que el reactivo utilizado tenía una pureza del 70%.

$$\frac{0.350 g \text{ DQO}}{20 L} * \frac{278.2 g \text{ FeSO}_4 * 7\text{H}_2\text{O}}{32 g \text{ DQO}} * \frac{1}{0.70} \quad (\text{Ecuación 6})$$

A continuación, se muestran las cantidades de reactivo que se emplearon para cada relación molar:

Tabla 8

Cantidades empleadas de los reactivos con respecto a la relación molar Fe²⁺/H₂O₂

Fe ²⁺ /H ₂ O ₂	H ₂ O ₂ (mL/L)	FeSO ₄ *7H ₂ O (g)
1/20		0.217
1/15		0.289
1/10	0.676	0.434
1/5		0.869

2.1.5.3 Oxidación, neutralización y filtración

Para llevar a cabo la oxidación de Fenton, se procedió a añadir la cantidad previamente calculada de sulfato ferroso heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) al vaso de precipitación con el efluente, junto con el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) tras el lapso de dos minutos. Una vez que ambos reactivos fueron agregados, el agua fue transferida al floculador de prueba de jarras y agitada a 100 rpm durante 120 minutos.

En el proceso de la neutralización, se preparó una solución de agua con pH 12. Así también, se tomaron alícuotas de 20 mL del agua tratada cada 0, 20, 40, 60, 80 y 120 minutos, para luego realizar una dilución 1:5 con 80 mL de agua destilada a pH 12. Finalmente, se realizó la filtración del agua empleando filtros de jeringa para luego realizar la medición de la DQO.

2.1.5.4 Monitoreo de la DQO

En este proceso, se utilizaron viales donde se añadieron 2.5 mL de la muestra tratada, 1.5 mL de solución digestora y 3.5 mL de ácido sulfúrico. Además, se empleó un vial con agua a pH 12 (blanco). Los tubos fueron colocados en el reactor HANNA a 150°C durante 2 horas, donde posterior a la digestión se los dejó a temperatura ambiente para finalmente realizar la lectura de la absorbancia a 610 nm mediante el fotómetro multiparamétrico. Esto se realizó para los 6 tiempos establecidos (0, 20, 40, 60, 80 y 120 minutos).

2.1.5.5 Eficiencia de la remoción de la reacción de Fenton

En la evaluación de la eficiencia de la remoción, se consideró la absorbancia final e inicial obtenida de cada tratamiento. Estos valores se reemplazaron en la ecuación 7.

$$\% \text{Remoción} = 1 - \frac{Abs_f}{Abs_0} \times 100 \quad (\text{Ecuación 7})$$

Donde:

Abs_f: absorbancia final

Abs₀: absorbancia inicial

2.1.5.6 Caracterización de la muestra tratada

Una vez que se determinaron los tiempos de reacción, pH y relación molar Fe²⁺/H₂O₂ que proporcionaron la máxima remoción de materia orgánica, se procedió a llevar a cabo una caracterización fisicoquímica de la muestra tratada para el mejor tratamiento. Así también, se realizó una comparación con el efluente sin tratar para evaluar la eficiencia de degradación lograda por el proceso Fenton empleando la ecuación 8. Además, se realizó una comparación con los límites establecidos por la norma TULSMA para evaluar si el tratamiento cumplió con los estándares ambientales requeridos.

$$\%Remoción = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (Ecuación 8)$$

2.1.6 Tratamiento de lodos

Según **Salazar et al. (2022)**, el tratamiento de aguas con la reacción de Fenton genera contaminantes secundarios como los lodos de hierro. Una de las formas de tratar los lodos generados por el proceso Fenton es mediante la solidificación-estabilización con cemento, que implica la mezcla de los lodos con cemento Portland y cal para formar un material sólido.

2.1.6.1 Solidificación-estabilización del lodo

Se emplearon 4 tratamientos, donde se utilizaron diferentes cantidades de cemento y cal. Las cantidades empleadas se presentan en la Tabla 9.

Tabla 9

Cantidades empleadas de cemento y cal para los lodos Fenton

Tratamiento	Volumen del residuo acuoso (mL)	Cemento (g)	Cal (g)
1	25	65	10
2	20	70	10
3	30	65	5
4	30	60	10

El residuo acuoso se mezcló junto con el cemento y cal para luego verter la mezcla en un recipiente plástico con capacidad de 1 L. Se dejó la mezcla en reposo por 24 horas hasta que se solidificó. Una vez que adquirió consistencia sólida, se retiró del molde y se dejó secar por 7 días a temperatura ambiente.

2.1.6.2 Método TLCP (Procedimiento de lixiviación característica de toxicidad)

Se tomó como referencia el método 1311 de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, para lo cual se preparó una solución extractora de agua destilada y ácido acético glacial por litro de agua destilada. Seguidamente, se trituró el material solidificado a un tamaño menor a 9.5 mm donde luego se pesaron 10 g del material triturado y se lo mezcló con la solución extractora en una botella, teniendo en cuenta una relación peso 20:1 líquido-sólido, dejando reposar por un lapso de 7 días a la mezcla obtenida. Cumplidos los 7 días se realizó una filtración al vacío con para finalmente realizar la caracterización del líquido obtenido (Liu et al., 2019).

2.1.6.3 Caracterización del residuo postratamiento

Con el empleo del fotómetro multiparamétrico se analizó la concentración del Cr (VI), amonio, nitrógeno nitrato, fósforo fosfato, cloruros, sulfatos, cromo (VI), sulfuros, fósforo y nitrógeno total, donde para cada parámetro se siguieron las instrucciones del manual HANNA. Así también, se realizó la medición de cromo, cadmio y plomo con

el empleo del EAA acorde a las indicaciones Analytical Cookbook PG Instruments AA500, como se muestra a continuación:

Tabla 10

Parámetros para la determinación de metales pesados por GFAAS

Metal	Rango de la recta de calibración (ppb)	Longitud de onda (nm)	Límite de detección (ppb)
Cadmio	0 - 50	228.80	0.01
Plomo	0 - 150	217.0	0.03
Cromo	0 -100	357.9	0.025

Fuente: (Eaton et al., 2017)

2.1.7 Determinación del efecto de la oxidación de Fenton sobre la biodegradabilidad del efluente

2.1.7.1 Preparación del inóculo enriquecido

Como primer paso, se preparó un inóculo enriquecido compuesto por 1 L del efluente al que se le añadieron 424 mg/L de glucosa, 28.06 mg/L de fosfato monopotásico y 75.8 mg/L de cloruro de amonio. Esto se llevó a un agitador durante 24 horas a temperatura para su posterior utilización. De igual forma, se llevó a cabo la preparación de otro inóculo enriquecido utilizando 1 L de los lodos provenientes de la PTAR de Ambato empleando las mismas cantidades de sales.

2.1.7.2 Medición de la DBO₅ con el equipo OxiTop

Se realizó la medición de la DBO₅ con el equipo OxiTop, donde el volumen de muestra a emplear fue de 250 mL para todos los casos. Las composiciones de las muestras se encuentran en la Tabla 11. Una vez que se tuvieron los resultados de la DBO₅, se realizó el cálculo de la biodegradabilidad, mediante el factor DBO₅/DQO.

Tabla 11*Composición de las muestras*

Composición	
Blanco	10% inóculo; 90% agua destilada
Control	10% inóculo; 90% agua destilada + sales
t = 0	10% inóculo; 90% muestra tratada (t ₀)
t = 120	10% inóculo; 90% muestra tratada (t ₁₂₀)

CAPÍTULO III

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Análisis y discusión de los resultados

3.1.1 Caracterización inicial de los parámetros fisicoquímicos *in situ*

Se presenta la caracterización inicial de los parámetros fisicoquímicos del agua residual de la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua medidos *in situ*, directamente en las instalaciones. En la Tabla 12 se muestran los resultados de los parámetros fisicoquímicos obtenidos, tanto del afluente como el efluente.

Tabla 12

Caracterización fisicoquímica in situ del afluente y efluente

Parámetros	Expresado como	Afluente	Efluente	TULSMA
Temperatura	°C	16.8 ± 0.3	17.7 ± 0.4	<45
pH		9.8 ± 0.0	8.1 ± 0.0	6-9
Conductividad	μS/cm	1135.3 ± 1.2	1303.3 ± 1.7	-
Oxígeno Disuelto	O ₂ %	91.7 ± 0.2	93.8 ± 0.9	-
Sólidos disueltos totales	TDS mg/L	5668 ± 0.8	6506.3 ± 3.1	-
Turbidez	NTU	726.3 ± 1.2	967 ± 0.8	-
Potencial Redox	ORP mV	351 ± 0.8	193.6 ± 0.1	-

Nota. Los valores representados en la columna de afluente y efluente representan la media ± la desviación estándar.

La temperatura es un factor importante para evaluar la calidad del agua con relación a la viabilidad de los organismos acuáticos. Esta puede afectar las condiciones físicas y químicas, incluyendo la concentración de oxígeno. Según los resultados obtenidos, se encontró que la temperatura de efluente fue de 17.7 °C, valor que se encuentra dentro de lo estipulado por la norma (Kędra, 2020).

En cuanto al pH del efluente, se obtuvo un valor de 8.1, encontrándose dentro del máximo permisible. Las diversas especies tienen un desarrollo favorable en diferentes niveles de acidez (pH), siendo el pH óptimo para la mayoría de los organismos acuáticos de 6.5 a 8 (**Li et al., 2022**).

Por otra parte, la conductividad es una forma de medir la capacidad que tiene el agua para conducir corriente eléctrica. El aumento de la conductividad en el efluente (1303.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$) en comparación con el afluente (1135.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sugiere la presencia de productos químicos o sales adicionales debido a los procesos de tratamiento. Así también, la conductividad puede verse influenciada por la presencia de sólidos inorgánicos disueltos, tales como cloruros, nitratos, sulfatos y fosfatos (aniones), así como por sodio, magnesio, calcio, hierro y aluminio (cationes) (**Caizán et al., 2020**).

El suministro adecuado de oxígeno disuelto (OD) puede estimular a los microorganismos a descomponer la materia orgánica. Por ende, el control del OD es una cuestión de gran preocupación para garantizar un nivel óptimo que sostenga las actividades biológicas en el proceso de aireación (**Li et al., 2022**).

En la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua se emplea un tiempo de aireación de 8 a 12 horas, lo que significa que el agua residual se mantiene en contacto con el oxígeno durante este periodo con el fin de proporcionar un ambiente adecuado para la actividad microbiana. Un 93.8 % de OD indica que el agua tratada contiene una cantidad alta de oxígeno disuelto, lo cual es esencial para promover la degradación efectiva de la materia orgánica por los microorganismos aeróbicos (**Giri et al., 2022**).

Los sólidos disueltos totales (TDS) en aguas residuales comprenden materia orgánica disuelta y sales inorgánicas, como sodio, potasio, calcio, magnesio, cloruro, bicarbonatos y sulfatos (**Chen et al., 2021**). Para este parámetro, se obtuvo un valor de 6506.3 mg/L, lo cual indica que los niveles están considerablemente elevados. Esta alta concentración puede atribuirse a la presencia de sulfatos, fosfatos y cloruros en el agua, los cuales son generados durante los procesos de producción del cuero y contribuyen significativamente al aumento de los TDS en las aguas residuales industriales (**Sinlapacheewa et al., 2023**).

Los efluentes turbios de las curtidurías representan un serio riesgo ambiental, dado que interfieren en la fotosíntesis de los hábitats acuáticos, dado que obstruyen la penetración de la luz en el cuerpo de agua. La turbidez mide la cantidad de partículas suspendidas en el agua, lo que afecta la claridad visual. El incremento de la turbidez en el efluente (967 NTU) con respecto al afluente (726.3 NTU) indica que el tratamiento puede no estar eliminando completamente las partículas en suspensión **(Roy et al., 2023)**.

El potencial de oxidación-reducción (ORP) es una medida utilizada para evaluar la capacidad redox de todo el sistema y se expresa mediante el valor ORP, que es una variable de calidad del agua. La reducción significativa del potencial redox en el efluente (193.6 mV) en comparación con el afluente (351 mV) podría estar relacionada con la degradación de compuestos orgánicos durante el tratamiento **(Wang et al., 2022)**.

3.1.2 Determinación de parámetros fisicoquímicos en el laboratorio

En la Tabla 13 se presentan los resultados de los parámetros fisicoquímicos tanto del afluente como el efluente de la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua. Estos resultados fueron obtenidos mediante análisis en el laboratorio y proporcionan una visión detallada de la composición física y química de ambas aguas.

Tabla 13*Caracterización fisicoquímica en el laboratorio del afluente y efluente*

Parámetro	Expresado como	Afluente	Efluente	TULSMA
DBO (mg/L)		2000 ± 0	80 ± 0.0	250
DQO (mg/L)		6483 ± 0.8	778.7 ± 0.5	500
ST (mg/L)		7361.3 ± 1.9	7540 ± 0.0	1600
SDT (mg/L)		7106 ± 0.0	7464 ± 0.0	-
SST (mg/L)		254.7 ± 0.5	76 ± 0.0	220
Amonio (mg/L)	NH ₄ ⁺	159 ± 0.8	106 ± 0.8	-
Nitrógeno nitrato (mg/L)	NO ₃ -N	21.6 ± 0.3	6.91 ± 0.9	-
Fósforo fosfato (mg/L)	PO ₄ -P	17.4 ± 0.5	10.5 ± 0.5	-
Cloruros (mg/L)	Cl ⁻	901 ± 0.8	531 ± 0.8	-
Sulfatos (mg/L)	SO ₄ ²⁻	4201 ± 0.8	4300.3 ± 0.5	440
Cromo VI (mg/L)	Cr ⁶⁺	0.3 ± 0.5	0.1 ± 0.0	0.5
Sulfuros (mg/L)	S ²⁻	21 ± 0.0	15.4 ± 0.0	1
Fósforo total (mg/L)	P	32.5 ± 0.1	22.7 ± 0.5	15
Nitrógeno total (mg/L)	N	191.7 ± 0.5	102.7 ± 0.5	60
Cromo total (mg/L)	Cr	0.85 ± 0.0	0.14 ± 0.0	-

Nota. Los resultados del contenido representan la media ± la desviación estándar.

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) es una medida que no solo determina la cantidad de sustancias biológicamente activas, como las bacterias, sino que también la cantidad de materia orgánica biológicamente inactiva presente en el agua. Los valores de DQO obtenidos para el afluente fueron de 6483 mg/L, mientras que para el efluente se obtuvo 778.7 mg/L, superando el valor permisible de 500 mg/L. Esto indica que todavía hay una considerable carga de materia orgánica y compuestos químicos presentes después del tratamiento llevado a cabo **(Fernandez et al., 2022)**.

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) se refiere a la cantidad de O₂ necesaria para la oxidación biológica de la materia orgánica presente en el agua **(Dodds & Whiles, 2020)**. Dentro de esto, se encontró que, el afluente tuvo una DBO₅ de 2000 mg/L, lo que sugiere que el agua de entrada posee una alta carga de materia orgánica. Por otra parte, para el efluente se obtuvo una DBO₅ de 80 mg/L lo cual indica que la planta de tratamiento ha logrado remover la mayor parte de la materia orgánica, teniendo así un bajo recuento de organismos microbianos. Tal reducción puede ser atribuida en parte al uso de productos químicos durante los procesos de producción de la curtiduría, dado que estos contribuyen en la descomposición de materia orgánica **(Bozorg et al., 2021)**.

Los sólidos totales (ST) son la suma de los sólidos disueltos (SDT) más los sólidos suspendidos y sedimentables (SST) presentes en el agua. Dentro de estos parámetros, para los ST se tuvo un valor de 7361.3 mg/L para el afluente y 7540 mg/L en el efluente, encontrándose por encima de los límites permisibles (1600 mg/L). Esto afecta a la claridad del agua a su vez que puede verse afectada la eficiencia de la planta de tratamiento **(Sawalha et al., 2019)**.

Así también, en los SDT existe un incremento en el efluente (7464 mg/L) a comparación del afluente (7106 mg/L), hecho que puede atribuirse a que la composición del agua residual que ingresa a la planta de tratamiento que puede variar con el tiempo debido a cambios en los procesos de producción, lo que afectaría la concentración de los SDT en el efluente. Con respecto a los SST, el efluente posee un valor de 76 ± 0.0 mg/L, encontrándose dentro de los límites permisibles (220 mg/L) **(Babaniyi et al., 2021)**.

En cuanto al amonio (NH_4^+), se observa una reducción en la concentración de amonio en el efluente (106 mg/L) en comparación con el afluente (159 mg/L). Esta reducción puede deberse al proceso de nitrificación, donde las bacterias convierten el amonio en nitrito y luego en nitrato. Esto explicaría la disminución de amonio en el efluente **(Karri et al., 2018)**.

En el nitrógeno nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) se obtuvo un valor de 21.6 y 6.91 mg/L, para el afluente y efluente respectivamente. En el caso del nitrógeno total (N), se reportó 191.7 mg/L para el afluente y 102.7 mg/L en el efluente (lo que sobrepasa el límite de 60 mg/L). La disminución del $\text{NO}_3\text{-N}$ en el efluente sugiere que hay algún grado de reducción en la concentración de nitratos después del tratamiento biológico. Sin embargo, dado que el nitrógeno total apenas disminuyó, es probable que algunos compuestos del nitrógeno aún no se hayan degradado completamente durante el tratamiento **(Fernandez et al., 2022)**.

En el caso del fósforo fosfato ($\text{PO}_4\text{-P}$), los datos de concentración en el agua residual de curtiduría mostraron un valor de 17.4 mg/L en el afluente y una disminución a 10.5 mg/L en el efluente. En el caso del fósforo total, se obtuvieron concentraciones de 32.5 mg/L en el afluente y 22.7 mg/L (sobrepasando el límite de 15 mg/L) en el efluente. La disminución observada puede atribuirse al empleo de materiales de adsorción, tales como sorbentes a base de biochar, zirconio-lantano-modificado magnetita, calcita, entre otros, utilizados en la etapa para eliminar el fósforo. Estos materiales son conocidos por su alta capacidad de adsorción de fosfatos presentes en las aguas residuales **(Kunhikrishnan et al., 2022; Mažeikienė & Šarko, 2022)**.

La disminución en la concentración de cloruros (Cl^-) en el efluente (531 mg/L) en comparación con el afluente (901 mg/L) indica que el tratamiento está logrando reducir la cantidad de estos en el agua residual. Así también, este parámetro pese a no encontrarse dentro de la Tabla 8 (Anexo 1) de los límites permitidos para la descarga al alcantarillado, se encuentra establecido un límite permisible de 1000 mg/L por la norma TULSMA, encontrándose el valor obtenido dentro de este.

La concentración del cromo VI (Cr^{6+}) para el efluente fue de 0.1 mg/L, encontrándose dentro de los niveles permitidos (0.5 mg/L). Esto indica que el proceso de tratamiento de la planta de la curtiduría redujo la concentración de Cromo VI en el agua residual. Es importante destacar que este parámetro es altamente genotóxico, mutagénico y cancerígeno (**Sharma et al., 2022**).

Con respecto al cromo total, los resultados de los análisis muestran que el valor de este parámetro para el efluente fue de 0.14 mg/L, y pese a no encontrarse en la Tabla 8 de la norma TULSMA, se tiene un límite establecido por la misma norma de 0.05 mg/L, sobrepasando el límite. La presencia del cromo total en el agua residual puede deberse a diversas fuentes de contaminación. Esto puede atribuirse a que, dentro de la industria curtiembre, dicho parámetro puede provenir de diferentes etapas del proceso de curtido del cuero, como el uso de sales de cromo en los productos químicos utilizados para el tratamiento del cuero (**Sharma et al., 2022**).

El contenido de sulfuros (S^{2-}), en el agua residual de la industria del curtido de cueros se origina a partir del proceso de pelambre, que consiste en la eliminación de la piel de los cueros (**Agudelo et al., 2019**). La presencia de sulfatos y sulfuros en el agua residual de la industria del curtido de cueros está relacionada con la actividad de las bacterias sulfato-reductoras en el sistema (**Subba et al., 2022**).

En los sulfatos (SO_4^{2-}), el efluente presentó un valor de 4300.3 mg/L, lo que sobrepasa el límite de 400 mg/L, mientras que, para los sulfuros (S^{2-}), se encontró un valor de 15.4 mg/L en el efluente, encontrándose por encima del límite permitido (1 mg/L). Considerando que en la curtiduría se lleva a cabo una aireación de 8 a 12 horas, es posible que esta práctica esté influyendo en los niveles de sulfatos y sulfuros en el agua residual. **Subba et al., (2022)**, menciona que la aireación proporciona oxígeno al sistema, creando condiciones aerobias que limitan la actividad de las bacterias sulfato-reductoras responsables de la transformación de sulfatos en sulfuros en condiciones anaerobias.

3.1.3 Identificación de los parámetros óptimos de la reacción de Fenton en la remoción de materia orgánica

Tras llevar a cabo diversos ensayos de tratamiento (Anexo 3), se logró identificar los parámetros óptimos para el proceso de Fenton. Los resultados indican que la mejor relación molar fue de 1/10 $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$, con un pH de 2.5 y tiempo de reacción de 120 minutos (Tabla 14). Como parámetro de medición se tomó la absorbancia medida a la 610 nm, donde se calculó el porcentaje en función del tiempo, obteniendo una remoción de la absorbancia máxima del 77.7 % al tiempo 120.

Tabla 14

Resultados del mejor tratamiento con Fenton

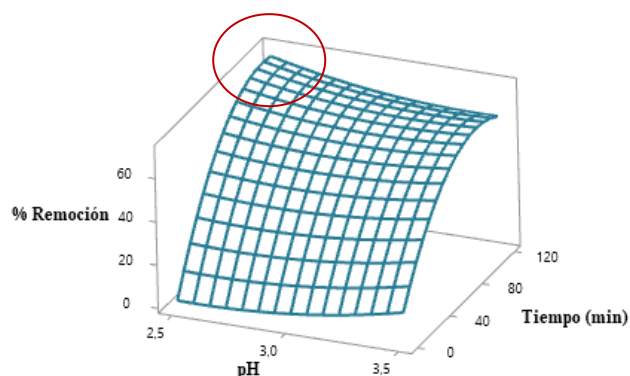
Relación 1/10 $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$		
pH	Tiempo (min)	% Remoción
2.5	0	0 ± 0
	20	26.0 ± 0.1
	40	39.2 ± 0.1
	60	52.0 ± 0.1
	80	64.4 ± 0.3
	120	77.7 ± 0.1

Nota. Los resultados del contenido representan la media ± la desviación estándar.

Se realizó un diagrama de superficie para representar el mejor tratamiento, lo cual se muestra en la Figura 2, que representa el comportamiento que tuvo el pH y el tiempo con respecto a la remoción de la absorbancia.

Figura 2

Diagrama de superficie para el mejor tratamiento de la reacción de Fenton



Nota. El círculo rojo representa la región máxima de remoción de la absorbancia, esto con respecto a la relación 1/10 Fe²⁺/H₂O₂, pH de 2.5 y tiempo de reacción de 120 minutos.

Una vez determinado el mejor tratamiento se realizó la medición de la DQO mediante el método COD con HANNA en el fotómetro multiparamétrico. Los resultados se muestran en la Tabla 15.

Tabla 15

Resultados de la DQO

Relación 1/10 Fe ²⁺ /H ₂ O ₂		
pH	Tiempo (min)	DQO (mg/L)
2,5	0	995.3 ± 0.1
	120	435.4 ± 0.3

Nota. Los resultados del contenido representan la media ± la desviación estándar.

El pH óptimo encontrado de 2.5 tiene un impacto significativo en la producción de radicales OH y, por lo tanto, en la eficiencia de oxidación. Este pH permitió una remoción máxima de DQO del 45.3%, así como una remoción de la mayor parte de los parámetros fisicoquímicos (Tabla 17). Dentro de esto, se tiene una relación de 0.80 mg H₂O₂/DQO para el mejor tratamiento, este valor sugiere que se requieren 0.80 miligramos de peróxido de hidrógeno para eliminar 1 miligramo de DQO. Una

relación más alta indica que se necesita más peróxido de hidrógeno para lograr la misma reducción de DQO, lo que podría implicar una menor eficiencia del tratamiento.

Cuando el pH disminuye, el potencial de oxidación de los radicales OH aumenta, lo que resulta en una mayor capacidad de oxidación. Sin embargo, es importante tener en cuenta que la actividad del reactivo de Fenton, responsable de la generación de los radicales OH se reduce al aumentar el pH, debido a la falta de Fe^{2+} activo en la solución, lo que lleva a la formación de precipitados de oxohidróxidos de hierro e hidróxido férrico inactivos (Ayoub, 2022).

La cantidad empleada de reactivos fue de 0,677 mL/L de H_2O_2 y 0.434 g/L. **Xu et al., (2020)**, menciona que, cuando la concentración de peróxido de hidrógeno aumenta en el medio, se observa un aumento en la eficiencia del tratamiento. Esto se debe a que el peróxido de hidrógeno es una fuente de radicales OH, que son altamente reactivos y efectivos para la oxidación de contaminantes. Al igual que con el peróxido de hidrógeno, es necesario mantener un equilibrio en la cantidad de hierro utilizado. Un exceso de hierro podría generar efectos no deseados o interferir con la eficacia del tratamiento, mientras que una cantidad insuficiente podría limitar la generación de radicales OH y reducir la eficiencia de oxidación.

A medida que se aumentó el tiempo de reacción, se observó un incremento en el porcentaje de remoción en la absorbancia (Tabla 14). Específicamente, el mejor tiempo de reacción fue de 120 minutos, lo que resultó en una remoción más efectiva de los contaminantes (Tabla 17). Este resultado concuerda con el estudio realizado por **Xu et al., (2020)**, donde se encontró que un tiempo de reacción de 120 minutos permitió alcanzar un 51% de remoción de DQO en aguas residuales que contenían contaminantes orgánicos difíciles de degradar.

Figura 3

Tratamiento antes y después de la reacción de Fenton



La imagen del antes (izquierda) muestra el efluente con un color marrón oscuro, lo que indica una alta concentración de materia. Sin embargo, la imagen después del tratamiento (derecha) revela un cambio notable, con una disminución significativa del color, mostrando un agua mucho más clara y limpia. Este cambio visual evidencia la eficacia del tratamiento Fenton en la remoción de contaminantes y la mejora de la calidad del agua residual.

3.1.3.1 Remoción de la materia orgánica

A continuación, se presentan los resultados de los parámetros fisicoquímicos obtenidos después del tratamiento del agua.

Tabla 16*Parámetros fisicoquímicos in situ de la muestra tratada*

Parámetros	Unidades	Efluente	Muestra tratada	TULSMA
Temperatura	°C	17.7 ± 0.4	18.5 ± 0.4	<45
pH		8.1 ± 0.0	7.5 ± 0.4	6-9
Conductividad	μS/cm	1303.3 ± 1.7	519.2 ± 0.2	
Oxígeno Disuelto	mg/L	93.8 ± 0.9	137.3 ± 0.3	
Sólidos disueltos totales	mg/L	6506.3 ± 3.1	899.8 ± 1.1	
Turbidez	NTU	967 ± 0.8	102 ± 0.8	
Potencial Redox	mV	193.6 ± 0.1	278.3 ± 0.1	

Nota. Los resultados del contenido representan la media ± la desviación estándar.

El proceso de tratamiento demostró ser altamente efectivo en la remoción de contaminantes presentes en el efluente. El pH final de la muestra tratada fue de 7.5, lo que sugiere que el proceso de Fenton ayudó a neutralizar los componentes ácidos presentes en el efluente. La conductividad también disminuyó a 519.2 μS/cm, lo cual indica una reducción en la concentración de sales y otros iones disueltos en el agua tratada. Esto puede deberse a la precipitación y eliminación de algunos contaminantes inorgánicos durante el proceso (**Caizán et al., 2020**).

Por otra parte, el aumento en el OD puede explicarse por el efecto oxidante de este proceso, debido a que, en la reacción de Fenton, el peróxido de hidrógeno (H₂O₂) y el catalizador de hierro (Fe²⁺/Fe³⁺) generan radicales hidroxilos altamente reactivos. Estos radicales hidroxilos pueden oxidar y descomponer la materia orgánica y otros contaminantes presentes en el agua residual (**Kaur et al., 2019**).

La concentración de SDT se redujo a 899.8 mg/L, lo que indica una disminución en la cantidad de materiales sólidos presentes en el efluente (**Sawalha et al., 2019**). La turbidez también se redujo a 102 NTU, lo que sugiere una menor presencia de

partículas suspendidas y coloides en el agua tratada. Un aumento en el potencial redox de indica una mayor capacidad oxidativa y degradativa del agua residual (Li et al., 2022).

Tabla 17

Remoción de los parámetros fisicoquímicos empleando la reacción de Fenton

Parámetro	Efluente	Muestra tratada	% Remoción	TULSMA
DQO (mg/L)	778.7 ± 0.5	425.7 ± 0.5	45.3 ± 0.5	500
ST (mg/L)	7540 ± 0.0	580 ± 0.0	92.3 ± 0.3	1600
SDT (mg/L)	7464 ± 0.0	751.2 ± 0.1	89.9 ± 0.1	-
SST (mg/L)	76 ± 0.0	21.4 ± 0.2	71.8 ± 0.2	220
Amonio (mg/L)	106 ± 0.8	47.8 ± 0.5	54.9 ± 0.4	-
Nitrógeno nitrato (mg/L)	6.91 ± 0.9	0 ± 0.0	100 ± 0.0	-
Fósforo fosfato (mg/L)	10.5 ± 0.5	0 ± 0.0	100 ± 0.0	-
Cloruros (mg/L)	531.0 ± 0.8	108.3 ± 0.2	79.6 ± 0.6	-
Sulfatos (mg/L)	4300.3 ± 0.5	952.3 ± 0.2	77.9 ± 0.1	440
Cromo VI (mg/L)	0.1 ± 0.0	0 ± 0.0	100 ± 0.0	0.5
Sulfuros (mg/L)	15.4 ± 0.0	3.2 ± 0.0	79.2 ± 0.2	1
Fósforo total (mg/L)	22.7 ± 0.5	0.05 ± 0.0	99.8 ± 0.5	15
Nitrógeno total (mg/L)	102.7 ± 0.5	9.65 ± 0.5	90.60 ± 0.3	60
Cromo total (mg/L)	0.14 ± 0.0	0.12 ± 0.0	14.28 ± 0.3	-

Nota. Los resultados del contenido representan la media ± la desviación estándar.

Según los datos expuestos en la Tabla 17, se observaron mejoras significativas en la mayoría de los parámetros fisicoquímicos analizados. La muestra tratada mostró una remoción del 45.3% en la DQO, principal parámetro que se empleó como medición en la contaminación del agua residual. que se buscaba degradar. Así también, se alcanzaron altos porcentajes de remoción para otros parámetros, destacando un 100%, para el fósforo fosfato, nitrógeno nitrato y cromo VI.

Sin embargo, parámetros como los sulfatos, cromo total y sulfuros no se redujeron por debajo de la norma, a pesar de presentar una significativa remoción. La persistencia de sulfatos y sulfuros después posterior al tratamiento con Fenton puede estar relacionada con la naturaleza de estos compuestos y las condiciones específicas del tratamiento. Estos son compuestos inorgánicos y su reactividad con los radicales OH que se producen en la reacción de Fenton puede ser diferente en comparación con los compuestos orgánicos **(Lyngsie et al., 2018)**.

Por otra parte, la presencia del cromo total puede deberse a que durante el proceso Fenton se generan radicales hidroxilos altamente reactivos que pueden reaccionar con los iones de cromo presentes en el agua residual. Esto podría conducir a la formación de complejos entre el cromo y otros componentes presentes en la solución, lo que dificulta su remoción efectiva **(Hong et al., 2023)**. Los sulfatos son compuestos altamente estables y no son directamente susceptibles a la oxidación por los radicales OH. Por otro lado, los sulfuros pueden reaccionar con los radicales OH y sufrir una oxidación, pero también pueden formar especies intermedias como azufre elemental o azufre oxidado, que pueden ser más estables y menos susceptibles a la oxidación completa **(Goria et al., 2022)**.

Cabe mencionar la presencia de cloruros posterior al tratamiento, lo cual puede atribuirse a que dada la concentración de contaminantes orgánicos que se encontraban en el efluente, es posible que los radicales OH preferentemente reaccionaron con estos compuestos más que con los cloruros presentes, lo que podría dar lugar a una menor eficiencia en la oxidación de este parámetro **(Farahbod, 2022; Hong et al., 2023)**.

3.1.4 Tratamiento de los lodos Fenton

Se presentan los parámetros fisicoquímicos de los lodos tras la aplicación de diferentes cantidades de cemento y cal para su tratamiento.

Tabla 18

Resultados de los tratamientos de los lodos Fenton

Parámetro	Tratamiento				TULSMA
	1	2	3	4	
Amonio (mg/L)	51 ± 0.2	43 ± 0.6	56 ± 0.5	31 ± 0.9	-
Nitrógeno nitrato (mg/L)	31.3 ± 0.3	32.3 ± 0.7	41.1 ± 0.5	27.3 ± 0.2	-
Fósforo fosfato (mg/L)	36.7 ± 0.4	58.1 ± 0.9	64.3 ± 0.3	33.7 ± 0.3	-
Cloruros (mg/L)	45 ± 0.3	56 ± 0.5	62 ± 0.2	37 ± 0.6	-
Sulfatos (mg/L)	125.8 ± 0.7	134.5 ± 0.8	245.9 ± 0.2	102.3 ± 0.6	440
Cromo VI (mg/L)	0.03 ± 0.0	0.04 ± 0.0	0.08 ± 0.0	0 ± 0.0	0.5
Sulfuros (mg/L)	1.2 ± 0.2	1.9 ± 0.5	2.3 ± 0.5	0.8 ± 0.0	1
Fósforo total (mg/L)	9.8 ± 0.3	10.33 ± 0.9	14.8 ± 0.7	3.9 ± 0.2	15

Nitrógeno total (mg/L)	56.9 ± 0.3	88.4 ± 0.3	98.3 ± 0.2	41.3 ± 0.4	60
Cadmio (mg/L)	0.00059 ± 0.0	0.00068 ± 0.0	0.00028 ± 0.0	0.00015 ± 0.0	0.02
Plomo (mg/L)	0.051 ± 0.0	0.041 ± 0.0	0.042 ± 0.0	0.018 ± 0.0	0.2
Cromo total (mg/L)	0.030 ± 0.0	0.025 ± 0.0	0.022 ± 0.0	0.015 ± 0.0	-

Nota. Los resultados del contenido representan la media ± la desviación estándar.

La generación significativa de lodos de Fe^{3+} durante la neutralización es una limitación importante en el proceso Fenton, lo cual reduce su aplicabilidad en la industria. Estos lodos, debido a la adsorción de compuestos orgánicos residuales del efluente tratado, se consideran peligrosos y requieren tratamientos adicionales o una eliminación adecuada (**Gamaralalage et al., 2019**).

Con base a los resultados mostrados, el tratamiento 4 (30 mL del residuo acuoso, 60 g de cemento y 10 g de cal) fue el más efectivo en términos de la remoción de contaminantes, ya que muestra los valores más bajos en la mayoría de los parámetros fisicoquímicos evaluados. En comparación con los demás tratamientos, se observa una reducción significativa en las concentraciones de amonio, nitrógeno nitrato, cloruros, sulfatos, cromo VI, sulfuros, fósforo y nitrógeno total. Estos valores se encuentran por debajo de los límites máximos establecidos para la descarga hacia el alcantarillado, lo que indica que los lixiviados generados a partir de los residuos tratados en el tratamiento son seguros y no dañan los cuerpos acuosos a los que se descargan.

3.1.5 Determinación de la biodegradabilidad

Posterior a la determinación de los parámetros óptimos de la reacción de Fenton, se evaluó la biodegradabilidad del agua bajo esas condiciones (pH: 2.5, tiempo de 120 minutos y relación 1/10 $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) para el agua tratada. Así también se tomó en cuenta el tiempo 0 del tratamiento con el fin de obtener una referencia inicial para evaluar la eficacia del proceso en la reducción de la carga de materia orgánica presente en el efluente.

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en la biodegradabilidad, empleando como inóculo el efluente de la planta de tratamiento y lodos de la PTAR de Ambato.

Tabla 19*Resultados de la DBO5 empleando inóculos del efluente y de lodos*

	DBO ₅ (mg/L)	
	Efluente	Lodos
Blanco	5 ± 0.0	600 ± 0.2
Control	10 ± 0.1	900 ± 0.1
t = 0	0 ± 0.0	250 ± 0.0
t = 120	0 ± 0.0	250 ± 0.0

Nota. Los resultados del contenido representan la media ± la desviación estándar.

Los lodos de las plantas de tratamiento de agua residuales contienen una mezcla de materia orgánica, sólidos inorgánicos y microorganismos. Estos se forman como resultado del proceso de tratamiento, en el cual se separan los sólidos y las partículas suspendidas del agua residual (**Roychoudhury & Das, 2022**).

El empleo de estos para evaluar la biodegradabilidad posterior al tratamiento químico con Fenton se debe a que, contienen una gran cantidad de microorganismos, que son fundamentales en la degradación de compuestos orgánicos. Al agregar lodos al agua tratada con el proceso Fenton, se pueden proporcionar microorganismos adicionales que pueden continuar el proceso de biodegradación y ayudar a eliminar los contaminantes remanentes.

Así también, los lodos contienen materia orgánica, que puede servir como sustrato para los microorganismos. La presencia de materia orgánica adicional en el agua tratada puede mejorar las condiciones para la actividad microbiana y estimular la biodegradación de compuestos orgánicos presentes en el efluente tratado (**Malcheva et al., 2022**).

Como se observa en la Tabla 19, al emplear los lodos en el control se obtiene una DBO₅ de 600 mg/L para el blanco, mientras que en el control se obtiene 900 mg/L. Este último valor es superior al blanco, debido a la composición de este (90% lodos enriquecidos con glucosa, fosfato monopotásico y cloruro de amonio + 10% inóculo del lodo) en el cual los microorganismos tienen acceso a más nutrientes y materia orgánica para su crecimiento y actividad biológica, lo que resulta en una DBO₅ más alta en comparación con el blanco.

3.1.5.1 Índice de la biodegradabilidad

El índice de biodegradabilidad (BI) es un parámetro que refleja la toxicidad de las aguas residuales y se calcula como la relación entre la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Su rango de valores oscila entre cero y uno. Un BI igual o superior a 0.4 indica una alta capacidad de biodegradación del efluente, lo que implica que puede ser completamente degradado por microorganismos en el medio ambiente (**Saravanathamizhan & Perarasu, 2021**).

Tabla 20

Resultados de la biodegradabilidad

	DQO	DBO ₅	DBO ₅ /DQO
t = 0	995.3 ± 0.1	250 ± 0.0	0.251 ± 0.0
t = 120	435.4 ± 0.3	250 ± 0.0	0.574 ± 0.0

Nota. Los resultados del contenido representan la media ± la desviación estándar. Se toman en cuenta solos los datos de los lodos, debido a que empleando el propio efluente como inóculo se obtuvieron datos de 0.

Según los resultados presentes en la Tabla 20, se observa que la relación DBO₅/DQO inicial (tiempo 0) fue de 0.251, indicando una relativa biodegradabilidad de los compuestos orgánicos presentes en los efluentes. Sin embargo, después de transcurridos 120 minutos, esta relación aumentó significativamente a 0.574, lo que

sugiere una mayor biodegradabilidad de los compuestos orgánicos presentes en los efluentes después del tratamiento de Fenton.

Esta mejora en la biodegradabilidad es un aspecto positivo y prometedor, ya que implica una mayor eficiencia en la eliminación de contaminantes orgánicos presentes en el agua tratada. Una mayor biodegradabilidad sugiere que los compuestos orgánicos son más susceptibles a la descomposición biológica, lo que podría resultar en una disminución de la persistencia de los contaminantes en el medio ambiente acuático **(Saravanathamizhan & Perarasu, 2021)**.

Cabe mencionar que, el agua tratada posterior al proceso Fenton, contenía cloruros (108.3 mg/L) y sulfatos (952.3 mg/L), los cuales pueden tener efectos adversos en la biodegradación debido a su alta concentración y naturaleza química. Los altos niveles de cloruros pueden inhibir la actividad de microorganismos y reducir su capacidad para descomponer los compuestos orgánicos. Por otro lado, los sulfatos pueden contribuir a la formación de sulfuros, que también pueden inhibir la actividad microbiana y afectar la biodegradación **(Wei et al., 2023)**. En este contexto, estos parámetros podrían tener efectos adversos en la actividad microbiana y afectar la biodegradación de los compuestos orgánicos.

3.1.6 Verificación de hipótesis

Se rechaza la hipótesis nula (H_0 : Las diferentes relaciones molares de Fe^{2+}/H_2O_2 y dosis de pH en función del tiempo no contribuyen para mejorar la calidad química y física del agua residual de la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua) debido a que la reacción de Fenton demostró una efectiva remoción en el efluente, logrando una significativa reducción del 43.5% en DQO, además de una completa degradación en parámetros como el fósforo fosfato, nitrógeno nitrato y cromo VI. Estos resultados indican que los parámetros óptimos de la reacción de Fenton contribuyen a mejorar la calidad del agua residual, brindando una solución efectiva en la remoción de materia orgánica.

CAPÍTULO IV

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1 Conclusiones

- En la caracterización de los niveles iniciales de los parámetros fisicoquímicos en los efluentes de la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua, se encontró que, ciertos de estos se hallaron por encima de los límites permisibles establecidos por la normativa. Específicamente, la Demanda Química de Oxígeno (DQO), los sólidos totales (ST), el cromo total (Cr), los sulfatos (SO_4^{2-}) y los sulfuros (S^{2-}) exceden los valores aceptables, lo que repercute negativamente en la calidad del agua.
- Los resultados obtenidos revelaron que la mejor relación molar $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ fue la de 1/10, con un pH de 2.5 y un tiempo de reacción de 120 minutos. Estos parámetros demostraron una alta eficiencia en la eliminación de contaminantes presentes en el efluente, lo cual se tradujo en mejoras significativas en la mayoría de los parámetros fisicoquímicos analizados.
- En el tratamiento con Fenton se logró una remoción del 45.3% en la DQO, que fue el principal indicador utilizado para medir la contaminación del agua residual, obteniendo a su vez una remoción del 100% para otros contaminantes como fósforo fosfato, nitrógeno nitrato y cromo VI, lo que indica un alto nivel de eficacia en la reducción de la carga contaminante. Así también, se obtuvo una relación en $\text{mg H}_2\text{O}_2/\text{DQO}$ de 0.80 para el mejor tratamiento, representando la cantidad de miligramos de peróxido de hidrógeno utilizados por cada miligramo de DQO presente en el agua tratada.
- En la determinación de la biodegradabilidad de los compuestos orgánicos presentes en el efluente tratado, se encontró que, la relación DBO_5/DQO inicial (tiempo 0) de 0.251 se incrementó a 0.574 después de 120 minutos, sugiriendo una mayor capacidad de los microorganismos para descomponer los compuestos orgánicos en el agua tratada, lo que representa un aspecto positivo para la calidad ambiental, en lo cual, el uso de lodos como inóculo en la evaluación de la

biodegradabilidad demostró ser beneficioso, ya que permitió estimular la actividad metabólica de los microorganismos y mejorar la descomposición de la materia orgánica.

4.2 Recomendaciones

- Se recomienda extender el período de reacción más allá del tiempo óptimo encontrado (120 minutos), realizando pruebas a diferentes intervalos de tiempo para comprender mejor la cinética de la reacción de Fenton y su eficacia a lo largo del tiempo. Esto permitirá obtener datos más detallados sobre la evolución de la reacción y determinar si existen tiempos de reacción óptimos para alcanzar una mayor eficiencia en la remoción de contaminantes.
- Futuras investigaciones podrían enfocarse en el desarrollo y aplicación de técnicas o tecnologías adicionales para mejorar la eficiencia de remoción de sulfatos y sulfuros en el tratamiento de aguas residuales de curtidurías. La implementación de tecnologías complementarias, como la precipitación química o el uso de microorganismos específicos, podría ayudar a alcanzar una remoción más completa de estos contaminantes inorgánicos.

Bibliografía

- Agudelo, R., Ovalle, D., Rodríguez, L., Camargo, G., & Almonacid, L. (2019). Remoción de sulfuros presentes en el agua residual del proceso de curtido mediante cavitación hidrodinámica. *Revista ION*, 32(1), 21–33. <https://doi.org/10.18273/revion.v32n1-2019002>
- Ali, B., Hayfaa, H., & Mushtak, J. (2022). BOD: COD Ratio as Indicator for Wastewater and Industrial Water Pollution.
- Ayoub, M. (2022). Fenton process for the treatment of wastewater effluent from the edible oil industry. *Water Science and Technology*, 86(6), 1388–1401. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.283>
- Babaniyi, R., Afolabi, F., Ogunlade, M., Afolabi, J., & Babaniyi, G. (2021). Heavy Metals and Microbiological Assessment of Wastewater in Selected Abattoirs in Ekiti State. *Journal of Environmental Treatment Techniques* 2021, 9(4), 788–795. [https://doi.org/10.47277/JETT/9\(4\)795](https://doi.org/10.47277/JETT/9(4)795)
- Bello, M., Abdul, A., & Asghar, A. (2019). A review on approaches for addressing the limitations of Fenton oxidation for recalcitrant wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 126, 119–140. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.03.028>
- Benítez, F., Melín, V., Perez, G., Henríquez, A., Zarate, X., Schott, E., & Contreras, D. (2023). The ferryl generation by fenton reaction driven by catechol. *Chemosphere*, 335, 139155. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139155>
- Bhardwaj, A., Kumar, S., & Singh, D. (2023). Tannery effluent treatment and its environmental impact: a review of current practices and emerging technologies. *Water Quality Research Journal*, 58(2), 128–152. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2023.002>
- Bozorg, O., Delpasand, M., & Loáiciga, H. (2021). Water quality, hygiene, and health. In *Economical, Political, and Social Issues in Water Resources* (pp. 217–257). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90567-1.00008-5>
- Caizán, L., Ter Heijne, A., Weijma, J., Yntema, D., Suárez, D., & Buisman, J. (2020). Screening for electrical conductivity in anaerobic granular sludge from full-scale wastewater treatment reactors. *Biochemical Engineering Journal*, 159, 107575. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2020.107575>
- Castillo, J. (2019). Capítulo III Cuantificación de metales pesados (plomo y cadmio) en agua, por Espectroscopía de Absorción Atómica con Horno de Grafito. <https://libros.usc.edu.co/index.php/usc/catalog/download/103/149/2049?inline=1>.
- Chen, S., Xie, J., & Wen, Z. (2021). Microalgae-based wastewater treatment and utilization of microalgae biomass (pp. 165–198). <https://doi.org/10.1016/bs.aibe.2021.05.002>
- Curtiduría Tungurahua. (2022). Planta de tratamiento de aguas residuales.

- Dodds, W., & Whiles, M. (2020). Carbon. In *Freshwater Ecology* (pp. 371–394). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813255-5.00013-2>
- Eaton, A., Baird, R., & Rice, E. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water* (23rd ed.). Water Environment Federation.
- EPA. (2022). SW-846 Test Method 1311: Toxicity Characteristic Leaching Procedure.
- Farahbod, F. (2022). Laboratory evaluation of operating conditions for chloride removal from diethanolamine using ion exchange resin and introduction of optimal parameters. *Applied Water Science*, 12(9), 229. <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01752-x>
- Fernandez, M., Solange, P., Boarini, M., Mandille, J., Barberon, I., Perotti, R., Pereira, P., Agostini, E., & Paisio, C. (2022). Characterization of effluents from a tannery industry: a case study of Córdoba province, Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 38, 465–482. <https://doi.org/10.20937/RICA.54212>
- Fouda, A., Hassan, S., Saied, E., & Azab, M. (2021). An eco-friendly approach to textile and tannery wastewater treatment using maghemite nanoparticles (γ -Fe₂O₃-NPs) fabricated by *Penicillium expansum* strain (K-w). *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1), 104693. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104693>
- Fouda, A., Hassan, S., Saied, E., & Azab, M. (2021). An eco-friendly approach to textile and tannery wastewater treatment using maghemite nanoparticles (γ -Fe₂O₃-NPs) fabricated by *Penicillium expansum* strain (K-w). *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1), 104693. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104693>
- Gamaralalage, D., Sawai, O., & Nunoura, T. (2019). Reusing the generated sludge as Fe source in Fenton process for treating crepe rubber wastewater. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 21(2), 248–257. <https://doi.org/10.1007/s10163-018-0784-8>
- Gao, L., Cao, Y., Wang, L., & Li, S. (2022). A review on sustainable reuse applications of Fenton sludge during wastewater treatment. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 16(6), 77. <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1511-6>
- Garcés M. (2021). Efecto de las actividades antrópicas sobre las características fisicoquímicas del río Ambato (Master's thesis, Universidad Técnica de Ambato. Facultad de Ingeniería en Sistemas, Electrónica e Industrial. Maestría en Química).
- Ghime, D., & Ghosh, P. (2020). Advanced Oxidation Processes: A Powerful Treatment Option for the Removal of Recalcitrant Organic Compounds. In *Advanced Oxidation Processes - Applications, Trends, and Prospects*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.90192>
- Giri, I., Ritika, K., & Khadka, U. (2022). Water quality status in Bagmati river of Kathmandu valley, Nepal. In *Ecological Significance of River Ecosystems* (pp. 481–502). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85045-2.00017-0>

- Giwa, A., Bello, I., Olabintan, A., Bello, O., & Saleh, T. (2020). Kinetic and thermodynamic studies of fenton oxidative decolorization of methylene blue. *Heliyon*, 6(8), e04454. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04454>
- Goria, K., Bharti, A., Raina, S., Kothari, R., Tyagi, V., Singh, H., & Kour, G. (2022). Low-cost adsorbent biomaterials for the remediation of inorganic and organic pollutants from industrial wastewater: Eco-friendly approach. In *Sustainable Materials for Sensing and Remediation of Noxious Pollutants* (pp. 87–112). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99425-5.00004-9>
- Hakika, D., Sarto, S., Mindaryani, A., & Hidayat, M. (2019). Decreasing COD in Sugarcane Vinasse Using the Fenton Reaction: The Effect of Processing Parameters. *Catalysts*, 9(11), 881. <https://doi.org/10.3390/catal9110881>
- HANNA instruments. (2022). Manual de instrucciones | HANNA instruments. Manuales y Hojas de Seguridad. <https://hannainst.ec/descargas/?q=HI%2083399&catid=265&limit=60>.
- Hong, Y., Zhu, Z., Liao, W., Yan, Z., Feng, C., & Xu, D. (2023). Freshwater Water-Quality Criteria for Chloride and Guidance for the Revision of the Water-Quality Standard in China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(4), 2875. <https://doi.org/10.3390/ijerph20042875>
- Instituto Ecuatoriano de Normalización. (2013). NTE INEN 2169. Agua. Calidad del agua. Muestreo. Manejo y conservación de muestras.
- Karri, R., Sahu, J., & Chimmiri, V. (2018). Critical review of abatement of ammonia from wastewater. *Journal of Molecular Liquids*, 261, 21–31. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.03.120>
- Kaur, H., Hippargi, G., Pophali, G., & Bansawal, A. (2019). Treatment methods for removal of pharmaceuticals and personal care products from domestic wastewater. In *Pharmaceuticals and Personal Care Products: Waste Management and Treatment Technology* (pp. 129–150). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816189-0.00006-8>
- Kędra, M. (2020). Regional Response to Global Warming: Water Temperature Trends in Semi-Natural Mountain River Systems. *Water*, 12(1), 283. <https://doi.org/10.3390/w12010283>
- Kunhikrishnan, A., Rahman, M., Lamb, D., Bolan, N., Saggar, S., Surapaneni, A., & Chen, C. (2022). Rare earth elements (REE) for the removal and recovery of phosphorus: A review. *Chemosphere*, 286, 131661. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131661>
- Li, D., Zou, M., & Jiang, L. (2022). Dissolved oxygen control strategies for water treatment: a review. *Water Science and Technology*, 86(6), 1444–1466. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.281>

- Li, Z., & McLachlan, M. (2019). Biodegradation of Chemicals in Unspiked Surface Waters Downstream of Wastewater Treatment Plants. *Environmental Science & Technology*, 53(4), 1884–1892. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05191>
- Liu, Y., Clavier, K., Spreadbury, C., & Townsend, T. (2019). Limitations of the TCLP fluid determination step for hazardous waste characterization of US municipal waste incineration ash. *Waste Management*, 87, 590–596. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.02.045>
- Lyngsie, G., Krumina, Tunlid, A., & Persson, P. (2018). Generation of hydroxyl radicals from reactions between a dimethoxyhydroquinone and iron oxide nanoparticles. *Scientific Reports*, 8(1), 10834. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29075-5>
- Malcheva, B., Petrov, P., & Stefanova, V. (2022). Microbiological Control in Decontamination of Sludge from Wastewater Treatment Plant. *Processes*, 10(2), 406. <https://doi.org/10.3390/pr10020406>
- Martín, L., Gómez, M., García, M., & Zafra, A. (2022). Removal of quinolone antibiotics from wastewaters and sewage sludge. In *Emerging Contaminants in the Environment* (pp. 381–406). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85160-2.00015-9>
- Morone, A., Mulay, P., & Kamble, S. (2019). Removal of pharmaceutical and personal care products from wastewater using advanced materials. In *Pharmaceuticals and Personal Care Products: Waste Management and Treatment Technology* (pp. 173–212). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816189-0.00008-1>
- Ou, H., & Zeng, E. (2018). Occurrence and Fate of Microplastics in Wastewater Treatment Plants. In *Microplastic Contamination in Aquatic Environments* (pp. 317–338). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813747-5.00010-2>
- Proaño, D. (2021). Balance de masa en el área de Ribera (zona húmeda) Curtiduría Tungurahua S.A. <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/24486>.
- Roy, K., Dey, T., Zuha, S., Jamal, M., Srivastava, M., & Uddin, E. (2023). Removal of turbidity from tannery wastewater using graphene oxide-ferric oxide nanocomposites as an adsorbent. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20(5), 5597–5608. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04301-w>
- Roychoudhury, A., & Das, N. (2022). Sewage Sludge Treatment and Involvement of Microbes. In *Sustainable Management and Utilization of Sewage Sludge* (pp. 165–181). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-85226-9_8
- Salazar, A., Vergara., & Moreno, D. B. (2022). Procesos avanzados de oxidación usando peróxido de hidrogeno activado con diferentes catalizadores para tratamiento de lixiviado de relleno sanitarios. *Revista Ing-Nova*, 1(2), 205–214.
- Saravanan, A., Deivayanai, V., Kumar, S., Rangasamy, G., Hemavathy, R., Harshana, T., Gayathri, N., & Alagumalai, K. (2022). A detailed review on advanced

- oxidation process in treatment of wastewater: Mechanism, challenges and future outlook. *Chemosphere*, 308, 136524. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136524>
- Saravanathamizhan, R., & Perarasu, V. (2021). Improvement of Biodegradability Index of Industrial Wastewater Using Different Pretreatment Techniques. In *Wastewater Treatment* (pp. 103–136). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821881-5.00006-4>
- Sawalha, H., Alsharabaty, R., Sarsour, S., & Al-Jabari, M. (2019). Wastewater from leather tanning and processing in Palestine: Characterization and management aspects. *Journal of Environmental Management*, 251. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109596>
- Sharma, P., Singh, S., Parakh, S., & Tong, Y. (2022). Health hazards of hexavalent chromium (Cr (VI)) and its microbial reduction. *Bioengineered*, 13(3), 4923–4938. <https://doi.org/10.1080/21655979.2022.2037273>
- Silva, M., & Salinas, D. (2022). La contaminación proveniente de la industria curtiembre, una aproximación a la realidad ecuatoriana. *Revista Científica UISRAEL*, 9(1), 69–80. <https://doi.org/10.35290/rcui.v9n1.2022.427>
- Sinlapacheewa, P., Sriariyanun, M., & Pornwongthong, P. (2023). Effects of total dissolved solids and organic loadings on the chemical oxygen demand removal by yeast-activated sludge system. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1146(1), 012001. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1146/1/012001>
- Subba, T., Panigrahi, S., & Velraj, P. (2022). Transport and disposal of radioactive wastes in nuclear industry. In *Microbial Biodegradation and Bioremediation* (pp. 419–440). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85455-9.00027-8>
- TULSMA. (2015). Anexo 1 del Libro VI del TULSMA: Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes al Recurso Agua. Ministerio del Ambiente Ecuador.
- Vasquez, R., Prato, D., & Vedrenne, M. (2018). Ferrioxalate-Mediated Processes. In *Advanced Oxidation Processes for Waste Water Treatment* (pp. 89–113). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-810499-6.00004-8>
- Wang, X., Wu, Y., Chen, N., Piao, H., Sun, D., Ratnaweera, H., Maletskyi, Z., & Bi, X. (2022). Characterization of Oxidation-Reduction Potential Variations in Biological Wastewater Treatment Processes: A Study from Mechanism to Application. *Processes*, 10(12), 2607. <https://doi.org/10.3390/pr10122607>
- Wasewar, K. (2022). Perspective of sustainable and intensified developments in treatment of pesticides from aqueous streams. In *Pesticides in the Natural Environment* (pp. 517–562). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90489-6.00020-3>
- Wei, G., Wei, T., Li, Z., Wei, C., Kong, Q., Guan, X., Qiu, G., Hu, Y., Wei, C., Zhu, S., Liu, Y., & Preis, S. (2023). BOD/COD ratio as a probing index in the O/H/O

process for coking wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 466, 143257. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.143257>

Xu, M., Wu, C., & Zhou, Y. (2020). Advancements in the Fenton Process for Wastewater Treatment. In *Advanced Oxidation Processes - Applications, Trends, and Prospects*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.90256>

Zhao, C., & Chen, W. (2019). A review for tannery wastewater treatment: some thoughts under stricter discharge requirements. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(25), 26102–26111. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05699-6>

Zhao, J., Wu, Q., Tang, Y., Zhou, J., & Guo, H. (2022). Tannery wastewater treatment: conventional and promising processes, an updated 20-year review. *Journal of Leather Science and Engineering*, 4(1), 10. <https://doi.org/10.1186/s42825-022-00082-7>

ANEXOS

Anexo 1

Límites de descarga al sistema de alcantarillado público

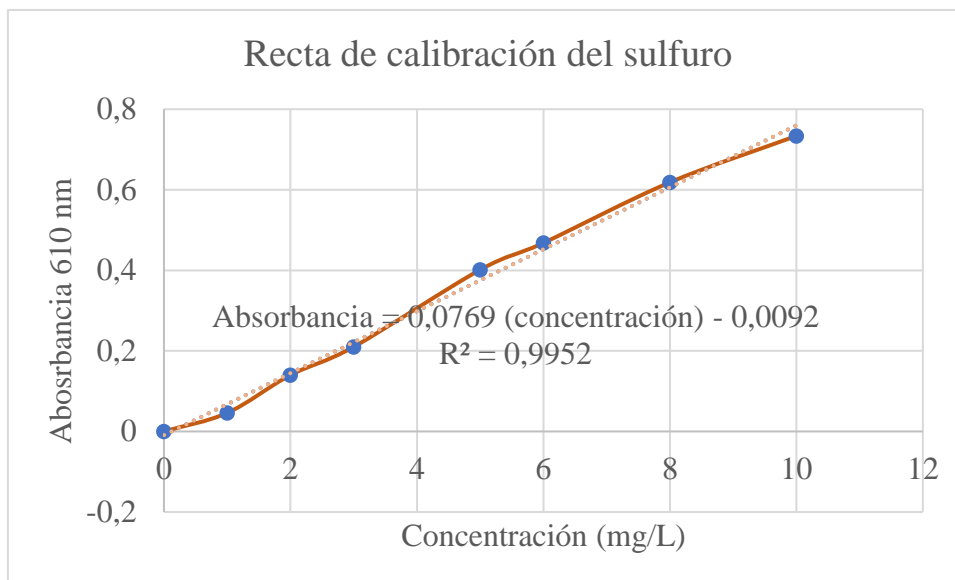
TABLA 8. LÍMITES DE DESCARGA AL SISTEMA DE ALCANTARILLADO PÚBLICO

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Aceites y grasas	Sust. solubles en hexano	mg/l	70,0
Explosivos o inflamables	Sustancias	mg/l	Cero
Alkil mercurio		mg/l	No detectable
Aluminio	Al	mg/l	5,0
Arsénico total	As	mg/l	0,1
Cadmio	Cd	mg/l	0,02
Cianuro total	CN ⁻	mg/l	1,0
Cinc	Zn	mg/l	10,0
Cloro Activo	Cl	mg/l	0,5
Cloroformo	Extracto carbón cloroformo	mg/l	0,1
Cobalto total	Co	mg/l	0,5
Cobre	Cu	mg/l	1,0
Compuestos fenólicos	Expresado como fenol	mg/l	0,2
Compuestos organoclorados	Organoclorados totales	mg/l	0,05
Cromo Hexavalente	Cr ⁺⁶	mg/l	0,5
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	DBO ₅	mg/l	250,0
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/l	500,0
Dicloroetileno	Dicloroetileno	mg/l	1,0
Fósforo Total	P	mg/l	15,0
Hidrocarburos Totales de Petróleo	TPH	mg/l	20,0
Hierro total	Fe	mg/l	25,0
Manganeso total	Mn	mg/l	10,0
Mercurio (total)	Hg	mg/l	0,01
Níquel	Ni	mg/l	2,0
Nitrógeno Total Kjeldahl	N	mg/l	60,0
Organofosforados	Especies Totales	mg/l	0,1
Plata	Ag	mg/l	0,5
Plomo	Pb	mg/l	0,5
Potencial de hidrógeno	pH		6-9
Selenio	Se	mg/l	0,5
Sólidos Sedimentables	SD	ml/l	20,0
Sólidos Suspendidos Totales	SST	mg/l	220,0
Sólidos totales	ST	mg/l	1 600,0
Sulfatos	SO ₄ ⁻²	mg/l	400,0
Sulfuros	S	mg/l	1,0
Temperatura	°C		< 40,0
Tensoactivos	Sustancias Activas al azul de metileno	mg/l	2,0
Tetracloruro de carbono	Tetracloruro de carbono	mg/l	1,0
Tricloroetileno	Tricloroetileno	mg/l	1,0

Fuente: (TULSMA, 2015)

Anexo 2

Curva de calibración del sulfuro



Anexo 3

Tratamientos de la reacción de Fenton a diferentes relaciones molares

Relación 1:20			Relación 1:15			Relación 1:10			Relación 1:5			
pH	Tiempo (min)	% Remoción	pH	Tiempo (min)	% Remoción	pH	Tiempo (min)	% Remoción	pH	Tiempo (min)	% Remoción	
2,5	0	0,0	2,5	0	0,0	2,5	0	0,0	2,5	0	0,0	
		0,0			0,0			0,0			0,0	
		0,0			0,0			0,0			0,0	
	20	22,5		20	25,1		20	26,0		20	26,9	
		22,1			25,0			25,9			26,5	
		21,3			25,0			26,2			26,1	
	40	33,3		40	29,9		40	39,4		40	32,1	
		33,3			29,8			39,2			32,1	
		32,6			29,8			39,1			31,7	
	60	33,8		60	43,8		60	51,9		60	33,3	
		33,8			43,7			52,2			32,9	
		33,1			43,3			51,9			32,9	
	80	38,3		80	51,4		80	64,1		80	45,8	
		38,8			51,6			64,2			45,8	
		38,1			51,2			64,8			45,4	
	120	52,9		120	57,8		120	77,9		120	59,4	
		52,5			57,5			77,6			59,4	
		52,3			57,5			77,7			59,0	
	2,8	0		0,0	2,8		0	0,0		2,8	0	0,0
				0,0				0,0				0,0

		0,0		0,0		0,0		0,0		
	20	39,0		20	38,1		20	36,8		
		39,1			37,5			36,7		20
		38,9			37,5			36,3		
	40	47,1		40	41,8		40	40,3		
		47,1			41,3			40,1		40
		46,6			41,0			40,1		
	60	55,3		60	49,0		60	50,3		
		55,9			48,5			50,5		60
		56,0			48,5			50,2		
	80	56,3		80	51,4		80	58,0		
		56,9			51,2			58,1		80
		57,0			51,5			57,8		
	120	65,1		120	52,7		120	62,2		
		65,0			52,6			62,3		120
		64,8			52,2			62,3		
3	0	0,0	3	0	0,0	3	0	0,0		
		0,0			0,0			0,0	0,0	0,0
		0,0			0,0			0,0	0,0	0,0
	20	34,5		20	35,8		20	33,6	20	38,2
		34,7			36,3			33,9		38,4
		34,4			36,4			34,1		38,3
	40	46,4		40	51,9		40	47,3	40	46,5
		46,3			51,8			47,0		47,0

		46,3			51,6			46,8			47,2				
		60			58,4			60			56,0	60	53,0	60	49,5
					58,2						55,8		53,4		49,7
					57,8						56,0		53,5		49,5
		80			60,8			80			56,3	80	56,7	80	54,2
					60,9						56,4		56,7		54,3
					60,5						56,3		56,5		54,5
		120			62,5			120			57,8	120	59,1	120	57,5
					62,2						57,6		58,7		57,6
	61,9		57,7	58,9	57,4										
	3,5	0	0,0	3,5		0,0	3,5		0,0	3,5		0,0			
			0,0			0			0,0			0,0			
0,0			0,0			0,0			0,0						
20		42,6	20	36,9	20	47,1	20	40,5							
		42,5		36,8		47,2		40,7							
		42,3		36,6		47,1		40,4							
40		51,9	40	39,9	40	49,2	40	45,2							
		52,0		39,7		49,1		45,0							
		52,3		39,9		49,2		45,0							
60		55,5	60	44,5	60	56,9	60	47,2							
		55,6		44,4		56,7		47,4							
		55,6		44,6		56,9		47,0							
80		58,7	80	55,5	80	61,5	80	54,5							
		58,9		55,3		61,7		54,3							
		58,8		55,1		61,5		54,3							

		64,2			61,8			63,1			60,5
	120	64,0		120	61,9		120	63,2		120	60,6
		64,2			62,0			63,0			60,3

Anexo 4

Muestreo y procedimientos de laboratorio

Figura 4

Muestreo in situ en la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua



Figura 5

Análisis de parámetros fisicoquímicos in situ



Figura 6

Agitación de las muestras en el floculador de jarras



Figura 7

Digestión de las muestras a 150°C



Figura 8

Análisis de metales pesados por medio del espectrofotómetro de absorción atómica



Figura 9

Solidificación de los lodos Fenton

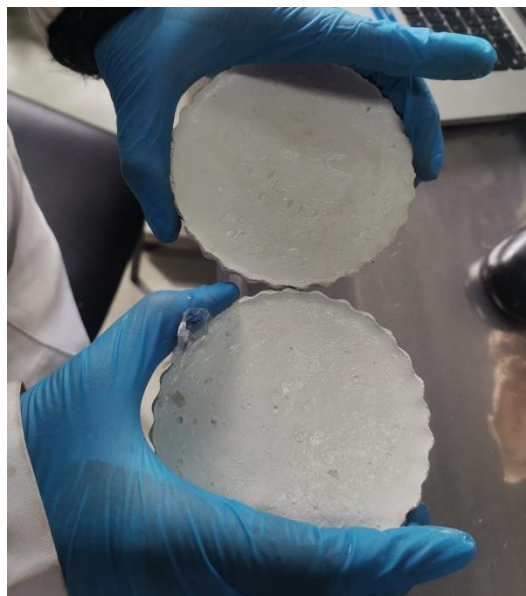


Figura 10

Medición de la DBO₅ con el equipo de OxiTop



Anexo 5

Cadena de custodia

Universidad Técnica de Ambato/ Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología																
Ambato – Tungurahua, Ecuador																
Cadena de custodia del muestro de aguas																
Lugar del monitoreo	Curtiduría Tungurahua			Dirección	Parque industrial, tercera etapa		Proyecto: "Evaluación de la reacción de Fenton sobre su efectividad de remoción de los efluentes de la planta de tratamiento de la curtiduría Tungurahua"									
Fecha y hora	2/05/2023			Responsable	Milena Lissette Montenegro Fajardo											
Apariencia de la muestra				Equipos				Coordenadas geográficas	Latitud			Longitud				
Color	Hación claro			Medidor multiparamétrico HI 9829					P1	1° 11' 46.3" S			78° 35' 13.7" W			
Espuma	Presencia								P2							
Turbidez	Presencia			Materiales					P3							
M. flotante	Presencia			Botellas ámbar y baldes					P4							
									P5							
								P6								
N°	Código de muestra	Fecha de muestreo	Tipo de muestra		Parámetros in situ								Determinación en laboratorio			
			Simple	Compuesta	pH	CE uS/cm	Te (°C)	OD (%)	ORP (mV)	OD (ppm)	SDT (ppm)	Turbidez NTU	P (mm/Hg)	Coliformes fecales		
1	A-PIN	2/05/2023	x		9,8	1135,3	26,2	91,7	351	6,04	566,2	726,3		Metales en aguas	✓	
2	B-POUT	2/05/2023	x		8,1	1303,3	17,7	93,2	193	2,03	6306,2	351		DQO	✓	
3			x											DBO	✓	
4			x											SST, SDT y ST	✓	
5			x													
6			x													
Referencia del procedimiento de muestreo Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 2169					Técnico responsable de toma y envió de muestras					Técnico responsable de la entrega de muestra al laboratorio de análisis					Técnico responsable de la recepción de la muestra en el laboratorio	
					Nombre: Milena Montenegro					Nombre: Milena Montenegro					Nombre: <i>[Firma]</i>	
					Firma: <i>[Firma]</i>					Firma: <i>[Firma]</i>					Firma: <i>[Firma]</i>	
					Fecha: 2/05/2023		Hora de entrega: 11:00			Fecha: 2/05/2023		Hora de entrega: 12:10			Fecha: 2/05/2023	Hora de entrega: 12:30

