



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**Aplicaciones de proceso Fenton Homogéneos y Heterogéneos
para la degradación de contaminantes orgánicos en aguas.
Revisión Sistemática, 2020.**

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL

AUTORES:

Gutierrez Garcia, Jhennyfer Pamela (0000-0002-6801-6223)

Quispe Mesicano, Roger (0000-0001-5721-6951)

ASESORA:

Mg. Cabello Torres, Rita Jaqueline (0000-0002-9965-9678)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Tratamiento y Gestión de los Residuos

LIMA – PERÚ

2021

Dedicatoria (Roger)

A Dios,

Por haberme guiado e iluminado en mi camino.

A mis padres y hermanos,

Por haberme apoyado en todo momento, por sus consejos, sus valores y por la constante motivación.

Dedicatoria (Pamela)

A mis padres,

Por haberme apoyado durante el largo proceso de estudios, pues sin ellos no lo había logrado. Tus consejos a diario a lo largo de mi día me enseñaron hacer una mejor persona y ahora una mejor profesional de bien.

Agradecimiento (Roger)

Agradesco a Dios por haberme guiado en cada uno de mis pasos y a mi familia por haberme brindado su dedicación, comprensión y consejos durante mi carrera universitaria.

A la Mg. Rita Cabello por su asesoraminto que contrubuyo enormemente en la culminación de nuestro proyecto.

Agradecimiento (Pamela)

A Dios,

Por haberme dado la vida y elegir una carrera profesional en el cual me desempeñare con la ética y moral.

A la Mg. Rita Cabello por su asesoraminto que contrubuyo enormemente en la culminación de nuestra investigación.

Índice de contenido

Dedicatoria	ii
Agradecimiento	iii
Índice de contenido	iv
Índice de tablas	vi
Índice de figuras	vii
RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	8
III. MÉTODOLÓGÍA	28
3.1. Tipo y diseño de investigación	29
3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización apriorística	29
3.3. Escenario de estudio	34
3.4. Participantes	34
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos	34
3.6. Procedimiento	34
3.7. Riesgos científicos	34
3.8. Método de análisis de datos	35
3.9. Aspectos éticos	35
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	36

V. CONCLUSIONES	76
VI. RECOMENDACIONES	80
REFERENCIAS	82

Índice de tablas

Tabla 1	Matriz de categorización apriorística	30
Tabla 2	Procesos Fenton, Foto-Fenton, Electro-Fenton, Sono-Fenton y sus combinaciones	41
Tabla 3	Procesos heterogéneos POA	52
Tabla 4	Condiciones operativas de Procesos homogéneos Fenton.	57
Tabla 5	Condiciones operativas en Procesos Heterogéneos	61
Tabla 6	Caracterización de catalizadores y métodos analíticos de cuantificación.	68

Índice de figuras

Figura 1	Proceso mecanístico para la reacción Fenton.	12
Figura 2	Proceso Fentón clásico, homogéneos y heterogéneos descritos por Jain et al (2018).	14
Figura 3	Cuatro enfoques de proceso electro-Fenton descritos por Zhan et al 2019	16
Figura 4	Proceso combinado sono-Fenton.	18
Figura 5	Propuesta de “mecanismo de reacción del proceso foto-Fenton.	19
Figura 6	Combinación del proceso Sono-Electro-Foto Fenton en el tratamiento de agentes contaminantes emergentes orgánicos.	20
Figura 7	Configuración del proceso sono-electroquímica en el tratamiento de contaminantes orgánicos	21
Figura 8	Propuesta de mecanismo planteado para un catalizador Fenton heterogéneo	23
Figura 9	Propuesta de mecanismo de reacción de catalizadores dopados en el Proceso	26

Resumen

La contaminación del recurso hídrico debido a la descarga de aguas residuales conteniendo una diversidad de compuestos orgánicos especialmente recalcitrantes y emergentes es una preocupación a nivel global por lo que se investigan nuevos procesos de oxidación avanzada en busca de la eliminación efectiva de tales contaminantes para la recuperación de este recurso hídrico. Se ha desarrollado esta investigación de tipo cualitativa y descriptiva con el objetivo de evaluar las aplicaciones de los procesos Fenton homogéneos y heterogéneos en la degradación de contaminantes orgánicos en las aguas. Se ha empleado la metodología de la revisión bibliográfica principalmente en la base de datos Scopus sobre artículos de investigación de los últimos 5 años. Los resultados indicaron un notable desarrollo en las investigaciones sobre nuevos procesos heterogéneos por las ventajas en una menor formación de lodos, menor consumo de reactivos, pero para ello se viene elaborando nuevos catalizadores usando minerales de hierro, o la dopación de catalizadores homogéneos o adición de compuesto que mejore la capacidad catódica de las reacciones. La caracterización de estos componentes ha resultado de crucial importancia para conocer sus propiedades y optimizar el proceso. En conclusión, los procesos Fenton y sus combinaciones se desarrollan en busca de producir menor lodo de hierro, consumo de reactivos y optimizar la eficiencia de eliminación del compuesto contaminante incluyendo los emergentes.

Palabras Clave: Proceso fenton, radicales oxidrilos, catalizadores, aguas residuales.

ABSTRACT

The contamination of the water resource due to the discharge of wastewater containing a variety of especially recalcitrant and emerging organic compounds is a global concern, for which reason new advanced oxidation processes are being investigated in search of the effective elimination of such pollutants for recovery of this water resource. This qualitative and descriptive research has been carried out in order to evaluate the applications of homogeneous and heterogeneous Fenton processes in the degradation of organic pollutants in water. The methodology of the bibliographic review has been used mainly in the Scopus database on research of the last 5 years. The results indicated a notable development in research on new heterogeneous processes due to the advantages of less sludge formation, lower consumption of reagents, but for this, new catalysts are being developed using iron minerals, or the doping of homogeneous catalysts or the addition of compound that enhance the catalytic ability of reactions. The characterization of these components has been of crucial importance to know their properties and optimize the process. In conclusion, the Fenton processes and their combinations are developed in order to produce less iron sludge, consumption of reagents and optimize the efficiency of elimination of the contaminating compound including emerging ones.

Key Words: Fenton process, hydroxyl radicals, catalysts, wastewater

I. INTRODUCCION

La finalidad de la investigación sobre las reacciones de Fenton heterogéneas se ha efectuado a su elevada aplicabilidad y eficiencia por la estabilidad y recuperación de los catalizadores empleados, un amplio rango en los valores de pH y eficiencia en la oxidación de los contaminantes orgánicos además su menor costo de operación permitiendo que estas reacciones o procesos destaquen en el campo de los Proceso de Oxidación Avanzada (POA).

Los Procesos de Oxidación Avanzada (POA) son tratamientos para la eliminación o degradación de contaminantes orgánica especialmente e tipo recalcitrantes pernetes en las aguas, con este objetivo se han probado muchas combinaciones de tecnología sobre el proceso Reactivo Fentón Clásico. La eliminación de contaminantes emergentes farmacológicos ha sido muy estudiado, tales como la tetraciclina mediante ultrasonidos/Fenton heterogéneo Hou et al. (2016), dinitrodiazofenol (DDNP) en aguas residuales por combinación de Fe^0 /aire y el proceso Fenton, la levofloxacin por la combinación de electro-Fenton (EF)—pirita (Yuan, Lai, Tang, 2016).

Las combinaciones ultrasonido-Fenton han sido aplicados en la eliminación de metronidazol (MNZ) (Hu et al., 2017), clortetraciclina (CTC) (Pulicharla et al. 2017) y tetraciclina usando Fe_3O_4 (Hou et al., 2016), entre otros contaminantes. También se han reportado aplicaciones electroquímicas como procesos electro-Fenton, usualmente aplicados para eliminar la demanda química de oxígeno (DQO) y color en efluentes textiles (Nidheesh et al., 2015), eliminar residuos farmacológicos como enoxacina (Annabi et al. 2016), sulfametazina (SMT) (Barhouni et al., 2016). De otro lado, el uso de procesos foto-Fenton UV –luz solar y catalizadores heterogéneos en diversas combinaciones, también han degradado pesticidas (Gar et al., 2015) y residuos farmacológicos como sulfametoxazol (SMX), eritromicina (ERY), claritromicina (CLA) (Karaolia et al., 2017) y β -lactámico oxacilina (OXA) (Giraldo-Aguirre et al. (2017). En otros caso, se han usado combinaciones de UV-Fenton tetraciclina (TC) (Zhu et al., 2019), persulfato PS (UV-C, térmico, Fe^{2+} y H_2O_2) para degradar carbón orgánico total (TOC) (Expósito et al., 2016), foto-Fenton (Fe_2O_3)/ TiO_2 y Fe_2O_3 - TiO_2 sintetizados por sol-gel, para eliminar ciprofloxacino, sulfametoxazol y trimetoprima) (Lima et al., 2017)

El enfoque del Reactivo de Fenton ha sido cubierto por diversos investigadores que tratan de clasificar los procesos y sus combinaciones, pero no siempre coinciden en ello, Jain et al., (2018) señala la formación inicial de radicales denominados ROS que implican a radicales oxidrilos HO•, HO₂• y O₂•- (propagación) y la terminación aceptada por Zhu et al., (2019). El medio ácido cercano a pH =3; mientras que procesos específicos como los electro-fenton requieren de ciertos enfoques para satisfacer la transferencia de electrones, por un lado Bello et al (2019) mantiene 2 enfoques en el proceso relacionados con la carga catódica y anódica, mientras que Zhang et al. (2019a), sugiere dos enfoques adicionales, que incluyen al ciclo Fe²⁺ (EF-Fere) y el ciclo Fere Fe²⁺/Fenton cátodo, la finalidad es disminuir la formación de lodos de hierro, consumir menos reactivos e incrementar la eficiencia de degradación.

La aplicación de ultrasonido y sus combinaciones con el reactivo Fenton ha sido descrito por Jain et al. (2018) por la formación en cadenas de los ROS y discutido por Pliego et al. (2015 p. 25), el cual señala la generación de microburbijas en el seno líquido las que implosionan entre sí, de muy corta vida que produce las especies reactivas oxidantes de los contaminantes orgánicos. En la búsqueda de procesos más eficientes se viene usando la energía UV especialmente la UV-B debido a una mayor absorbancia de Fe(OH)²⁺, producida en esta región, la luz solar resulta con menor nivel absorbancia para valores de pH= 7 debido a que el Fe³⁺ precipita disminuyendo la eficiencia del tratamiento (Jain et al., 2018), en todo caso Zhang et al. (2019a) y Avetta et al. (2015, p. 3) coinciden en aplicaciones foto-fenton en distintas longitudes de onda para producir radicales (•OH) y mejorar la eficiencia de oxidación en el proceso de foto-Fenton (Wang et al., 2018 p.23). Hasani et al (2020) ha logrado combinar sono-electro-Fenton eliminando el 97.5% del agente orgánico.

Los procesos heterogéneos son los más estudiados en la actualidad, Zhang et al. (2019a) ha definido la necesidad de crear nuevos catalizadores sólidos ricos en sitios activos capaces de actuar en rangos de pH más amplios y generar menor lodo de hierro (Liu et al., 2017; Jin et al., 2017). Se han generado materiales reductores en combinación con catalizadores Fenton heterogéneos, en los que destacan los Nano Hierro de Valencia Cero (nZVI), carboxilatos, materiales de carbono, sulfuros metálicos y diversas especies reductoras, en

este caso las especies se oxidan a Fe^{2+} y el H_2O_2 pasa a O_2 en medio ácido generando más radicales $\text{HO}\cdot$, la aplicación de Fe^0 aumenta los ciclos redox $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ (Zhang et al., 2019a). Otro formula implica la aplicación de carboxilatos como donadores electrónicos, ya que muchos actúan como quelantes (oxalato, citrato, ácidos húmicos, tartrato, etc.) muy estables a $\text{pH} < 7$, también aceleran la reversibilidad de $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$, tal como ocurre con el ácido ascórbico y los nanocables núcleo-capa $\text{Fe}@\text{Fe}_2\text{O}_3$ (AA/ $\text{Fe}@\text{Fe}_2\text{O}_3$), cuya eficacia de aumentar la formación de radicales ROS ya ha sido demostrada por Zhu et al. (2019).

Zhu et al. (2019) ha descrito nuevos recursos de aplicación de materiales de carbono por inyección directa, tales como "poli-hidroxi-fulereno (PHF), carbono hidrotermal (HTC), carbono activo (AC), nanotubos de carbono (CNT), óxidos de grafeno (GO), biocarbón", entre otros, debido a su poder activador de oxidantes y generar (ROS), también ha descrito la Fotogeneración de electrones y su introducción directa sobre los catalizadores Fenton heterogéneos tales como los semiconductores (TiO_2 , BiVO_4 y C_3N_4 y otros catalizadores plasmáticos) y la introducción de metales dopados en tales catalizadores, entre estos metales se cuenta el cobalto, manganeso, cobre, cromo, titanio, cinc, niobios dopados sobre minerales de hierro para optimizar ROS ($\text{HO}_2\cdot$ y $\text{HO}\cdot$) mediante el mecanismo similar a Haber-Weiss mejorando la reversibilidad del par redox $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$, esto refuerza los hallazgos de Thomas et al. (2020) sobre la aplicación del dopado de óxidos de hierro con ferritas ($\text{MxFe}_{3-x}\text{O}_4$) ya que generan mejor respuesta en el proceso de eliminación del contaminante orgánico.

Estas nuevas configuraciones requieren un control en la formación del nuevo catalizador especialmente basado en la morfología y presencia de grupos funcionales, así como la caracterización de las nuevas formas de partículas que demuestran sus propiedades físico-químicas. Por lo general, se han analizado y recopilado información sobre la morfología de los catalizadores Fenton heterogéneos mediante microscopio electrónico de barrido de emisión de campo de alta resolución (FE-SEM) sin embargo existen una variedad de tecnologías que permiten comprender el mecanismo de los procesos que determinan la búsqueda de mejores combinaciones y aplicación con la finalidad de disminuir la formación de lodos de hierro, contribuir a la reversibilidad de catalizadores, mayores sitios activos, mayor formación de ROS y por ende eliminar los contaminantes orgánicos más recalcitrantes.

Esta investigación no solo presenta los estudios más actuales respecto a la eliminación o remoción de tales contaminantes sino que asocia cada aplicación con información relevante sobre las características fisicoquímicas del proceso que permite tener una visión sobre los alcances y limitaciones de cada proceso homogéneo o heterogéneo combinado, con la finalidad de apertura nuevas rutas de investigación y de aplicar las combinaciones en condiciones operativas óptimas para los contaminantes emergentes.

La falta de esta información de las revisiones sistemáticas es específica al tipo de catalizadores y a su morfología, o solo a las partes operativas, pero no ofrecen una visión más integrada sobre todos los parámetros involucrados en estos procesos tales como las formas de caracterización, tecnología que permite descifrar los mecanismos, y estructuras que permiten y limitan la eficiencia del proceso.

En esta investigación se integra informaciones sobre el tipo de contaminantes emergentes eliminados, el tipo de proceso Fenton, la matriz aplicada sea agua residual de procesos de la industria farmacológica, bebidas, aguas contaminadas en general, como las técnicas aplicadas para la caracterización de cada catalizador enlazada a sus mejores condiciones operativas desarrolladas para lograr una mayor eficiencia de eliminación o degradación de los contaminantes en términos de porcentaje de eliminación y de costos.

La falta de un conocimiento más integral limita el avance de nuevas rutas de investigación o mejora de las técnicas y la búsqueda nuevas técnicas incluyendo el tratamiento de componentes ambientales diferentes.

La investigación se justifica en la necesidad de confrontar y desarrollar nuevos principios teóricos fundamentales sobre el desarrollo de nuevos catalizadores como por ejemplo de un solo átomo, con centros metálicos activos que se vienen usando principalmente en procesos Fenton homogéneos, esto apertura una nueva ruta de investigación para su aplicación en procesos heterogéneos Fenton-Fenton en el tratamiento de aguas residuales. Asimismo, se vienen estudiando la combinación entre materiales de carbono con catalizadores de hierro, pero aún no se han observado investigaciones sobre la posibilidad de reacciones entre minerales de hierro y los de carbono para su aplicación en actividades de remediación natural en otros componentes ambientales. Asimismo, abre un

abánico de oportunidades en las rutas metodológicas disponibles en búsqueda de nuevas combinaciones para la producción de nuevos catalizadores y como tratamientos complementarios. El agua es un recurso natural finito las malas prácticas deben ser reemplazadas por el cuidado y recuperación del recurso como parte de los programas de gestión de los recursos hídricos para mejorar la calidad de vida de las comunidades y de sus usos especialmente de las más vulnerables.

Por lo expuesto, se ha planteado el problema general: ¿Cuáles son las aplicaciones de los Procesos Fenton homogéneos y heterogéneos para la degradación de contaminantes orgánicos en aguas? Los problemas específicos son: ¿Que estrategias del proceso Fenton clásico homogéneo mejoran su reactividad para eliminar contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas? ¿Qué estrategias del proceso Fenton heterogénea mejoran su reactividad para eliminar contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas? ¿Qué tecnologías de control se usan en el análisis de la catálisis y reactividad del proceso Fenton heterogéneo para eliminar contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas? ¿Qué condiciones operativas optimas de cada estrategia aplicada en la mejora reactiva del proceso Fenton para la eliminación de contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas?

Asimismo, se ha establecido el siguiente objetivo general: Evaluar las aplicaciones de los Procesos Fenton homogéneos y heterogéneos para la degradación de contaminantes orgánicos en aguas. Los objetivos específicos son:

OE1: Analizar las estrategias del proceso Fenton clásico homogéneo que mejoran: su reactividad para eliminar contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas.

OE2: Analizar las estrategias del proceso Fenton heterogénea que mejoran su reactividad para eliminar contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas.

OE3: Analizar las condiciones operativas optimas de cada estrategia aplicada en la mejora reactiva del proceso Fenton para la eliminación de contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas

OE4: Analizar los métodos de caracterización de catalizadores y cuantificación de contaminantes

II. MARCO TEÓRICO

Se han desarrollado procesos fenton heterogéneo para degradar distintos contaminantes emergentes, Hou et al. (2016) tuvieron como objetivo de degradar la tetraciclina usando Fe_3O_4 como catalizador acoplado ultrasonidos/Fenton heterogéneo. Para tal efecto probó el efecto de ciertos parámetros de reacción, la variación de la toxicidad en el proceso y el mecanismo de reacción. Concluyeron que los radicales OH. En la superficie constituyeron en las prioritarias especies reactivas para fomentar la oxidación de los contaminantes orgánicos. Asimismo, Yuan, Lai, Tang, (2016), con el objetivo de degradar dinitrodiazofenol (DDNP) en aguas residuales combinaron el Fe^0 /aire y el proceso Fenton y mejorar la biodegradabilidad. Para ello, desarrollaron estas pruebas probando además el efecto del pH inicial (1.5–8.0), dosis de Fe^0 (10–50 g/L), uso una aireación con flujos de (0–2.0 L/min), dosis de H_2O_2 de 0–50 mmol/L concluyendo que era posible lograr un buen tratamiento de los efluentes industriales del contaminante refractario- DDNP usando un proceso combinado Fe^0 /aire y fentón. Barhoumi et al. (2015) tuvieron como objetivo la eliminación de la levofloxacina como residuos antibióticos una fluoroquinolona, para ello aplicaron el proceso heterogéneo de electro-Fenton (EF) denominado EF-pirita, concluyendo que los radiales OH fueron los principales oxidantes del material residual.

De otro lado, también se ha desarrollado investigaciones usando ultrasonido combinado con Fentón heterogéneo, Hu et al 2017, tuvieron como objetivo eliminar el metronidazol (MNZ), otro antibiótico muy usado para lo cual aplicó un proceso mejorado de sonicación-Fenton aplicando nano- Fe_3O_4 en sistemas de ultrasonido + Fe_3O_4 + H_2O_2 , para lo cual evaluó efectos de dosis de H_2O_2 , de nano- Fe_3O_4 y pH concluyendo que estos catalizador magnético de Fe_3O_4 degradó eficazmente el MNZ, era muy estable y reciclable y muy prometedor para el tratamiento de efluentes farmacéuticos. En cambio, Pulicharla et al 2017, tuvieron como objetivo principal degradar la clortetraciclina (CTC) de los lodos generados en los tratamientos de aguas residuales, entonces desarrollaron un método basado en ultrasonicación individual (UIS) y oxidación Fenton (FO) y procesos combinados de ferro-sonicación (FO) concluyendo que el FS producía mayor eliminación que CTC y que UIS aumentaba su actividad estrogénica 1,5 veces más que FO. Hou et al. (2016), tuvieron como objetivo degradar la

tetraciclina usando Fe_3O_4 en un proceso acoplado de ultrasonidos/Fenton heterogéneo, para lo cual efectos de algunos parámetros midiendo la eliminación en función de carbón orgánico total concluyeron que los radicales OH de la superficie fueron los oxidantes en condiciones óptimas de operación.

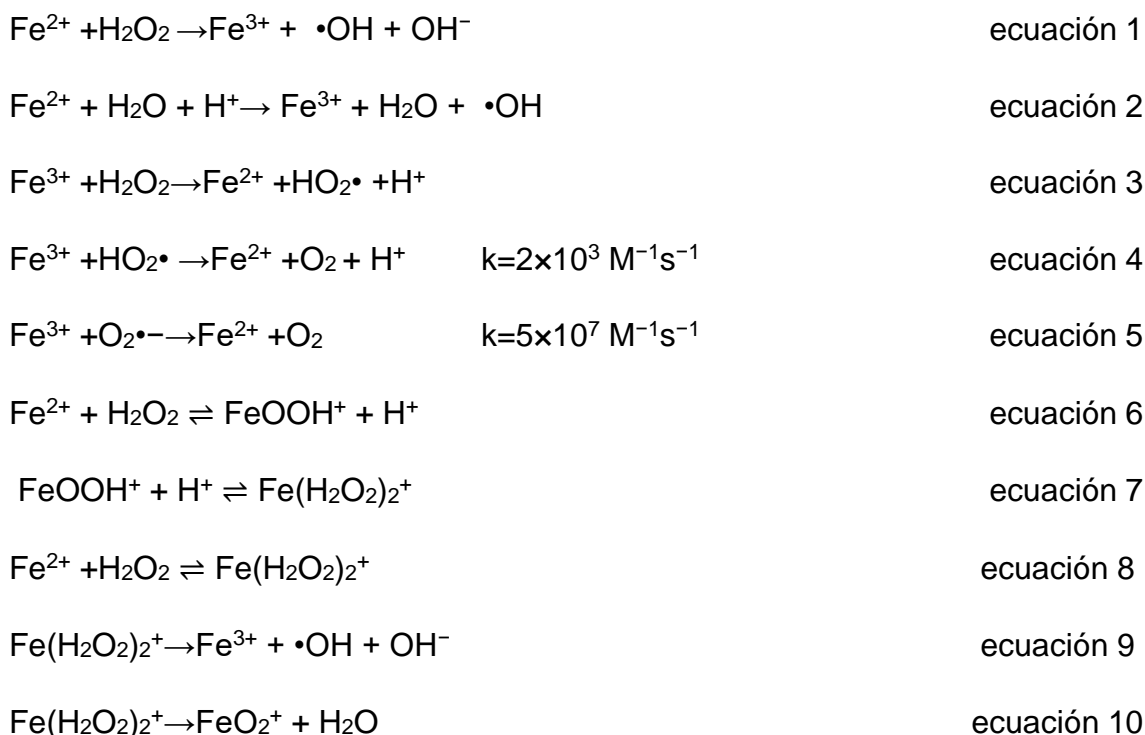
También se ha desarrollado proceso de electrofenton, Nidheesh et al. (2015), tuvieron como objetivo tratar efluentes textiles aplicando el proceso de electro-Fenton (EF) en forma continua y discontinua, para ello emplearon placas de grafito como ánodos y cátodos, evaluaron el efecto de los parámetros operativos (factores) sobre el color y eliminación de la demanda química de oxígeno (DQO) concluyendo que EF es útil como pre-tratamiento de remoción de DQO y del color en efluentes textiles. Annabi et al. 2016, tuvo como objetivo medir la eficacia del proceso electro-Fenton para degradar enoxacina en una segunda etapa de tratamiento usando un reactor electroquímico con cátodo de carbono y ánodo (platino), concluyendo que este proceso generaba productos secundarios biodegradables. De manera similar Barhoumi et al 2016, con el objetivo de degradar la sulfametazina (SMT) también aplico un proceso heterogéneo de electro-Fenton (EF) pero esta vez usaron pirita como catalizador Fe^{2+} , en este caso usaron un ánodo de Pt o BDD y carbono como cátodo. Concluyo que el arreglo de pirita-EF mineralizó de manera más eficiente SMT comparado con EF clásico.

De otro lado, investigaciones sobre procesos fotocatalíticos usando la luz solar, se han efectuado, como es el caso de Gar et al. (2015) quienes, tuvieron el objetivo de eliminar pesticidas como clorpirifos, lambda-cihalotrina y diazinón de efluentes industriales mediante irradiación solar foto-Fenton y solar- TiO_2 , concluyeron que el proceso de foto-Fenton resulta más eficiente en la degradación de los residuos pesticidas, pero es el uso de H_2O_2 el que optimiza la fotocatalisis UV/ H_2O_2 / TiO_2 . De otro lado, Karaolia et al. (2017), con el objetivo de eliminar residuos antibióticos como el sulfametoxazol (SMX), eritromicina (ERY) y claritromicina (CLA) en una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas (UWTP) tratado en un biorreactor de membrana acoplado a una oxidación solar Fenton encontró eficiente el tratamiento, pero también la presencia de patógenos como un desafío adicional del proceso. En cambio, Giraldo-Aguirre et al. (2017), tuvo como objetivo eliminar antibiótico β -lactámico

oxacilina (OXA), para lo cual aplico utilizando luz solar y fenton (Fe (II), H₂O₂), usando 90 μmol L⁻¹ de Fe (II), 10 mmol. L⁻¹ de H₂O₂ y 30 W de luz de potencia, concluyeron en que el proceso foto-Fenton resulto aplicable en el tratamiento de los efluentes de la industria farmacéutica en valores de pH cercanos al valor neutro.

Respecto a procesos foto Fenton Zhu et al. (2019) tuvo como objetivo fotodegradar la tetraciclina (TC), para lo cual sintetizaron nanopartículas (NP) poliédricas de Fe₃O₄ por medios hidrotérmicos y se aplicó el sistema UV-Fenton concluyeron que este método logró una excelente eficiencia de degradación. En cambio, Expósito et al. (2016), trataron un efluente de la industria de bebidas para eliminar el carbón orgánico total (TOC) aplicando un proceso foto-Fenton con persulfato PS (UV-C, térmico, Fe (II) y H₂O₂). En esta investigación se concluyó una baja reactividad de ácido acético como responsable de la lenta mineralización, e improbable la formación de residuos clorados indeseables. Lima et al. (2017) tuvieron como objetivo eliminar ciprofloxacino, sulfametoxazol y trimetoprima) y usaron fotorreactores y aplicaron foto-Fenton (Fe₂O₃) TiO₂ y Fe₂O₃-TiO₂ sintetizados por sol-gel en una segunda etapa, en un proceso heterogéneo tipo foto-Fenton concluyeron que este método resulto conveniente para remover una cantidad representativa de los contaminantes.

Teoría Procesos Fenton Homogeneo. Reactivo de Fenton. El proceso Fenton homogénea clásica es una mezcla de iones de hierro (Fe²⁺) con H₂O₂. (Jain et al., 2018) y esta conformado por una serie de reacciones en cadena, esto se debe a la formación de una serie de complejos que por lo general diversos autores han clasificado en 03 etapas: las primeras que conforman reacciones de inicio en la que se forman radicales denominados ROS básicamente con la formación del radical oxidrilo (Jain et al., 2018), tales como HO•, HO₂• y O₂•- o denominado radical superóxido, mientras que la segunda etapa es conocida como “de propagación” de los complejos ROS y otros complejos orgánicos que generan nuevos radicales y una tercera etapa denominada “final” o de “terminación” de estos compuestos intermedios (Zhu et al., 2019). La reactividad del Fe²⁺ es afectada de manera significativa por el pH de la disolución (Zhu et al., 2019), así esta reacción con formación de radicales oxidrilos se desarrolla en medio ácido (H⁺), de acuerdo a la segunda ecuación (Jain et al., 2018),



Esto es importante desde que un cambio de pH a valores mayores de 3, ocasiona la formación de iones sumamente reactivos $\text{Fe}(\text{OH})_2$ a partir del Fe^{2+} de tal forma que su incremento drástico también incrementa el pH hasta 4, generando un elevada reactividad de los iones ferrosos (Zhu et al., 2019, Zhang et al. 2019a), es mejor mantener el rango de pH en el proceso Fenton de manera discreta entre valores de 2.8 y 3.0 (Jain et al., 2018). La figura 1 muestra el mecanismo propuesto por Zhang et al (2019a).

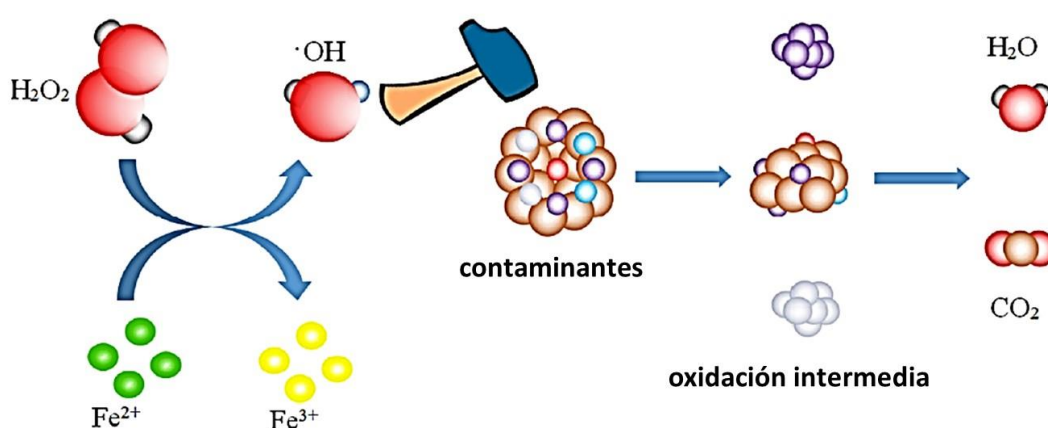


Figura 1. Proceso mecánico para la reacción Fenton. Adaptado de Zhan et al. (2019a, p 111)

Por otra parte, se observa que a partir de la segunda reacción se va formando el Fe^{3+} pero si el pH se incrementa entonces indudablemente este ion precipita

formando oxihidróxidos hidratados inactivos, para evitar esta situación se consumen grandes cantidades de ácidos especialmente ácido sulfúrico y así se mantiene la disolución lo más cercanos al pH 3 (Zhu et al., 2019). Las reacciones redox del proceso Fenton se extienden debido a las reacciones reversibles y catalíticas producidas por la pareja redox $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ por lo cual, es suficiente una pequeña proporción del ion Fe^{2+} para lograr su regeneración como Fe^{3+} en la tercera reacción y producir el radical superóxido (HO_2^\bullet), que resulta ser un radical oxidante menos potente ($E_o = 1.65 \text{ V}$) que el poderoso radical oxidrilo ($E_o = 2.80 \text{ V}$), entonces las reacciones se van haciendo más lentas o más rápidas conforme se forman nuevas recombinaciones de los iones $\text{Fe}^{2+} \leftrightarrow \text{Fe}^{3+}$, ya que en la tercera reacción los radicales superóxidos protonados (HO_2^\bullet) se forman lentamente por el aumento del pH dando lugar a nuevos radicales (O_2^\bullet), mientras que la quinta reacción la combinación de Fe^{3+} y O_2^\bullet resulta mucho más rápida que la anterior llegando a formar nuevos complejos FeOOH_2 (Jain et al. 2018). Estos tipos de complejos producen intermedios como $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O}_2)^{2+}$ que según Jain et al. (2018) reaccionarían por transferencia electrónica para dar lugar a nuevos radicales $\bullet\text{OH}$ o FeIV .

Estas técnicas presenta algunos inconvenientes tales como, mucho consumo de reactivos, como formación de lodos de fierro entre otros aspectos, debido a ello en la actualidad existen una serie de estrategias de tratamiento químico con la finalidad de formar radicales oxidrilos $\bullet\text{OH}$, que incluyen además proceso Fenton homogéneas y heterogéneas, algunas fórmulas se presenta en la figura 1 descrita por Jain et al. (2018) para destruir contaminantes orgánicos en aguas.

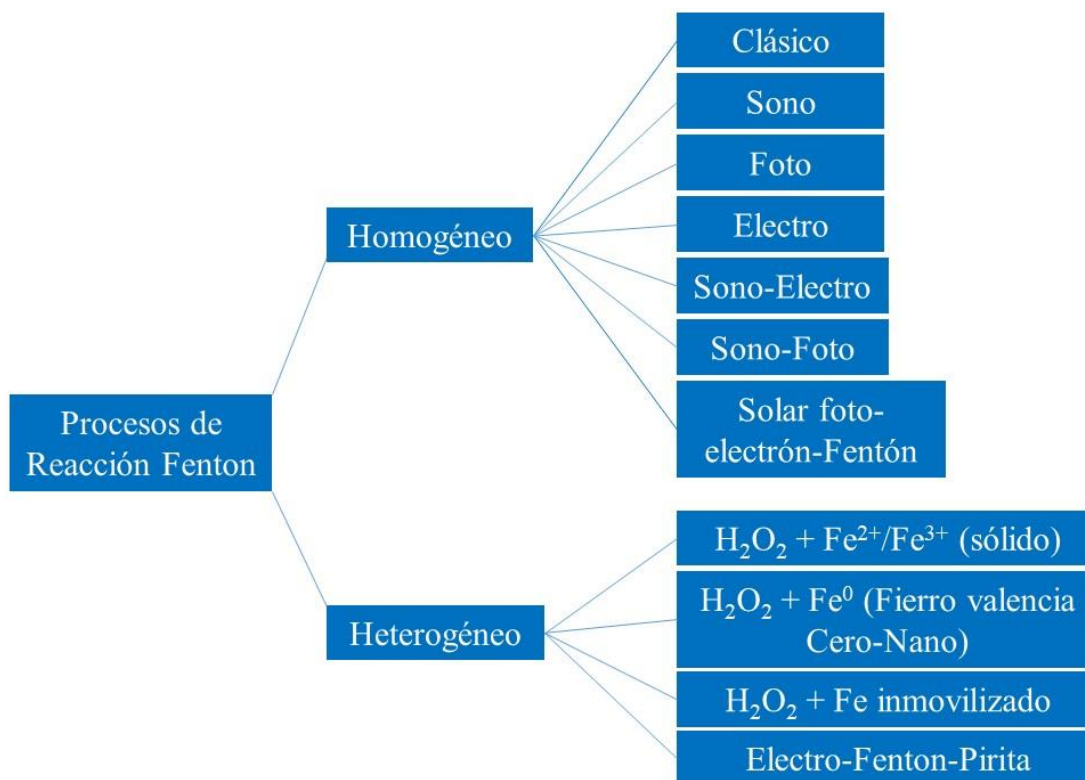


Figura 2: Proceso Fenton clásico, homogéneos y heterogéneos descritos por Jain et al (2018). Fuente: Jain et al., 2018)

Proceso Electro Fenton. Según Bello et al. (2019) esta tecnología electroquímica, emplea al electrón como un reactivo del proceso, por lo cual existen diversas alternativas en este tratamiento. En general se presentan dos enfoques para producir las reacciones Fenton in situ. La configuración de la célula electroquímica requiere al menos una cámara catódica y otra anódica, de tal forma que en el cátodo se genera continuamente el H_2O_2 y el Fe^{+2} es agregado desde el exterior para producir el proceso electro-Fenton. En el segundo enfoque denominado proceso Fenton anódico, se usa un ánodo de hierro de sacrificio con la finalidad de electrogenerar Fe^{2+} ya que el H_2O_2 se produce en el cátodo o es agregado desde el exterior.

Según Zhang et al 2019a, en cambio existen 4 enfoques:

- i. “Proceso de electro-Fenton de cátodo” (EFH₂O₂),
- ii. “Proceso de electro-Fenton de ánodo de sacrificio” (EF-Fe_{ox}),
- iii. “Proceso de ciclo de Fe^{2+} electro-Fenton” (EF-Fere),
- iv. “Proceso electro Fenton de cátodo y ciclo de Fe^{2+} ”

Cada autor trata de usar siglas para representar el nombre general, en algunos casos esto se mantiene para otros autores o no.

Jain et al. (2018) mencionan que el enfoque o proceso electro-Fenton en general, el Fe^{2+} y el H_2O_2 se van generando de manera simultánea mediante reducción catódica del Fe^{3+} y del O_2 , como se observa en las reacciones 1 y 2:



Por eso siempre se usa una sal de Fe^{+2} para iniciar la reacción, pero solo en pequeña proporción, esta reacciona con el H_2O_2 que se produce por electroquímica y generar así el ion Fe^{3+} , de esta forma se inicia la reversibilidad del catión $\text{Fe}^{3+} \leftrightarrow \text{Fe}^{2+}$ o mejor dicho su reciclaje. Esta reacción fundamental es necesaria para recuperar las propiedades catalíticas del ion Fe^{+2} . Este enfoque coincide con el proceso EF-H₂O₂, descrito por Zhang et al. (2019a), ya que el Fe^{2+} se agrega desde el exterior y el H_2O_2 se produce en el momento mediante la reducción electroquímica del O_2 producida en el cátodo evitando costos y ciertos riesgos en el manipuleo, transporte y almacenaje de este reactivo que es un poderoso oxidante (H_2O_2).

De otro lado en el cátodo de los procesos electro-Fenton se suele emplear fieltros de carbono y electrodo de difusión de gas, mientras que para la reacción del ánodo se utiliza un electrodo de platino (Pt) (Jain et al. (2018). La figura 2 muestra estos enfoques mas usados:

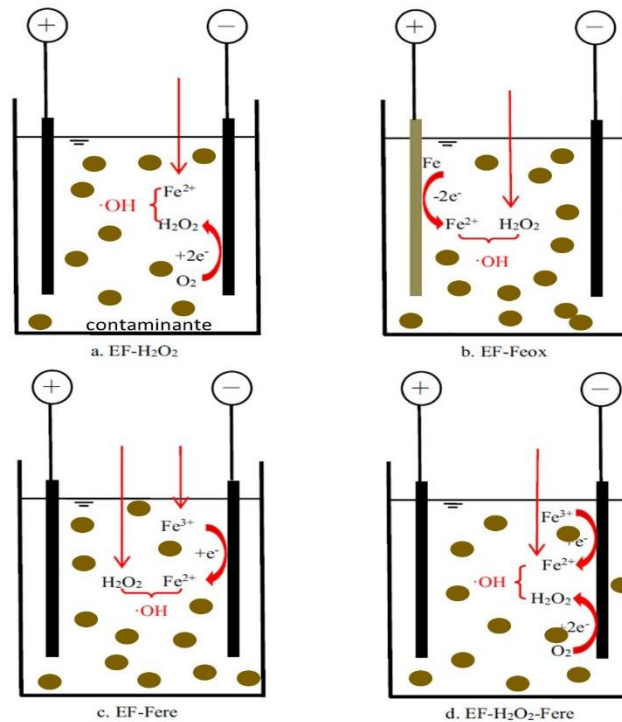


Figura 3. Cuatro enfoques de proceso electro-Fenton descritos por Zhan et al 2019. Adaptado de Fuente: Zhang et al. (2019a).

En el segundo enfoque de Jisan et al (2018), la peroxicoagulación, llamado también tratamiento “Fenton anódico” o “peroxidación electroquímica”, el ion ferroso (Fe^{2+}) se ha producido mediante la oxidación del ánodo sacrificante de hierro ($\text{Fe}^{3+} + \text{HO}_2^- \rightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{O}_2 + \text{H}^+$). Para Zhang et al (2019) este proceso (EF-Feox), en el que el H_2O_2 es agregado desde el exterior para la electrogeneración del Fe^{2+} mediante el ánodo sacrificado, aunque puede evitar la adición de Fe^{2+} no obstante el EF-Feox requiere un gran gasto des ánodo y genera además una elevada formación de lodo de hierro.

Respecto al tercer enfoque o proceso (EF-Fere), el precursor oxidante (H_2O_2) y el catión Fe^{2+} son agregados de manera externa, de tal forma que el ion férrico (Fe^{3+}) formado en la reacción Fenton es reducido a Fe^{2+} en el cátodo disminuyendo la formación de lodos de hierro o la adición inicial de Fe^{2+} . En el cuarto y último enfoque de Zhang et al (2019), el proceso (EF-H₂O₂-Fere) combina el tratamiento “EFH₂O₂” y el “EF-Fere”, ay que en el primero, el precursor oxidante (H_2O_2) se forma en el mismo proceso por reducción del O_2 en el cátodo, mientras que el Fe^{2+} se regenera a Fe^{3+} en el cátodo evitando

adicionar mas H₂O₂, esto también reduce la formación de lodos de hierro y la adición de sal ferrosa al inicio del tratamiento (Zhang et al. 2019a, p. 114).

Proceso de ultrasonido Fenton. Este tipo de tratamiento es descrito por Jain et al. (2018), en el cual una elevada frecuencia es aplicada para dividir la molécula de agua en radicales •OH y •H generando una sonólisis en la disolución conteniendo iones férricos (Fe³⁺), esto produce una serie de reacciones en cadena (ecuaciones 1 a la 5) formando Fe²⁺ y H₂O₂ en el tratamiento , esto se debe a que fundamentalmente el ultrasonido y la reacción Fenton producen •OH transformando los compuestos orgánicos contaminantes dispuestos en la solución acuosa (Jain et al. 2018).

Este proceso de ultrasonido Fenton (USF) requiere la energía ultrasónica de frecuencias mayores de 15 kHz (podría alcanzar unos pocos MHz) para generar una “compresión adiabática alterna” irradiando la energía desde el medio líquido, en este proceso se generan microburbujas por efectos de la reducción de la presión, de tal forma que las microburbujas aumentan su tamaño hasta que impactan unas contra otras implosionando drásticamente en el proceso de compresión de las ondas, estas situación incrementa las temperatura y presión en el reactor que puede calentarse hasta unas 5000 K y lograr unas 1000 atm liberando energía a lo cual e le conoce como cavitación (ebullición en frío). Aunque esta situación es muy extrema sin embargo ocurre muy rápido y genera una corta vida logrando producir especie muy reactivas incluyendo el radical oxidrilo (•OH), el radical de hidrógeno (H•) y el radical hidroperoxilo (•OOH) de acuerdo a las siguientes reaccioens descritas por (Pliego et al. 2015 p. 25):



El mecanismo de estas reacciones de los radicales y de Fe²⁺/H₂O₂ se explica en que el H₂O₂ reacciona con los iones Fe⁺² generando radicales oxidrilo activos muy poderosos, los mismo que aceleran el proceso degradativo de los agentes

orgánicos contaminantes mediante las reacciones Fenton descritas en este documento. El Fe^{3+} generado reacciona con el peróxido de hidrogeno produciendo un complejo medio ($[\text{Fe}^{\text{III}}(\text{OOH})]_2^{2+}$) el cual se disocia muy bien en forma de Fe^{3+} más $\bullet\text{OOH}$ debido a la irradiación del ultrasonido, de otro lado la reacción entre el $\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O}_2$ genera radicales oxidrilo incrementando la concentración de estos poderosos oxidantes radicales a diferencia de la falta de irradiación por ultrasonido descrito por Pliego et al. (2015):



Sin embargo, también esta tecnología presenta algunos inconvenientes como es la aplicación de grandes cantidades estequiométricas de Fe^{2+} , entonces han surgido otros procesos combinados o alternativas como el ZVI. Li et al. (2018) probaron un sistema combinado ultrasonido y Fe^{2+} y oxálico parecido al Fenton para eliminar tinte RhB demostrando que el $\text{O}\bullet$ y el peróxido son los agentes oxidantes más importantes en el sistema.

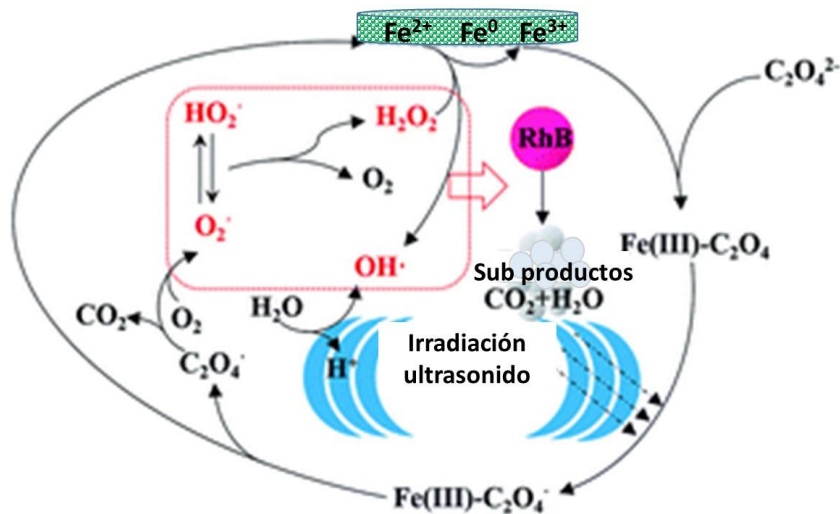


Figura 4. Proceso combinado sono-Fenton. Adaptado de Li et al. (2018 p. 32)

Proceso Foto-Fenton Jain et al. (2018). De acuerdo a Jain et al (2018, p. 950) en este proceso la luz ultravioleta (UV) ayuda a reducir el Fe^{3+} a Fe^{2+} , de esta forma este ion ferroso reacciona con el H_2O_2 y genera radicales oxidrilo $\bullet\text{OH}$ mediante las reacciones mostradas en las ecuaciones 1 en adelante. Como se mencionó anteriormente el pH ideal resulta a $\text{pH} = 3.0$ esto se debe a que los iones férricos (Fe^{3+}) siempre se encuentran bajo la forma de $\text{Fe}(\text{OH})_2^{2+}$ y bajo

esta condición el tratamiento foto-Fenton desarrolla actividades en muchas regiones UV utilizándola como fuente energética luminosa, ya que el rendimiento de los radicales oxidrilos ($\cdot\text{OH}$) dependerá de la intensidad de la luz aplicada ya sea en UV-A ($\lambda = 315\text{--}400\text{ nm}$), UV-B ($\lambda = 285\text{--}315\text{ nm}$) siendo en esta región la que produce una mayor absorbancia de $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$, además en esta misma región la luz solar presenta un nivel de absorvancia limitada ya que cuando el pH es igual a 7 el Fe^{3+} llega a precipitar disminuyendo la eficiencia del tratamiento y finalmente la última región es la UV-C ($\lambda < 285\text{ nm}$).

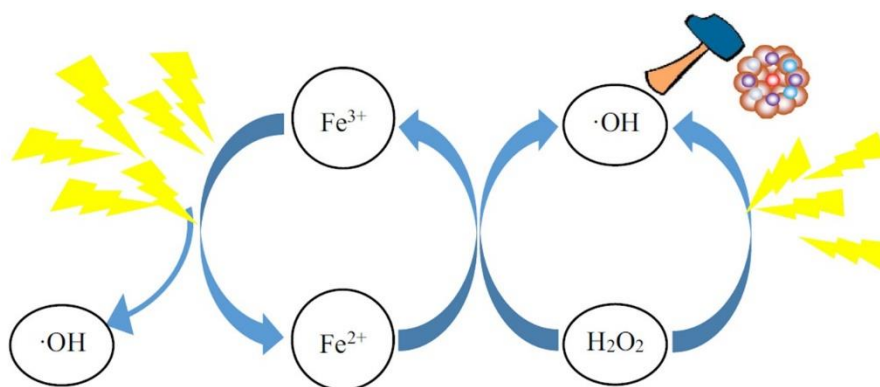


Figura 5. Propuesta de “mecanismo de reacción del proceso foto-Fenton”. Fuente: Zhang et al (2019a, p. 113)

De acuerdo a Zhang et al. (2019a) esta tecnología permite degradar compuestos orgánicos refractarios asociados a muy poca generación de lodos de hierro, queda claro la combinación de energías visible y la aplicación de la luz ultravioleta + el proceso Fenton clásico para optimizar el rendimiento catalítico e incrementar la eficiencia degradativa de los compuestos orgánicos reduciendo la generación de lodo de hierro, eso quiere decir que es posible lograr reducir de manera acelerada el Fe^{3+} a Fe^{2+} a través de la energía lumínica ya que el Fe^{2+} reacciona muy rápido con el peróxido a generar Fe^{3+} mencionado por Jain et al. (2019) bajo la forma de $[\text{Fe}(\text{OH})]_2^{2+}$ con valores de pH entre 2.8 y 3.5. Avetta et al. (2015, p. 3) coincide al señalar que una baja irradiación de luz, el complejo de $[\text{Fe}(\text{OH})]_2^{2+}$ logra excitarse transfiriendo su carga metálica que logra regenerar el Fe^{2+} esta catálisis descompone el H_2O_2 generando radicales $\cdot\text{OH}$ que finalmente degradan a los contaminantes orgánicos, es importante considerar que una fotólisis directa del precursor oxidante (H_2O_2) llegara a generar radicales oxidantes ($\cdot\text{OH}$) que son usados en la degradación de tales

contaminantes , entonces los efectos de los catalizadores en sinergia con el Fe^{2+} adicionada a la energía lumínica producirían más radicales ($\bullet\text{OH}$), lo que puede mejorar la eficiencia de oxidación en el proceso de foto-Fenton. (Wang et al., 2018 p.23). El mecanismo principal de la reacción de foto-Fenton de acuerdo a Zhang et al (2019a) es mostradaa continuación:



Proceso sono-electro-fenton. De acuerdo a Hasani et al. (2020) el proceso combinado sono-electro-Fenton logra eliminar contaminantes emergentes de manera eficiente en las disoluciones acuosas esto incluye la aplicación de pH ácido (3.07), H_2O_2 (0.85 mL/L) y un voltaje de 15 V, usando un tiempo de proceso electrolítico de 81.5 min, bajo estas condiciones logra un 97.5% de eliminación del agente orgánico emergente. E inclusive puede reducir significativamente efectos tóxicos biológicos del efluente.

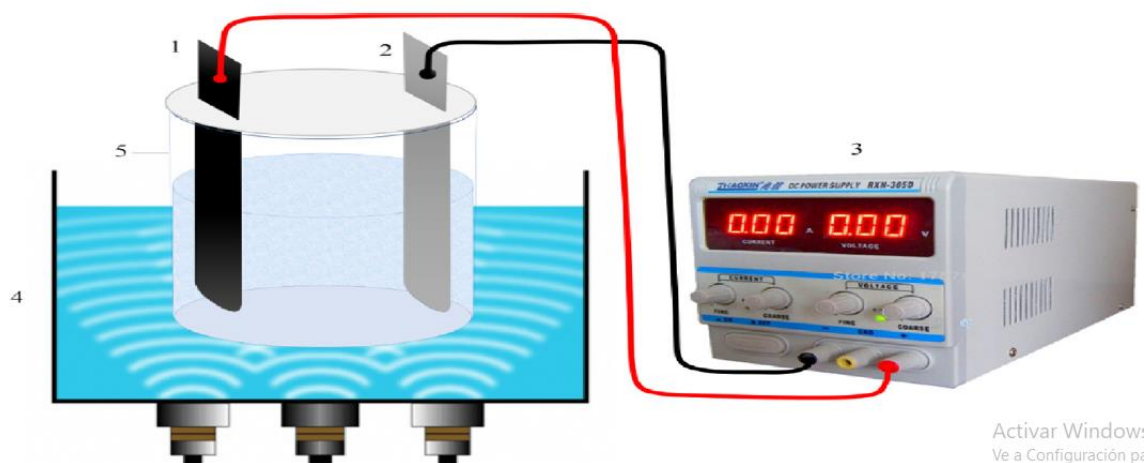


Figura 6. Combinación del proceso Sono-Electro-Foto Fenton en el tratamiento de agentes contaminantes emergentes orgánicos. Fuente Hasani et al. (2020, p. 6125).

Proceso Sono-Electro. Johin et al. (2019) señalaron que la combinación de electroquímicos con otros procesos de oxidación mejora significativamente su rendimiento de degradación de compuestos orgánicos como por ejemplo decolorar completamente tintes reactivos usando una combinación de proceso

electroquímico y una irradiación posterior usando luz ultravioleta, también se puede usar la luz solar y la electroquímica lo cual reduce intensamente el color y el carbón orgánico total (TOC) convirtiéndose en un tratamiento veloz y de menor costo, se cuentan la eliminación de compuestos extremadamente tóxicos en las aguas residuales con baja conductividad, esto se debe al paso del ultrasonido que origina un micro-chorro limpia de manera permanente la superficie del electrodo y mejora la transferencia de masa por medio de la de la microcorriente transferida. El investigador uso acero inoxidable y grafito en calidad de electrodos en un proceso combinado sono-electroquímica para eliminar un colorante orgánico. La aplicación de oxidantes similares al H_2O_2 sales como $Na_2S_2O_8$. MnS_2O_8 actúan como electrolitos. Se logró una eliminación del 81% en condiciones de ultrasonido de 44 W demostrando que esta combinación es mejor que los dos por separado señalando su aplicabilidad sobre aguas residuales textiles que logro una remoción de TOC del 90% usando 100 ppm de $Na_2S_2O_8$, 75 ppm de $MnSO_4$, bajo el pH y potencia iniciado anteriormente, la figura 7 muestra la configuración usada por el investigador.

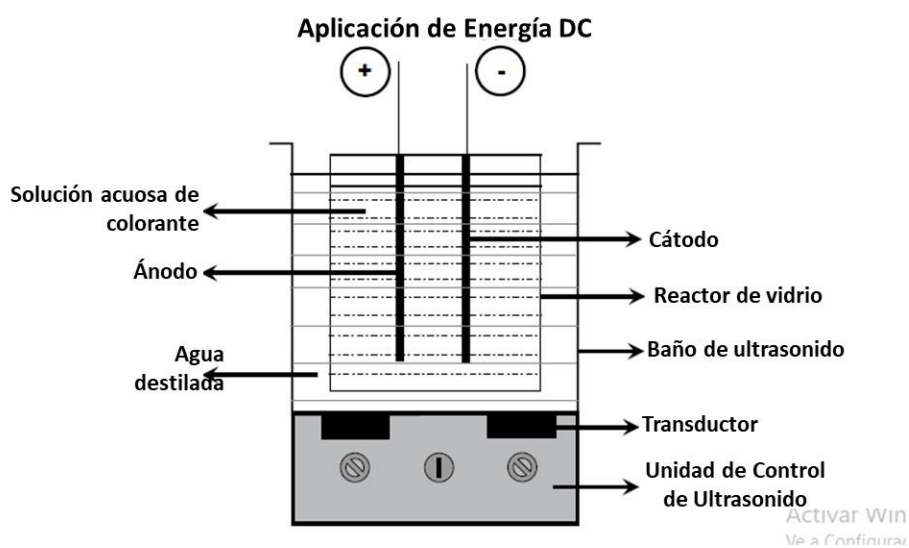


Figura 7. Configuración del proceso sono-electroquímica en el tratamiento de contaminantes orgánicos. Fuente: (Johin et al. 2019)

Procesos Heterogéneos. Proceso de Fenton heterogéneo. Zhang et al. (2019a) define esta técnica busca reemplazar el catalizador Fe^{2+} en el proceso Fenton homogéneo por otro catalizador sólido que poseen componentes activos que actúan como catalizadores en el tratamiento Fenton heterogéneo, eso significa que las reacciones catalíticas Fenton se desarrollan en el sitio activo de la superficie del nuevo catalizador sólido, de esta forma se evita lixiviar iones de hierro, entonces sí se puede trabajar con rangos de pH más amplios y al mismo tiempo se logra reducir la formación de lodos de hierro (Liu et al., 2017). La cuestión es que las especies catalíticas de hierro se hallan inmóviles en ciertos soportes (o minerales) como la zeolita, arcillas, grafenos o carbones activados por métodos hidrotermales, etc. Resulta que los soportes generan una especie de protección evitando que las especies de hierro sean sumergidas en la solución, lo que reduce la pérdida de especies de hierro (Jin et al., 2017) de esta forma tanto la composición química como la estructura del catalizador Fenton (heterogéneo) favorece la transferencia electrónica a partir del donador de electrones al Fe^{3+} , y acelera la reducción de Fe^{3+} a Fe^{2+} ,

El principio fundamental este tipo de procesos es mantener la estabilidad de catalizadores heterogéneos a largo plazo y una elevada acción catalítica con un amplio rango de valores de pH con separaciones fáciles del catalizador sin menor gasto, se conocen como catalizadores soportados que logran inmovilizar especies de hierro evitando su lixiviación, estos son preparados por ejemplo en el caso del Fe^{2+} en microesferas de carbono poroso magnetizado con una elevada área superficial específica. También se producen catalizadores no soportados, que viene a ser aquellos minerales de hierro natural, con los que se arma un sistema Fenton heterogéneo usando H_2O_2 con fines de material precursor para degradar agentes orgánicos refractarios, como ejemplo se tiene nanovarillas de $\alpha\text{-FeOOH}$ ultrapequeñas (SFN) con los que se logra eliminar tintes azo. La figura 8, muestra el proceso Fenton heterogéneo de un catalizador heterogéneo.

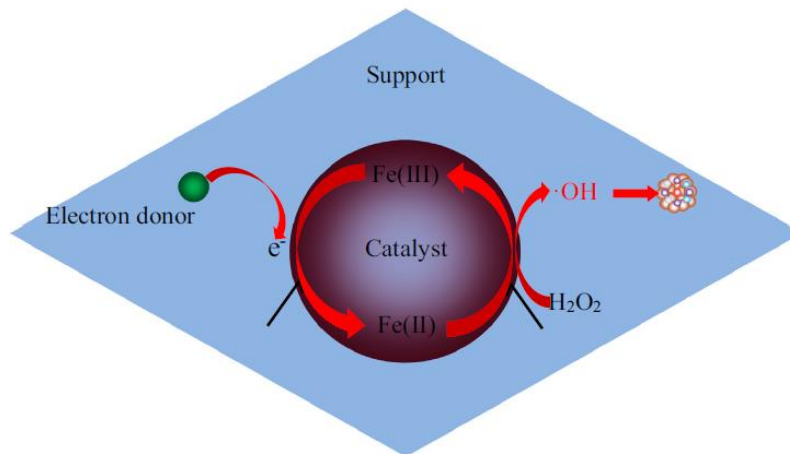
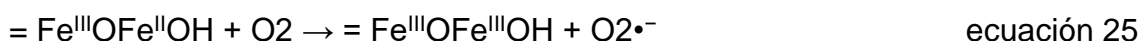


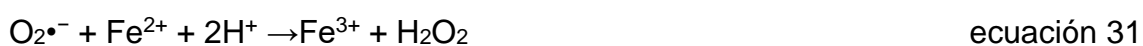
Figura 8. Propuesta de mecanismo planteado para un catalizador Fenton heterogéneo. Fuente Zhang et al. (2019a).

Materiales reductores en combinación con catalizadores Fenton heterogéneos. Debido que el Fe²⁺ de los catalizadores Fenton heterogéneos se generan muy lentamente estos se combinan de manera directa con otros materiales que son ricos en electrones con la finalidad de acelerar la producción de Fe²⁺, generando una reactividad Fenton muy heterogénea, en este tipo de materiales ricos se cuentan a los Nano Hierro de Valencia Cero (nZVI), carboxilatos, materiales de carbono, sulfuros metálicos y diversas especies reductoras. La inyección directa de electrones de nZVI (Fe⁰) es un reductor inocuo con potencial redox $E^0 = -0.44 \text{ V}$, , aunque se ha propuesto inclusive reemplazar Fe²⁺ por Fe⁰ en el proceso Fenton de tal forma que nZVI se oxida a Fe²⁺ y el H₂O₂ en forma de oxígeno gaseoso (O₂) en medio ácido generando más radicales HO•, el problema radica en que se requiere mucho más H₂O₂ para formar Fe²⁺ en medio ácido (Fe⁰/H⁺), lo que indica una baja eficiencia en el uso de reactivos. De todas maneras, la aplicación de nZVI se encuentra restringida a pH neutro por ello se ha ampliado su combinación con óxidos de hierro del proceso Fenton heterogénea con Fe⁰ logrando una mayor tasa de ciclos redox Fe³⁺/Fe²⁺. Las ecuaciones pueden ser representadas como (Zhang et al. 2019a):



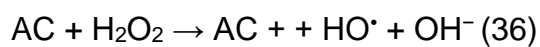


Aplicación de carboxilatos como donadores electrónicos. Resulta que los carboxilatos son agentes quelantes formados por grupos carboxilos con naturaleza no volátil (inmóvil en distintos materiales de soporte), lo constituyen grupos de ácidos orgánicos (oxalato, citrato, ácidos húmico, tartrato, etc.) de tal forma que producen complejos de Fe^{3+} mediante transferencia de carga de ligando a metal, con elevada estabilidad con valores de $\text{pH} < 7$, inclusive dado que algunos de estos compuestos son antioxidantes esto puede ser una cualidad que acelera el ciclo de regeneración de $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ mejorando la eliminación de los agentes contaminantes. Se han estudiado materiales como el ácido ascórbico, nanocables núcleo-capa $\text{Fe}@\text{Fe}_2\text{O}_3$ ($\text{AA}/\text{Fe}@\text{Fe}_2\text{O}_3$), que supero el sistema clásico Fenton de ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$, $\text{pH}=3.8$). En general se produce una descarboxilación veloz de los radicales como el citrato u otros para formar ROS descrito por Zhu et al. (2019):



Aplicación de materiales de carbono por inyección directa. Zhu et al. (2019) describe materiales de carbono tales como "poli-hidroxi-fulereno (PHF), carbono hidrotermal (HTC), carbon activo (AC), nanotubos de carbono (CNT), óxidos de

grafeno (GO), biocarbón, g-C₃N₄, carbón poroso”, usados en reacciones de Fenton heterogéneas debido a que estos activan distintos oxidantes, como peróxido de hidrógeno, oxígeno molecular (O₂) y persulfato entre otros formando los radicales oxidantes (ROS) para eliminar los compuestos orgánicos refractarios, la cuestión es que estos materiales transfieren de manera directa un único electrón generando los radicales libres altamente reactivos que logran degradar tales contaminantes, por ejemplo el AC actúa como un catalizador que transfiere electrones, porque cambia sus estados reducido (AC) y oxidado (AC⁺) produciendo HO[•] y HO₂[•] logrando mejorar la reacción Fenton heterogénea de manera significativa:

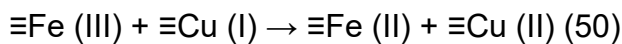
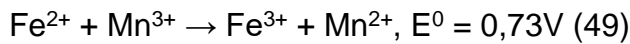
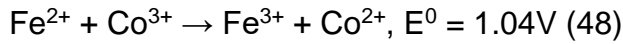
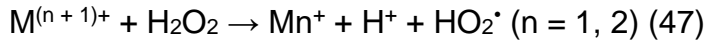
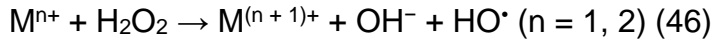


Fotogeneración de electrones y su introducción sobre catalizadores Fenton heterogéneos. Cuando se cuenta en el medio con electrones disponibles de especies reductoras que se consumirán lentamente conforme se genera la reacción, se ha hecho tratamiento introduciendo electrones fotogenerados a la reacción Fenton heterogénea, es decir se usa electrones desde materiales semiconductores como del TiO₂, BiVO₄ y C₃N₄ y otros catalizadores plasmáticos como Ag/AgCl o Ag/AgBr los que se inyectan constantemente sobre los catalizadores heterogéneos acelerando la reducción de Fe³⁺ a Fe²⁺, mejorando la eficiencia degradativa de los compuestos orgánicos objetivo entonces se minimiza las ecuaciones de consumo de H₂O₂ en el proceso (Zhu et al., 2018).

Introducción de metales dopados en catalizadores Fenton heterogéneos.

Esta técnica consiste en introducir metales dopados como cobalto, manganeso, cobre, cromo, titanio, cinc, niobio entre otros en la estructura de ciertos minerales como la magnetita, hematita, goethita que contiene hierro para promover de manera significativa la reactividad Fenton como en los otros casos las reacciones con el peróxido de hidrógeno generan los radicales HO₂[•] y HO[•] por el mecanismo

parecido al de Haber-Weiss descomponiendo el H_2O_2 y promover la catálisis de del par redox $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ conforme describe Zhu et al (2019):



En la figura 9 se muestra el mecanismo reactivo de un catalizador dopado descrito por Zhu et al. (2019), propone una configuración mecánica de la catálisis foto-Fenton de Ag/AgBr/ferrihidrita, los electrones fotogenerados a partir de nanopartículas de AgBr/Ag aceleran el ciclo del par redox $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ para la reducción la descomposición de peróxido y regenerar de Fe^{2+} a Fe^{3+} , esto incrementa la eficiencia de H_2O_2 .

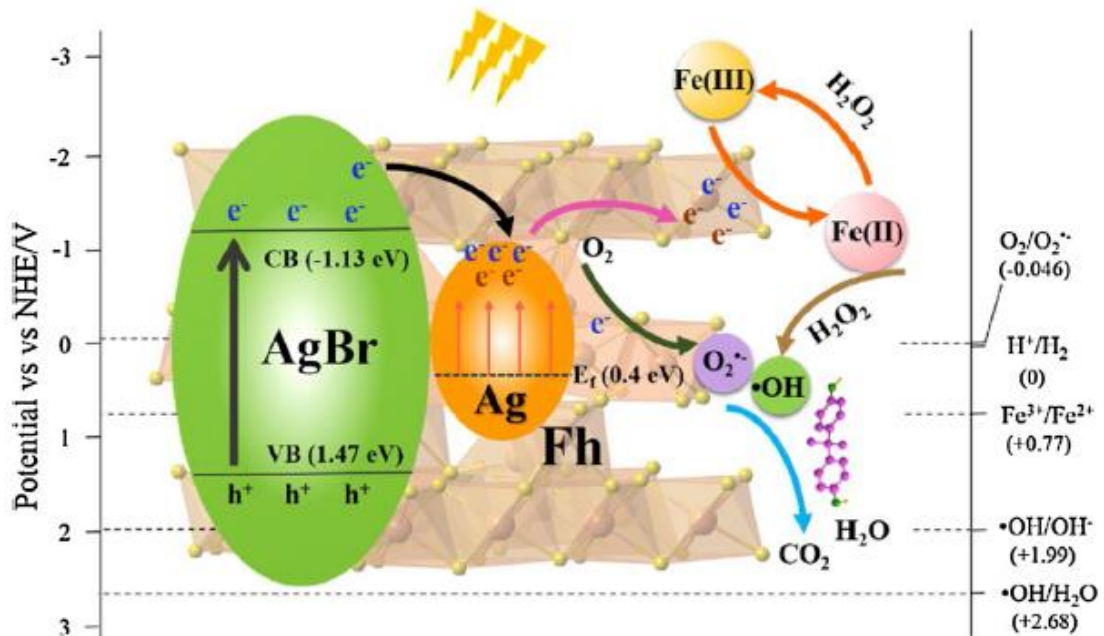


Figura 9. Propuesta de mecanismo de reacción de catalizadores dopados en el Proceso Fenton heterogéneo. Fuente Zhu et al. (2019).

Thomas et al. (2020) señala que el dopado de óxidos de hierro con metales de transición como las ferritas ($MxFe_{3-x}O_4$) donde M representa al ión metálico de transición con 2 valencias son de interés por su estrecha banda prohibida de $E^0=1.9$ eV, para $ZnFe_2O_4$ genera una mejor respecta del proceso de eliminación del contaminante orgánico.

Estudio de las caras o morfología de los catalizadores Fenton heterogéneos para mejorar su eficiencia. El estudio de las imágenes de los catalizadores mediante microscopio electrónico de barrido de emisión de campo de alta resolución (FE-SEM) resulta muy práctico debido al creciente número de control de las formas específicas y las caras expuestas de cada catalizador Fenton heterogéneos, esto promueve una mayor activación de H_2O_2 por la absorción de más iones Fe^{2+} y también de otras especies reactivas por sus caras superficiales, por eso los estudios se basada en la producción de catalizadores muy bien estructurados con caras específicas, como los hematites, de tal forma que complementa información sobre los mecanismos basado entre caras del mineral con otras adiciones de hierro ferroso por ejemplo y brindan información para diseñar más catalizadores Fenton heterogéneos muy eficientes mediante el control de las caras.

III.MÉTODO

3.1. Tipos y diseño de investigación

La presente investigación es de tipo básico, con un diseño cualitativo y de teoría fundamentada de codificación selectiva (Hernández, Fernández y Baptista, 2014, 9. 4698). A su vez, está basada en la revisión bibliográfica actualizada desde el año 2015 en los procesos Fenton homogéneos, combinados y heterogéneos para tratar aguas residuales y aguas de diversas fuentes para eliminar específicamente contaminantes orgánicos recalcitrantes. El material bibliográfico fue revisado desde la base de datos de revistas indexadas, que fueron evaluados por científicos en el tema a nivel mundial cumpliendo de esta manera el rigor científico de esta investigación. Son estudios longitudinales y de alcance descriptivo porque, busca detallar propiedades y características más importantes del fenómeno que se analiza (Hernández, Fernández y Baptista, 2014, p. 92).

La revisión de material bibliográfico ha sido provista de las bases de datos de revista indexadas Scopus evaluadas previamente por pares con rigor científico.

3.2. Categorías, Subcategorías y matriz de categorización apriorística

Se ha elaborado la tabla 3 que muestra las distintas categorías identificadas en esta investigación y las sub categorías descritas como una matriz apriorística. En el cuadro se identifica además los indicadores de cada sub categoría y las fuentes teóricas que lo sustentan. Además, se describen los objetivos desarrollados en esta investigación

Tabla 1. Matriz de categorización apriorística

Desarrollo de los Proceso Fenton homogéneos y heterogéneos para la degradación de contaminantes orgánicos en aguas. Revisión bibliográfica.

Objetivos específicos	Problemas específicos	Categorías	Sub categorías	Unidad de Análisis
<p>Analizar las estrategias del proceso Fenton clásico homogéneo que mejoran su reactividad para eliminar contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas</p>	<p>¿Qué estrategias del proceso Fenton clásico homogéneo mejoran su reactividad para eliminar contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas?</p>	<p>proceso Fenton clásico homogénea</p>	<p>Fenton clásico Sono Foto Electro Sono-fenton Sono-foro Solar-foro- electro-Fenton</p>	<p>Expósito, et al. (2016), Lima et al. (2017), Giri, Golder, (2015), Santos, Meireles, Lange, (2015), Giraldo-Aguirre et al. (2017), Karaolia et al. (2017), Annabi, et al (2016,</p>

				Yahya, et al. (2017)
Analizar las estrategias del proceso Fenton heterogénea que mejoran su reactividad para eliminar contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas	¿Qué estrategias del proceso Fenton heterogénea mejoran su reactividad para eliminar contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas?	proceso Fenton heterogénea	Catalizadores solidos heterogéneos Catalizadores Fierro valencia Cero-nano Catalizadores inmovilizados Dopados	Sruthi, et al (2018), Guo, et al (2020), Zhu et al (2019a), Zhu et al. (2020), Hu et al. (2017), He et al. (2015), He et al. (2017), Zhang et al. (2019b) Zhang et al. (2018) , Alalm et al (2015), Yuan, Lai, Tang (2016)

<p>Analizar las condiciones operativas optimas de cada estrategia aplicada en la mejora reactiva del proceso Fenton para la eliminación de contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas</p>	<p>¿Qué condiciones operativas optimas de cada estrategia aplicada en la mejora reactiva del proceso Fenton para la eliminación de contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas</p>	<p>condiciones operativas optimas</p>	<p>Dosis de catalizador, pH, tiempo, otros.</p>	<p>Nidheesh, y Gandhimathi, (2015), Expósito, et al. (2016), Lima, et al. (2017), Giri, Golder. (2015), Yahya, et al.(2017). Annabi, et al. (2016). Özcan, Özcan, Demirci. (2016), Santos, et al. (2015), Giraldo-Aguirre, et al.(2017).</p>
--	--	---------------------------------------	---	---

<p>Analizar los métodos de caracterización de catalizadores y cuantificación de contaminantes</p>	<p>¿Qué métodos de caracterización de catalizadores y cuantificación de contaminantes se desarrollan en la actualidad?</p>	<p>tecnologías de control</p>	<p>XRD: Morfología cristalina y distribución de tamaño de catalizadores SEM: microscopía electrónica de barrido de emisión de campo (FESEM), TEM: El área de superficie BET: propiedades magnéticas: magnetómetro de muestra vibrante (VSM)</p>	<p>Zhu, et al. (2019^a), He, et al. (2015), He, et al. (2017), Zhang, et al. (2019b), Yuan, Lai, Tang. (2016)</p>
---	--	-------------------------------	---	---

3.3 Escenario de estudio

La investigación desarrolla la revisión bibliográfica de revistas indexadas por lo cual no tiene un escenario correspondiente a trabajo de campo.

3.4 Participantes

Esta investigación considera como participantes a la variedad de base de datos utilizados en la búsqueda de artículos relacionados con las categorías y sub categorías planteadas de manera preliminar. Entre las bases de datos revisadas destacan: Scopus, Elsevier.

3.5 Técnicas e instrumentos de recolección de datos

Como técnica se aplicó el análisis documental para la búsqueda de información (Dulzaides y Molina, 2004, pág.2), en función a las tecnologías de los catalizadores de proceso Fenton homogéneo y heterogéneo para eliminar la contaminación del agua, así como los medios para caracterizar la producción de los catalizadores de distintas naturalezas con la finalidad de mejorar la reactividad del proceso Fenton.

3.6 Procedimientos

La investigación se efectuó en 03 etapas, la primera correspondió a la búsqueda de artículos de investigación usando las palabras claves básicas en inglés como: homogeneous fenton processes, heterogeneous fenton processes, la búsqueda considero artículos publicados entre los años 2015 a 2020.

3.7 Rigor científico

Esta investigación ha cumplido con el rigor científico definido por [Urrutia \(2014\)](#) que señala que el rigor científico brinda las bases para una toma de la determinación bien fundamentada, como en su difusión a través de publicaciones científicas de calidad. Los criterios usados en este estudio están relacionados con los procesos homogéneos y catalizadores de los proceso Fenton y sus combinaciones, así como los heterogéneos con la introducción de catalizadores heterogéneos para eliminar los contaminantes orgánicos durante el tratamiento des aguas ampliamente definido por la comunidad científica cuya publicación ha sido sujeta a la revisión por científicos que además de demostrar

que sus resultados poseen la confiabilidad necesaria, efectuaron un análisis sustentado en la propia teoría desarrollada durante estos años y publicada en los medios o bases de datos científicos de alto impacto. De esta forma se ha establecido la validez, credibilidad, de lo descrito en este documento (Victoria y Mora 2011, pág. 503); con una transferencia de conocimiento sobre los hallazgos actuales logrados en la revisión.

3.8 Método de análisis de información

El análisis de la información se ha realizado teniendo en cuenta las categorías y sub categorías planteadas en función de los objetivos de la investigación. En cada caso se obtuvo la información registrando los hallazgos más importantes según la matriz de categorización en una base de datos Excel que contiene los nombres, ubicaciones extensiones actuales difundidas de las principales revistas e investigadores a nivel mundial sobre los procesos de oxidación avanzada relacionad con la aplicación de procesos Fenton homogéneos y heterogéneos mejorados.

3.9 Aspectos éticos

En esta investigación se desarrolló manteniendo estrictamente los principios éticos del investigador que pide la Universidad. Se ha mantenido la idea del autor original con la cita correspondiente. Además, se usó la ISO 690- Y 690-2 de la Universidad Cesar Vallejo desarrollar la cita, así mismo las referencias bibliográficas, pudiéndose corroborar cada párrafo descrito en el documento en la bibliografía. La autenticidad del documento ha sido analizada con el software turnitin.

IV.RESULTADOS Y DISCUSION

OE1: Análisis de las estrategias del proceso Fenton clásico homogéneo y sus combinaciones que mejoran su reactividad para eliminar contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas

La revisión realizada brindo información relacionada con el uso de proceso Fenton clásico, como Fentón, Electro Fentón, Foto-Fentón y sus combinaciones, generalmente los investigadores desarrollan pruebas comparativas de los procesos para evaluar el rendimiento de sus alternativas.

Expósito, et al. (2016), estudió la acción de radicales oxidantes al tratar las aguas residuales de la industria de bebidas mediante el proceso foto-fenton intensificando el proceso usando persulfato, para ello a los 240 min de tratamiento y un pH de 2.9 aplicados en el proceso (PS/UV/H₂O₂/Fe + PS) se desarrolló una activación térmica debido al S₂O₈²⁻ a temperaturas > 40°C fueron suficientes para romper el enlace del peróxido. Observaron mejora en la degradación de 69% a los 120 min a 30- 65°C y luego aumento en 4 h al 76% mejorando en un 10%, a pesar de producirse un aumento elevado de la concentración de radicales hidroxilos (de hasta 120 µmol/L)

Lima et al (2017), aplicaron el proceso foto-Fenton homogénea usando Fe₂O₃ (y heterogénea) para degradar la presencia de antibióticos en un fotorreactor mezclador estático, eliminando la mezcla de fármacos (CST) superior al 60% después de 240 min

Giri, Golder, (2015) aplicaron el procedo Fenton y foto-Fenton para descomponer la mezcla de cuatro fármacos CCD, FP y PFP y DIPY que midieron como tal y en forma de carbón orgánico total (TOC), además estudiaron la evolución de iones inorgánicos con ensayos de toxicidad. De esta forma para el proceso fenton lograron remover materia orgánica expresada como TOC: CCD (41.6% y 71.9%), FP (64.1%) y PFP (75.3%) a los 45 min de tratamiento mientras que la combinación de fármacos lograron aumentar la degradación: CIP- FP (80.1%) y del DIPY- FP (94.6%). CCD (75.8%) y CCD (89.0%). En cambio el proceso foto-fenton presento los siguientes resultados expresado expresados como TOC: CIP (39.3%) y DIPY (67.1%), CCD (75.8%, 89.0%), y las combinaciones de fármacos

PFP–CIP (90.1%) y PFP-DIP (98.1%), FP-CCD (89.7%), FP-C (93.5%). CCD (39.2%), CCD (67.1%), CIP(49.3%), DIPY (71.1%).

Santos, Meireles, Lange, (2015) degradaron antibiótico norfloxacin mediante el proceso Fenton, UV y UV/H₂O₂. En la Fotólisis directa (UV), lograron una tasa de degradación del 85% y una tasa de mineralización del 2% en 7 h de tratamiento. En cambio, en la fotólisis combinada UV/H₂O₂ para dosis de H₂O₂ de 0.7, 1.4, 2.1, 2.8, 3.5 y 4.2 mmol/L y pH=7. Cuando utilizaron concentraciones de 2.1 mmol/L llevaron a una tasa de degradación del 100% para 100 min de tiempo de tratamiento. Además, la oxidación Fenton logro una tasa de degradación optima del 60% y tasa de mineralización= 55%, en un tiempo de 60 min de tratamiento a pH entre 2 y 3.

Giraldo-Aguirre et al. (2017) aplicaron un sistema piloto para eliminar el antibiótico β-lactámicos de efluentes farmacéuticos aplicando el proceso de foto-Fenton a un pH casi neutro. El proceso foto-Fenton se realizó a pH=7, aplicaron un tiempo de 120 min con una energía de 5436 mJ/cm³ para degradar una concentración inicial de 203 μmol/L del antibiótico. El sistema piloto + radiación solar (1215 mJ/cm) se aplicó por un tiempo de t=5 min, que fue suficiente para lograr una eliminación del 100%.

Karaolia et al. (2017) investigaron un sistema integrado de tratamiento aguas residuales, la primera fase consistió en un tratamiento en un biorreactor de membrana seguido de la oxidación solar Fenton para eliminar microcontaminantes asociados con los antibióticos. Se logró una remoción máxima de CLA al 84%, para concentraciones finales de SMX (5.5 ngL⁻¹), CLA (7.2 ng.L⁻¹), ERY (<LOD).

Annabi, et al (2016) aplicaron el proceso electro-Fenton para degradar el antibiótico enoxacino incluyendo la mejora de la biodegradabilidad posterior, lograron entonces remover la fluoroquinolona enoxacina contenidas en las aguas residuales y en aguas superficiales en un 98% (rendimiento de degradación) luego de 60 min de electrólisis realizadas bajo condiciones experimentales óptimas, con una concentración inicial de enoxacina de 50 mg/L, 300 mA y 0.2 mmol/L de Fe (II), posteriormente se produjo una biodegradabilidad

a los 180 min con una relación de DBO5/DQO de 0.51 y una remoción de carbón orgánico total < 32% luego de la electrólisis.

Yahya, et al. (2017) aplicaron el proceso electro-fenton para degradar y mineralizar el antibiótico moxifloxacino en medio acuoso, logrando la mineralización de los compuestos orgánicos con valores de 39.7%, 51.77%, 81.56%, 90.78% y 87.9% después de 6 h de tratamiento

Özcan et al. (2016) evaluaron de la cinética de mineralización de norfloxacin (NFXN) con una concentración inicial de 0.25 mM del agua usando el proceso electro-Fenton y calcularon una constante de velocidad de oxidación de segundo orden como $(1.34 \pm 0.03) \times 10^9 \text{ M}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$. Para ello lograron una elevada relación de mineralización de la NFXN (97.7%) después de 5 h de electrólisis. Usaron electrodos carbono, Pt y BDD en diferentes combinaciones de ánodo/cátodo. Hallaron una tasa de degradación NFXN que se incrementó de Pt/Pt (horas)<BDD/BDD<BDD/Pt<Pt/CF<BDD/CF para un tiempo de 30 minutos. En conclusión, las constantes de velocidad obtenidas fueron 0.1807 (BDD/CF), 0.1397 (Pt/CF), 0.0266 (BDD/Pt), 0.0151 (BDD/BDD) y 0.0074 (Pt/Pt) min⁻¹. BDD/CF = 24 Pt/Pt. Para un tiempo de 5 h se logró una eliminación del 97.7% en términos de carbón orgánico total inicial de 46.77 mg/L del fármaco equivalente a NFXN (0.25 mM).

Nidheesh, y Gandhimathi, (2015) trataron muestras de aguas residuales textiles usando el proceso Electro-Fenton en modo discontinuo y continuo, en su modo por lotes logró eliminar el 57% de la demanda química de oxígeno (DQO) y el 83% del color, mientras que en modo continuo, se eliminó el 67.7% del color y el 37% de la DQO, cuando sus condiciones operativas tuvieron voltajes entre 3 y 5 V y dosis del catalizador Fe⁺² = 5 mg/L, lo cual incluyó un potencial de biodegradabilidad posterior al tratamiento, esto indica la posibilidad de reducir costos de operación al continuar la degradación de la materia orgánica usando microorganismos en un proceso más pasivo sin consumo de energía adicional.

Dökkancı, (2018), aplico el proceso sono-photo-Fenton para oxidar bisfenol-A (BPA) aplicando un catalizador de perovskita LaFeO₃, para ello genero H₂O₂ en el proceso sono-Fenton logrando una concentración de 0.35 mg/dm³ durante 3h de reacción y en el proceso foto-Fenton produjo 0.1 mg/dm³ de H₂O₂ para el

mismo tiempo de reacción. Los resultados mostraron mayor porcentaje de degradación de BPA (21.4%) para el proceso de sono-Fenton (LaFeO_3 + US) y de 7.0% para el proceso de Foto-Fenton (LaFeO_3 + luz), la combinación de ambos procesos sono-foto-Fenton (LaFeO_3 + US + Light) aplicados al agua contaminada logro una degradación final de 20.8% del BPA para el mismo tiempo (3 h)

Tabla 2. Procesos Fenton, Foto-Fenton, Electro-Fenton, Sono-Fenton y sus combinaciones

Matriz de muestra	Indicadores	catalizador	POA	Diseño	Referencia
1 aguas residuales textiles	color residual y la DQO.	FeCl ₃ /H ₂ SO ₄	electro-Fenton (EF) (discontinuo/continuo)	Celda de vidrio , con Volumen= 750 mL, placas de grafito (anodo y catodo) Area = 32 cm ² , Profundidad= 8 cm, pH = 3	Nidheesh, y Gandhimathi, 2015.
2 aguas residuales industriales de la industria de bebidas	carbono orgánico total restante (TOC) (acetato y formiato)	FeSO ₄ ·7H ₂ O)	foto-Fenton homogénea asistida con persulfato (PS)	Lámparas UV-C de 55 W (280-200 nm). H ₂ O ₂ = 4000 mg/L, Fe (II)=375 mg/L Agua residual: Caudal de 650 ml/h.	Expósito, et al. 2016.
3 Sintética	ciprofloxacino, sulfametoxazol y trimetoprima	Fe ₂ O ₃ , TiO ₂ y Fe ₂ O ₃ -TiO ₂	Foto-Fenton homogéneo y heterogéneo	Area iluminada = 0.026 m ² , V= 23 mL. Fe+2=2 mg/L Intensidad de luz = 262 y 335 W m ² .	Lima, et al. 2017.

4	Sintética	cloranfenicol (CHPL), ciprofloxacina (CIP) y dipirona (DIPY)	sulfato de amonio ferroso heptahidratado	Fenton y fotoFe	Farmaco = 400 mL, 0.15 mM) tiempo =5 min, 260 rpm+ H2O2. Longitud de onda=362 nm Intensidad de la luz ultravioleta= 12 Wm ²	Giri, Golder. 2015.
5	aguas residuales y en aguas superficiales	enoxacina (ácido 1-etil-6-fluoro-4-oxo-7-(piperazin-1-il) - 1,4-dihidro-1,8-naftiridina-3-carboxílico (fluoroquinolona enoxacina)	FeSO ₄ .7H ₂ O	electro-Fenton	Temperatura=18°C Cátodo: 90 mm x 50 mm x12 mm. Anodo: (Pt), A=34,6 cm ² Burbujeo Tiempo= 10 minutos, pH = 3	Annabi, et al. 2016.
6	Sintética	MOXIFLOXACINA DQO	FeSO ₄	electro-Fenton	Moxifloxacina=0.15 mM Fe ²⁺ =0.5 mM, pH=3 Intensidad electrica=60, 100, 300, 400 y 500 mA	Yahya, et al. 2017.

7	Sintética	norfloxacin (NFXN) TOC	sulfato de hierro (III) pentahidratad o	electro-Fenton	Filtro de carbono tridimensional= 14 x 5 x 0.5 cm Pt, Area = 5cmx4 cm, (malla 100) Diamante dopado con boro pH=3.0	Özcan, Özcan, Demirci. 2016.
					Fotodegradación (UV) V=280 mL	
8	Sintética	norfloxacin	FeCl ₃ .6H ₂ O	Fotólisis directa (UV), fotólisis con peróxido de hidrógeno (UV/H ₂ O ₂), Fenton.	Lámpara de vapor de mercurio de baja presión (6 W), radiación =254 nm Fotólisis directa UV/Vis= 273 nm,, pH =7 H ₂ O ₂ = 0.7, 1.4, 2.1, 2.8, 3.5 y 4.2 mmol/L	Santos,et al. 2015

9	Sintetico	β -lactámico oxacilina (OXA)	sulfato ferroso	Foto Fenton (luz solar y artificial)	Luz Potencia=30 W Fe (II)=3.6 a 90.0 μ mol/L H ₂ O ₂ = 0.036–10.0 mmol/L Potencia de lámparas=30–150 W Irradiación solar UV= \sim 4,5 mW/cm ²	Giraldo- Aguirre, et al. 2017.
10	aguas residuales urbanas (UWTP)	sulfametoxazol (SMX), eritromicina (ERY) claritromicina (CLA DOC, DQO	FeSO ₄ •7H ₂ O	Biorreactor de membrana integrado con oxidación solar Fenton	Caudal=150 Lh-1, Volumen total irradiado=21.4L. Potencia UV solar =30 W/m ² (λ <400 nm). pH=2.8	Karaolia, et al 2017.

11	Agua	bisfenol-A	luz visible/catalizador perovskita (LaFeO3)	sono-foto-Fenton	BPA=15 ppm Catalizador= 0.5 g/dm3 H2O2 de 2.38 mM, 500 rpm con un pH inicial de BPA = 6,7. lámparas de luz visible = 150 W Sonda ultrasónica de 20 kHz , Ps= 40 W, 3 h, 298 K	Dükkancı, M. (2018).
----	------	------------	---	------------------	---	----------------------

OE2: Análisis de las estrategias del proceso Fenton heterogénea que mejoran su reactividad para eliminar contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas.

Sruthi, et al (2018) trataron estabilizados de lixiviados de vertederos a través de 2 procesos paralelos: proceso heterogéneo de Fenton y electro-Fenton a un pH =3. En ambos casos usaron como catalizador la zeolita cargada con óxido binario de hierro-manganeso (IMZ) preparado a partir de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (0.23 M) + 200 ml de KMnO_4 0.75 M: 10 g de zeolita. En el primer proceso Fenton heterogéneo usaron el catalizador a una concentración de 700 mg/L y H_2O_2 (0.003 M) logrando eliminar en las mejores condiciones el 81.2% de la DQO para un tiempo de 90 minutos. Mientras que en la oxidación heterogénea por ElectroFenton de los lixiviados usaron una dosis de catalizador entre 15 y 25 mg/L a pH=2 con una formación continua de H_2O_2 en la superficie del cátodo lo cual anuló la generación de oxonio logrando eliminar el 73.5% de la DQO.

Guo, et al (2020) degradaron cloranfenicol por plasma de descarga pulsada con proceso heterogéneo de Fenton para lo cual aplicaron nanocompuestos de Fe_3O_4 . Para ello usaron una dosis de Fe_3SO_4 (0.26 g/L) y un caudal de aire óptimo de 4 L/min, lo cual permito destruir estructuras heterocíclicas conjugadas del CAP, se rompieron enlaces fenil-nitrilo, CeOH, CeCl y CeN formando anillos bencénicos, luego degradados a ácidos orgánicos e inorgánicos para finalmente formar Cl^- , NO_3^- , CO_2 y H_2O .

Zhu et al (2019a) aplicaron un proceso heterogéneo de Fenton asistido por luz ultravioleta para degradar la tetraciclina usando un catalizador basado en nanopartículas poliédricas de Fe_3O_4 con caras expuestas de alta energía {110} con mayor actividad catalítica que el Fe_3O_4 esférico. Así el NP Fe_3O_4 catalizaron el sistema UV-Fenton que incluyó el ciclo redox Fe (II)/Fe(III), sin embargo observaron que el NP poliédrico con irradiación UV mejoraba la producción de radicales OH° como los radicales aniónicos superóxido ($\text{O}_2^{\circ-}$) y Fe (II)/Fe(III) ofreciendo mayor eficiencia de fotodegradación. Se aplicó este catalizador en 2 pruebas: i) UV-Fenton, ii) UV/ H_2O_2 La eficiencia de la degradación de carbón orgánico total (COT) dentro de los 120 minutos fue de 56.5% aplicando UV-

Fenton y de 36% usando UV/H₂O₂, pero cuando se probaron tiempos mayores de 120 minutos solo se obtenía una eficiencia de 22.1% de degradación de COT.

Zhu et al. (2020) produjeron un catalizador CNT/ferrihidrita (CNT/Fh) y lo aplicaron a un proceso Fenton heterogéneo con la finalidad de degradar bisfenol A acelerando el ciclo Fe (III)/Fe (II), lograron tasas de degradación del BPA 7 veces mayor que aplicando Fh puro. Este nuevo catalizador CNT/Fh mantuvo una elevada actividad del Fenton después de ser reusado cuatro ciclos, indicando una elevada descomposición de H₂O₂ y una mayor producción de HO[•].

Hu et al. (2017) produjeron un catalizador nanopartículas magnéticas de Fe₃O₄ para usarlos como catalizador aplicado un proceso heterogéneo de sono-Fenton acoplado a ultrasonido y mejoraron la degradación del metronidazol (MNZ) logrando eficiencias de eliminación de MNZ superiores al 98% luego de 5 h de tratamiento

He et al. (2015) produjeron un catalizador heterogeno de Fe₃O₄ mejorado por la adición de EDTA lo cual optimo la oxidación de dimetilftalato (DMP), para ello el EDTA complejó la superficie del Fe₃O₄ (FeII/III-EDTA), inhibió la descomposición del H₂O₂ por competencia en sitios tensioactivos, pero generó radicales de [•]OH y HO₂[•]/O₂^{•-} y con ello se mejoró la eliminación de DMP por este catalizador que favoreció un mayor uso de especies reactivas de oxígeno (ROS).

He et al. (2017), prepararon el catalizador Fe⁰@C@MnFe₂O₄ mesoporoso hueco bifuncional tipo Fenton para degradar el tetrabromobisfenol A (TBBPA) logrando casi el 90% de su degradación en 120 min con un pH= 7. Para lograr ello, sometieron la adsorción de TBBPA en la superficie de Fe⁰@C@MnFe₂O₄. Los resultados indicaron además que se logró la desbromación de TBBPA mediante radicales como [•]OH que atacó al TBBPA objetivo

Zhang et al. (2019b) prepararon un nuevo catalizador a base de cerio (CeO₂) con hierro zerovalente (Fe⁰) a nanoescala (nZVI) para acelerar la oxidación de tetraciclina mediante un proceso heterogéneo de Fenton. Los resultados experimentales demostraron que cuando se usó solo H₂O₂ la degradación fue pobre que logró una eficiencia de degradación < 20% durante 60 min de prueba, pero cuando se aplicó el catalizador nZVI y Fe⁰ / CeO₂ se duplicó la eficiencia de eliminación al 45% luego de los 60 min, debido a la adsorción y reducción

producida. Por lo tanto, la aplicación del sistema $\text{Fe}_0/\text{CeO}_2/\text{H}_2\text{O}_2 > \text{Fe}_0/\text{H}_2\text{O}_2$, ya que el CeO_2 mejora la catálisis de hierro, mejorando la reacción de pseudo segundo orden 2 (0.0016 min^{-1}) unas 5.3 veces más que la de $\text{Fe}_0/\text{H}_2\text{O}_2$ (0.0003 min^{-1}).

Zhang et al. (2018) degradaron el bisfenol A en un proceso heterogéneo de Fenton usando un catalizador compuesto de $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \beta\text{-CD/rGO}$. La eficiencia de degradación final en los sistemas excedió el 85% en 30 min. Se probaron distintos valores de pH inicial entre 2.8 y 9.0. El pH óptimo fue = 2.8 porque logro mayor remoción, pero eligieron un pH= 4.85 por la facilidad de operación y dosis $\geq 0.5 \text{ g/L}$ del catalizador, alcanzando remociones del 100% en 30 min. Esto podría deberse a una mayor cantidad de sitios reactivos en el catalizador para activar el H_2O_2 que logro generar más radicales $\cdot\text{OH}$, también se aumentó la remoción cuando el H_2O_2 aumento en su concentración de 5 mM a 15 mM y la base aplicada de NH_2OH : de 2 a 6 mM

Alalm et al (2015) compararon la fotocátalisis solar de TiO_2 y la foto-Fenton solar al tratar las aguas residuales de la industria de pesticidas ante la presencia de Clorpirifos, lambda-cihalotrina y diazinón, la remoción se expresó en términos de la DQO, de tal manera que el proceso foto-Fenton logro una remoción de 90.7%. y la fotocátalisis- TiO_2 una remoción de 79.6%. De acuerdo a ello el proceso Foto-Fenton fue más eficiente. Además, la adición de H_2O_2 mejoro la fotocátalisis ($\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{TiO}_2$) logrando una remoción de la DQO significativa (84%) y por ende de los plaguicidas a través de una reacción de pseudoprimer orden.

Yuan, Lai, Tang (2016) desarrollaron un proceso combinado usando Fe_0/aire y Fenton para tratar las aguas residuales industriales conteniendo dinitrodiazofenol (DDNP) logrando eficiencias máximas de eliminación de la DQO (78%) y cromaticidad (98%), además obtuvieron una relación DBO_5/DQO mejorada de 0 a 0.27. La eliminación de DDNP fue máxima (99.83%), ya que se descompuso a un anillo de benceno, el grupo nitro (NO_2) y el diazo (AN@NA) del DDNP hasta descomponerse en moléculas más pequeñas.

Dindarsafa et al. (2017) prepararon un nanocatalizador de martita preparado mediante molienda planetaria de bolas de alta energía aplicados a un proceso heterogéneo similar al sono-Fenton para tratar un tinte textil, en tiempos de

tratamiento entre 40 y -60 min, con un pH = 7. Se aplicó una dosis de catalizador de 2.5g/L y una energía sónica de 400W logrando remociones máximas de 100% con 60 min, pH = 7, y remociones mínimas de 70.32% con la misma dosis de catalizador y ultrasonido de 150 W.

Khataee et al. (2016) degradaron un tinte de antraquinona (RB69) mediante un proceso heterogéneo de sono-Fenton para lo cual produjeron nanobarras de pirita preparadas por plasma no térmico como catalizador heterogéneo (PMP4). Ellas condiciones operativas deseadas para la degradación de RB69 fueron pH=5, una concentración de H₂O₂ de 1 mM, PMP4 de 0,6 g / L, concentración de colorante inicial de 20 mg / L y potencia ultrasónica de 300 W después de 40 min de proceso. Los captadores de radicales hidroxilos y mejorados con peroxidisulfato disminuyeron la eficiencia de degradación del tinte, lo que confirma el papel principal de los radicales OH en la degradación de RB69 en el proceso de US / H₂O₂ / PMP4.

Pulicharla et al. (2017) degradaron la clortetraciclina (CTC) en lodos de aguas residuales aplicando 03 procedimientos: ultrasonido (UIS), oxidación de Fenton (OF) y ferro-sonicación (FS). Observaron remociones de CTC para cada proceso UIS del 67%, para la FO (1: 1) del 76% y para el FS del 82%. El tratamiento combinado FS mostró un incremento del 15% y el 8% en la degradación de CTC en comparación con el UIS y el FO independientes

Lima et al. (2017) degradaron antibióticos aplicando un proceso foto-Fenton homogénea y heterogénea en un fotorreactor mezclador estático, usando una película catalítica de Fe₂O₃-TiO₂ respecto al proceso heterogéneo, entonces se logró una eliminación de CST superior al 60% después de 240 min de tratamiento, el catalizador se utilizó 03 veces consecutivas. Este rendimiento de la película Fe₂O₃-TiO₂ se atribuyó a una fuerte interacción sinérgica entre los dos tipos diferentes de materiales semiconductores, a saber, el conductor portador de carga hueca Fe₂O₃ y el conductor portador de carga electrónica TiO₂.

Gong et al. (2016) degradaron parcialmente la levofloxacin (LEVO) para continuar posteriormente un proceso de biodegradabilidad mejorada mediante el proceso de electro-Fenton (EF) para lo cual utilizaron un cátodo de fieltro de fibra de carbono activado. Ese sistema eliminó por completo el LEVO: mediante la EF

en 120 min. A su vez se comprobó que la degradación correspondió a una cinética de pseudo-primer orden, con $K = 2.37 \times 10^{-2} \text{ min}^{-1}$ logrando una remoción expresado en carbón orgánico total (TOC) del 61% en tiempo de 360 min para el proceso EF.

Barhoumi et al. (2015) lograron una mineralización electroquímica del antibiótico levofloxacin de 0.46 mM (correspondiente a 100 mg/L TOC) aplicando el proceso electro-Fenton-pirita (polvo de pirita 0,5 a 6,0 g/L) en un volumen de 200 ml con 0,05 M de Na_2SO_4 . Se aplicó una corriente entre 100 y 400 mA en celda de fieltro de carbón/BDD agitada. Se produjo una reducción de carbón orgánico total (TOC) del 67% con 100mA, del 83% con 200 mA, del 92% con 300 mA y del 94% con 400 mA de intensidad eléctrica. Entonces se produjo una mineralización efectiva a los 300 mA con una eliminación TOC decrecientes del 95%, 92% y 82% cuando las concentraciones del antibiótico fueron incrementándose de 0.23, 0.46 y 0.70 mM.

Barhoumi, et al (2016) degradaron también la sulfametazina (SMT) con una concentración de 0.20 mM usando el mismo proceso heterogéneo de electro-Fenton (EF) con catalizador de pirita (Fe^{2+}) a $\text{pH}=4$ empleado en al 2015, usando una celda electroquímica con ánodo de Pt o BDD y 5 fieltros de carbono como cátodo. La remoción lograda en términos de carbón orgánico total (TOC) mediante el proceso electro Fenton clásico (EF) del 95% con ánodo de BDD y del 87% con ánodo de Pt con la pirita, mientras que la remoción (TOC) del EF fue del 90% con BDD y del 83% usando Pt para el EF.

Zhang, et al (2017), elaboraron un nuevo catalizador heterogeneo a partir de hierro de valencia cero a nanoescala acoplado sintetizado (nZVI) con sistema H_2O_2 eliminaron la norfloxacin (NOR). Este se desarrolló a temperatura ambiente: NOR por nZVI/ H_2O_2 fue una reacción similar al Fenton ($\text{pH} = 3-4$). La tasa de degradación NOR (>95%, 40 minutos) y TOC (50%) fue óptima para condiciones óptimas de tratamiento: pH inicial = 4.0, concentración de $\text{H}_2\text{O}_2 = 20 \text{ mmol/L}$, dosis de nZVI = 100 mg/L, temperatura = 308 K

Karaolia, et al (2017), investigaron sobre un proceso consecutivo del biorreactor de membrana seguido de una oxidación solar Fenton con un catalizador $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$ con la finalidad de eliminar micro-contaminantes antibióticos (TC). Se

produjo una degradación de TC (76.25%), con una eficiencia de eliminación de carbón orgánico total TOC (43,5%). El uso del catalizador de Fe₃O₄@C logro una eficiencia de eliminación TC (> 99%) para 2 h de tratamiento y se puede reusar 5 veces. El catalizador Fe₃O₄@C presentó buena estabilidad a largo plazo y correspondió a un modelo de pseudoprimer orden, también actúa como buen adsorbente y es excelente como Fenton heterogéneo en el tratamiento de aguas residuales con TC.

Hou et al. (2016), degradaron tetraciclina (TC) mediante un proceso heterogéneo de tipo Fenton asistida por ultrasonido usando un catalizador de magnetita, logro una eliminación de TC del 93.7%, en 60 min y en términos de carbón orgánico total (COT) una eliminación del 31.8% para el mismo tiempo de tratamiento.

Du et al. (2017), usaron un catalizador de Fe₃O₄@void@TiO₂ estructurado en cáscara de yema como un catalizador tipo foto-Fenton para eliminar tetraciclina. La degradación de TC que presentó una concentración inicial de 40 mg/L fue casi del 100% a pH = 3 y de una remoción del 75% a pH = 9, ambos pasan un tiempo de procesamiento de 6 min. El catalizador pudo usarse 5 veces. El proceso obedeció a un modelo de pseudoprimer orden la constante cinética del Fe₃O₄@void@TiO₂ fue 0.51 min⁻¹ > Fe₃O₄@TiO₂ (0.24 min⁻¹) > TiO₂ hueco (0.17 min⁻¹) > Fe₃O₄@SiO₂@TiO₂ (0,14 min⁻¹) > Fe₃O₄ (0,11 min⁻¹). La tabla muestra las características de estos procesos anteriormente descritos:

Tabla 3. Procesos heterogéneos POA

Matriz de muestra	Indicadores	catalizador	POA	autor
1	Lixiviado de Veretadero	Zeolita cargada con óxido binario de hierro-manganeso (IMZ). FeSO ₄ .7H ₂ O 0,23 M + 200 ml de KMnO ₄ 0,75 M:10 g de zeolita.	Fenton heterogéneo	Sruthi, et al., 2018.
2	Lixiviado de Veretadero	Zeolita cargada con óxido binario de hierro-manganeso (IMZ). FeSO ₄ .7H ₂ O 0,23 M + 200 ml de KMnO ₄ 0,75 M:10 g de zeolita.	Electro-Fenton heterogéneo	Sruthi, et al., 2018.
3	cloranfenicol (CAP)	Plasma de descarga pulsada (PDP) acoplado con nanocompuestos de Fe ₃ O ₄	Fenton heterogéneo	Guo, et al. 2020
4	Solución sintética de Tetraciclina	tetraciclina (TC). Catalizador heterogeneo: Nanoparticulas poliédricas de Fe ₃ O ₄ con facetas {110} de alta energía . Catalizador: Fe ₃ O ₄ esferico Difracción de rayos X (XRD): fases cristalinas con radiación CuK α Nifiltrada y un rango de exploración de 20 ° a 80 ° a una velocidad de exploración de 0,1 ° s ⁻¹ . Morfología de la superficie: con microscopía electrónica de barrido por emisión de campo (FESEM)	Foto-catalisis heterogenea: i. NP poliédricas de Fe ₃ O ₄ ii. poliédrico. Fe ₃ O ₄ -H ₂ O ₂ (40%) iii.NP esféricas de Fe ₃ O ₄	Zhu, et al. 2019a.

5	Muestra sinética	BPA (BISFENOL); Carbono Organico Total (TOC)	Nanotubos de carbono de paredes múltiples oxidados (CNT) acoplados a ferrihidrita (Fh) para sintetizar	Catalizadores Fenton heterogéneos (CNT /Fh)	Zhu, et al. 2020.
6	sinético	metronidazol (MNZ), COT	nano-Fe ₃ O ₄	sono-Fenton : capacidad catalítica del nano-Fe ₃ O ₄ en sistemas ultrasonido + Fe ₃ O ₄ + H ₂ O ₂ , y dosis H ₂ O ₂ , dosis de nano-Fe ₃ O ₄ y pH para el proceso Sono-Fenton	Hu, et al. 2017.
7	sinético	ftalato de dimetilo (DMP)	El EDTA (aq)/ magneTita; El EDTA (aq)/solución del nano-Fe ₃ O ₄	Fenton heterogeneo	He, et al. 2015.
8	Sinético	tetrabromobisfenol A [4, 4-isopropil- idenebis- (2, 6- dibromofenol), TBBPA]	Fe ₀ @C@MnFe ₂ O ₄ con capa de carbono cargada con nZVI (catalizador tipo Fenton bimetálico mesoporoso hueco magnético de nanoescala cerivalente (nZVI), Fe ₀ @ C @ MnFe ₂ O ₄)	Fenton heterogéneo	He, et al. 2017.
9	sinética	tetraciclina	nanocompuesto, Fe ⁰ /CeO ₂ ,	Fenton heterogéneo	Zhang, et al. 2019b.
10	sinética	bisfenol	nanopartículas magnéticas modificadas con rGO y β-CD, : Fe ₃ O ₄ @ β-CD/rGO	Fenton heterogéneo	Zhang, et al. 2018.
11	aguas residuales de pesticidas	DQO	TiO ₂ /Fenton	Fotocatálisis solar/foto Fenton	Gar, et al. 2015.

12	tratamiento de las aguas residuales	dinitrodiazofenol (DDNP) DQO	Fe0/aire Reactivo Fenton	Fe0 combinado/aire y proceso Fenton	Yuan, Lai, Tang. 2016.
13	sintetico	Tintes azoicos como AB92a	martita natural (NM). martita molido con bolas (BMM).	Proceso heterogéneo tipo sono-Fenton	Dindarsafa, et al. 2017
14	Sintético	Azul reactivo 69 (RB69)	NP y la pirita modificada por plasma (PMP4)	heterogéneo de sono-Fenton	Khataee, et al. 2016.
15	lodos de aguas residuales	clortetraciclina (CTC)		ultrasonicación individual (UIS) y la oxidación de Fenton (FO) y los procesos combinados de ferrosonicación (FO)	Pulicharla, et al. 2017.
16	Sitética	ciprofloxacino, sulfametoxazol y trimetoprima	Fe2O3, TiO2 y Fe2O3-TiO2	Foto-Fenton homogéneo y heterogéneo	Lima, et al. 2017.
17	Sintetico	antibiótico fluoroquinolona levofloxacina (LEVO)	FeSO4·7H2O, Na2SO4, fieltro de fibra de carbono activado (ACF)	Oxidación anódica (AO), AO + procesos electrogenerados de H2O2 (AO-H2O2) y electro-Fenton (EF)	Gong, et al. 2016.
18	Sintetico	levofloxacina TOC	Pirita	EF-pirita	Barhoumi, et al. 2015
19		sulfametazina (SMT)	Pirita-EF	proceso heterogéneo de electro-Fenton (EF)	Barhoumi, et al 2016.
20		norfloxacina (NOR) TOC	hierro de valencia cero a nanoescala (nZVI)0	nZVI/H2O2 (Fenton Heterogeneo) nZVI	Zhang, et al. 2017.

21	Sintetico	tetraciclina (TC) COT	nanopartículas de magnetita (Fe ₃ O ₄ @ C)	UV-Fenton heterogeneo	Kakavandi, B., et al. 2016.
22	Sintetico	tetraciclina COT	Fe ₃ O	Proceso acoplado de ultrasonidos/Fenton heterogéneo (Fe ₃ O ₄) (Proceso ultrasonido/heterogéneo Fenton)	Hou, et al. 2016
23		Tetraciclina (TC)	Fe ₃ O ₄ @ void @ TiO	Foto-Fenton Heterogeneo	Du, et al. 2017

OE3: Analizar las condiciones operativas optimas de cada estrategia aplicada en la mejora reactiva del proceso Fenton para la eliminación de contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas.

Respecto a la condiciones operativas estas se desprenden del diseño experimental de cada prueba, y se debe considerar desde el agente contaminante que se desea eliminar, su concentración, el tipo de catalizador, el tipo de proceso que se desea emplear, conforme se ha venido demostrando en esta investigación, en la actualidad se busca utilizar los proceso de oxidación especialmente desde los homogéneos hasta los heterogéneos combinados, y aquí ha se ha Fentón, foto Fentón, electro Fentón, sono Fentón, con la elaboración de nuevos catalizadores heterogéneos que buscan ser muy eficientes en la generación de radicales ROS oxidantes especialmente OH° y logra una mayor eficiencia en la eliminación de cada sustancia. Entonces, se pruebas los diversos efectos que producen distintas dosis de estos catalizadores, o el efecto de la concentración inicial de los contaminantes. El tipo de tratamiento, la intensidad de la energía lumínica, la intensidad de la energía sónica, o electroquímica, el tipo de electrodos, área de los mismos, arreglos, etc. que se aplican con la finalidad de eliminar el agente contaminante, donde el tiempo y gasto de los reactivos como el H_2O_2 u otros resulta fundamental en términos de costos de operación y hasta de mantenimiento tratándose del rectos. También las los valores de pH donde se hace más efectiva la reacción de eliminación es fundamental tanto como el tiempo de operación. En la tabla se presenta los hallazgos de las condiciones operativas de cada proceso homogéneo y en la tabla, e del proceso heterogéneo.

Tabla 4. Condiciones operativas de Procesos homogéneos Fenton

Catalizador	POA	Indicadores	Condiciones operativas	Referencia
FeCl ₃ /H ₂ SO ₄	electro-Fenton (EF) (discontinuo/continuo)	Color residual y la DQO.	Celda de vidrio cilíndrica 1 L m diámetro= 10,4 cm. Vmuestra= 750 mL Placas de grafito como ánodo y cátodo. :Area ánodo= 32 cm ² en paralelo y verticalmente entre dos cátodos (c/u = 40 cm ² =, profundidad de inmersión (8 cm) con espacio entre electrodos= 2 cm. pH = 3	Nidheesh, y Gandhimathi, 2015.
FeSO ₄ ·7H ₂ O)	foto-Fenton homogénea asistida con persulfato (PS)	carbono orgánico total restante (TOC) (acetato y formiato)	La planta piloto UV con un reactor de 28 L, con cuatro lámparas UV-C de 55 W (280-200 nm). Proceso foto-Fenton: H ₂ O ₂ (4000 mg / L), Fe (II) (375 mg / L) + H ₂ O ₂ : 3 • 10 ⁵ M). Agua residual: Caudal de 650 ml/h. Foto-Fenton/SR, se añadió PS (1500 mg/L) de 120 minutos. TOC = 1914 mg / L. Se añadió persulfato (PS) después de 2 horas para descarboxilar por radicales sulfato (SR, SO ₄ • -). Diferentes condiciones para activar el PS (UV-C, térmico, Fe (II) y H ₂ O ₂	Expósito, et al. 2016.
Fe ₂ O ₃ , TiO ₂ y Fe ₂ O ₃ -TiO ₂	Foto-Fenton homogéneo y heterogéneo	ciprofloxacino, sulfametoxazol y trimetoprima	Homogéneos de foto-Fenton: Colector parabólico compuesto de 0.026 m ² de área iluminada con reflectores de aluminio anodizado, V= 23 mL. Solución de Fe ²⁺ (2 mg.L ⁻¹) + mezcla (ciprofloxacino, sulfametoxazol y trimetoprim- CST) (10 mg.L ⁻¹ por cada uno) + Solución de H ₂ O ₂ . La intensidad de la luz: 262 y 335 W m ² . Heterogéneos de foto-Fenton: H ₂ O ₂ y la mezcla de CST (50 mL) (t= 120 min), un tiempo de residencia de 22 min, V= 250 mL	Lima, et al. 2017.
sulfato de amonio ferroso heptahidratado	Fenton y fotoFe	cloranfenicol (CHPL), ciprofloxacina (CIP) y dipirona (DIPY)	Reactor cilíndrico discontinuo (Ø 10,5 cm) de 1000 mL. Solución de fármaco de 400 mL (0,15 mM) (0,05 mM) de CIP, DIPY y CHPL . T°C (23-25 °C). Se añadió Fe ²⁺ (Fe(NH ₄) ₂ (SO ₄) ₂ ·6H ₂ O) (tiempo =5 min a 260 rpm)+ H ₂ O ₂ . Longitud de onda (362 nm) e intensidad de la luz ultravioleta (12 Wm ²). Se separó 10 ml de muestra a intervalos de tiempo + 1 ml de NaOH 0,1 N para terminar la reacción.	Giri, Golder. 2015.

FeSO ₄ .7H ₂ O	electro-Fenton	enoxacina (ácido 1-etil-6-fluoro-4-oxo-7- (piperazin-1-il) -1,4-dihidro-1,8-naftiridina-3-carboxílico (fluoroquinolona enoxacina)	Temperatura (18°C). Celda de vidrio cilíndrica, V= 250 ml de solución. Celda con 2 electrodos, una pieza de fieltro de carbono tridimensional. Cátodo (90 mm 50 mm 12 mm). Electrodo cilíndrico de platino (Pt) (34,6 cm ²) como ánodo (Centro del reactor electroquímico). Burbujeo de aire comprimido (t= 10 minutos). FeSO ₄ .7H ₂ O (pH=3). Modo galvanostático. Intensidad de la corriente, adición de Na ₂ SO ₄ (50 mmol L ⁻¹).	Annabi, et al. 2016.
FeSO ₄	electro-Fenton	MOXIFLOXACINA DQO	(V= 200 ml) Moxifloxacina (0.15 mM) + Fe ²⁺ (0.5 mM), pH (3) (60, 100, 300, 400 y 500 mA). La desaparición completa de la moxifloxacina tarda 60, 30, 25 y 11 min para valores de corriente de 60, 100, 300 y 400 mA-	Yahya, et al. 2017.
sulfato de hierro (III) pentahidratado	electro-Fenton	norfloxacina (NFXN) TOC	Celda de vidrio cilíndrica indivisa, (diámetro de 5.0 cm). Configuración clásica de dos electrodos, fieltro de carbono tridimensional (CF, 14x5x0.5 cm), gasa de platino (Pt, 5x4 cm, malla 100) y un diamante dopado con boro (BDD, 5x4 cm) de Na ₂ SO ₄ . pH (3.0). Se burbujeó aire comprimido en la solución en el proceso	Özcan, Özcan, Demirci. 2016.
FeCl ₃ .6H ₂ O	Fotólisis directa (UV), fotólisis con peróxido de hidrógeno (UV/H ₂ O ₂), Fenton.	norfloxacino	Fotodegradación (UV). Reactor esterilizador de agua ultravioleta, cilíndrico, 50.5 320 mm, V=280 mL de capacidad, tubo de cuarzo en su interior conectada a lámpara de vapor de mercurio de baja presión (6 W), (radiación =254 nm) Fotólisis directa UV / Vis a 273 nm, se irradió 1 L de solución que contenía 15 mg / L de norfloxacina a pH 7 , T(27°C) UV/H ₂ O ₂ (0.7, 1.4, 2.1, 2.8, 3.5 y 4.2 mmol/L H ₂ O ₂), (pH=7) y se midieron efectos de pH(2, 3, 5 y 10) Fenton: 120 rpm y pH (3), t=200 min	Santos,et al. 2015

sulfato ferroso	Foto Fenton (luz solar y artificial)	β -lactámico oxacilina (OXA)	(Fe (II) + H ₂ O ₂ + potencia lumínica+ Fe(II), H ₂ O ₂ (90 μ mol.L ⁻¹)+ Luz de potencia (30 W) son condiciones favorables para degradar OXA a 203 μ molL ⁻¹ . Sietmas H ₂ O ₂ solo, luz UV / H ₂ O ₂ y Fe (II)/H ₂ O ₂ , 480 min (5% de mineralización). Fe (II) (3.6 a 90.0 μ molL ⁻¹) (H ₂ O ₂ = 0.036–10.0 mmolL ⁻¹) (Potencia de lámparas=30–150 W) (t=20 min) (oxacilina=203 μ molL ⁻¹).El reactor piloto parabólico (de 0.27 m ²) compuesto con un módulo. Volúmen irradiado = 3.0 y 1.5 L. Irradiación solar UV= \sim 4,5 mWcm ⁻² . Temperatura del agua en el reactor piloto=34°C.	Giraldo-Aguirre, et al. 2017.
FeSO ₄ •7H ₂ O	Biorreactor de membrana integrado con oxidación solar Fenton	sulfametoxazol (SMX), eritromicina (ERY) claritromicina (CLA DOC, DQO	MBR a escala piloto. Trata: 10 m ³ .día ⁻¹ de aguas residuales. Aire (33 m ³ h ⁻¹), tiene 25 cartuchos de membrana de hoja plana, Área de superficie de membrana efectiva (0.8 m ²), poro nominal de la membrana (0.4 μ m) de polietileno clorado. Tiempo óptimo de retención de lodos (SRT=30 días). Tiempo de retención hidráulica (HRT=9h). Concentraciones iniciales de antibióticos: SMX (540 ng.L ⁻¹), ERY (92 ng.L ⁻¹), CLA (43 ng.L ⁻¹). Planta piloto solar Fenton (degradación fotocatalítica solar). Caudal (150 Lh ⁻¹), Volumen total irradiado=21.4L. Potencia UV solar (30 W.m ⁻²) (λ <400 nm). SMX ingreso a planta (5.5 ng.L ⁻¹), CLA (7.2 ng.L ⁻¹), ERY (<LOD). (pH = 2,8). Fe (II) =5 mg L ⁻¹ ., tiempo mezcla= 15 min. H ₂ O ₂ (20-100 mg L ⁻¹)	Karaolia, et al 2017.
luz visible/catalizador perovskita (LaFeO ₃)	sono-foto-Fenton	bisfenol-A	Equilibrio adsorción-desorción del BPA sobre la superficie del catalizador 0,5 dm ³ de 15 ppm de solución acuosa de BPA de 0,5 g / dm ³ catalizador durante 30 min en la oscuridad fenton H ₂ O ₂ de 2,38 mM, 500 rpm con un pH inicial de BPA = 6,7. lámparas de luz visible (lámparas de Na de alta presión, cada una de	Dükkancı, M. (2018).

150 W de dos lámparas, Philips)
Sonda ultrasónica de 20 kHz , Ps= 40 W, 3 h, 298 K

Tabla 5. Condiciones operativas en Procesos Heterogéneos

Matriz de muestra	Indicadores	Catalizador	POA	Condiciones operativas	Autor
Lixiviado de Veredero		Zeolita cargada con óxido binario de hierro-manganeso (IMZ). FeSO ₄ .7H ₂ O 0,23 M + 200 ml de KMnO ₄ 0,75 M:10 g de zeolita.	Fenton heterogéneo	Fenton heterogéneo Reactor discontinuo (vidrio), V = 200 mL de muestra lixiviada, H ₂ O ₂ y catalizador (100 a 200 rpm) Temp amb. Medición a intervalos de DQO restante. Optimizaron de dosis del catalizador: 500 a 700 mg L ⁻¹ talizador y H ₂ O ₂ y pH	Sruthi, et al., 2018.
Lixiviado de Vertedero		Zeolita cargada con óxido binario de hierro-manganeso (IMZ). FeSO ₄ .7H ₂ O 0,23 M + 200 ml de KMnO ₄ 0,75 M:10 g de zeolita.	Electro-Fenton heterogéneo	Electro-Fenton heterogéneo Reactor discontinuo (vidrio), V = 400 mL de muestra lixiviada, catalizador (IMZ). (100 a 200 rpm) Tem amb. Electrodo de grafito como ánodo y cátodo voltaje extern. Medición a intervalos de DQO restante. Optimizaron de dosis del catalizador y voltaje y pH	Sruthi, et al., 2018.
cloranfenicol (CAP)		Plasma de descarga pulsada (PDP) acoplado con nanocompuestos de Fe ₃ O ₄	Fenton heterogéneo	efecto sinérgico entre PDP y Fe ₃ O ₄ (0,26 g / L)	Guo, et al. 2020
Solución sintética de Tetraciclina	Tetraciclina (TC).	Catalizador heterogeneo: Nanoparticulas poliédricas de Fe ₃ O ₄ con facetas {110} de alta energía. Catalizador: Fe ₃ O ₄ esférico Difracción de rayos X (XRD): fases cristalinas con radiación CuKa Nifiltrada y un rango de exploración de 20 ° a 80 ° a una velocidad de exploración de 0,1 ° s ⁻¹ . Morfología de la superficie: con microscopía electrónica de barrido por emisión de campo (FESEM)	Foto-catalisis heterogenea: i. NP poliédricas de Fe ₃ O ₄ ii. poliédrico. Fe ₃ O ₄ -H ₂ O ₂ (40%) iii.NP esféricas de Fe ₃ O ₄	El rendimiento de fotodegradación del TC se hizo con lámpara UVC de 10 W, irradiación de 220-275 nm. Con 75 mg de Fe ₃ O ₄ NP en 250 ml de TC (50 mg L ⁻¹), pH =7, 800 rpm. TC se midió en espectrofotómetro UV-vis a 357 nm. Dosis: 75 mgL ⁻¹ de Fe ₃ O ₄ , H ₂ O ₂ (10 mM), TC (V=250 ml, 50 mg L ⁻¹)	Zhu, et al. 2019a.

Muestra sintética	BPA (BISFENOL); Carbon Organico Total (TOC)	Nanotubos de carbono de paredes múltiples oxidados (CNT) acoplados a ferrihidrita (Fh) para sintetizar	Catalizadores Fenton heterogéneos (CNT /Fh)	V = 100 ml, pH=3, dosis (CNT / Fh): = 50 mg; BPA =(30 mg / L), Vol BPA = 50 ml , agitación: 30 min. + H2O2 1 M, Vol H2O2= 1M, filtración: (0.22 um). (BPA: absorbancia UV). (COT): analizador de carbono orgánico total. Fe: EAA. H2O2: cobre (II) y DMP -espectroscopía UV-vis 454 nm. Fe(II) método de Xu modificado.: espectroscopía UV-vis con absorción máxima a 510 nm.	Zhu, et al. 2020.
sintético	metronidazol (MNZ), COT	nano-Fe3O4	sono-Fenton : capacidad catalítica del nano-Fe3O4 en sistemas ultrasonido + Fe3O4 + H2O2, y dosis H2O2, dosis de nano-Fe3O4 y pH para el proceso Sono-Fenton	pH, de 3 a 9, MNZ se fijó en 20 mg / L, la dosis de nano-Fe3O4 en 500 mg / L, el pH a 3 y la temperatura de reacción a 30 ° C,	Hu, et al. 2017.
sintético	ftalato de dimetilo (DMP)	El EDTA (aq)/ magneTita; El EDTA (aq)/solución del nano-Fe3O4	Fenton heterogéneo	Se dispersaron 0.05 g de Fe3O4 en polvo en DMP (10 mg/L, V =50 ml) con/sin EDTA (ac). Agitación por 30 min + H2O2. No se controló el pH. Se separaron 1.5 ml en intervalos de tiempo y se añadió n-butanol (para apagar el • OH). Centrifugación inmediata.	He, et al. 2015.
Sintético	tetrabromobisfenol A [4, 4-isopropilidenebis-(2, 6-dibromofenol), TBBPA]	Fe0@C@MnFe2O4 con capa de carbono cargada con nZVI (catalizador tipo Fenton bimetalico mesoporoso hueco magnético de nanoescala cerivalente (nZVI), Fe0 @ C @ MnFe2O4)	Fenton heterogéneo	Degradación catalítica de TBBPA:TBBPA (10 mg/L), V= 50 mL ciertas cantidades de esferas de Fe0@C@MnFe2O4 + H2O2 + NH2OH + agitación (250 rpm) a T ambiente. Filtración de solución de TBBPA (membrana de 0,22 µm) con espectrómetro UV-vis a 226 nm.	He, et al. 2017.
sintética	tetraciclina	nanocompuesto, Fe ⁰ /CeO ₂ ,	Fenton heterogéneo	TC = 100 mg / L, catalizador = 0,1 g / L, H2O2 = 100 mmol / L, pH0 = 5,8, T = 26 ° C).	Zhang, et al. 2019b.

sintética	bisfenol	nanopartículas magnéticas modificadas con rGO y β -CD, : Fe ₃ O ₄ @ β -CD/rGO	Fenton heterogéneo	Antes del experimento de degradación, el catalizador se saturó con una solución de BPA. catalizador + 20 mL de BPA (20 mg/L) + H ₂ O ₂ + NH ₂ OH (150 rpm, 25°C). Eficiencia se midió en la degradación de BPA y TOC	Zhang, et al. 2018.
aguas residuales de pesticidas	DQO	TiO ₂ /Fenton	Fotocatálisis solar/foto Fenton	Módulo del foto-reactor Con 06 tubos de borosilicato de 2.54 cm de diámetro y 75 cm de longitud , V= 4 L . La serie 1 pH osciló entre 2.3 y 11.6. La Serie 2, dosis de TiO ₂ , pH= 4 y tiempo de irradiación de 120 min. Dosis TiO ₂ : 0.5 y 2.5 g/L. Serie 3, dosis de H ₂ O ₂ osciló entre 0.5 y 2 g/L. Foto-Fenton, el pH ~ 4.0. Se agregaron H ₂ O ₂ (0.5 a 2.0 g/L) y FeSO ₄ •7H ₂ O (1 a 5 g/L).	Gar, et al. 2015.
tratamiento de las aguas residuales	dinitrodiazofeno I (DDNP) DQO	Fe ₀ /aire Reactivo Fenton	Fe ₀ combinado/aire y proceso Fenton	Efecto del pH inicial (1,5–8,0), dosis de Fe ₀ (10–50 g/L), Aireación (0–2,0 L/min), dosis (H ₂ O ₂) (0–50 mmol/L). 1er proceso Fe ₀ /aire: efecto del pH inicial (1,5–8), la dosis de Fe ₀ (10–50 g L1), el caudal de aire (0–2,0 L min ⁻¹) y el tiempo de tratamiento (0–120 min) en la DQO 2do proceso de oxidación Fenton: El Fe ₂ + / Fe ₃ + generado por la corrosión de Fe ₀ a pH =3 3er proceso Fe ₀ /aire: El efluente del segundo proceso de oxidación de Fenton fue tratado directamente por el tercer proceso de Fe ₀ / aire. La estructura del reactor del tercer proceso Fe ₀ / aire fue la misma que la del primer proceso Fe ₀ / aire,	Yuan, Lai, Tang. 2016.
sintético	Tintes azoicos como AB92a	martita natural (NM). martita molido con bolas (BMM).	Proceso heterogéneo tipo sono-Fenton	Proceso baño ultrasónico con distancia entre la fuente de sonicación y fondo del reactor de 1.0 cm. Se trato 100 mL de la solución de AB92. Proceso heterogéneo tipo sono-Fenton, se extrajo alícuotas de muestra (3 mL) a los 5, 10, 15, 20, 30, 40, 50 y 60 min. Partículas de BMM centrifugadas y la solución sobrante se midio la absorbancia (AB92) (λ_{max} = 571 nm) por espectrofotometría UV-Vis. Espectroscopía de absorción atómica para medir hierro lixiviado en la solución. Análisis de GC-MS y espectrómetro de masas para identificar productos intermedios	Dindarsafa, et al. 2017

Sintético	Azul reactivo 69 (RB69)	NP y la pirita modificada por plasma (PMP4)	heterogéneo de sono-Fenton	Se trato 100 mL de la solución RB69 en un baño ultrasónico (300 W) con una distancia entre el fondo del recipiente de reacción y la fuente de sonicación fue de 1.0 cm. Se aplico el proceso heterogéneo de sono-Fenton. Luego se tomaron alícuotas para medir RB69 por espectrofotómetro UV-Vis (longitud de onda = 604 nm). equipo de espectroscopía de absorción atómica (AAS), para determinar la concentración de hierro disuelto en la solución y GC-MS para identificar subproductos.	Khataee, et al. 2016.
lodos de aguas residuales	clortetraciclina (CTC)		ultrasonificación individual (UIS) y la oxidación de Fenton (FO) y los procesos combinados de ferro-sonicación (FO)	-	Pulicharla, et al. 2017.
Sintética	ciprofloxacino, sulfametoxazol y trimetoprima	Fe ₂ O ₃ , TiO ₂ y Fe ₂ O ₃ -TiO ₂	Foto-Fenton homogéneo y heterogéneo	Homogéneos de foto-Fenton: Colector parabólico compuesto de 0.026 m ² de área iluminada con reflectores de aluminio anodizado, V= 23 mL. Solución de Fe ²⁺ (2 mg.L ⁻¹) + mezcla (ciprofloxacino, sulfametoxazol y trimetoprim- CST) (10 mg.L ⁻¹ por cada uno) + Solución de H ₂ O ₂ . La intensidad de la luz: 262 y 335 W m ² . Heterogéneos de foto-Fenton: H ₂ O ₂ y la mezcla de CST (50 mL) (t= 120 min), un tiempo de residencia de 22 min, V= 250 mL	Lima, et al. 2017.
Sintético	antibiótico fluoroquinolona levofloxacina (LEVO)	FeSO ₄ ·7H ₂ O, Na ₂ SO ₄ , fieltro de fibra de carbono activado (ACF)	Oxidación anódica (AO), AO + procesos electrogenerados de H ₂ O ₂ (AO-H ₂ O ₂) y electro-Fenton (EF)	Electrólisis por lotes en una celda de 02 electrodos no dividida, V= 500 ml. Anodo (malla RuO ₂ /Ti), Area electrodo (Ae) = 9.5 cm x 6.0 cm. Control: AO (sin H ₂ O ₂): Malla RuO ₂ /Ti (cátodo). AO-H ₂ O ₂ y EF: Cátodo de fieltro ACF (Ae) para generar H ₂ O ₂ + O ₂ . Ae sumergido en la solución, espacio entre electrodos = 4.5 cm. Filtros ACF se pre-saturaron con LEVO (200 mg L ⁻¹). AO-H ₂ O ₂ y EF: se burbujeó O ₂ puro a 100 ml.min ⁻¹ por 30 minutos	Gong, et al. 2016.

					(electrólisis). EF: se introdujo iones ferrosos: $I = 6,67 \text{ mA.cm}^{-2}$, ($100 \text{ ml.min}^{-1} \text{ O}_2$).	
Sintetico	levofloxacin TOC	Pirita		EF-pirita	Ensayos electrolíticos: Reactor de tanque cilíndrico/no dividido. $V=200 \text{ mL}$ muestra. Anodo era un electrodo BDD ($A= 6 \text{ cm}^2$) por CSEM o una hoja de Pt centrada en la celda. Cátodo: fieltro de carbono ($A=60 \text{ cm}^2$). Se burbujeó aire comprimido (1 L.min^{-1}) a saturación para la electrogeneración de H_2O_2 . Electrólisis galvanostáticas: A corriente constante por un potencióstato-galvanostato. Diferencia de potencial medida por multímetro. Catalizador: polvo de pirita, $\text{pH}=3.0$	Barhoumi, et al. 2015
	sulfametazina (SMT)	Pirita-EF		proceso heterogéneo de electro-Fenton (EF)	Electrólisis: celda abierta cilíndrica indivisa ($V= 200 \text{ ml}$). Malla cilíndrica de Pt (4.5 cm de altura, 3 cm de diámetro interno). Proceso Pirita-EF-Pt, o un BDD de capa fina ($A=25 \text{ cm}^2$) sobre un sustrato de Nb. Proceso Pyrite EF-BDD como ánodos. Cátodo: fieltro de carbono ($A= 15 \text{ cm} \times 4 \text{ cm} \times 0.5 \text{ cm}$). O_2 , $P = 1 \text{ atm}$ (1 l.min^{-1}). Electrólisis de SMT (0.2 mM) en Na_2SO_4 (0.05 M) con pirita (0.5 a 4 gL^{-1}). Pirita-EF ($\text{pH}=6.1$). Proceso EF clásico ($\text{pH}=3$), FeSO_4 (0.1 mM)	Barhoumi, et al 2016.
	norfloxacin (NOR) TOC	hierro de valencia cero a nanoescala (nZVI)		nZVI/ H_2O_2 (Fenton Heterogeneo) nZVI	hierro de valencia cero a nanoescala (nZVI) se sintetizó en el laboratorio mediante el método de reducción de borohidruro. NOR se trató por oxidación catalítica en un reactor discontinuo de vidrio de 500 ml con agitación vigorosa. El pH ($\text{pH} = 3-4$). Se dispersó nZVI en agua desionizada (5 ml) bajo ultrasonido de baja intensidad durante 20 min antes de que se agregara la mezcla a la solución de reacción. Condiciones óptimas de operación NOR: pH inicial = 4.0 , concentración de $\text{H}_2\text{O}_2 = 20 \text{ mmol/L}$, dosis de nZVI = 100 mg/L , temperatura = 308 K . Constantes de velocidad (K_{obs}) de degradación de NOR (cinética de pseudo segundo orden)	Zhang, et al. 2017.
Sintetico	tetraciclina (TC) COT	nanopartículas de magnetita ($\text{Fe}_3\text{O}_4 @ \text{C}$)		UV-Fenton heterogeneo	TC (200 mg / L). Reactor discontinuo con un recipiente de cuarzo cilíndrico (500 mL) ($V_{\text{muestra}}= 300 \text{ mL TC}$). ($T = 25 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$). $\text{pH} 3 \pm 0.2$	Kakavandi, B., et al. 2016.

Sintetico	tetraciclina COT	Fe3O	Proceso acoplado de ultrasonidos/Fenton heterogéneo (Fe3O4) (Proceso ultrasonido/heterogéneo Fenton)	Pruebas catalíticas: irradiación ultrasónica (generador ultrasónico). Reactor de plástico (V= 250 mL), con agitador mecánico (350 rpm). Reactor sumergido en el lote ultrasónico. T= (22 ± 2 oC) (V=200 ml TC, 100 mg/L). Se añadió H2O2 Potencia de ultrasonidos Efecto (TC inicial: 100 mg/L, Fe3O4: 1.0 g/L, H2O2: 150 mmol/L, pH0: 3.7, T: 22 oC); pH inicial Efecto: (Co = 100 mg/L, [Fe3O4] = 1.0 g/L, [H2O2] = 150 mM, P = 80 W); H2O2 Efecto: (TC: 100 mg/L, Fe3O4: 1.0 g/L, P: 80 W, pHo: 3.7); Dosis de Fe3O4 Efecto: (TC=100 mg/L, H2O2: 150 mmol/L, P: 80 W, pHo: 3,7); Temperatura efecto: (TCo= 100 mg/L, Fe3O4: 1.0 g/L, H2O2: 150 mmol/L, P: 80 W, pHo: 3.7)	Hou, et al. 2016
	Tetraciclina (TC)	Fe3O4 @ void @ TiO	Foto-Fenton Heterogeneo	Reacciones catalíticas: Tubo de cuarzo con agitación constante. Fe3O4 @ void @ TiO2 (10 mg, a TC= 40 mg/L, V= 40 ml) + agitación en oscuridad, t=30 min. Equilibrio de adsorción-desorción. Reacción foto-Fenton: + H2O2 + 300 W (lámpara de xenón), espectro completo (200-1000 nm). TC (345 mW cm-2)	Du, et al. 2017

OE4: Analizar los métodos analíticos de caracterización de catalizadores y cuantificación de contaminantes tratados por procesos Fenton y sus combinaciones.

En estos procesos es fundamental determinar los métodos de caracterización de los nuevos catalizadores, aquellos dopados, combinados, mejorados etc. lo cual permite explicar el proceso de adsorción en base a las características de su superficie y creación de sitios activos del catalizador para producir radicales de oxidación ROS sea en sales ferrosas o de otros componentes metálicos o semiconductores. Existen una serie de tecnologías como los microscopios de barrido electrónico, Espectroscopia FTIR y microscopía electrónica de barrido (SEM), Microscopio electrónico de transmisión, difracción de rayos X, espectroscopia de fotoelectrones de rayos X y magnetómetros entre otros para caracterizar los catalizadores, pero también aparecen los equipos espectrómetros de masas, cromatografía líquida y sus combinaciones para cuantificar los distintos contaminantes que son tratadas con estos procedimientos. La tabla presenta los resultados hallados.

Tabla 6. Caracterización de catalizadores y métodos analíticos de cuantificación.

Catalizador	Zeolita cargada con óxido binario de hierro-manganeso (IMZ). FeSO ₄ ·7H ₂ O 0,23 M + 200 ml de KMnO ₄ 0,75 M:10 g de zeolita.	Zeolita cargada con óxido binario de hierro-manganeso (IMZ). FeSO ₄ ·7H ₂ O 0,23 M + 200 ml de KMnO ₄ 0,75 M:10 g de zeolita.
Preparación del catalizador	Preparación de catalizador: Agitación: 02 h y reposo por 12 h, pH: 7 a 8 (NaOH 5 M), suspensión se filtró, secado (95 ° C a 105 ° C) x 4 h. Calcinación a 600 ° C y luego el catalizador seco y triturado.	Preparación de catalizador: Agitación: 02 h y reposo por 12 h, pH: 7 a 8 (NaOH 5 M), suspensión se filtró, secado (95 ° C a 105 ° C) x 4 h. Calcinación a 600 ° C y luego el catalizador seco y triturado.
Metodología de caracterización	Espectroscopía FTIR y microscopía electrónica de barrido (SEM).	
Caracterización del catalizador	Caracterización del catalizador Apariencia de perlas hierro y manganeso con distribución uniforme (FTIR) (IMZ). Bandas a 3442,68 cm ⁻¹ : estiramiento O-H por adsorción de H ₂ O en el IMZ. 1595,15 cm ⁻¹ : enlace O-H con Mn. 1007,74 cm ⁻¹ : enlace (Fe-OH).	
Referencia	Sruthi, et al., 2018.	
Catalizador	Plasma de descarga pulsada (PDP) acoplado con nanocompuestos de Fe ₃ O ₄	
Preparación del catalizador	Preparación de Fe ₃ O ₄ por método hidrotermal, intensidad magnética de 71,99 emu / g, que logra separar el Fe ₃ O ₄ con un imán. (catalizador FeCl ₃ · 6H ₂ O y CH ₃ COONa se añadieron a etilenglicol a temperatura ambiente y se agitó durante 1 h y reacción por 6 horas a 200°C)	
Metodología de caracterización	microscopio electrónico de barrido, microscopio electrónico de transmisión, difracción de rayos X, espectroscopía de fotoelectrones de rayos X y magnetómetro de muestra vibrante	
Caracterización del catalizador	Morfología de Fe ₃ O ₄ : nanopartículas de 75 nm. partículas sólidas esféricas con superficie rugosa tiene bandas de celosía con un espaciado de 0.296 nm y 0.253 nm corresponden a las caras (2 2 0) y (3 3 1) de las partículas de Fe ₃ O ₄ , muestra que los anillos del interior al exterior planos cristalinos de partículas de Fe ₃ O ₄ [elementos O y Fe O y Fe están distribuidos uniformemente en los nanocompuestos Fe ₃ O ₄ .	
Referencia	Guo, et al. 2020	

Catalizador	<p>Catalizador heterogeneo: Nanoparticulas poliédricas de Fe₃O₄ con facetas {110} de alta energía . Catalizador: Fe₃O₄ esferico Difracción de rayos X (XRD): fases cristalinas con radiación CuKα Nifiltrada y un rango de exploración de 20 ° a 80 ° a una velocidad de exploración de 0,1 ° s⁻¹ . Morfología de la superficie: con microscopía electrónica de barrido por emisión de campo (FESEM)</p>
Preparación del catalizador	<p>Nanoparticulas poliédricas de Fe₃O₄: Se preparo mediante método hidrotérmico usando Fe₃O₄. Se disolvio 2.78 g de FeSO₄.7H₂O y 2,48 g de tiosulfato de sodio pentahidratado Na₂S₂O₃.5H₂O en 30 ml de agua desionizada (Volumen= 100 ml). Se disolvio 0.8 g de NaOH en 20 ml de agua (V=50 ml) y se virtio al primero con agitacion por 2 min. La solucion se puso en autoclave a 140 ° C por 12 h. El precipitado negro se secó a 60 ° C por 2 h.</p>
Metodologia de caracterizacion	<p>Catalizadores sintetizados se caracterizaron mediante: Difracción de rayos X en polvo (XRD), Espectros de electro impedancia (EIS), Microscopio electrónico de barrido (SEM), Microscopio electrónico de transmisión (TEM) Magnetómetro de muestra vibrante (VSM) a temperatura ambiente</p>
Caracterizacion del catalizador	<p>NP poliédricas de Fe₃O₄ con facetas {110} de alta energía en un 38,5% del cristal de NP de Fe₃O₄ individual</p>
Referencia	<p>Zhu, et al. 2019a.</p>
Catalizador	<p>Nanotubos de carbono de paredes múltiples oxidados (CNT) acoplafos a ferrihidrita (Fh) para sintetizar</p>
Preparación del catalizador	<p>Síntesis de catalizadores Fenton heterogéneos (CNT / Fh): nanotubos de carbono de paredes múltiples oxidados (CNT) acoplados con ferrihidrita (Fh). Se titula NaOH (6 M) con Fe(NO₃)₃·9H₂O (1 M, 40 ml) hasta pH 7, los solidos secados se liofilizan y pasan tamiz de malla 200. Los CNT brutos se calientan en HNO₃ (30%) a 130 °C por 24 h a pH 7 con post secado. Preparacion de CNT / Fh: CNT oxidados (0,01, 0,03, 0,05 o 0,1 g) y polvo de Fh (1 g) en 100 ml de agua ultrapura, sonicacion por 30 min con agitación por 9 h, precipitados centrifugados, liofilizados, seco, malla 200. Catalizadores: 1% CNT/Fh, 3% CNT/Fh, 5% CNT/Fh y 10% CNT/Fh.</p>
Metodologia de caracterizacion	<p>Los patrones de XRD: difractómetro de rayos X con radiación Cu Kα, a 40 mA y 40 kV; se uso el rango de 2θ de 3 a 80 ° a velocidad de exploración de 3 °/min. Imágenes de microscopía electrónica de barrido (SEM) (barrido por emisión de campo). Imágenes de microscopía electrónica de transmisión (TEM) a un voltaje de aceleración de 200 kV con espectroscopía de rayos X de dispersión de energía (EDS)para determinar la composición del metal. Adsorción de N₂ mediante ecuación multipunto de Brunauer-Emmett-Teller (BET). Potencial Zeta mediante el punto isoeléctrico. CV mediante 10 mV s⁻¹ (ToC=22, pH 3).</p>

Caracterización del catalizador	imagen SEM de los NTC sin procesar : estructuras tubulares integradas. diámetro de 20 a 40 nm. longitud de 200 a 500 nm. imágenes SEM de CNT al 3% / Fh: nanopartículas de Fh con diferentes tamaños se envuelven alrededor de los CNT, (de 5 a 10 nm) enlaces FeeOeC entre CNTs y Fh SEM - TEM:a estructura uniforme de CNT/Fh,
Referencia	Zhu, et al. 2020.
Catalizador	El EDTA (aq)/ magneTita; El EDTA (aq)/solución del nano-Fe3O4
Preparación del catalizador	Catalizador: Fe3O4 modificado con EDTA: preparado por coprecipitación química (re dispersión 0,2 g de Fe3O4, V= 20 ml)- irradiación con ultrasonidos + ceratina/EDTA-2Na, 70 °C por 2 h. Precipitados con EDTA preadsorbido a Fe3O4 (1%, 2%, 5%, si 1, 2, 8 mL de EDTA 0.025 M) + soluciones de 2Na.
Metodología de caracterización	Morfología cristalina y distribución de tamaño de catalizadores (XRD), microscopía electrónica de barrido de emisión de campo (FESEM), TEM. El área de superficie BET. propiedades magnéticas: magnetómetro de muestra vibrante (VSM)
Caracterización del catalizador	XRD: estructura de espinela cúbica idéntica de Fe3O4 (2 2 0), (3 1 1), (4 0 0), (5 1 1), (4 4 0) planos. Fe3O4 modificadas con EDTA: esféricas con diámetro medio 15 nm. Superparamagnetismo por modificación con EDTA disminuyó. Presencia de N y un mayor contenido de O en Fe3O4 modificado con EDTA (al 5%), no en Fe3O4 sintetizado
Referencia	He, et al. 2015.
Catalizador	Fe0@C@MnFe2O4 con capa de carbono cargada con nZVI (catalizador tipo Fenton bimetalico mesoporoso hueco magnético de nanoescala cerivalente (nZVI), Fe0 @ C @ MnFe2O4)
Preparación del catalizador	1. Esferas huecas magnéticas de MnFe2O4: MnCl2•4H2O (0.49 g) + FeCl3.6H2O (1.35 g) + V= 70 ml de etilenglicol + NH4Ac (12.25 g) + quitosano (0.03 g) con agitación (250 rpm) por 30 min.....autoclave (200°C por 12 h), lavado + secado (60 °C por 24 h). 2. PDA recubierto = PDA@MnFe2O4: Esferas huecas de MnFe2O4 (0.1 g /50 ml de solución tampón Tris-HCl (1,58 g / L, pH 8,5)) se sonicaron por 30 min.....+ dopamina (0.5 g de dopamina) por 12 h....separación por campo magnético.....PDA@MnFe2O4 (lavado y secado al vacío a 50 °C por 12 h). 3. PDA@MnFe2O4 (0.3 g/100 ml) + Fe2+ (0.56 g/L) + agitación por 20 h → Fe2+@PDA@MnFe2O4→.este se separó por magnetismo. Secado a 50 °C por 12 h. Recocido (300 °C x 1 h, a 700 °C por 2 h en N gas. Rampa: 5 °C/min) →se convirtió en esferas de catalizador: Fe0@C@MnFe2O4 con capa de carbono cargada con nZVI
Metodología de caracterización	Imágenes SEM y TEM para evaluar estructuras y superficie de catalizador. Espectros FT-IR para conocer grupos funcionales. XRD para evaluar los patrones de catalizador. Espectros de RT MS para evaluar composición y fase cristalina
Caracterización del catalizador	SEM-TEM: estructuras esféricas- de MnFe2O4 (400 ± 50 nm). Espectros FT-IR de catalizador y MnFe2O4:A 570 cm ⁻¹ (Fe – O). Eestiramiento N–H, vibración C– C del anillo bencénico) Patrones de XRD: (111), (220), (311), (222), (400), (422), (511), (440) planos, que se ajusta a la base de datos de MnFe2O4. Los espectros de RT MS: 03 componentes.- Sexteto con IS = 0,32 mm/s, Heff = 50.5 T relacionó con -Fe2O3 (53,5%). Sexteto (42,1%) del área espectral con IS = 0.33 mm/s y Heff = 48,84 T, tetraedro Fe3O4. Sexteto (4,3%) IS = 0,39 mm/s y Heff = 27.3 T a Fe0 en el

	núcleo (ZVI). Area de superficie BET de MnFe ₂ O ₄ y Fe ₀ @C@MnFe ₂ O ₄ (9,34 m ² /g y 56,62 m ² /g), mayor área de catalizador debido a capa de carbono mesoporosa. He, et al. 2017.
Referencia	
Catalizador	nanocompuesto, Fe ⁰ /CeO ₂ ,
Preparación del catalizador	Precursor: (NH ₄) ₂ CO ₃ (0.1 M, V =100 ml) + Ce(NO ₃) ₃ (0.1 M, V=100 ml) + Polietilenglicol (2g) + agitación (15 min a 50 °C) + centrifugación. Precursor secado a 80 °C, calcinación a 500 °C por 3 h. Catalizador: CeO ₂ (0.4 g) + 2 g de FeSO ₄ •7H ₂ O + Etanol/agua al 30% (V / V) 1(V=100 ml) +)agitación + borohidruro de sodio (0.3 M, para reducir el Fe ²⁺ . Separación magnética. Resultado: nano-Fe ⁰ /CeO ₂ (al vacío). (Blanco: nZVI sin CeO ₂).
Metodología de caracterización	Microscopía electrónica de barrido (SEM): morfología y el tamaño de partícula de Fe ⁰ /CeO ₂ Espectroscopia dispersiva de energía de rayos X (EDS): identificar composición y distribución elemental. Area superficial Brunauer-EmmettTeller (BET) del Fe ⁰ / CeO ₂ : adsorción-desorción de nitrógeno Patrones de difracción de rayos X (XRD) por difractómetro de rayos X Potencial zeta
Caracterización del catalizador	XRD de materiales CeO ₂ , nZVI y Fe ⁰ /CeO ₂ sintetizados: Para CeO ₂ , se obtuvieron cuatro picos con caracs cristalinas de (1 1 1), (2 0 0), (2 2 0) y (3 1 1) de fluorita CeO ₂ . Tamien de Fe ⁰ (1 1 0) y (2 1 1). XPS: proporción de Ce (III) en la superficie de Fe ⁰ /CeO ₂ es del 45%. Proporción en la superficie de CeO ₂ puro es sólo del 30%. Parece que el borohidruro de sodio y el nZVI ayudaron a aumentar la proporción de Ce (III). Fe ⁰ , Fe (II) y Fe (III) coexistieron en la superficie del material. La imagen SEM de nZVI revela nZVI una estructura esférica, diámetro < 100 nm. CeO ₂ cargado con hierro de valencia cero.
Referencia	Zhang, et al. 2019b.
Catalizador	nanopartículas magnéticas modificadas con rGO y β-CD, : Fe ₃ O ₄ @ β-CD/rGO
Preparación del catalizador	óxido de grafeno (GO) (V=20 ml) + a etilenglicol (20 ml) + método solvotermal + vibraciones ultrasónicas por 30 min. + FeCl ₃ •6H ₂ O (0.4 g), NaAc (1.13 g), polietilenglicol (0.3 g) y β-CD (20 mg) + 200°C por 8 h (autoclave, V=50 ml). Catalizador: Fe ₃ O ₄ @ β-CD/rGO (rendimiento= 34%).
Metodología de caracterización	microscopio electrónico de transmisión TEM, difracción de rayos X en polvo (XRD) para caracterizar la textura cristalográfica de las nanopartículas. , propiedades magnéticas con un magnetómetro de muestra vibrante. espectros FT-IR. espectroscopia de fotoelectrones de rayos X (XPS)
Caracterización del catalizador	TEM: nanopartículas esféricas, diámetro (250-300 nm). Láminas de grafeno recubren las nanoesferas de Fe ₃ O ₄ . Fe ₃ O ₄ (300 nm): ciclodextrinas o grafeno es 50 nm menos. Los patrones XRD de Fe ₃ O ₄ exhibe el cristal cúbicos (fcc) de Fe ₃ O ₄ . Los patrones FT-IR: banda característica de Fe ₃ O ₄ a 580 cm ⁻¹ , rGO, estiramiento C – C a 1574 cm ⁻¹ . Esstiramiento C – O – C y estiramiento O-H, demuestra que β-CD se introdujo con éxito. Los espectros Raman del precursor de GO y los compuestos. rGO bandas G y D. La estructura de GO cambió y un gran número de 213 deficiencias estructurales se habrían introducido durante el proceso solvotermal. GO se redujo con éxito. Magnetizaciones de saturación 76,45 emu / g (Fe ₃ O ₄), 69,32 emu / g (Fe ₃ O ₄ / rGO), 68,20 219

emu / g (Fe₃O₄ @ β-CD) y 64,49 emu / g (Fe₃O₄ @ β- CD / rGO). La interferencia de rGO no magnético y 221 β-CD. Nanopartículas modificadas supraparamagnéticas

Referencia	Zhang, et al. 2018.
Catalizador	Fe ₀ /aire Reactivo Fenton
Preparación del catalizador	Polvos de hierro cero valente (ZVI) y sulfato ferroso (FeSO ₄ 7H ₂ O)
Metodología de caracterización	Análisis espectral UV – vis y FTIR
Caracterización del catalizador	vibración de estiramiento de CAH de C insaturado. de OAH y OAH con enlaces de hidrógeno . flexión de NAH, la vibración de estiramiento de ANO ₂ y la vibración esquelética aromática C @ C . anillo de benceno se había abierto y el ANO ₂ se transfirió a ANH. Sugiere que algunos contaminantes se mineralizaron completamente y generaron CO ₂ y H ₂ O. mayor eficiencia de remoción de DQO
Referencia	Yuan, Lai, Tang. 2016.
Catalizador	martita natural (NM).
Preparación del catalizador	martita molido con bolas (BMM). Nanopartículas de martita: 1era Trituración de mandíbula (tamaño: 0.5 a 2 cm), 2da molienda de varillas y bolas (microgranuladas: 30 y 50 μm). 3era en molino de bolas planetario de alta energía en tiempos de 2 h, 4 h, 6 h. Final: polvo de martita nanométrico (relación de masa de bolas a partículas fue 10: 1) a 320 rpm (NM).
Metodología de caracterización	Identificación de la estructura cristalina: XRD por difractómetro de rayos X. Espectros FT-IR: 4000-400 cm ⁻¹ . Espectrómetro (pellets de KBr): SEM –EDX. Distribución de tamaño de las nanopartículas. Análisis de sorción de N ₂ (sorpómetro) desgasificadas a 250 °C durante 3 h. Área de superficie (BET) a presión relativa (0,05-1). Patrones de XRD (NM) de martita molidas de 2 h, 4 h y 6 h con (0 1 2), (1 0 4), (1 1 0), (1 1 3), (1 2 4), (1 1 6), (1 2 2), (2 1 4) y (3 0 0) planos, muy cercano a hematita porque son pseudomorfos, los espectros se mantuvieron para MBM. Análisis FT-IR para NM se observa enlaces C – H simétricos y asimétricos, O – H, –COO–, Si – O, Fe – O. Para BMM similar a NM. Imágenes SEM (NM y BMM), NM 53.3% de la distribución de nanopartículas (30-50 nm). Espectro EDX de nanopartículas incluidos Fe y O. Volumen de poros de NM y BMM mejoró de 5.675 a 21.01 m ² /g y Vporos aumentó de 7.961 × 10 ⁻³ a 3.386 × 10 ⁻² cm ³ /g después de 6 h del proceso de MBM.
Caracterización del catalizador	
Referencia	Dindarsafa, et al. 2017
Catalizador	NP y la pirita modificada por plasma (PMP4)
Preparación del catalizador	NP de nanovarillas de pirita: Trituró por molienda de varillas y bolas para formar partículas de pirita microgranuladas (149 y 297 lm). Luego, lavadas y secadas a 70 °C por un día. A 3 g de pirita se pone en un reactor de plasma, alimentado por O ₂ /N ₂ a flujo de 4 cm ³ /s a presión de 40 Pascal, en Corriente continua (1200 V), que produjo plasma de descarga luminiscente no térmica.

Metodología de caracterización	XRD (difractómetro de rayos X). Espectros FT-IR. SEM (microanálisis EDX, para reconocer la morfología y las dimensiones de las partículas). Distribución del diámetro de las nanovarillas (software de medición de distancia de microestructura). BET (área superficial). El pH del punto de carga cero (pHPZC) por el método de adición de sal.
Caracterización del catalizador	Patrones XRD del NP, del NP al plasma de O ₂ , el PMP4: planos de pirita. Espectros FT-IR: Fe-S, Fe-O-OH, Fe-SO ₄ , OAH, enlaces CAH. Imágenes SEM: estructuras voluminosas de pirita modificadas con plasma de NP y O ₂ de nanobarras de pirita. Los espectros XPS revela que la cantidad de carbono en el NP disminuye de 39,27 a 17,72 y 15,23% después del tratamiento con plasma de O ₂ y luego con N ₂ , respectivamente; la cantidad de hierro aumenta de 12,53 a 20,41 y 20,94% para las mismas modificaciones de plasmas. Área de superficie y el volumen de poro del NP no se alteran pero la modificación del plasma por N ₂ (45 min), aumenta la superficie estimada y el volumen de los poros.
Referencia	Khataee, et al. 2016.
Catalizador	Fe ₂ O ₃ , TiO ₂ y Fe ₂ O ₃ -TiO ₂
Preparación del catalizador	Preparación de Fe ₂ O ₃ , TiO ₂ y Fe ₂ O ₃ -TiO ₂ : [54]. Brevemente, para la síntesis del compuesto Fe ₂ O ₃ -TiO ₂ , se agitó una solución de 0.5 M de ClFe ₃ .6H ₂ O (10 ml, t =15 min) + 1.44 g de dodecilsulfato de sodio (SDS)...agitar (t= 30 min) + Disolución de isopropóxido de titanio en 5 mL de alcohol isopropílico 2 M, agitaron por 3 h
Metodología de caracterización	Reflectancia difusa infrarroja transformada de Fourier: Superficie vibratoria. Espectroscopía UV-Vis de reflectancia difusa. Imágenes de polvos y películas: Microscopía electrónica de barrido (SEM). Análisis elemental: Espectroscopía de rayos X de dispersión de energía (EDXS). Difracción de rayos X (XRD). Refinamiento de Rietveld con el software PowderCell para identificar las fases cristalográficas
Caracterización del catalizador	SEM: superficies muy rugosas. Fe ₂ O ₃ -c: compactas, Fe ₂ O ₃ , TiO ₂ , Fe ₂ O ₃ – TiO ₂ : agregación de partículas. El Fe ₂ O ₃ -c: partículas esféricas (diámetro: 100 nm, longitud: 300 nm). Fe ₂ O ₃ sintetizada: morfología esférica (100 a 500 nm). TiO ₂ : esféricas (< 50 nm). SEM de Fe ₂ O ₃ -TiO ₂ (<50 nm). Espectros DRIFT muestra estiramiento de los grupos hidroxilo y las moléculas de agua de superficie unidas por hidrógeno. TiO ₂ : grupo titanilo, Ti-OH: moléculas de agua adsorbidas. Fe ₂ O ₃ -c y Fe ₂ O ₃ : estiramiento de Fe-O. Fe ₂ O ₃ sintetizado: sulfato adsorbido en la hematita
Referencia	Lima, et al. 2017.
Catalizador	Pirita
Preparación del catalizador	Mineral de pirita (catalizador heterogéneo). Tamiz: filtro <80 μ m. Polvo de pirita: ultrasonidos en etanol (95%) por 5 min, lavado (HNO ₃ 1 M), secado (30 oC).
Metodología de caracterización	Análisis de área superficial específica (Brunauer-Emmett –Análisis de teller). Composición química del polvo de pirita: espectrofotómetro de emisión atómica plasma acoplado inductivamente . Análisis de espectro de difracción de rayos X (XRD) del polvo de pirita por difractómetro
Caracterización del catalizador	Área superficial específica: 1.3 m ² .g ⁻¹ . Con 99,4% de FeS ₂ (44% en masa de hierro) con estructura cúbica de FeS ₂ (a = 5.417 Å)
Referencia	Barhoumi, et al. 2015
Catalizador	Pirita-EF

Preparación del catalizador	Pirita, se molió con un mortero, se tamizó, iones Fe ²⁺ liberados en la disolución de pirita en soluciones acuosas de Na ₂ SO ₄ (0.05 M)
Metodología de caracterización	Se molió la pirita, se midió por espectrometría (ICP-AES) ($\lambda = 508 \text{ nm}$). Complexometría espectrofotométrica con 1,10-fenantrolina para medir iones Fe ²⁺ .
Caracterización del catalizador	Composición: 99,4% de FeS ₂ , 44% masa de Fe ²⁺
Referencia	Barhoumi, et al 2016.
Catalizador	hierro de valencia cero a nanoescala (nZVI) ₀
Preparación del catalizador	nZVI: Añadir gota a gota KBH ₄ NaBH ₄ (0.1 mol/L) + de FeCl ₃ (0,025 mol/L) a temperatura ambiente forma precipitados finos de color negro a medida que el hierro férrico se reduce a nZVI.
Metodología de caracterización	microscopía electrónica de transmisión (TEM), microscopía electrónica de barrido (SEM) y espectroscopía de rayos X de energía dispersiva (EDX).
Caracterización del catalizador	TEM: estructura de cadena típica. Tamaño de partícula primaria de nZVI variaba de 2 a 50 nm (Promedio: 20 nm) nanocristales. Área superficial (39.2 m ² /g), acumulan una gran cantidad de cargas y a producir una alta energía superficial, las partículas se agregan para mantenerlas estables. XRD:magnetita o maghemita
Referencia	Zhang, et al. 2017.
Catalizador	nanopartículas de magnetita (Fe ₃ O ₄ @ C)
Preparación del catalizador	Fe ₃ O ₄ @ C: 5.56 g de FeSO ₄ (V=200 ml, 10 mM) + 1 g de PAC (hidrazida) + NaOH (V=20 ml, al 10%, t = 5 min)..... óxidos de hierro hidratados. pH ~ 10 a 100 oC durante 1 h.
Metodología de caracterización	Microscopio electrónico de barrido (SEM): morfología superficial de catalizador y distribución de nanopartículas. Rayos X de dispersión de energía (EDX): Composición elemental adsorbente.TEM: forma y tamaño del Fe ₃ O ₄ sintetizado (difractómetro de rayos X) Metodo de Brunauer, Emmett y Teller (BET): Área superficial específica y volumen de poros de PAC y Fe ₃ O ₄ @ C . Magnetómetro: Propiedades magnéticas del catalizador
Caracterización del catalizador	SEM Fe ₃ O ₄ @ C: buena porosidad para la adsorción. EDX: elementos como carbono, oxígeno, hierro, plomo y zinc en la estructura adsorbente. Compuesta (79.0% C, 5.4% de O, 14.7% Fe <2 nm), mesoporos (2 -50 nm) y macroporos (> 50 nm). BET: Área superficial 694.6 m ² /g. T=25 oC. UV-Fenton (6.98 y 6.05 emu/g)
Referencia	Kakavandi, B.,et al. 2016.
Catalizador	Fe ₃ O

Preparación del catalizador	magnetita (Fe ₃ O ₄)
Metodología de caracterización	Difracción de rayos X (XRD). Espectroscopia de fotoelectrones de rayos X (XPS), Fisisorción de N ₂ e ICP-OES. TC y TOC por Cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) y un medidor de TOC,
Caracterización del catalizador	Patrones de difracción de rayos X del catalizador de Fe ₃ O ₄ : Estructura de magnetita pura. XRD (tamaño=77.3 nm). Relaciones Fe ²⁺ /Fe ³⁺ (0,47 cercano al teórico 0.5)
Referencia	Hou, et al. 2016
Catalizador	Fe ₃ O ₄ @ void @ TiO
Preparación del catalizador	sintetizó recubriendo primero conchas amorfas de SiO ₂ y TiO ₂ alrededor de un núcleo de Fe ₃ O ₄ mediante la estrategia sol-gel para formar Fe ₃ O ₄ @ SiO ₂ @ TiO ₂ , luego cristalizando el TiO ₂ y eliminando el SiO ₂ mediante calcinación y el tratamiento ultrasónico de grabado con amoníaco
Metodología de caracterización	Imágenes TEM (microscopio electrónico). Difracción de rayos X en polvo (XRD). Área de superficie Brunauer-Emmett-Teller (BET). Distribución del tamaño de los poros (adsorción y desorción de N ₂ por Micromeritics). Espectros de absorción UV/Vis (espectrofotómetro)
Caracterización del catalizador	Partículas monodispersas (diámetro= 180 nm), diámetro del núcleo (3100 nm), grosor de carcasa (10 nm). Capa de anatasa (TiO ₂) con alta cristalinidad. Núcleo superparamagnético. Magnetización de saturación (28.71 emu/g) (Superficie específica =101 m ² .g ⁻¹).
Referencia	Du, et al. 2017

V. CONCLUSIONES

OG: Se han evaluado las aplicaciones de los Procesos Fenton homogéneos y heterogéneos para la degradación de contaminantes orgánicos en aguas, se ha encontrado que en la actualidad se ha producido una mayor diversidad de aplicaciones de los procesos heterogéneos debido a la búsqueda de mejoras respecto a la estructura y formación de sitios activos que optimizan la eficiencia de los catalizadores y producen poderosos radicales de oxidación como el OH^\bullet . Se busca disminuir el tiempo de reacción y aumentar la eficiencia de eliminación de los contaminantes y con ello los costos de operación. Se busca también disminuir el consumo de reactivos y de energía. En el enfoque de procesos Fenton homogéneo también se viene desarrollando nuevas aplicaciones y combinaciones que buscan optimizar los procesos de degradación de los contaminantes y recuperar o mejorar la calidad de las aguas tratadas.

OE1: Se ha analizado las estrategias del proceso Fenton clásico homogéneo que mejoran su reactividad para eliminar contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas

El proceso Fenton es un tratamiento de oxidación avanzada eficiente especialmente para eliminar materias orgánicas recalcitrantes además de otros contaminantes químicos presentes en las aguas residuales como en el cuerpo hídrico receptor. Aunque la generación de radicales hidroxilos ($\bullet \text{OH}$) y otros radicales secundarios menos potentes que el primero a partir de H_2O_2 es uno de los métodos clásicos, sin embargo, las dosis y el medio ácido ($\text{pH} = 2.5-3$) no siempre resulta el más efectivo. La aplicación de métodos combinados como los químicos, sono-fenton, foto-fenton y electro-fenton para formar forman parte de las estrategias de los procesos de oxidación avanzada para generar radicales oxidrilos teniendo como catalizador Fe^{+2} , solución sólida de $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^0$ sólido, $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe(III)}$ sólido etc, desarrollan determinadas eficiencia de acuerdo a las dosis de los catalizadores, o energía aplicada en los procesos de sonicación o electro fenton, inclusive con el uso de la energía lumínica o ultravioleta, led, etc. El problema radica en el costo de los materiales, es decir de reactivos, el coste energético y la vida del catalizador, lo que hace la búsqueda de nuevas rutas de efectividad/costo.

OE2: Se ha analizado las estrategias del proceso Fenton heterogénea que mejoran su reactividad para eliminar contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas. Los procesos heterogéneos Fenton se ha abierto como nuevas posibilidades que buscan reducir los costos operativos y de mantenimiento de equipos y por su puesto la eficiencia de degradación de los contaminantes. Este proceso permite efectuar pruebas en un rango mayor de pH, se ha hallado distintos catalizadores empleando sales casi puras de Fe^{2+} o minerales de hierro magnético, como la magnetita (Fe_3O_4), se ha evidenciado que lo que se pretende es mejorar o incrementar la velocidad de reacción o lo que es equivalente a incrementar la actividad catalizadora del hierro sólido sin lixiviar el hierro al agua, pero además se han introducido otros catalizadores metálicos como el TiO_2 y otros con combinaciones de los procesos y otros insumos mejorado su actividad catalizadora y el número de reúsos lo que lo hace más eficientes en muchos casos frente a los proceso homogéneos.

O3: Se ha analizado las condiciones operativas óptimas de cada estrategia aplicada en la mejora reactiva del proceso Fenton para la eliminación de contaminantes orgánicos durante el tratamiento de aguas. Estas condiciones derivan de las características físico-químicas de la matriz (tipo de muestra) que se desea tratar, de la naturaleza del contaminante a eliminar, la degradación se expresa normalmente en terminaos de la demanda química de oxígeno, carbón orgánico total, y de la eliminación del mismo compuesto en particular. Otro aspecto importante es sobre el diseño del reactor y tipo de proceso Fenton y de sus combinaciones aplicadas principalmente. Los parámetros que definen las condiciones operativas principalmente son, el rango de la dosis del catalizador empleado, la temperatura, el pH, las concentraciones iniciales de los contaminantes, el tiempo de reacción y de proceso, las dosis de H_2O_2 , o de otros oxidantes usados. Además dependiendo del proceso POA seleccionado dependerá principalmente de la velocidad de agitación, la intensidad lumínica (para procesos foto-Fentón), intensidad del ultrasonido o del reactor electroquímico, con la finalidad de producir la mayor cantidad de potentes radicales de oxidación (ROS) que elimine directamente al contaminante evitando en lo posible la menor interferencia en las reacciones con el sustrato lo cual deriva en una disminución de la eficiencia y en el

incremento de los costos de operación y de mantenimiento de los procesos aplicados.

O4: Se ha analizado los métodos de caracterización de catalizadores y cuantificación de contaminantes. La caracterización de los catalizadores se ha orientado a conocer o estudiar sus propiedades físicas y químicas tales como su porosidad, el tipo de cristal que forma en estado sólido, su densidad, esto se practica generalmente para evaluar los catalizadores heterogéneos o combinados, dopados, etc , en este campo se tiene el análisis de área superficial específica usando el método de Brunauer-Emmett-Análisis de Teller, la composición química del mineral mediante la espectrofotometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente, el análisis de espectro de difracción de rayos X (XRD) de los minerales por difracción, entre otros ya revisados en esta investigación o la microscopia de barrido electrónico entre otras. Esta información permite conocer el alcance de sus aplicaciones debido a la capacidad de reconstitución y el número de veces que puede ser usado en el proceso. Se ha observado por ejemplo que el uso de hierro cero (ZVI y Fe⁰) en solución acusa con la adición de aire libera Fe⁺² y iones oxidrilo OH^o para la oxidación de los compuestos orgánicos, también están las aplicaciones minerales de hierro como la pirita, la goetita, la hemamita y otros materiales como la zeolita, las arcillas, el grafeno con diversas propiedades que derivan de sus estructuras y composición. Respecto a la cuantificación de los agentes contaminantes, tratándose de la diversidad de compuestos orgánicos generalmente la metodología de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC), espectrometría de masas, espectrometría infrarroja con transformada de Fourier infrarroja (FTIR). También se han propuesto una serie de tecnologías combinadas y asistidas para la caracterización y la cuantificación de los materiales.

VI.RECOMENDACIONES

Las investigaciones recientes se han dirigido al empleo de procesos Fenton heterogéneos porque vienen mostrando ventajas en la oficina de remoción de los contaminantes. La sugerencia que surge trata sobre el desarrollo de nuevas investigaciones en el uso de los minerales como catalizadores debido a su menor costo y también a las propiedades inherentes que muy bien podría beneficiar los procesos, otro aspecto que se debe estudiar es la ampliación del rango de pH y no limitarse a la acidificación de las muestras gastando reactivos como el ácido sulfúrico o ácido clorhídrico. Se ha visto que estos usos del Fenton heterogéneo buscan la disminución en la formación de lodos.

La selección de los procesos se recomienda usar el proceso Fenton en reemplazo del Fenton convencional, porque reduce la formación de lodo de hierro mientras que el proceso electro-Fenton a la vez que disminuye los costos operativos también disminuye el riesgo de manipulación de los reactivos.

BIBLIOGRAFIA

- Alalm MG, Tawfk A, Ookawara S (2015) Comparison of solar TiO₂ photocatalysis and solar photo-Fenton for treatment of pesticides industry wastewater: operational conditions, kinetics and costs. *J Water Process Eng* 8:55–63. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2015.09.007>
- Annabi, C., Fourcade, F., Soutrel, I., Geneste, F., Floner, D., Bellakhal, N., & Amrane, A. (2016). Degradation of enoxacin antibiotic by the electro-Fenton process: Optimization, biodegradability improvement and degradation mechanism. *Journal of Environmental Management*, 165, 96–105. doi:10.1016/j.jenvman.2015.09.018
- Arias Valencia, María Mercedes; Giraldo Mora, Clara Victoria El rigor científico en la investigación cualitativa *Investigación y Educación en Enfermería*, vol. 29, núm. 3, octubre-diciembre, 2011, pp. 500-514. *Investigación y Educación en Enfermería* ISSN: 0120-5307
- Avetta, P., Pensato, A., Minella, M., Malandrino, M., Maurino, V., Minero, C., Hanna, K., Vione, D., 2015. Activation of persulfate by irradiated magnetite: implications for the degradation of phenol under heterogeneous photo-Fentonlike conditions. *Environ. Sci. Technol.* 49, 1043e1050. <https://doi.org/10.1021/es503741d>
- Barhoumi, N., Labiadh, L., Oturan, M. A., Oturan, N., Gadri, A., Ammar, S., & Brillas, E. (2015). Electrochemical mineralization of the antibiotic levofloxacin by electro-Fenton-pyrite process. *Chemosphere*, 141, 250–257. doi:10.1016/j.chemosphere.2015.08.003
- Barhoumi, N., Oturan, N., Olvera-Vargas, H., Brillas, E., Gadri, A., Ammar, S., & Oturan, M. A. (2016). Pyrite as a sustainable catalyst in electro-Fenton process for improving oxidation of sulfamethazine. Kinetics, mechanism and toxicity assessment. *Water Research*, 94, 52–61. doi:10.1016/j.watres.2016.02.042
- Dindarsafa, M., Khataee, A., Kaymak, B., Vahid, B., Karimi, A., & Rahmani, A. (2017). Heterogeneous sono-Fenton-like process using martite nanocatalyst

prepared by high energy planetary ball milling for treatment of a textile dye. *Ultrasonics Sonochemistry*, 34, 389–399. doi:10.1016/j.ultsonch.2016.06.016

Du, D., Shi, W., Wang, L., & Zhang, J. (2017). Yolk-shell structured Fe₃O₄@void@TiO₂ as a photo-Fenton-like catalyst for the extremely efficient elimination of tetracycline. *Applied Catalysis B: Environmental*, 200, 484–492. doi:10.1016/j.apcatb.2016.07.043

Dulzaides Iglesias María Elinor y Ana María Molina Gómez. 2004. Análisis documental y de información: dos componentes de un mismo proceso. *ACIMED* v.12 n.2 Ciudad de La Habana mar.-abr. 2004. <http://scielo.sld.cu/pdf/aci/v12n2/aci11204.pdf>

Dükkancı, M. (2018). Sono-photo-Fenton oxidation of bisphenol-A over a LaFeO₃ perovskite catalyst. *Ultrasonics Sonochemistry*, 40, 110–116. doi:10.1016/j.ultsonch.2017.04.040

Expósito, A. J., Monteagudo, J. M., Díaz, I., & Durán, A. (2016). Photo-fenton degradation of a beverage industrial effluent: Intensification with persulfate and the study of radicals. *Chemical Engineering Journal*, 306, 1203–1211. doi:10.1016/j.cej.2016.08.048

Gar Alalm, M., Tawfik, A., & Ookawara, S. (2015). Comparison of solar TiO₂ photocatalysis and solar photo-Fenton for treatment of pesticides industry wastewater: Operational conditions, kinetics, and costs. *Journal of Water Process Engineering*, 8, 55–63. doi:10.1016/j.jwpe.2015.09.007

Giraldo-Aguirre, A. L., Serna-Galvis, E. A., Erazo-Erazo, E. D., Silva-Agredo, J., Giraldo-Ospina, H., Flórez-Acosta, O. A., & Torres-Palma, R. A. (2017). Removal of β -lactam antibiotics from pharmaceutical wastewaters using photo-Fenton process at near-neutral pH. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(21), 20293–20303. doi:10.1007/s11356-017-8420-z

Giri, A. S., & Golder, A. K. (2015). Decomposition of drug mixture in Fenton and photo-Fenton processes: Comparison to singly treatment, evolution of inorganic ions and toxicity assay. *Chemosphere*, 127, 254–261. doi:10.1016/j.chemosphere.2015.02.010

- Gong, Y., Li, J., Zhang, Y., Zhang, M., Tian, X., & Wang, A. (2016). Partial degradation of levofloxacin for biodegradability improvement by electro-Fenton process using an activated carbon fiber felt cathode. *Journal of Hazardous Materials*, 304, 320–328. doi:10.1016/j.jhazmat.2015.10.064
- Guo, H., Li, Z., Zhang, Y., Jiang, N., Wang, H., & Li, J. (2020). Degradation of chloramphenicol by pulsed discharge plasma with heterogeneous Fenton process using Fe₃O₄ nanocomposites. *Separation and Purification Technology*, 117540. doi:10.1016/j.seppur.2020.117540
- Hasani, K., Peyghami, A., Moharrami, A., Vosoughi, M., & Dargahi, A. (2020). The efficacy of sono-electro-Fenton process for removal of Cefixime antibiotic from aqueous solutions by Response Surface Methodology (RSM) and evaluation of toxicity of effluent by microorganisms. *Arabian Journal of Chemistry*. doi:10.1016/j.arabjc.2020.05.012
- He, F., Ji, Y., Wang, Y., & Zhang, Y. (2017). Preparation of bifunctional hollow mesoporous Fe₀@C@MnFe₂O₄ as Fenton-like catalyst for degradation of Tetrabromobisphenol A. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 80, 553–562. doi:10.1016/j.jtice.2017.08.027
- He, J., Yang, X., Men, B., Yu, L., & Wang, D. (2015). EDTA enhanced heterogeneous Fenton oxidation of dimethyl phthalate catalyzed by Fe₃O₄: Kinetics and interface mechanism. *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical*, 408, 179–188. doi:10.1016/j.molcata.2015.07.030
- HERNÁNDEZ, Roberto, FERNÁNDEZ Carlos, BAPTISTA, María. *METODOLOGÍA de la investigación*. Quinta edición. Mac Graw Hill. ISBN: 978-607-15-0291-9. [en línea].2014[Fecha de consulta: 30 de diciembre de 2020]. Disponible en https://www.esup.edu.pe/descargas/dep_investigacion/Metodologia%20de%20la%20investigaci%C3%B3n%205ta%20Edici%C3%B3n.pdf

- Hou, L., Wang, L., Royer, S., & Zhang, H. (2016). Ultrasound-assisted heterogeneous Fenton-like degradation of tetracycline over a magnetite catalyst. *Journal of Hazardous Materials*, 302, 458–467. doi:10.1016/j.jhazmat.2015.09.033
- Hu, Y., Wang, G., Huang, M., Lin, K., Yi, Y., Fang, Z., ... Wang, K. (2017). Enhanced degradation of metronidazole by heterogeneous sono-Fenton reaction coupled ultrasound using Fe₃O₄ magnetic nanoparticles. *Environmental Technology*, 1–22. doi:10.1080/09593330.2017.1374470
- Jain, B., Singh, A. K., Kim, H., Lichtfouse, E., & Sharma, V. K. (2018). Treatment of organic pollutants by homogeneous and heterogeneous Fenton reaction processes. *Environmental Chemistry Letters*, 16(3), 947–967. doi:10.1007/s10311-018-0738-3
- Jin, H., Tian, X., Nie, Y., Zhou, Z., Yang, C., Li, Y., Lu, L., 2017. Oxygen vacancy promoted heterogeneous Fenton-like degradation of ofloxacin at pH 3.2e9.0 by Cu substituted magnetic Fe₃O₄@FeOOH nanocomposite. *Environ. Sci. Technol.* 51 (21), 12699e12706
- Johin, J., Nidheesh, P. V., & Sivasankar, T. (2019). Sono-electro-chemical Treatment of Reactive Black 5 Dye and Real Textile Effluent Using MnSO₄/Na₂S₂O₈ Electrolytes. *Arabian Journal for Science and Engineering*. doi:10.1007/s13369-019-04159-0
- Karaolia, P., Michael-Kordatou, I., Hapeshi, E., Alexander, J., Schwartz, T., & Fatta-Kassinos, D. (2017). Investigation of the potential of a Membrane BioReactor followed by solar Fenton oxidation to remove antibiotic-related microcontaminants. *Chemical Engineering Journal*, 310, 491–502. doi:10.1016/j.cej.2016.04.113
- Khataee, A., Gholami, P., Vahid, B., & Joo, S. W. (2016). Heterogeneous sono-Fenton process using pyrite nanorods prepared by non-thermal plasma for degradation of an anthraquinone dye. *Ultrasonics Sonochemistry*, 32, 357–370. doi:10.1016/j.ultsonch.2016.04.002

- Kakavandi, B., Takdastan, A., Jaafarzadeh, N., Azizi, M., Mirzaei, A., & Azari, A. (2016). Application of Fe₃O₄@C catalyzing heterogeneous UV-Fenton system for tetracycline removal with a focus on optimization by a response surface method. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 314, 178–188. doi:10.1016/j.jphotochem.2015.08.008
- Li X, Zhu K, Pang J, Tian M, Liu J, Rykov AI, Zheng M, Wang X, Zhu X, Huang Y, Liu B, Wang J, Yang W, Zhang T (2018) Unique role of Mossbauer spectroscopy in assessing structural features of heterogeneous catalysts. *Appl Catal B Environ* 224:518–532. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.11.004>
- Lima, M. J., Silva, C. G., Silva, A. M. T., Lopes, J. C. B., Dias, M. M., & Faria, J. L. (2017). Homogeneous and heterogeneous photo-Fenton degradation of antibiotics using an innovative static mixer photoreactor. *Chemical Engineering Journal*, 310, 342–351. doi:10.1016/j.cej.2016.04.032
- Liu Y., W. Jin, Y. Zhao, G. Zhang, W. Zhang, Enhanced catalytic degradation of methylene blue by α -Fe₂O₃/graphene oxide via heterogeneous photo-Fenton reactions, *Applied Catalysis B Environmental* 206 (2017) 642–652
- Nidheesh, P. V., & Gandhimathi, R. (2015). Textile Wastewater Treatment by Electro-Fenton Process in Batch and Continuous Modes. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 19(3), 04014038. doi:10.1061/(asce)hz.2153-5515.0000254
- Özcan, A., Atılır Özcan, A., & Demirci, Y. (2016). Evaluation of mineralization kinetics and pathway of norfloxacin removal from water by electro-Fenton treatment. *Chemical Engineering Journal*, 304, 518–526. doi:10.1016/j.cej.2016.06.105
- Pliego G, Zazo JA, Garcia-Muñoz P, Munoz M, Casas JA, Rodriguez JJ (2015) Trends in the intensification of the Fenton process for wastewater treatment: an overview. *Crit Rev Environ Sci Technol* 36:1–84. <https://doi.org/10.1080/10643389.2015.1025646>

- Pulicharla, R., Brar, S. K., Rouissi, T., Auger, S., Drogui, P., Verma, M., & Surampalli, R. Y. (2017). Degradation of chlortetracycline in wastewater sludge by ultrasonication, Fenton oxidation, and ferro-sonication. *Ultrasonics Sonochemistry*, 34, 332–342. doi:10.1016/j.ultsonch.2016.05.042
- Santos, L. V. de S., Meireles, A. M., & Lange, L. C. (2015). Degradation of antibiotics norfloxacin by Fenton, UV and UV/H₂O₂. *Journal of Environmental Management*, 154, 8–12. doi:10.1016/j.jenvman.2015.02.021
- Sruthi, T., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., & Nidheesh, P. V. (2018). Stabilized landfill leachate treatment using heterogeneous Fenton and electro-Fenton processes. *Chemosphere*, 210, 38–43. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.06.172
- Thomas, N., Dionysiou, D. D., & Pillai, S. C. (2020). Heterogeneous Fenton Catalysts: A Review of Recent Advances. *Journal of Hazardous Materials*, 124082. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.124082
- Wang, S., & Wang, J. (2018). Trimethoprim degradation by Fenton and Fe(II)-activated persulfate processes. *Chemosphere*, 191, 97–105. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.10.040
- Yahya, M. S., Beqqal, N., Guessous, A., Arhoutane, M. R., & El Kacemi, K. (2017). Degradation and mineralization of moxifloxacin antibiotic in aqueous medium by electro-Fenton process: Kinetic assessment and oxidation products. *Cogent Chemistry*, 3(1). doi:10.1080/23312009.2017.1290021
- Yuan, Y., Lai, B., & Tang, Y.-Y. (2016). Combined Fe⁰/air and Fenton process for the treatment of dinitrodiazophenol (DDNP) industry wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 283, 1514–1521. doi:10.1016/j.cej.2015.08.104
- Zhang, N., Chen, J., Fang, Z., & Tsang, E. P. (2019b). Ceria accelerated nanoscale zerovalent iron assisted heterogeneous Fenton oxidation of tetracycline. *Chemical Engineering Journal*, 369, 588–599. doi:10.1016/j.cej.2019.03.112
- Zhang, M., Dong, H., Zhao, L., Wang, D., & Meng, D. (2019a). A review on Fenton process for organic wastewater treatment based on optimization perspective. *Science of The Total Environment*. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.03.180

- Zhang, W., Gao, H., He, J., Yang, P., Wang, D., Ma, T., ... Xu, X. (2017). Removal of norfloxacin using coupled synthesized nanoscale zero-valent iron (nZVI) with H₂O₂ system: Optimization of operating conditions and degradation pathway. *Separation and Purification Technology*, 172, 158–167. doi:10.1016/j.seppur.2016.08.008
- Zhang, Y., Chen, Z., Zhou, L., Wu, P., Zhao, Y., Lai, Y., & Wang, F. (2018). Heterogeneous Fenton degradation of bisphenol A using Fe₃O₄@β-CD/rGO composite: Synergistic effect, principle and way of degradation. *Environmental Pollution*. doi:10.1016/j.envpol.2018.10.028
- Zhu, G., Yu, X., Xie, F., & Feng, W. (2019). Ultraviolet light assisted heterogeneous Fenton degradation of tetracycline based on polyhedral Fe₃O₄ nanoparticles with exposed high-energy {110} facets. *Applied Surface Science*. doi:10.1016/j.apsusc.2019.04.239
- Zhu, R., Zhu, Y., Xian, H., Yan, L., Fu, H., Zhu, G., ... He, H. (2020). CNTs/ferrihydrite as a highly efficient heterogeneous Fenton catalyst for the degradation of bisphenol A: the important role of CNTs in accelerating Fe(III)/Fe(II) cycling. *Applied Catalysis B: Environmental*, 118891. doi:10.1016/j.apcatb.2020.118891
- Zhu, Y., Zhu, R., Yan, L., Fu, H., Xi, Y., Zhou, H., ... He, H. (2018). Visible-light Ag/AgBr/ferrihydrite catalyst with enhanced heterogeneous photo-Fenton reactivity via electron transfer from Ag/AgBr to ferrihydrite. *Applied Catalysis B: Environmental*, 239, 280–289. doi:10.1016/j.apcatb.2018.08.025
- Zhu, G., Yu, X., Xie, F., Feng, W., 2019a. Ultraviolet light assisted heterogeneous Fenton degradation of tetracycline based on polyhedral Fe₃O₄ nanoparticles with exposed high-energy {110} facets. *Appl. Surf. Sci.* 485, 496e505. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2019.04.239>.

ANEXOS**ANEXO 1****DECLARATORIA DE AUTENTICIDAD DEL AUTOR (ES)**

Yo (Nosotros)

alumno(s) de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura / Escuela de Ingeniería Ambiental
Escuela Profesional / Programa académico de Ingeniería Ambiental de la
Universidad César Vallejo Sede Lima Este (filial o sede), declaro
(declaramos) bajo juramento que:

todos los datos e información que acompañan al Trabajo de Investigación / Tesis titulado
“Aplicaciones de Proceso Fenton homogéneos y heterogéneos para la degradación de
contaminantes orgánicos en aguas. Revisión bibliográfica, 2020”, son:

1. De mi (nuestra) autoría.
2. El presente Trabajo de Investigación / Tesis no ha sido plagiado ni total, ni parcialmente.
3. El Trabajo de Investigación / Tesis no ha sido publicado ni presentado anteriormente.
4. Los resultados presentados en el presente Trabajo de Investigación / Tesis son reales, no han sido falseados, ni duplicados, ni copiados.

En tal sentido asumo (asumimos) la responsabilidad que corresponda ante cualquier falsedad, ocultamiento u omisión tanto de los documentos como de información aportada, por lo cual me someto a lo dispuesto en las normas académicas vigentes de la Universidad César Vallejo

Lima 2021

.....
Nombres y apellidos

DNI:

ANEXO 2**DECLARATORIA DE AUTENTICIDAD DEL ASESOR**

Yo.....docente de la Facultad /Escuela de posgrado y escuela Profesional /Programa Académico de la Universidad César Vallejo Sede Lima este, revisor del trabajo de investigación/tesis titulada “Aplicaciones de Proceso Fenton homogéneos y heterogéneos para la degradación de contaminantes orgánicos en aguas. Revisión bibliográfica, 2020”, de los estudiantes.....constato que la investigación tiene un índice de similitud de % verificable en el reporte de originalidad del programa Turnitin, el cual ha sido realizado sin filtros, ni exclusiones.

He revisado dicho reporte y concluyo que cada una de las coincidencias detectadas no constituyen plagio. En tal sentido asumo la responsabilidad que corresponda ante cualquier falsedad, ocultamiento u omisión tanto de los documentos como de información aportada, por lo cual e someto a lo dispuesto en las normas académicas vigentes de la Universidad César vallejo.

Lugar y fecha,

.....
Firma. Apellido y nombre del docente
DNI.....

Matriz de operacionalización de categorías ANEXO 03

CATEGORÍA DE ESTUDIO	DEFINICIÓN CONCEPTUAL	DEFINICIÓN OPERACIONAL	SUB CATEGORÍAS	INDICADORES	ESCALA DE MEDICIÓN
Proceso Fenton clásico homogénea	Este proceso se aplica para lograr la mejor eficiencia de eliminación y los costos económicos más bajos.. (Zhang et al. 2019a)	El proceso Fenton usa los reactivos denominados Fentos consistente es soluciones de Fe+2, H2O2 con la finalidad de eliminar materia organica recalitrante.	Fenton clásico Sono Foto Electro Sono-fenton Sono-foro Solar-foro-electro-Fenton	Intensidad de corrientes Intensidad de energía lumínica	nominal
proceso Fenton heterogénea	Es el tratamiento de aguas residuales debido a su alta actividad fotocatalítica, amplio rango de pH efectivo y ausencia de lodos de hierro (Wang y Wang 2018)	En este tipo de proceso se usa catalizadores solidos que generan sitios activos donde se forman los radicales oxidantes y tambien se genera el proceso de oxidacionjde los contaminates organcios	Catalizadores solidos heterogéneos Catalizadores Fierro valencia Cero-nano Catalizadores inmovilizados Dopados	Porosidad Area Grupos funcionales reusos	nominal

Parámetros de operación	Son aquellos parámetros fisicoquímicos para lograr la mejor eficiencia de eliminación y los costos económicos más bajos. En esta parte, se describen sistemáticamente algunas reglas de optimización para estos parámetros basándose en el análisis exhaustivo de la literatura existente. (Zhang et al. 2019a)	Los parámetros establecidos relacionados con las condiciones de operación que se deben aplicar en el tratamiento considerando los valores de parámetros como pH, temperatura, dosis de catalizadores, oxidantes, etc que determinan la mejor eliminación de los contaminantes	Dosis de catalizador, pH, tiempo, otros.	Rangos de pH Rangos de temperatura eficiencia	nominal
caracterización y cuantificación	La caracterización de catalizadores comprende análisis de difracción de rayos X, la morfología de la superficie mediante la emisión de campo microscopía electrónica de	La caracterización de catalizadores permite conocer las propiedades inherentes que permiten su aplicación y hacer nuevos ensayos buscando perfeccionar la	XRD: Morfología cristalina y distribución de tamaño de catalizadores SEM: microscopía electrónica de	Área superficial Grupos funcionales	nominal

	<p>barrido , el análisis de difracción de electrones de área seleccionada , mediciones con magnetómetro de muestra vibrante para conocer las propiedades del catalizador (Zhu et al 2019)</p>	<p>cantidad de sitios activos que aumentenla generación de radicales ROS y la eficiencia del tratamiento</p>	<p>barrido de emisión de campo (FESEM), TEM: El área de superficie BET: propiedades magnéticas: magnetómetro de muestra vibrante (VSM)</p>		
--	---	--	--	--	--