

**DEGRADACIÓN DE AMOXICILINA MEDIANTE SÓLIDOS LAMINARES
TIPO HIDROTALCITA**

DARLY DUARTE GONZÁLEZ

MARIA ALEJANDRA MARTINEZ AFRICANO

**Proyecto Integral de Grado para optar al título de
Ingeniero Químico**

Director de proyecto

Dr. ALEJANDRO PÉREZ FLÓREZ

Químico, M. Sc., Ph.D.

Codirector de proyecto

Dr. CRISPÍN CELIS

Químico, M. Sc., Ph.D.

FUNDACIÓN UNIVERSIDAD DE AMÉRICA

FACULTAD DE INGENIERIAS

PROGRAMA DE INGENIERIA QUÍMICA

BOGOTÁ D.C.

2021

NOTA DE ACEPTACIÓN

Dr. Alejandro Pérez Flórez

Dr. Felipe Correa Mahecha

Dr. Arturo Calvache

Bogotá D.C. febrero de 2021

DIRECTIVOS DE LA UNIVERSIDAD

Presidente de la Universidad y Rector del Claustro

Dr. Mario Posada García-Peña

Consejero Institucional

Dr. Luis Jaime Posada García-Peña

Vicerrectoría Académica y de Investigaciones

Dra. María Claudia Aponte González

Vicerrector Administrativo y Financiero

Dr. Ricardo Alfonso Peñaranda Castro

Secretaria General

Dra. Alexandra Mejía Guzmán

Decano Facultad de Ingenierías

Ing. Julio Cesar Fuentes Arismendi

Director Programa de Ingeniería Química

Ing. Nubia Liliana Becerra Ospina

Las directivas de la Universidad de América, los jurados calificadores y el cuerpo docente no son responsables de los criterios e ideas expuestas en el presente documento. Estos corresponden únicamente a los autores.

TABLA DE CONTENIDO

	pág.
INTRODUCCIÓN	12
OBJETIVOS	13
1. GENERALIDADES	14
1.1. Contaminación de fuentes hídricas	14
1.2. Contaminantes emergentes	17
1.3. Antibióticos	20
1.4. Remoción de contaminantes emergentes	23
1.4.1. Procesos Biológicos	24
1.4.2. Tratamientos fisicoquímicos	24
1.4.3. Tratamientos combinados	24
1.4.4. Procesos avanzados	24
1.4.5. Procesos avanzados de oxidación (PAOs)	25
1.4.6. Proceso Fenton	26
1.5. Catalizadores tipo arcilla	27
1.5.1. Hidrotalcita	29
1.5.2. Síntesis de la arcilla aniónica por el método de coprecipitación	31
2. OBTENCIÓN DE HIDROTALCITAS	32
2.1. Hidróxidos laminares tipo hidrotalcita	32
2.2. Síntesis de hidrotalcitas por el método de coprecipitación	33
3. REMOCIÓN DE AMOXICILINA POR EL MÉTODO DE ADSORCIÓN	36
3.1. Adsorción en hidrotalcitas	36
3.2. Pretratamientos a la adsorción en aguas residuales	38
3.2.1. Tratamientos primarios	39

3.2.2. Tratamientos secundarios	39
3.2.3 Tratamientos terciarios	40
3.3. Métodos de adsorción	40
3.4. Equilibrio de adsorción	41
3.4.1. Isoterma de Henry	42
3.4.2. Isoterma Hill-Deboer	43
3.4.3. Isoterma de Langmuir	43
3.4.4. Isoterma de Freundlich	43
3.4.5. Isoterma de Redlich-Peterson	44
3.5. Cinética de adsorción	44
3.5.1. Modelo pseudo primer orden	44
3.5.2. Modelo pseudo segundo orden	45
3.5.3. Modelo de difusión intrapartícula	45
3.6. Metodología para el proceso de adsorción con hidrotalcitas	46
3.7. Caracterización de los Idhs posterior al proceso de adsorción	50
4. DEGRADACIÓN DE AMOXICILINA A PARTIR DE LA REACCIÓN TIPO FENTÓN	53
4.1. Procesos de oxidación avanzada	53
4.2. Reacción tipo fenton	53
4.3. Parámetros que influyen en el proceso fenton	56
4.3.1. pH	56
4.3.2. Relación fe^{2+} / h_2O_2	56
4.3.3. Temperatura	56
4.3.4. Tiempo de reacción	57
4.3.5. Influencia de la presencia de aniones	57
4.4. Hidrotalcitas como soporte catalítico en la reacción fenton	57

4.4.1. Mecanismos de reacción y cinética del proceso fenton	59
4.4.2. Metodología experimental	63
4.5. Regeneración de los catalizadores tipo hidrotalcita	65
4.6. Pre y post tratamientos al proceso fenton	66
4.7. Caracterización de los Idhs posterior a la reacción fenton	68
4.8. Eficiencia para la degradación de amoxicilina en la reacción fenton	73
5. MARCO LEGAL	76
5.1. Ley 23 de 1973	76
5.2. Ley 99 de 1993	76
5.3. Ley 161 de 1994	76
5.4. Ley 373 de 1997	77
5.5. Ley 1625 de 2013	77
5.6. Decreto 3930 de 2010	77
5.7. Resolución 0631 del 2015	79
5.8. Resolución 0324 del 2015	79
6. CONCLUSIONES	80
BIBLIOGRAFÍA	82

LISTA DE FIGURAS

	pág.
Figura 1. Vías de incorporación de los contaminantes emergentes al medio ambiente	18
Figura 2. Estructura química de la penicilina	22
Figura 3. Estructura química de la amoxicilina	23
Figura 4. Proceso avanzado de oxidación Fenton de aguas residuales	27
Figura 5. Estructura de las arcillas	29
Figura 6. Estructura de la arcilla aniónica (hidrotalcita)	30
Figura 7. Sección de una lámina de brucita	33
Figura 8. Unidad octaédrica de un LDHs	36
Figura 9. Diseño columna de lecho fijo para el proceso de adsorción	41
Figura 10. Metodología para el proceso de adsorción con LDHs	48
Figura 11. Modelo de difusión de intrapartícula de AMX en LDH según el modelo cinético de pseudo segundo orden	49
Figura 12. Espectros FTIR para CB, LDH-CB, LDH-CB-AMX	51
Figura 13. Reactor tipo batch para proceso Fenton	55
Figura 14. Impregnación de catalizadores y reacción tipo Fenton	64
Figura 15. Esquema de regeneración de catalizadores	66
Figura 16. Gráfica de oxidación de clorobenceno con el reactivo de Fenton	68
Figura 17. Espectros XPS de alta resolución	70
Figura 18. Espectro FTIR para los LDHs	71
Figura 19. Reutilización de catalizadores en el proceso de adsorción	72
Figura 20. Reutilización de catalizadores en el proceso de adsorción	73

LISTA DE TABLAS

	pág.
Tabla 1. Clasificaciones contaminantes de agua	16
Tabla 2. Clasificación de contaminantes orgánicos emergentes	18
Tabla 3. Difusión de los antibióticos en los ecosistemas	20
Tabla 4. Frecuencia de prescripción de antibióticos	21
Tabla 5. Propiedades físicas de LDH-CB	47
Tabla 6. Características para los sólidos sometidos a la reacción tipo Fenton	69
Tabla 7. Relación porcentaje de remoción vs catalizador LDHs	74

LISTA DE ABREVIATURAS

AMX:	Amoxicilina
C'	Espacio basal
CB	Celulosa
HTLc:	Hidrotalcita
µg/L:	Microgramo por litro
µm:	micrómetro
DRX:	Difracción de rayos X
FTIR:	Infrarrojo por transformada de Fourier
ITAM:	Investigación en tecnología ambiental y de materiales
ICP-MS:	Espectrometría de masas de plasma
LS-MS:	Cromatografía de masas con espectro de masas
LHDs:	Hidróxidos dobles laminares
m²/g:	Metros cuadrados por gramo.
ng/L:	Nanogramos por litro
nm:	Nanómetro
pH:	Potencial de hidrógeno.
ppb:	Partes por billón.
ppm:	Partes por millón
rxn:	Reacción
SEM:	Microscopía de Barrido Electrónico
TOC:	Carbono orgánico total
UV-VIS:	Ultravioleta – Visible

RESUMEN

El presente trabajo se focalizo en la búsqueda bibliográfica frente al uso de los sólidos laminares tipo hidrotalcita para la degradación de contaminantes emergentes, específicamente en amoxicilina presente en aguas residuales, para ello se centralizo en las técnicas de adsorción y oxidación tipo Fenton comparando la eficiencia de cada uno de los métodos para la remoción del mismo. Por otra parte, se señala las hidrotalcitas como posibles catalizadores y se detallan las variables de síntesis para estos sólidos por el método de coprecipitación. En este sentido, mediante investigaciones ya realizadas soportadas experimentalmente se evaluó el comportamiento de las hidrotalcitas como soporte catalítico en la eliminación de estos contaminantes en aguas residuales. Se analizaron los resultados experimentales previamente obtenidos en otras investigaciones para la remoción de la amoxicilina por el método de adsorción, explicando la metodología del proceso junto con la caracterización de los hidróxidos doble laminares posterior al proceso de adsorción. Finalmente se expone la degradación completa de amoxicilina a partir de la reacción tipo Fenton, explicando las ventajas que se obtienen al efectuar esta técnica y lo que sucede al utilizar las hidrotalcitas como soporte catalítico, para ello se presentan los resultados obtenidos en investigaciones previamente realizadas por otros autores, junto con la metodología experimental de la impregnación de catalizadores, además en este objetivo encontramos la caracterización de los LDHs después de ser sometidos a dicha reacción, presentando los gráficos de los espectros XPS junto con análisis de los porcentajes de remoción obtenidos.

Palabras claves Coprecipitación, hidrotalcita, adsorción, contaminantes emergentes, impregnación aniónica, soporte catalítico, reacción tipo Fenton, remoción y degradación.

INTRODUCCIÓN

Aunque los antibióticos se han utilizado en grandes cantidades a lo largo del tiempo, hasta hace poco se ha evaluado su impacto en el medio ambiente, a partir de ello, se ha demostrado que estos representan un potencial altamente contaminante debido a eliminaciones inadecuadas o incluso a la excreción de antibióticos en orina y heces [1]. El ambiente acuático resulta ser uno de los más afectados por dichos antibióticos ya que las principales vías de contaminación son las aguas residuales urbanas, hospitalarias, industriales e incluso de origen agrícola [2]. Según la organización mundial de la salud *“Por lo general, las concentraciones de antibióticos en aguas superficiales, subterráneas y parcialmente tratadas, son inferiores a 0.1 µg/l mientras que en el agua tratada son inferiores a 0.05 µg/l”* [3]. Los fármacos, entre ellos la amoxicilina, son catalogados como contaminantes emergentes; esto se debe a que son compuestos de los cuales se desconoce el impacto ambiental y las consecuencias que puede llegar a provocar [4]. Según varios estudios, la amoxicilina y las penicilinas de amplio espectro son el antibiótico y el subgrupo farmacológico más consumido en Colombia, e incluso en América Latina, lo cual lo pone como uno de los principales contaminantes emergentes presente en las fuentes hídricas [5]. Por consecuencia de las bajas concentraciones de estos contaminantes, los tratamientos convencionales realizados comúnmente en una PTAR (planta de tratamiento de aguas residuales) solo logran eliminar el 50% de estos antibióticos [6] por ello es sumamente importante implementar nuevas estrategias de tratamiento y eliminación de los mismos debido a lo anteriormente señalado. Este documento se enfocará en la búsqueda bibliográfica del uso de sólidos laminares tipo hidrotalcita, como soportes catalíticos para la transformación/eliminación química de éstos contaminantes.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Describir mediante una búsqueda bibliográfica la efectividad de los sólidos laminares tipo hidrotalcita, en la remoción de amoxicilina en aguas residuales

OBJETIVOS ESPECIFICOS

Identificar el procedimiento para la obtención de sólidos laminares tipo hidrotalcita, mediante la técnica de coprecipitación.

Determinar mediante diferentes antecedentes experimentales, el proceso de adsorción, para la remoción de amoxicilina, haciendo uso de sólidos laminares tipo hidrotalcita.

Establecer la estructura laminar tipo hidrotalcita, como soporte catalítico de hierro y manganeso en la degradación de amoxicilina empleando la técnica tipo fenton mediante la literatura.

1. GENERALIDADES

1.1. Contaminación de fuentes hídricas

La contaminación hídrica se refiere a la variación de calidad que se obtiene a partir de un referente estándar que indica una calidad aceptable del recurso hídrico, de tal manera que al alejarse del parámetro establecido, se puede determinar que una fuente de agua se encuentra en estado de contaminación, después de haber realizado las mediciones y correlaciones correspondientes [7].

El agua es un recurso natural, indispensable para la vida humana y el sostenimiento del medio ambiente. La producción industrial, la minería, la generación de energía y otros factores son solo algunos de los contribuyentes a la contaminación de las fuentes de agua [8]. Existen dos tipos de fuentes en la contaminación del agua, están las fuentes puntuales y las no puntuales. Las fuentes puntuales son los puntos específicos de descarga de contaminantes, por ejemplo, cloacas máximas, descargas industriales, entre otros. Este tipo de fuentes descargan contaminantes en localizaciones específicas a través de tuberías o alcantarillas, debido a esto se identifican fácilmente y pueden monitorearse y regularse. Las fuentes no puntuales se dan en áreas superficiales extensas o de deposición de la atmósfera, desde las cuales se produce la descarga de contaminantes en aguas superficiales o subterráneas. La infiltración, la escorrentía y la precipitación de aguas contaminadas a los cursos de agua, son causas de la contaminación no puntual, por ejemplo, la contaminación ocasionada por la agricultura [9].

Por su localización geográfica, su orografía y una gran variedad de regímenes climáticos, Colombia se ubica entre los países con mayor riqueza en recursos hídricos en el mundo [10]. *“La calidad del agua es un factor que limita la disponibilidad de este recurso y restringe el rango de posibles usos. Los ríos colombianos reciben y transportan cargas de agua utilizada en los diferentes procesos socioeconómicos y vertidas mayoritariamente sin tratamiento previo; además, son los receptores de altos volúmenes de sedimentos originados por procesos de erosión, bien sea de origen natural o por acción del hombre”* [11]. La contaminación hídrica en Colombia proviene principalmente

de las actividades industriales (todas aquellas aguas residuales que han sido vertidas desde un lugar con finalidad comercial o industria), domésticas (proviene de zonas domésticas como baños, cocina, lavados, drenaje entre otras, normalmente son recogidas por el sistema de alcantarillado) y agropecuarias [12]. En Colombia la situación de calidad hídrica se encuentra en deficiencia, ya que el porcentaje de remoción de contaminantes está por debajo del 40 %, por ende, dado la gran cantidad de vertimientos domésticos y de la industria, con relación a una capacidad deficiente de los sistemas de tratamiento de aguas en el país, tiene como resultado una calidad de agua baja [13].

“La aparición de elementos no deseables, tóxicos, y la variación en las concentraciones de los constituyentes comunes, dan origen al denominado ciclo del agua. En alguna parte de este ciclo, en el cual confluyen distintos compartimentos ambientales y actividades humanas, es donde se produce la contaminación del agua. De acuerdo con este ciclo, las principales vías de entrada de contaminantes en el medio ambiente acuático son las aguas residuales, entre las que se incluyen las urbanas, industriales, y las de origen agrícola o ganadero” [14].

Debido a la diversidad de los contaminantes hídricos estos se clasifican en ocho grupos en los cuales se encuentran microorganismos patógenos, desechos orgánicos, sustancias químicas inorgánicas, nutrientes vegetales inorgánicos, compuestos orgánicos, sedimentos y materiales suspendidos, sustancias radioactivas, contaminación térmica [15].

Tabla 1*Clasificaciones contaminantes de agua*

Contaminante	Descripción
Microorganismos patógenos	Diferentes tipos de bacterias, virus, protozoos y otros organismos, se miden como número de bacterias coliformes y transmiten enfermedades como el colera, gastroenteritis diversas, hepatitis, entre otras.
Desechos orgánicos	Residuos orgánicos producidos por los seres humanos, ganado, entre otros. Incluyen heces y otros materiales que deben ser descompuestos por bacterias aeróbicas, es decir en procesos con consumo de oxígeno. Cuando este tipo de desechos se encuentran en exceso, la proliferación de bacterias agota el oxígeno y ya no pueden vivir en estas aguas peces y otros seres vivos que necesitan oxígeno.
Sustancias químicas inorgánicas	Ácidos, sales y metales tóxicos como el mercurio y el plomo. Si están en cantidades altas pueden causar graves daños a los seres vivos disminuir los rendimientos agrícolas y corroer los equipos que se usan para trabajar con el agua.
Compuestos orgánicos	Moléculas orgánicas como petróleo, gasolina, plásticos, plaguicidas, disolventes, detergentes, etc., terminan en el agua y permanecen, en algunos casos por largos períodos de tiempo, debido a que tienen estructuras moleculares complejas y difíciles de degradar por los microorganismos.
Sedimentos y materiales suspendidos	Partículas arrancadas del suelo y arrastradas a las aguas, junto con otros materiales que hay en suspensión en las aguas, en términos de masa total son la mayor fuente de contaminación del agua. La turbidez que provocan en el agua dificulta la vida de algunos organismos.
Sustancias radiactivas	Isótopos radiactivos solubles pueden estar presentes en el agua y a veces se pueden ir acumulando a largo de las cadenas tróficas, alcanzando concentraciones considerablemente más altas en algunos tejidos vivos que las que tenían en el agua.
Contaminación térmica	El agua caliente liberada por centrales de energía o procesos industriales eleva la temperatura de ríos o embalses disminuyendo su capacidad de contener oxígeno y afecta la vida de los organismos.

Nota. *Categorías de clasificación para los contaminantes emergentes.* Tomado de: M. Janet Gil, A. María Soto, J. Iván Usma, y O. Darío Gutiérrez, «Emerging contaminants in waters: effects and possible treatments», vol. 7, n.º 2, pp. 52-73, 2012, [En línea]. Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/pml/v7n2/v7n2a05.pdf>.

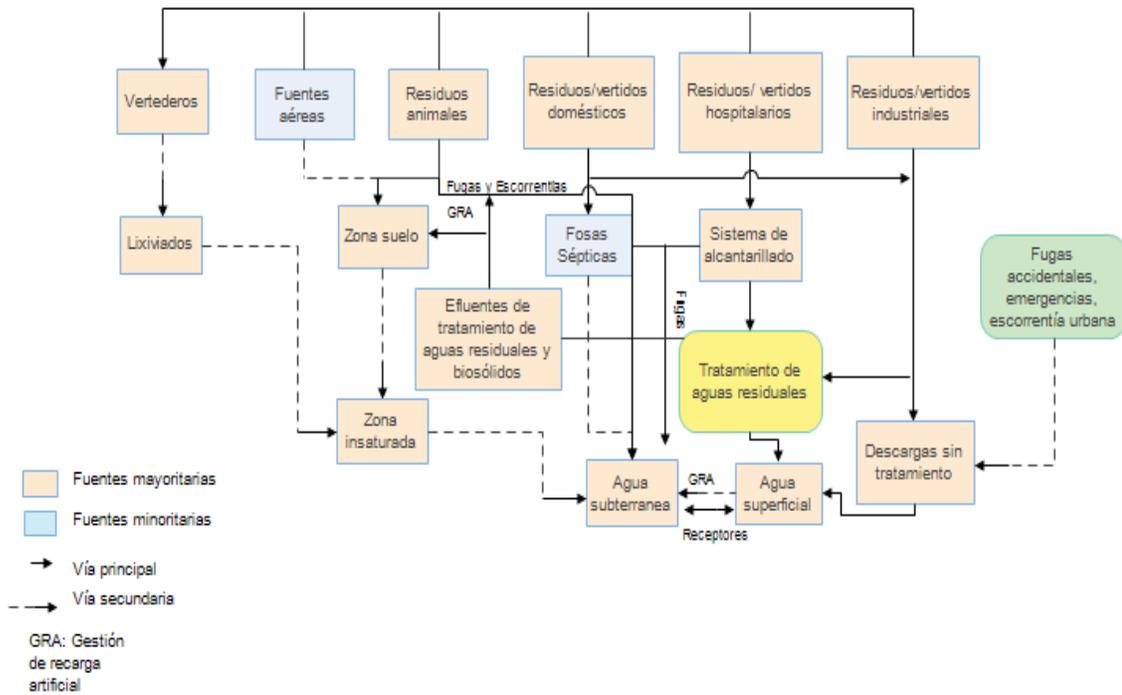
1.2. Contaminantes emergentes

Los contaminantes emergentes son compuestos de distinto origen y naturaleza química, sus posibles efectos contaminantes son de reciente estudio, sin embargo, pueden ser potencialmente dañinos para el medio ambiente. Entre los contaminantes emergentes se incluyen residuos de productos de higiene personal y limpieza, así como fármacos y drogas de abuso utilizados en hogares y hospitales, pues no son completamente absorbidos por el organismo, llegando así a formar parte de las aguas residuales. Otras fuentes de contaminantes emergentes son las industrias, los plaguicidas y fertilizantes que son lavados por las aguas de riego y la ganadería, en estos últimos casos no solo se contaminan las aguas de los ríos sino también las aguas subterráneas. Se han realizado investigaciones que determinan la presencia de los contaminantes emergentes en la entrada y salida de las plantas depuradoras, demostrándose que no es posible su completa eliminación [16].

Estos compuestos se encuentran en bajas concentraciones (generalmente en partes por billón o partes por trillón) y casi todos siguen sin estar regulados o reglamentados en la mayoría de los países. Los contaminantes emergentes se han acumulado en los ecosistemas y a pesar de que se encuentran en bajas concentraciones pueden provocar factores de magnificación trófica, tales como alteración de las funciones endocrinas, bloqueando o perturbando las funciones hormonales, lo que afecta a la salud de los seres humanos y de especies animales, por ejemplo en algunas especies de peces provoca el desarrollo de las gónadas de la intersexualidad, la reducción en fecundidad y en el ser humano influye en la función reproductiva, además puede afectar la tiroides, próstata y tamaño de testículos, causando resistencia en patógenos bacterianos [16].

Figura 1.

Vías de incorporación de los contaminantes emergentes al medio ambiente.



Nota. Posibles vías de incorporación en el medio ambiente para los contaminantes emergentes.

Tomado de: M. L. R. P. J. Galvan, C. M. Lopez, V. P. Cases, "Presencia contaminantes emergentes en aguas naturales." 2016.

Tabla 2.

Clasificación de contaminantes orgánicos emergentes.

Familia	Compuesto
Pesticidas	Atraxina
	Simazina
	Terbutrina
	Cianazina
	Propazina
	Diazinon
	Dimetoato
	Linuron

Tabla 2. Continuación

Familia	Compuesto
Compuestos industriales	Polibromodifenil éteres (PBDEs)
	NP
	OP
	BPA
	DEHP
Hormonas	17-alfa-etinilestradiol
	17-beta-estradiol
	Estriol
	Estrona
	Ethinil estradiol
	Estradiol
Fármacos	Carbamazepina
	Diclofenaco
	Diazepan
	Ibuprofeno
	2-etildieno-1,5-dimetil-3,3-difenilpirrolidina (EDDP)
	Acetaminofen
	Ketoprofen
	Atenolol
	Propanolol
	Salbutamol
Productos de higiene personal	Metilparabeno
	Etilparabeno
	Butilparabeno
	Triclosán

Nota. Categorización de posibles contaminantes emergentes. Tomado de : J. Varo, C. Lopez, P. Cases, y M. Ramírez, «Presencia de contaminantes emergentes en aguas naturales», Universidad de Alicante, 2016.

1.3. Antibióticos

Los antibióticos son fármacos de amplio uso en el mundo debido a su efecto contra microorganismos patógenos en animales y humanos, su uso para la preservación de alimentos ha incrementado su producción y consumo. Hay evidencia de la presencia de residuos de antibióticos en el ambiente y su implicación en los mecanismos de defensa propios de los organismos vivos. Estos antibióticos no se remueven con facilidad en las plantas de tratamiento de agua residuales y terminan en aguas superficiales y aguas para el consumo humano, exponiendo de forma crónica la especie humana a sus efectos tóxicos [17].

Tabla 3.

Difusión de los antibióticos en los ecosistemas.

Centros hospitalarios	Frecuentemente se asume que los hospitales son la fuente más importante de introducción de los antibióticos y las bacterias resistentes en las aguas residuales municipales, pero se reporta que los efluentes hospitalarios contribuyen con menos del 1% de la cantidad total presente en estas aguas; es por esto que los hospitales no son la fuente principal de las bacterias resistentes en el medio ambiente acuático.
Aguas residuales y plantas de tratamiento	Todavía no se ha demostrado que la exposición permanente a los antibióticos en los sistemas de aguas residuales promueve el desarrollo de resistencia a los antibióticos y los efectos selectivos sobre las comunidades bacterianas. Las bacterias resistentes se eliminan muy bien de las aguas residuales en la EDAR. Sin embargo, factores tales como los efectos de dilución y la supervivencia de los genes de resistencia a antibióticos.
Aguas superficiales	Las bacterias que son resistentes a los antibióticos están presentes en aguas superficiales. Se ha encontrado correlación entre las bacterias y genes de resistencia de los ríos y mares con la entrada del agua urbana.

Tabla 3. Continuación

Aguas subterráneas	Los antibióticos rara vez se encuentran en el agua subterránea y en caso de encontrarse se debe a la lixiviación de los campos tratados con antimicrobianos en actividades como la agricultura, acuicultura y medicina veterinaria.
Aguas potables	Todavía no se ha reportado la presencia de antibióticos en el agua potable, pero si presencia de bacterias resistentes; lo que si se conoce son los efectos secundarios no deseados de los antibióticos en la salud humana como reacciones alérgicas.
Sedimentos marinos	Los antibióticos pueden tener efectos cualitativos y cuantitativos en la comunidad microbiana residente en los sedimentos. El aumento de la resistencia a las bacterias en sedimentos es un indicador sensible de presencia de estos en el medio ambiente.

Nota: Posible medios de difusión de los antibióticos en los medios acuáticos. M. Janet Gil, A. María Soto, J. Iván Usma, y O. Darío Gutiérrez, «Emerging contaminants in waters: effects and possible treatments», vol. 7, n.º 2, pp. 52-73, 2012.

La falta de datos sobre la cantidad de antibióticos consumidos a nivel mundial es preocupante, la prescripción inadecuada y la automedicación con antibióticos son prevalentes en muchos países [18], sin embargo se estima que anualmente se llegan a consumir 200.000 toneladas a nivel mundial [14]. Según un estudio realizado en la Universidad Nacional de Colombia se analizó qué antibióticos eran los más consumidos en la ciudad de Bogotá, en este estudio se llegó a la conclusión que la Amoxicilina es el antibiótico más prescrito [19].

Tabla 4.

Frecuencia de prescripción de antibióticos

Antibiótico	Porcentaje de prescripción
Amoxicilina	30%
Cefalexina	19%
Ciprofloxacina	13%
Dicloxacilina	13%

Tabla 4. Continuación

Frecuencia de prescripción de antibióticos

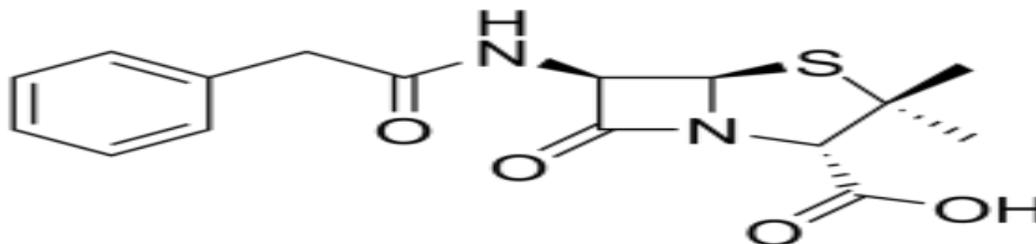
Antibiótico	Porcentaje de prescripción
Norfloxacina	3%
Penicilina Benzatínica	3%
Sulfametoxazol + Trimetoprim	3%
Doxiciclina	6%
Nitrofurantoína	2%
Azitromicina	2%
Otros	6%

Nota: *Frecuencia de prescripción de antibióticos a nivel mundial.* Tomado de: J. J. López and A. M. Garay, "Study of the use of antibiotics in the outpatient service of a public hospital in Bogotá, D. C.," *Rev. Colomb. Ciencias Químico-Farmacéuticas*, vol. 45, no. 1, p. 456, 2016, doi: 10.15446/rcciquifa.v45n1.58014.

Las penicilinas tienen un anillo de tiazolidina (A), se une a un anillo lactámico β (B) que porta un grupo amino secundario (RNH-). Estos antibióticos se clasifican en tres grupos penicilinas comunes, penicilinas anti estafilocócicas, Penicilinas de espectro ampliado [20].

Figura 2.

Estructura química de la penicilina.

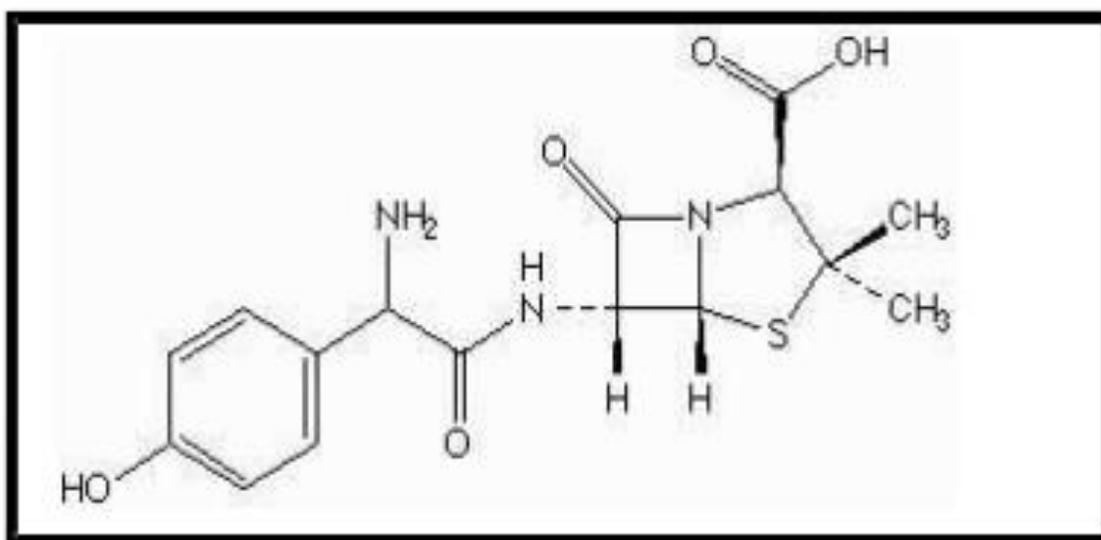


Nota. *Estructura química de la penicilina.* Tomado de: F. E. Santiago Valverde and M. J. Torres Aguirre, "Análisis físicoquímico en condiciones normales y de estabilidad acelerada de amoxicilina tabletas recubiertas de fiable y dudosa procedencia," 2013. F. E. Santiago Valverde and M. J. Torres Aguirre, "Análisis físicoquímico en condiciones normales y de estabilidad acelerada de amoxicilina tabletas recubiertas de fiable y dudosa procedencia," 2013.

La amoxicilina (-amino-p-hidroxibencil-penicilina) es un antibiótico betalactámico bactericida, perteneciente al grupo de las amino penicilinas semisintético sintetizado a partir de sustancias de origen natural y relacionado estructuralmente a la ampicilina. Este antibiótico es de espectro moderado, activo contra una amplia gama de bacterias gram positivas y contra una limitada gama de organismos gram negativos [20]. En la figura 3 podemos observar la forma estructural de la amoxicilina.

Figura 3.

Estructura química de la amoxicilina



Nota. Estructura química de la amoxicilina. Tomado de: F. E. Santiago Valverde and M. J. Torres Aguirre, “Análisis físicoquímico en condiciones normales y de estabilidad acelerada de amoxicilina tabletas recubiertas de fiable y dudosa procedencia,” 2013.

1.4. Remoción de contaminantes emergentes

Las plantas de tratamiento de aguas residuales son diseñadas para la eliminación de materia orgánica y ciertos tipos de contaminantes, especialmente los que se especifican en las normas oficiales. Sin embargo, el estudio de nuevos contaminantes como los emergentes, los cuales poseen una amplia gama de propiedades químicas, requieren de tratamientos avanzados para una segura incorporación de las aguas residuales al medio ambiente [21].

1.4.1. Procesos Biológicos

Estos tratamientos emplean microorganismos como bacterias, hongos, protozoos y algas con el fin de aprovechar su actividad metabólica para llevar a cabo la eliminación de aquellos componentes indeseables del agua y obtener un efluente final que pueda ser vertido al medio [22]. Los procesos de biodegradación se llevan a cabo en reactores biológicos, el diseño y las condiciones de operación como el pH, temperatura y carácter aerobio o anaerobio, buscan optimizar el crecimiento microbiano. Considerando estos aspectos, existen múltiples formas de operar dependiendo de las características del agua y de la carga orgánica a tratar [23]. Algunas alternativas para el empleo de procesos biológicos son la filtración por membranas y biorreactores de membrana [22].

1.4.2. Tratamientos fisicoquímicos

Existen diferentes tipo de tratamientos fisicoquímicos como la coagulación, flotación, cloración, suavización con cal, ozonación y adsorción con carbón activado granular, sin embargo en estudio realizados a escala laboratorio se ha demostrado que los tratamientos de coagulación/ flotación y suavización con cal muestran una remoción de contaminantes emergentes inferior al 20%, pero la cloración, adsorción con carbón activado granular y oxidación por ozono muestran una eficiencia en la remoción de emergentes mayor al 90% [21].

1.4.3. Tratamientos combinados

Debido a la gran problemática para tratamientos de aguas con contaminantes difíciles de remover mediante los procesos tradicionales fisicoquímicos o biológicos, se realizan tratamientos combinados que constan de procesos de oxidación junto con procesos biológicos, estos tratamientos resaltan por su gran potencial [21].

1.4.4. Procesos avanzados

A pesar de que los tratamientos biológicos se consideran la tecnología más viable en el tratamiento de aguas residuales, estos solo permiten una eliminación parcial de contaminantes emergentes, por esta razón, se han desarrollados nuevos sistemas de membrana (MBRs) biológicos y no biológicos, y también se han desarrollado procesos de oxidación avanzada (AOPs). Los AOPs son actualmente considerados los más apropiados para la remoción de contaminantes emergentes a concentraciones bajas [24].

1.4.5. Procesos avanzados de oxidación (PAOs)

Estos procesos encuentran su aplicación principal en el tratamiento terciario de aguas, siendo el objetivo de estos eliminar compuestos difícilmente biodegradables e incluso disminuir la contaminación microbiológica. Las tecnologías de procesos de oxidación avanzada tienen la capacidad de oxidar una gran variedad de contaminantes e incluso llegar a la mineralización si el proceso se prolonga lo suficiente [25].

“Los PAOs se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes, involucran la generación y uso de especies poderosas transitorias, principalmente el radical hidroxilo ($\text{OH}\cdot$). Además, la generación de radicales se realiza a partir de oxígeno, agua oxigenada y catalizadores soportados, por lo que los subproductos de reacción son únicamente agua y dióxido de carbono” [25].

Los procesos de oxidación avanzada consisten en la aplicación de un agente oxidante (peróxido de hidrógeno, ozono, entre otros) combinado con un agente catalítico (óxido de titanio, hierro, entre otros) y la posibilidad de utilizar una fuente de energía (radiación UV, energía eléctrica y/o ultrasonido), siendo los procesos más comunes la fotocatalisis heterogénea, el proceso Fenton y fotoFenton, el sistema UV/ H_2O_2 , la ozonización, y la electro-oxidación [26].

Este tipo de procesos tienen diversas ventajas: transforman químicamente el contaminante hasta la mineralización completa (destrucción), poseen una capacidad potencial para llevar a cabo una profunda mineralización de los contaminantes orgánicos y oxidación de compuestos inorgánicos hasta dióxido de carbono e iones (cloruros, nitratos, entre otros), no generan subproductos como los lodos que requieren un tratamiento posterior, los reactivos utilizados como oxidantes son generalmente sustancias que se descomponen durante el proceso en productos inocuos, son muy útiles para eliminar contaminantes refractarios que resisten otros métodos de tratamiento, como el biológico, en biodegradables, sirven para tratar contaminantes a muy baja concentración, mejoran las características organolépticas (olor, sabor, color) de las aguas tratadas [25].

1.4.6. Proceso Fenton

Los procesos de oxidación Fenton han sido aplicados con éxito al tratamiento de aguas naturales y de efluentes industriales, lixiviados de vertedero, aguas de operaciones mineras, aguas subterráneas y suelos contaminados, a la degradación de compuestos orgánicos volátiles, residuos de la industria del petróleo, explosivos, pesticidas y herbicidas, así como a una extensa relación de sustancias y compuestos químicos individuales, entre los que se encuentran numerosos aditivos y colorantes de uso habitual en la industria textil debido a su capacidad para mineralizar compuestos orgánicos refractarios a la biodegradación y reducir la toxicidad de los efluentes [27].

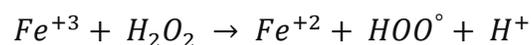
En este proceso se usan sales de hierro como catalizador en presencia de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y de este modo generar los radicales HO^\bullet . Estos radicales se forman a partir de la interacción entre H_2O_2 y hierro ferroso (Fe^{2+}) en medio ácido (pH 2,5 - 4), los cuales reaccionan indiscriminadamente con la materia orgánica. El Fe^{2+} se regenera a partir del hierro férrico (Fe^{3+}). Normalmente el hierro es añadido como una sal ferrosa. El grado y la velocidad total de mineralización no son dependientes al estado de oxidación inicial del hierro. En cambio, la eficiencia y la velocidad inicial de mineralización son mayores cuando se parte de $Fe(II)$; como contrapartida, las sales de $Fe(III)$ producen una concentración estacionaria de $Fe(II)$ [28].

Reacción 1. Formación radicales hidroxilo



La reacción de Fenton se produce cuando se ponen en contacto peróxido de hidrógeno e iones Fe^{2+} en solución acuosa a pH ácido. El ion ferroso inicia la reacción de descomposición del peróxido, que da como resultados la generación de los altamente reactivos radicales HO^\bullet y de agua, así como de una cierta cantidad de calor, dado que la reacción global es exotérmica [27].

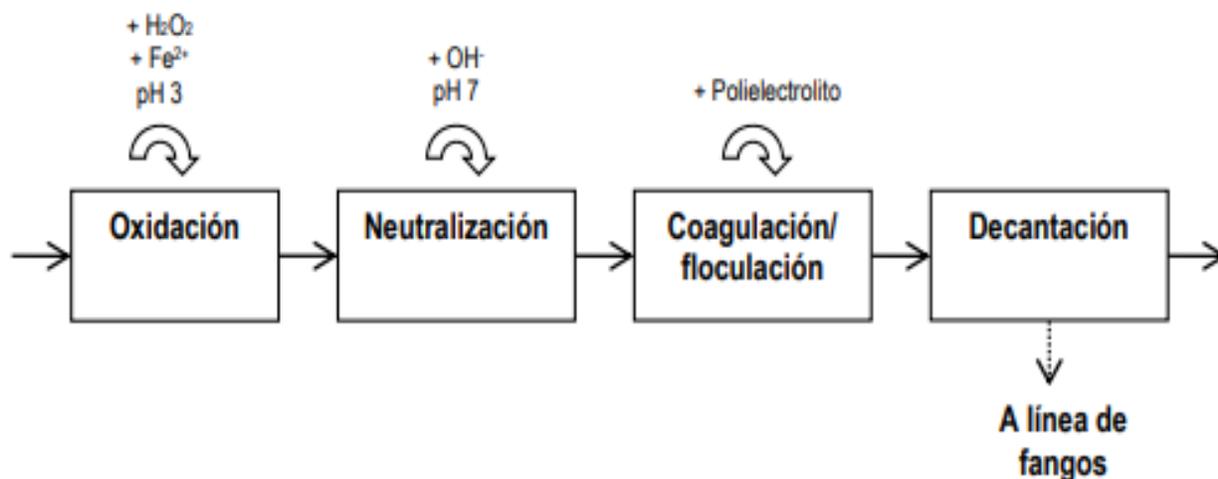
Reacción 2. Regeneración del hierro



La especie oxidada Fe^{3+} reaccionaría nuevamente con el peróxido de hidrógeno, generando a su vez radicales hidroperóxido ($\text{HO}_2\cdot$), estos tienen un menor poder oxidante. En el proceso, el hierro regresaría a su forma reducida, para dar comienzo de nuevo a la reacción [27].

Figura 4.

Proceso avanzado de oxidación Fenton de aguas residuales.



Nota. *Proceso avanzado de oxidación Fenton de aguas residuales.* Tomado de: S. R. Concepción, "Fichas técnicas de etapas de procesos de plantas de tratamiento de aguas residuales de la industria textil Reacciones Fenton Serie: Tratamientos terciarios," *Univ. la Coruña*, p. 31, 2015.

1.5. Catalizadores tipo arcilla

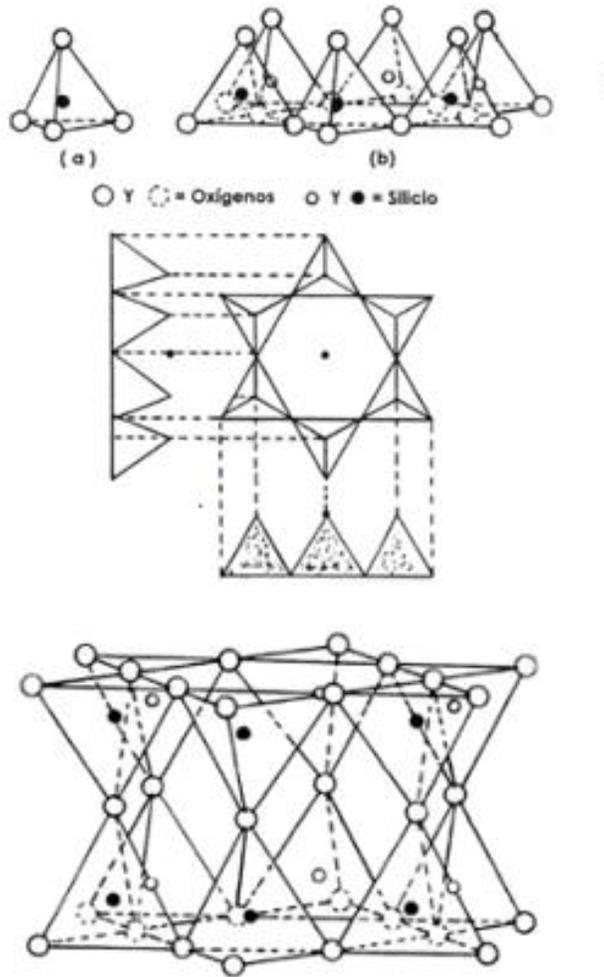
Los catalizadores aceleran los parámetros cinéticos de una reacción sin modificar el equilibrio termodinámico. Los catalizadores pueden actuar en fase heterogénea u homogénea. Las reacciones homogéneas se producen en una sola fase y reacciones heterogéneas tienen lugar en sistemas de reacciones polifásicos, éstas son las más importantes a nivel industrial y normalmente el catalizador es un sólido y los reactivos gases, vapores o líquidos. En la catálisis heterogénea tienen especial importancia los fenómenos superficiales, sobre todo los de adsorción. Los catalizadores heterogéneos

industriales deben tener gran superficie específica, buena porosidad y estabilidad mecánica y térmica [29].

Dentro de estos catalizadores heterogéneos, las arcillas como soporte, se caracterizan por sus grandes propiedades de superficie. Desde el punto de vista químico-estructural, es una roca sedimentaria consistente en mezclas de distintos minerales, esencialmente silicatos hidratados de aluminio, hierro o magnesio, junto a diversas impurezas en forma de partículas cristalinas extremadamente pequeñas y en proporciones variables [30]. La estructura de las arcillas se basa en la unión de varios tetraedros dando origen a las estructuras laminares. Formando anillos de seis tetraedros, las puntas de los tetraedros se encuentran a la misma altura formando un plano, de igual manera ocurre con los átomos de silicio situados en el centro de los tetraedros y con los de oxígeno situados en las bases. La articulación de esos tres planos conduce a la formación de una *hoja tetraédrica* continuando con esta secuencia, se unen dos hojas para formar una lámina tetraédrica [31].

Figura 5.

Estructura de las arcillas



Nota. Estructura de las arcillas. Tomado de: M. Barboza Quiroz, A. Infante Quispe, and M. Quispe Chilon, "Minerales arcillosos," Universidad Nacional, 2010.

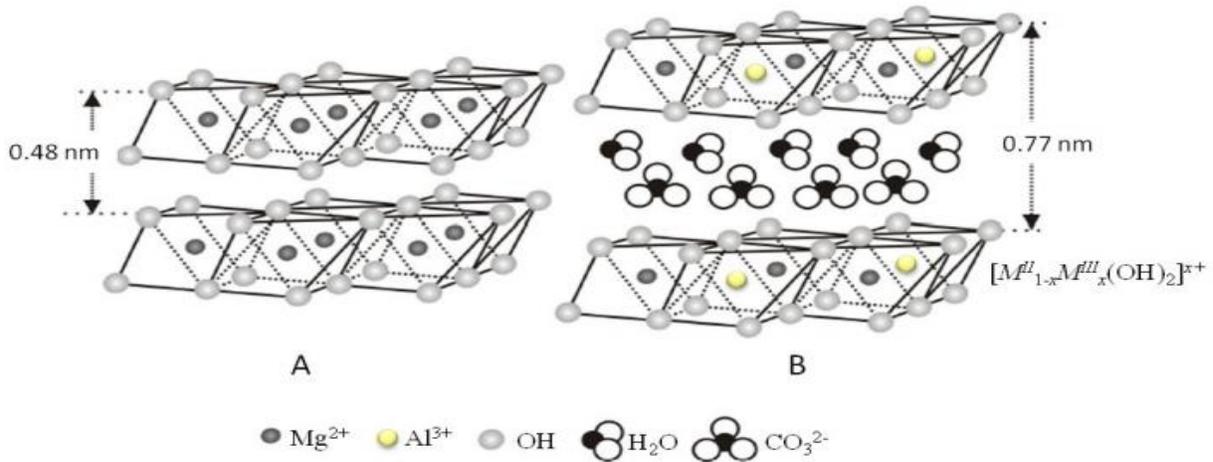
1.5.1. Hidrotalcita

Los hidróxidos dobles laminares (LDHs), también llamados compuestos tipo hidrotalcita o arcillas aniónicas, son un tipo de materiales laminares consistentes en láminas cargadas positivamente y aniones intercambiables que coexisten junto con moléculas de

agua en el espacio interlaminar. Su composición general está representada con la fórmula $[M(II)_{1-x}M(III)_x(OH)_2]^{x+} [A^{n-}_{x/n} \cdot mH_2O]$, donde M (II) y M (III) son los cationes divalentes y trivalentes respectivamente y A^n es el anión intercambiable. Su estructura se basa en láminas tipo brucita, $Mg(OH)_2$. La sustitución isomórfica parcial de cationes Mg^{+2} por cationes metálicos de mayor carga (como Al^{+3} ó Fe^{+3}) crea un exceso de carga positiva en las láminas que es compensada por aniones en el espacio interlaminar del compuesto. Debido a esta distribución análoga a la de las arcillas catiónicas, es por lo que también reciben el nombre de “arcillas aniónicas” [32]. Entre sus propiedades está su capacidad de intercambio iónico, facilidad para variar su composición y facilidad de síntesis. Una de las aplicaciones más importantes en cuanto al uso industrial de las hidrotalcitas, como precursores de óxidos activos en procesos catalíticos; los óxidos obtenidos tras el proceso de calcinación tienen una serie de propiedades que les hace muy interesantes en Catálisis: área superficial específica alta ($100 - 300 \text{ m}^2/\text{g}$), interdispersión homogénea y térmicamente estable [33].

Figura 6.

Estructura de la arcilla aniónica (hidrotalcita)



Nota. Estructura química de la arcilla aniónica (hidrotalcita). Tomado de: D. Rafael, C. García, D. Felipe, and B. González, APLICACIÓN DE HIDROTALCITAS COMO ADSORBENTES PARA LA REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR PLAGUICIDAS DE AGUAS Y SUELOS MEMORIA para aspirar al grado de Doctor por la Universidad de Córdoba. .

1.5.2. Síntesis de la arcilla aniónica por el método de coprecipitación

Este método fue desarrollado con el fin de mejorar el rendimiento de la síntesis y las propiedades del producto obtenido mediante el cual se obtuvieron cantidades relativamente grandes de hidrotalcitas en un tiempo muy razonable, controlando parámetros como la concentración de las sales metálicas, el tipo de reactivos, la temperatura de reacción, las condiciones de lavado y secado, el pH, el tiempo de envejecimiento, etc. En esta búsqueda bibliográfica se señalara la síntesis de hidróxidos dobles laminares por el método de coprecipitación de forma más detallada.

2. OBTENCIÓN DE HIDROTALCITAS

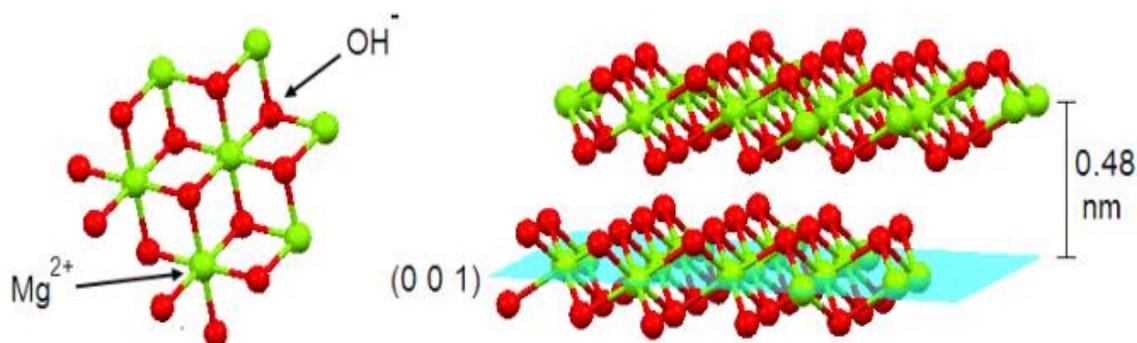
Se realizó una búsqueda bibliográfica respecto a la obtención de las hidrotalcitas, describiendo en primera instancia la estructura de los hidróxidos doble laminares mediante el método de coprecipitación, y con la finalidad de saber si este método es el más óptimo para la síntesis de las hidrotalcitas, para posteriormente evaluar la actividad catalítica. Igualmente se describirá el proceso de calcinación, el cual dará las características óptimas a las hidrotalcitas.

2.1. Hidróxidos laminares tipo hidrotalcita

El término hidrotalcita (HTLc) corresponde al compuesto con la fórmula general $Mg_6Al_2(OH)_{16}CO_3 \cdot H_2O$. Debido a las propiedades químicas de las hidrotalcitas, estas pueden dar origen a una gran variedad de productos a través de tratamientos térmicos, por los cuales se obtienen óxidos mixtos o mezclas de óxidos con propiedades que nos ofrecen diferentes ventajas: buena estabilidad térmica, elevada área superficial específica y alta dispersión. Los hidróxidos dobles laminares (HDL) son compuestos sintéticos con estructuras análogas a la hidrotalcita, por lo que en la literatura científica se les conoce también como compuestos tipo hidrotalcita, arcillas aniónicas o arcillas sintéticas. Estos hidróxidos dobles laminares son una de las familias de arcillas más llamativas, gracias a su alta capacidad de adsorción, funcionalización, gran estabilidad química y térmica, de síntesis sencilla y económica, excelente biocompatibilidad, y por ello, con una gran gama de aplicaciones posibles. Desde la perspectiva de la química de materiales, la estructura de los hidróxidos dobles laminares se describe a partir de la estructura del hidróxido de magnesio, $Mg(OH)_2$, comúnmente llamado brucita. En la brucita las unidades básicas son láminas con cationes Mg^{+2} localizados en el centro y coordinados octaédricamente por seis grupos OH^- [34].

Figura 7.

Sección de una lámina de brucita



Nota. Sección de una lámina de brucita que muestra los centros de Mg^{+2} coordinados con seis aniones OH^{-} y cada OH^{-} cationes Mg^{+2} . Tomado de: Crystallography Open Database visualizada con Mercury 2.4 (Build RC5). Copyright CCDC 2001-2010.

2.2. Síntesis de hidrotalcitas por el método de coprecipitación

Las hidrotalcitas son hidroxycarbonatos de magnesio y aluminio que pertenecen al grupo de las arcillas aniónicas de estructura laminar tipo brucita. Las hidrotalcitas calcinadas generan óxidos mixtos deshidratados y deshidroxilados, que se usan como catalizadores en: condensación aldólica, reformación de hidrocarburos con agua, reacciones de hidrogenación, reacciones de oxidación y soportes para catalizadores Ziegler-Natta [35]. La presencia de hidrotalcita en la naturaleza es escasa, sin embargo, su obtención es relativamente sencilla. Algunos métodos para la síntesis son la coprecipitación, dispersión de óxidos, el método de la urea, reconstrucción y la técnica sol-gel entre otros. A partir de los autores Martínez y Carvajal en el artículo “*Hidróxidos dobles laminares*”, el proceso de coprecipitación es el más adecuado en la síntesis de éstos sólidos, debido a que genera productos de buena cristalinidad siendo los tiempos de reacción más cortos, y es el método más utilizado por practicidad y economía [36]. También el proceso de coprecipitación se resalta también debido a que las proporciones de los cationes metálicos y el anión interlamina pueden prepararse mediante una amplia diversidad de materiales [37]. Siendo el más común y útil para la preparación de gran cantidad de hidróxidos dobles en capas [38].

La coprecipitación consiste en la adición paulatina y por goteo de una solución alcalina ($NaOH$, NH_4OH , KOH) a una solución que contiene la mezcla de dos sales metálicas (M^{2+} y M^{3+}) con anión común. Los parámetros considerados de mayor importancia en la preparación de hidróxidos dobles laminares por este método son la temperatura, pH, concentración de las sales metálicas en la solución, solubilidad, velocidad de flujo de reactantes, convección al titular, lavado, secado y envejecimiento del precipitado [39]. Con la misma variedad de cationes que acompañan a las hidrotalcitas; los aniones son muy diversos y casi no se encuentran limitaciones. El número, tamaño, orientación, y fuerza entre los enlaces del anión y de los grupos hidroxilos de las capas tipo brucita determina el espesor de las intercapas [40].

La calcinación de las hidrotalcitas, permiten obtener sólidos con diferentes propiedades según la temperatura de calcinación. Dentro de las características presentes en los óxidos mixtos formados durante la calcinación, se encuentra: aumento de la superficie, dispersión homogénea de sus elementos, efecto sinérgico entre los elementos que conforman la hidrotalcita y reconstrucción de la hidrotalcita de partida a partir de sus óxidos en condiciones medias de reacción y en presencia de soluciones acuosas con algún anión presente [41].

Las hidrotalcitas están constituidas por celdas unitarias ortorrómbicas con una simetría $R-3m$ y un valor del parámetro c , que es tres veces la distancia entre dos láminas sucesivas. El parámetro de celda c es determinado por el tamaño y por la cantidad de aniones presentes entre las láminas, mientras que el parámetro de celda a , depende del tipo y de la cantidad de los cationes presentes. En cuanto a los aniones, el más estudiado es el carbonato, debido a su estabilidad y a que se descompone en dióxido de carbono por efecto de la temperatura [37].

La activación catalítica de estos sólidos se debe a que los sitios fuertemente básicos se producen por evacuación a altas temperaturas de aniones oxigenados con números de coordinación bajos. Lo que indica que los procedimientos de activación de estos materiales se orientan a la formación de estos sitios, los cuales corresponden a los básicos de Lewis [42].

Debido a todo esto, la técnica de coprecipitación es una de las técnicas más fiables y reproducibles para la síntesis de arcillas aniónicas. La aplicación de radiación de

microondas en la síntesis de sólidos con éste tipo de estructura resulta bastante pertinente ya que evita el calentamiento a alta temperatura, los tiempos de reacción son más cortos y en muchos de los casos la cristalinidad de los materiales preparados para este método es conservada [35]. El tamaño de los cristales de la hidrotalcita obtenida por este método es más pequeño que el obtenido por el método convencional [43]. También el método de coprecipitación da mayor estabilidad térmica en los compuestos obtenidos, mayor conversión pero menor selectividad y por último no acelera la velocidad de la reacción, aun que es importante mencionar que hace a las reacciones mucho más limpias, lo cual demuestra claramente, que las hidrotalcitas actúan como adsorbentes de impurezas [35].

3. REMOCIÓN DE AMOXICILINA POR EL MÉTODO DE ADSORCIÓN

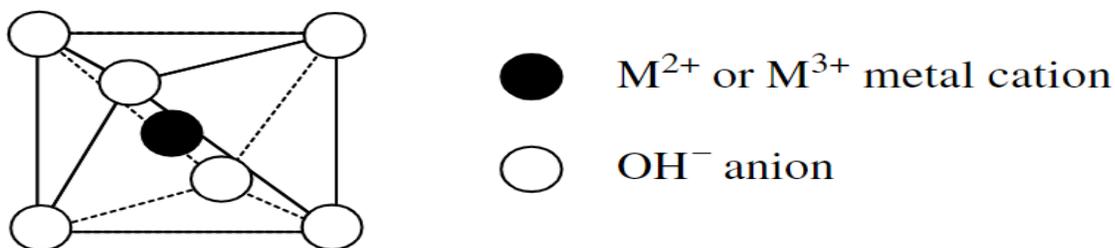
La amoxicilina hace parte de los contaminantes emergentes más persistentes en los medios acuáticos, se estima que aproximadamente al año son suministrados alrededor de 55 kilogramos por cada hospital, por lo cual estos persisten en los efluentes residuales con concentraciones de partes por millón o partes por billón; sin embargo, los efectos potenciales de estos contaminantes sobre los medio son todavía desconocidos, generando la necesidad de desarrollar tratamientos efectivos en la remoción de los mismos [44]. A continuación se encontrara un sondeo bibliográfico acerca de la viabilidad y efectividad de los hidróxidos solidos dobles laminares para la remoción de amoxicilina en aguas residuales mediante la técnica de adsorción, por ende, se ejecuta una descripción de la estructura de los LDHs y por qué los mismos pueden llegar a representar un alto porcentaje de remoción debido a su distribución energética, además de esto se mostraran estudios experimentales realizados con este tipo de sólidos modificados y su comportamiento respecto a la técnica de adsorción en medios acuosos.

3.1. Adsorción en hidrotalcitas

En una hidrotalcita los octaedros se incorporan unos con otros mediante el compartimiento de sus lados por interacción de tipo puente hidrogeno, de esta manera se da la formación de laminar tipo brucita [45].

Figura 8.

Unidad octaédrica de un LDHs



Nota. Unidad octaédrica de un LDHs. Tomado de: K. H. Goh, T. T. Lim, and Z. Dong, "Application of layered double hydroxides for removal of oxyanions: A review," *Water Res.*, vol. 42, no. 6–7, pp. 1343–1368, 2008, doi: 10.1016/j.watres.2007.10.043.

Existen diferentes configuraciones o disposiciones de las láminas tipo brucita, estas pueden ser apiladas con dos capas por celda unitaria en simetría hexagonal y se denominaran manasseita. La otra disposición corresponde a la configuración tipo hidrotalcita generalmente, donde hay tres capas por celda unitaria y poseen una simetría romboédrica. Para la formación de LHDs se pueden usar entonces iones M^{+2} (Mg^{+2} , Fe^{+2} , Co^{+2} , etc) y M^{+3} (Al^{+3} , Cr^{+3} , Fe^{+3} , etc) los cuales tienen un radio iónico similar al Mg^{+2} permitiendo ser adecuados para ubicarse en las brechas de la configuración compacta del grupo hidroxilo que se encuentran en las láminas tipo brucita. Según lo anterior, la carga, densidad e incluso la capacidad de intercambio aniónico de las LDHs se puede controlar y/o variar respecto a la relación M^{+2} o M^{+3} . Para las LDHs de origen natural el anión más común que se encuentra en ellas corresponde al carbonato, sin embargo existe un amplio espectro de aniones que se pueden incorporar respecto al equilibrio de carga como lo son los haluros, oxianiones, polioxometalato, aniones complejo y compuestos orgánicos, entre otros [43].

Los hidroxidos dobles en capas (LDHs) tienen la capacidad de adsorber desde metales e iones tóxicos, tintes orgánicos presentes en aguas residuales y gases tóxicos liberados diariamente por industrias o incluso automoviles, por ellos son un compuesto prometedor para usos de tecnologías de remediación del medio ambiente. Debido a la gran superficie y a su alta capacidad de intercambio anionico de las LDHs, su región intermerdia es accesible y altamente flexible hacia varias especies anionicas debido a su polaridad molecular, por ende, poseen una alta eficiencia para la eliminación de contaminantes. A partir de ello se han propuesto tres mecanismos para controlar la eliminación de contaminantes haciendo uso de LDHs, entre ellos se encuentra la adsorción superficial, intercambio anionico entre capas y la reconstrucción de precursores de LDHs calcinados por el efecto memoria. Nos centraremos en el mecanismo de adsorción en superficie, la cual implica la retención de los agentes contaminantes sobre la superficie del LDHs, permitiendo la formación de una película [43].

La capacidad de adsorber se debe a que estas arcillas poseen una gran área específica, una alta porosidad y un valioso contenido de aniones intercambiables no tóxicos, en

promedio demuestra una eficiencia de adsorción de 129.9 mg g^{-1} y si el LDHs pasa por un proceso de calcinación aumenta hasta un valor de 143.27 mg g^{-1} [38].

El mecanismo de adsorción de los LDHs se da mediante el intercambio aniónico, por ello con la finalidad de mejorar su capacidad de adsorción generalmente se crean híbridos de LDHs, los cuales básicamente pasan por un proceso de impregnación aniónica, algunos de los aniones que pueden usarse para este procesos son el humato, glutamato, tartrato, MoS_4 , polisulfuro, nanopartículas de ferrita de hierro, TiO_2 , MnO_2 , incluso se pueden impregnar con compuestos orgánicos como perlas de celulosa, convirtiéndolos en un agente adsorbente mucho más eficiente [38]. Se debe tener en cuenta que en este tipo de sólidos se puede presentar procesos de quimisorción y fisisorción, la síntesis por coprecipitación y la calcinación adecuada del sólido, permite el desarrollo de propiedades como la macroporosidad del material mejorando la accesibilidad a la superficies de las laminas y asegurando el proceso de fisisorción [46], sin embargo mediante procesos de modificación como la creación de híbridos se pueden usar aniones que permiten la generación de enlaces entre el mismo y el contaminante, lo cual a generar una saturación del sólido en un punto [47]. Por ello, el anion con el cual se realice la impregnación de la HTLc, corresponde a la aplicación que se le va dar a la misma, ya que la impregnación puede generar variaciones en algunas propiedades como el porcentaje de agua del LDHs, el potencia del intercambio anionico, área superficial, estabilidad de los sitios quelantes y de union, también puede aumentar la selectividad hacia diferente iones con una baja toxicidad. Uno de los híbridos más utilizados actualmente corresponde al Mg/Al-LDH, es un nanocompuesto multifuncional y es investigado para la eliminación de contaminantes emergentes en aguas residuales [48].

3.2. Pretratamientos a la adsorción en aguas residuales

Las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) se basan en una serie de procesos; desde físicos, químicos e incluso biológicos con el objetivo de eliminar los contaminantes presentes en el fluido, estos procesos se clasifican en tratamientos primarios, secundarios y terciarios, cada uno posee un enfoque diferente. Los tratamientos primarios se centran en la eliminación o separación de las partículas sólidas presentes en el medio y usualmente constan de procesos físicos. Los tratamientos

secundarios se basan en la creación de entornos biológicos con finalidad de degradar los organismos presentes en el medio, finalmente los tratamientos terciarios son procesos mucho más avanzados que tienen como fin la eliminación total de la carga orgánica presente [49].

3.2.1. *Tratamientos primarios*

Los tratamientos primarios se encargan de efectuar la eliminación de materiales sólidos presentes en el medio, por ende, están constituidos por procesos físicos como el cribado, la trituración y la sedimentación. Usualmente se usan mayas con diámetros de poro preseleccionados para la efectiva retención de los contaminantes o desechos presentes en el agua, los sólidos que son persistentes pasan por un proceso de trituración con la finalidad de ser sedimentados posteriormente en clarificadores [50].

3.2.2. *Tratamientos secundarios*

Los tratamientos secundarios son procesos biológicos enfocados en la eliminación de la materia orgánica soluble en el medio, existen procesos básicos como los son la aireación prolongada, filtros biológicos o percoladores, entre otros [50]. La demanda biológica de oxígeno se puede definir como la cantidad de oxígeno necesaria para la degradación de materia orgánica mediante oxidación biodegradable [51], por lo mismo se puede deducir que a través de esta medida se logra realizar un estimado indirecto a la presencia de materia orgánica en el medio, sin embargo, una medida más específica usada actualmente para la caracterización de aguas, es la demanda química de oxígeno, y puede ser un poco más asertiva debido a que a través de la misma se puede cuantificar la presencia de materia orgánica sea biodegradable o no [52]. La aireación prolongada consiste en generar un exceso de oxígeno en las aguas residuales, con el fin de que bacterias aeróbicas o microorganismos presentes, efectúen la descomposición del material orgánico; sin embargo, este método genera lodos activos, por ello se deben someter a un proceso de sedimentación secundaria [49]. Los percoladores se enfocan en la oxidación aeróbica de la materia orgánica, mediante la actividad de bacterias presentes en el material del filtro, a través de estos se logra una mitigación del 60% de DBO [50].

3.2.3. Tratamientos terciarios

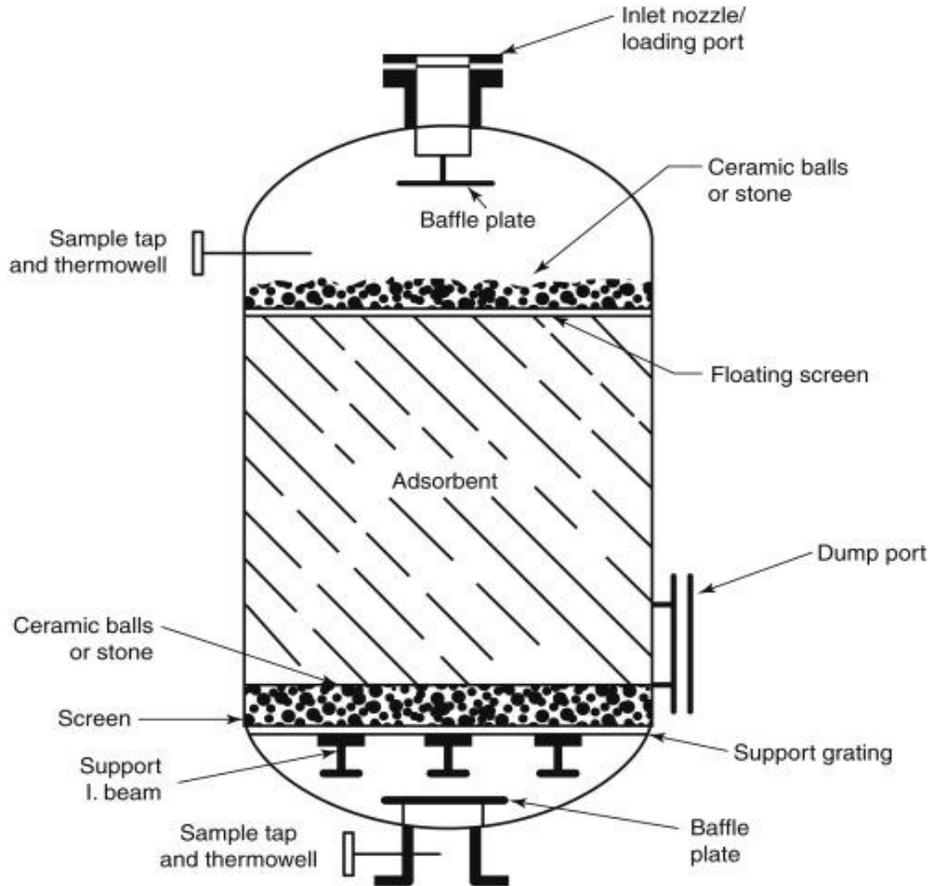
Los tratamientos terciarios son procesos complementarios son posteriores a los tratamientos secundarios y tienen como objetivo disminuir el porcentaje de compuestos orgánicos persistentes en el agua, también mediante estos se puede regular la turbidez y mitigar la presencia de nitrógeno, fósforo y organismos patógenos. Estos procesos son tratamientos fisicoquímicos, en este caso la adsorción será el proceso de interés[53].

3.3. Métodos de adsorción

Existen diferentes métodos para llevar a cabo el proceso adsorción en el tratamiento de aguas residuales, a partir de los mismos se desprenden un conjunto de fenómenos relacionados con la interfaz del adsorbente estos son afines con la modelación cinética de la adsorción [54]. El proceso batch o por lotes, tiene un sistema de operación relativamente sencillo, sin embargo, él mismo permite la estimación de parámetros termodinámicos y cinéticos a lo largo de una reacción de adsorción, este método es ampliamente usado a escala laboratorio para el tratamiento de pequeñas cantidades de agua, en donde a lo largo de un periodo de tiempo se logra el equilibrio entre adsorbato y adsorbente. [55]. Por lo anterior en la industria puede ser sustituido por una adsorción en columna de lecho fijo, en donde el adsorbato que en este caso es la amoxicilina, estará en contacto constante con una cantidad de hidrotalcita que actuará como adsorbente, generando un gradiente de concentración óptimo para efectuar la adsorción sobre el sólido. Este método es ampliamente usado para la eliminación de contaminantes a bajas concentraciones y se da mediante el intercambio iónico entre adsorbato y adsorbente. En la operación en columna adsorbato entra y sale de forma continua lo cual permite que no se efectuó el equilibrio adsorbato-adsorbente, el método continuo es bastante atractivo económicamente y permite un mejor control del proceso [55]. En la figura 9 podemos observar un esquema básico de una columna de lecho fijo para el proceso de adsorción, se debe tener en cuenta para el diseño de las mismas aspectos como el sistema de soporte del lecho, medios de soporte del lecho, deflectores y boquillas que se encuentran relacionados directamente con la masa de adsorbente o de hidrotalcitas, en este caso, la caída de presión que se presenta a lo largo de la columna e incluso con el flujo del efluente a tratar [56].

Figura 9.

Diseño columna de lecho fijo para el proceso de adsorción



Nota. *Diseño columna de lecho fijo para el proceso de adsorción.*
Tomado de: A. Bahadori, «Solids handling systems and dryers», en *Essentials of Oil and Gas Utilities*, Elsevier, 2016, pp. 423-488.

3.4. Equilibrio de adsorción

Por medio de la aplicación de diversos sistemas de adsorción se puede lograr de forma efectiva la remoción de contaminantes emergentes presentes en medios acuosos. La comprensión e interpretación pertinente de estos sistemas se da mediante la información registrada a lo largo del equilibrio entre el adsorbato y el adsorbente, por ende es necesario la implementación de las isotermas de adsorción con la finalidad de cuantificar la capacidad de remoción [57].

Ecuación 1. Carga del adsorbente en el equilibrio

$$q_{eq} = f(C_{eq}, T) \quad (1)$$

Durante cada sistema de adsorción se obtienen el comportamiento, es único en cada estado de equilibrio, esto se debe a que son dependientes de las variables como la concentración del adsorbato (C), la carga del adsorbente (q) y la temperatura a la cual se realiza el proceso (T). Mediante la ecuación 1 se puede determinar la carga del adsorbente durante el equilibrio (q_{eq}) en función de la concentración del adsorbato durante el equilibrio (C_{eq}) y la temperatura a la cual se llevó a cabo el proceso (T), generalmente esta variable se mantiene constante [57]. Para la optimización de estos mecanismos es de vital importancia establecer la isoterma de adsorción que obtenga un mejor ajuste con el sistema, y a partir de ella realizar una interpretación adecuada de los datos obtenidos [58]. Para definir los modelos de adsorción con ajuste óptimo, se utilizan los análisis a través de regresiones lineales, de esta forma se cuantifica la distribución del adsorbato permitiendo realizar un análisis entre los supuestos teóricos y los resultados experimentales, sin embargo este análisis puede generar un sesgo creado por linealización; por ello, o con la finalidad de abogar este déficit, actualmente existen las isotermas no lineales, generando análisis y resultados más confiables [59].

3.4.1. Isoterma de Henry

Esta isoterma de adsorción detalla un comportamiento simple en el cual la cantidad de adsorbato es directamente proporcional con la presión del adsorbente, por ende, el ajuste óptimo de la misma se dará solo a bajas concentraciones de adsorbato. La ecuación 2 corresponde a la isoterma de Henry, y se puede acoplar a cualquier sistema de adsorción siempre que presente un comportamiento ideal; por eso, a grandes rasgos sus resultados no son lo suficientemente específicos, en esta ecuación q_e corresponde a la cantidad de adsorbato en equilibrio, K_{HE} es la constante de adsorción de Henry y C_e es la concentración de equilibrio entre el adsorbato y el adsorbente [59].

Ecuación 2. Isoterma de adsorción de Henry

$$q_e = K_{HE}C_e \quad (2)$$

3.4.2. Isoterma Hill-Deboer

Esta isoterma es viable en los casos de adsorción móvil y deslocalizada, lo cual hace referencia al posible desplazamiento del adsorbato a través de la monocapa superficial del adsorbente [58]. La ecuación 4 representa la forma linealizada de esta isoterma del adsorbato, donde K_1 es la constante de Hill-Deboer y K_2 será la constante de interacción energética entre las moléculas adsorbidas[60].

Ecuación 3. Modelo Hill-Deboer

$$\ln \left[\frac{C_e(1 - \theta)}{\theta} \right] - \frac{\theta}{1 - \theta} = -\ln K_1 - \frac{K_2\theta}{RT} \quad (3)$$

3.4.3. Isoterma de Langmuir

Esta isoterma fue diseñada con la finalidad de describir el mecanismo de adsorción entre las fases gas-sólida, a través de la misma se puede cuantificar la capacidad de adsorción de varios adsorbentes [61]. Mediante la misma se pueden analizar los equilibrios dinámicos por medio de la relación entre las tasas relativas de adsorción y desorción. En este caso la adsorción es directamente proporcional a la superficie del adsorbente disponible o abierta [62]. La ecuación 4 representa el modelo lineal de la isoterma de Langmuir donde C_e es la concentración del adsorbato en equilibrio, K_e hace referencia a la capacidad de adsorción y es la constante de Langmuir, esta puede verse referida mediante el área y la porosidad del adsorbente [58].

Ecuación 4. Isoterma de Langmuir linealizada

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m K_e} + \frac{C_e}{q_m} \quad (4)$$

3.4.4. Isoterma de Freundlich

Este modelo es válido para sistemas de adsorción que se efectúan en superficies heterogéneas, a través de esta se logra analizar desde la capacidad energética hasta la

superficie y distribución del adsorbente [63]. En la ecuación 5 podemos observar el modelo lineal de la isoterma de Freundlich, donde K_F hace referencia a la capacidad de adsorción y $1/n$ es la distribución energética relativa [64].

Ecuación 5. Modelo lineal de la isoterma de Freundlich

$$\text{Log } q_e = \text{Log } K_F + \frac{1}{n} \text{Log } C_e \quad (5)$$

3.4.5. *Isoterma de Redlich-Peterson*

Esta isoterma depende de tres parámetros y consiste en la unificación de las isotermas de Langmuir y Freundlich, el modelo de esta isoterma no sigue el comportamiento de una adsorción ideal en monocapa [65] y está definido por la ecuación 6 donde básicamente A hace referencia a la constante de Redlich-Peterson, B es la inversa de la constante de Langmuir y el exponente β' corresponde a un valor que oscila de 0 a 1 [58].

Ecuación 6. Carga para el adsorbato según el modelo Redlich – Peterson

$$q_e = \frac{AC_e}{1 + BC_e^{\beta'}} \quad (6)$$

3.5. *Cinética de adsorción*

Mediante la definición de la cinética se puede establecer la eficiencia del sistema, describiendo la tasa de adsorción de los solutos que afecta de forma directa el tiempo de residencia del adsorbente en el medio [66]. La determinación de la cinética se puede realizar mediante los modelos de Pseudo primer orden, Pseudo segundo orden o difusión intrapartícula [67].

3.5.1. *Modelo Pseudo primer orden*

El modelo de pseudo primer orden sigue la ecuación 7, sin embargo, si se opera a condiciones ambientales se puede asumir $t = 0$, $Q = 0$ [67]. Donde K_1 se refiere a la constante de velocidad, Q_e se determina de forma experimental y es la capacidad de adsorción del adsorbente en equilibrio, Q_t será la capacidad de adsorción del adsorbente en un tiempo en específico [68].

Ecuación 7. Modelo Pseudo primer orden

$$\frac{dQ_t}{dt} = K_1(Q_e - Q_t) \quad (7)$$

Ecuación 8. Modelo Pseudo primer orden alternativa

$$q(t) = q_e[1 - \exp(-K_1t)] \quad (8)$$

3.5.2. Modelo Pseudo segundo orden

La fórmula cinética del modelo Pseudo segundo orden propuesto por Ho y McKay está expresado en la ecuación 9 donde K_2 es la constante de velocidad, q_e es la capacidad de adsorción del adsorbente en equilibrio, q_t será la capacidad de adsorción del adsorbente en un tiempo en específico, este modelo también se puede describir de forma alternativa como se expresa en la ecuación 10 [68].

Ecuación 9. Modelo pseudo segundo orden

$$\frac{1}{q(t)} = \frac{1}{q_e} + \frac{1}{K_2q_e^2} \quad (9)$$

Ecuación 10. Modelo pseudo segundo orden alternativa

$$F(t) = \frac{K_2q_e t}{1 + K_2q_e t} \quad (10)$$

3.5.3. Modelo de difusión intrapartícula

Generalmente este modelo es usado en procesos de eliminación de contaminantes por un adsorbente por medio de un sistema de difusión. La expresión cinética de este modelo se encuentra descrita en la ecuación 11 donde K_p hace referencia a la constante de velocidad de difusión intraparticular, y C es una constante relacionada directamente con el espesor de la capa [67].

Ecuación 11. Modelo de difusión intrapartícula

$$Q_t = K_p t^{0.5} + C \quad (11)$$

3.6. Metodología para el proceso de adsorción con hidrotalcitas

Para realizar el proceso de adsorción sobre un LDH se debe preparar una solución con una concentración predeterminada de AMX que en este caso corresponde al contaminante emergente que se desea eliminar, las concentraciones para estudios experimentales usadas actualmente en las investigaciones corresponden a valores en ppm, una vez preparada la solución se agrega el LDHs en una cantidad proporcional a la concentración y a la cantidad de solución. Una vez agregada el sólido se somete a un proceso de agitación por un tiempo aproximado de 24 horas, la agitación facilita la retención de las moléculas de amoxicilina sobre la superficie del sólido laminar. En un artículo publicado en el año 2019 por la revista Internacional de Macromoléculas Biológicas se realizaron métodos experimentales de adsorción por lotes, donde usaron soluciones con concentración de AMX de 60 mg/L, a estas soluciones se les añadió LDHs impregnados con perlas de celulosa (LDH-CB), exactamente por cada 300 mL se añadían 30 g de LDH-CB. Posteriormente se sometían a una agitación constante de 200 rpm durante 24 horas [69]. En la tabla 5 se puede observar las propiedades físicas de la hidrotalcita mencionada anteriormente, estas propiedades son previas al proceso de adsorción, la densidad (d), el contenido de agua, la porosidad, el volumen de poro, la superficie específica e incluso el diámetro medio de poro, permitieron hacer una hipótesis acerca del comportamiento de los LDHs-CB. Cabe resaltar que el método de Brunauer-Emmer-Teller BET es sumamente eficiente para la determinación del área de superficie específica y en cuanto a los volúmenes del microporo se pueden determinar utilizando el método T-plot [70]. En el caso del sólido LDH-CB se pudo observar que su contenido de agua es bastante alto con un valor de 92.05%, esto indica que es viable para uso en medios acuáticos, en este caso para la retención de partículas de AMX en aguas residuales. En cuanto al diámetro de los poros en LDH-CB, se demuestra el comportamiento de un macromaterial con un poro superior a los 50 nm [71]. Debido a todo esto, básicamente el alto volumen de poro medio del LDH-CB hace muy viable la incorporación en el interior, además de esto la superficie específica proporciona más sitios activos para el proceso de adsorción.

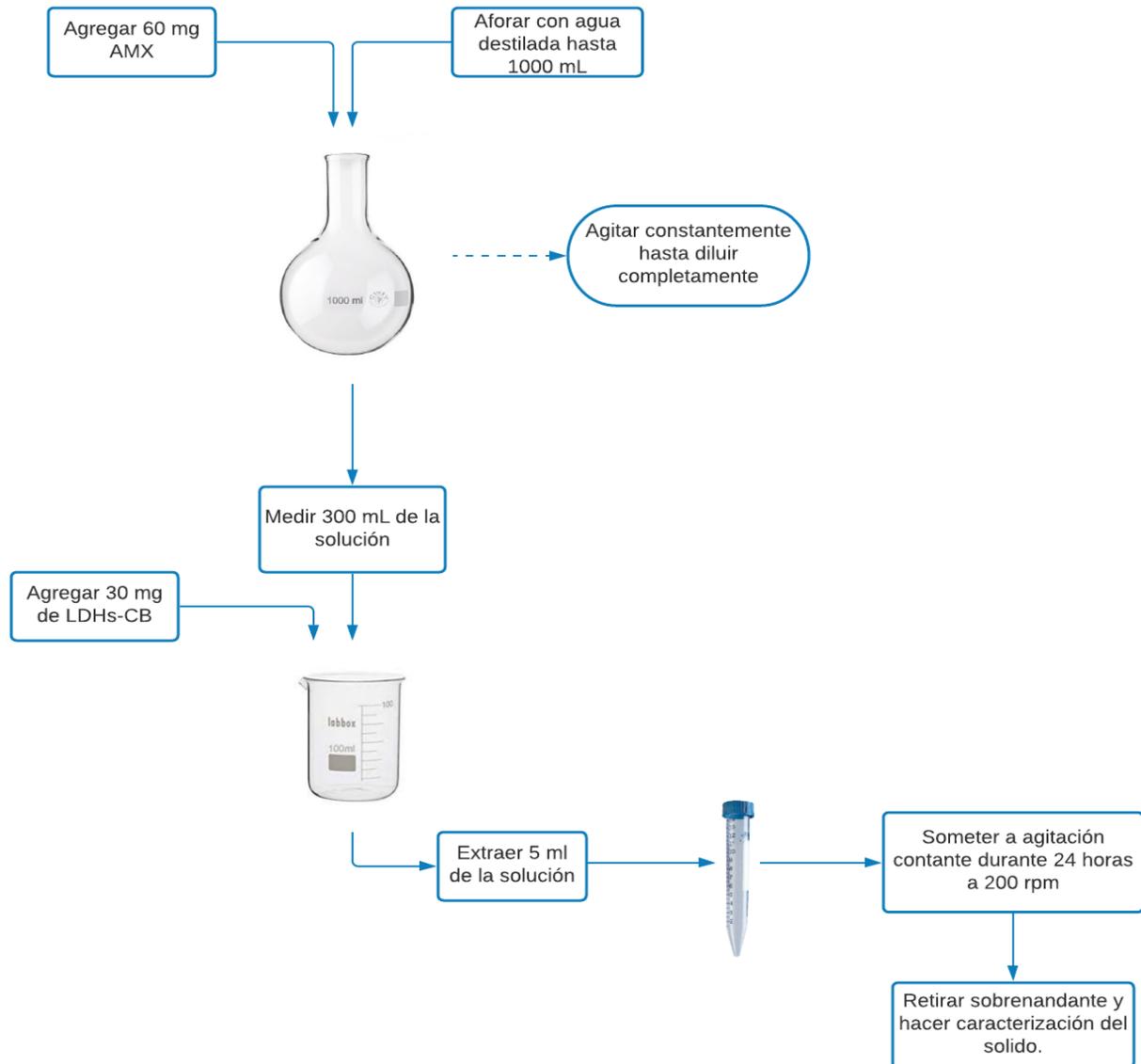
Tabla 4.*Propiedades físicas de LDH-CB*

Muestra	Contenido Agua (%)	P (mg mL⁻¹)	V_p (mL g⁻¹)	S m² g⁻¹	Pr (%)	D (nm)
LDH-CB	92.05	1.56	11.54	74.46	94.75	80.58

Nota. *Propiedades físicas de LDH-CB. Tomado de: C. Yang et al., "Highly efficient removal of amoxicillin from water by Mg-Al layered double hydroxide/cellulose nanocomposite beads synthesized through in-situ coprecipitation method," Int. J. Biol. Macromol., vol. 149, pp. 93–100, 2020, doi: 10.1016/j.ijbiomac.2020.01.096*

Figura 10.

Metodología para el proceso de adsorción con LDHs

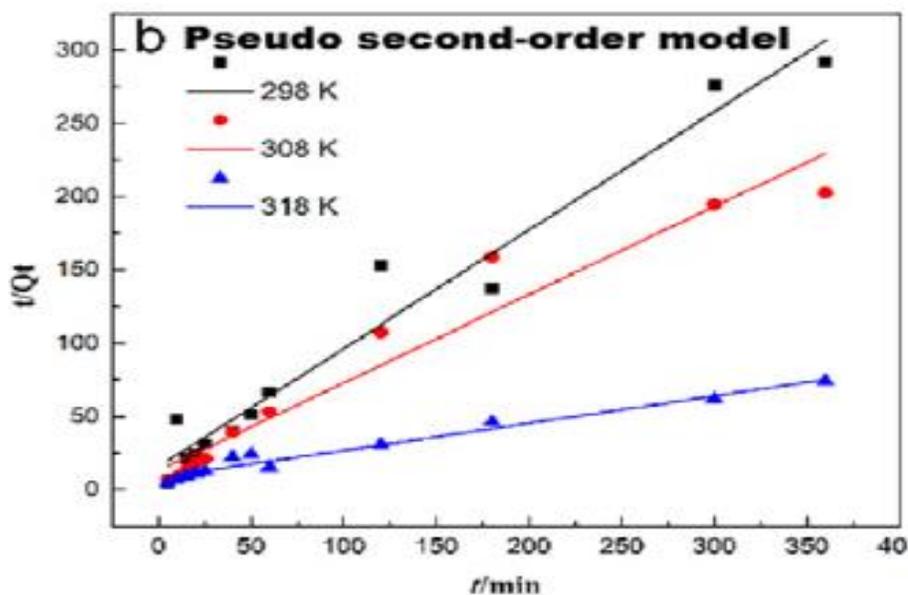


Nota. Metodología para el proceso de adsorción con LDHs. Tomado de: C. Yang et al., “Highly efficient removal of amoxicillin from water by Mg-Al layered double hydroxide/cellulose nanocomposite beads synthesized through in-situ coprecipitation method,” *Int. J. Biol. Macromol.*, vol. 149, pp. 93–100, 2020, doi: 10.1016/j.ijbiomac.2020.01.096.

La isotermina de adsorción es un eje fundamental para el diseño de los sistemas de adsorción ya que a partir de ella se puede conocer cómo los adsorbatos interactúan con los adsorbentes, esto brinda una información esencial para la optimización del uso de los adsorbentes. Generalmente, para los LDHs las isotemas son de tipo Langmuir, Freundlich Langmuir modificada, Redlich-Peterson. Además, estos modelos permiten relacionar la capacidad de adsorción en función del pH de la solución. También se pueden aplicar a modelos de complejación de superficie, modelo de capa difusa o modelo de triple capa; a partir de estos modelos se puede predecir los tipos de reacciones químicas en un sistema de LDH [43].

Figura 11.

Modelo de difusión de intrapartícula de AMX en LDH según el modelocinético de pseudo segundo orden



Nota. Modelo de difusión de intrapartícula de AMX en LDH según el modelocinético de pseudo segundo orden. Tomado de: C. Yang et al., "Highly efficient removal of amoxicillin from water by Mg-Al layered double hydroxide/cellulose nanocomposite beads synthesized through in-situ coprecipitation method," *Int. J. Biol. Macromol.*, vol. 149, pp. 93–100, 2020, doi: 10.1016/j.ijbiomac.2020.01.096.

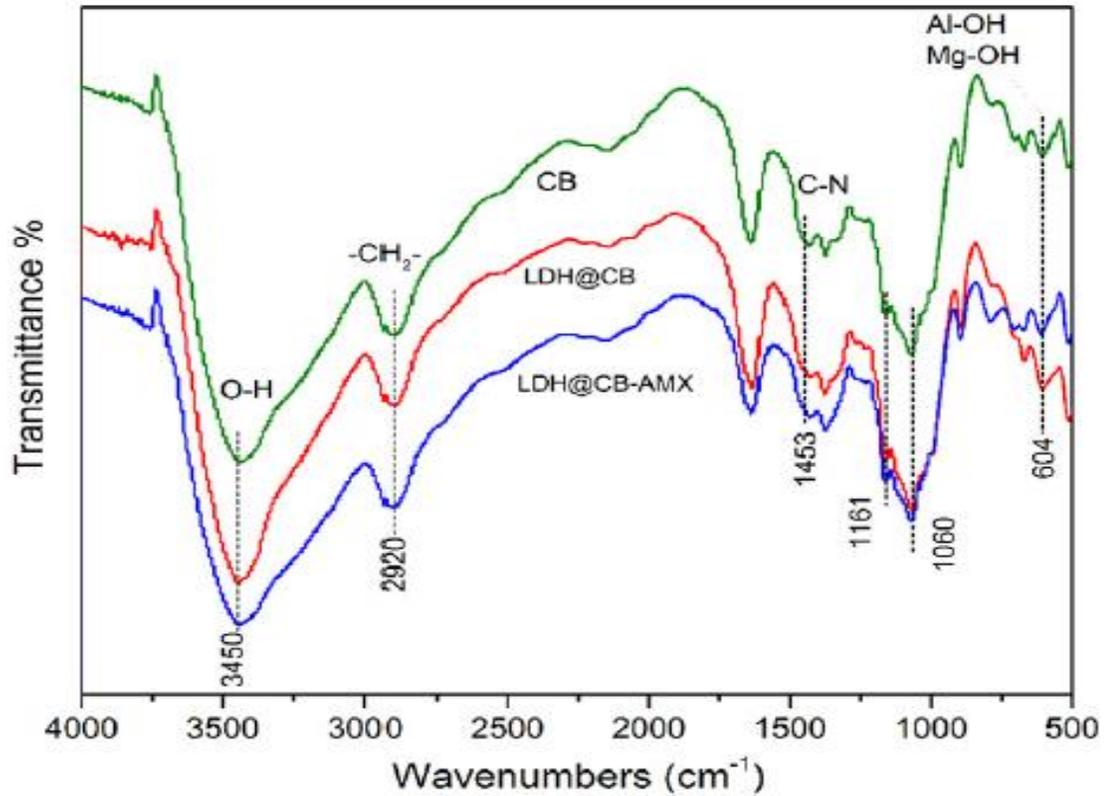
En el artículo Highly efficient removal of amoxicillin from water by Mg-Al layered double hydroxide/cellulose nanocomposite beads synthesized through in-situ coprecipitation method, para determinar el comportamiento cinético del proceso se realizó la implementación de varios modelos cinéticos no lineales y a partir de esto se determinó que el modelo cinético con mejor ajuste según los datos experimentales obtenidos durante el proceso de adsorción para el LDHs-CB fue el de pseudo- segundo orden [69].

3.7. Caracterización de los LDHS posterior al proceso de adsorción

Es de suma importancia para el análisis y evaluación de la eficiencia de remoción la caracterización adecuada de los sólidos. Un análisis de espectrometría infrarroja con transformada de Fourier (FTIR), es muy apropiado para realizar este tipo de caracterización ya que a partir de este se pueden identificar los grupos funcionales presentes en una molécula. En el caso del artículo nombrado anteriormente, se realizó un análisis al sólido LDH-CB-AMX que corresponde a la obtenida después de la adsorción, en la frecuencia de onda de 1453cm^{-1} se observa la adsorción de AMX sobre LDH-CB al encontrar moléculas de tipo C-N provenientes de -NH-CH₂- en la AMX. Este análisis demostró con éxito la capacidad de adsorción de AMX sobre LDH-CB [69].

Figura 12.

Espectros FTIR para CB, LDH-CB, LDH-CB-AMX



Nota: *Espectros FTIR para CB, LDH-CB, LDH-CB-AMX.* Tomado de: C. Yang *et al.*, “Highly efficient removal of amoxicillin from water by Mg-Al layered double hydroxide/cellulose nanocomposite beads synthesized through in-situ coprecipitation method,” *Int. J. Biol. Macromol.*, vol. 149, pp. 93–100, 2020, doi: 10.1016/j.ijbiomac.2020.01.096.

El análisis FTIR no es el único pertinente para realizar la caracterización de los sólidos LDHs y su seguimiento en los procesos de adsorción, en ocasiones también se pueden realizar análisis de espectroscopía fotoelectrónica de rayos X (XPS), mediante esta técnica se puede conocer la composición de superficie, incluso permite determinar el estado químico de los elementos en superficie de un material. La microscopía electrónica de barrido (SEM) también es otra técnica que permite realizar un análisis de la morfología de los LDHs [70]. A partir de los análisis de SEM se llega a la conclusión que los LDHs se comportan como adsorbentes eficientes para la remoción de AMX en

aguas residuales, usualmente esto se verifica cuando se encuentran moléculas de azufre en la superficie del LDHs provenientes de la AMX, mediante un análisis de EDX/SEM [69].

El porcentaje de remoción de AMX básicamente demuestra la capacidad de adsorción para el LDH y se determina haciendo uso de la ecuación 1, donde C_0 es la concentración inicial de AMX y C_e es la concentración cuando se llega al equilibrio entre la solución y los compuestos, la capacidad de adsorción de una hidrotalcita también se puede determinar haciendo uso de la ecuación número dos, donde V es el volumen de AMX en la solución y M hace referencia a la masa agregada de LDH a la solución.

Ecuación 12. Porcentaje de remoción

$$R = \frac{(C_0 - C_e) * 100}{C_0} \% \quad (12)$$

Ecuación 13. Capacidad de adsorción

$$q = \frac{(C_0 - C_e) * V}{M} \quad (13)$$

A partir del modelo cinético de pseudo- segundo orden con mejor ajuste que en el caso del LDH-CB se determinó una capacidad de adsorción máxima para el LDH-CB de 138.3 mg AMX/g LDH-CB, demostrando una alta eficiencia para la remoción de contaminantes emergentes específicamente de la amoxicilina por la técnica de adsorción [69], sin embargo, en otra investigación se evaluó la remoción de contaminantes emergentes con el sólido MgAl-Borato-LDH y se obtuvo una capacidad máxima de adsorción de 158.98 mg g^{-1} , indicando que a través de la técnica impregnación aniónica, se puede generar híbridos de hidrotalcitas variando sus propiedades y de forma paralela optimizando el proceso de adsorción [72].

4. DEGRADACIÓN DE AMOXICILINA A PARTIR DE LA REACCIÓN TIPO FENTÓN

A lo largo de esta búsqueda bibliográfica se realiza un señalamiento respecto a la viabilidad para la degradación de amoxicilina presente en aguas residuales, haciendo uso de hidrotalcitas como soporte catalítico en la reacción tipo fenton, para ello se tiene en cuenta investigaciones en este campo, y a partir de las mismas se realiza un análisis.

4.1. Procesos de oxidación avanzada

En la actualidad existen tratamientos alternativos a los convencionales, estos conciernen a los procesos de oxidación avanzada (PAOs), y comprenden, como se ha señalado anteriormente, la generación de radicales hidroxilos (OH^-) en proporciones suficientemente altas para degradar la materia orgánica del medio en donde se efectuó la oxidación. Los iones hidroxilos pueden llegar a formar un alto potencial de oxidación que se sitúa alrededor de los 2.80 V, este potencial se puede generar por diversos métodos como la combinación de ozono/peróxido de hidrógeno, procesos Fenton, foto-Fenton y procesos foto catalíticos heterogéneos, estos tienen en común su alta capacidad oxidativa hacia los compuestos orgánicos persistentes, como contaminantes emergentes en aguas residuales, en este caso específicamente se busca la degradación de amoxicilina, posibilitando su completa mineralización y transformación hasta CO_2 , H_2O y otros compuestos inorgánicos estables y menos tóxicos que el inicial [73]. A través de los procesos de oxidación avanzada se ha logrado una eliminación incluso mayor a un 95% de DQO con uso mínimo de energía [74].

4.2. Reacción tipo fenton

El método fenton ha sido evaluado ampliamente como una técnica prometedora para el tratamiento de aguas residuales provenientes de diferentes industrias como la textil, farmacéutica, agroquímica, entre otras [75]. Este método es considerado amigable con el medio ambiente debido a que es un tratamiento avanzado donde a partir de la reacción entre iones ferrosos acuosos (Fe^{+2}) y peróxido de hidrógeno (H_2O_2) se da una alta tasa de formación de radicales hidroxilo (OH^-) que pueden llegar a destruir contaminantes orgánicos refractarios y tóxicos en las aguas residuales [76].

El peróxido de hidrogeno (H_2O_2) es un agente oxidante bastante fuerte, con un potencial estándar que se encuentra aproximadamente entre los 1,80 V con un pH 0 y 0,87 V con un pH 14. Este agente oxidante es eficiente en la eliminación de contaminantes en aguas residuales como sulfitos, hipocloritos, nitritos, compuestos orgánicos e incluso cloro, además, es también eficaz para la degradación de contaminantes refractarios en bajas concentraciones como compuestos aromáticos altamente clorados y compuestos inorgánicos, esto se debe a las bajas velocidades de reacción a concentraciones predeterminadas de peróxido de hidrogeno (H_2O_2), para la activación del mismo y dar inicio a la formación de radicales hidroxilo se pueden usar sales de metales de transición, el ozono o la luz ultravioleta, específicamente en el método Fenton se utilizan sales de hierro para la activación del peróxido de hidrógeno. Los radicales hidroxilos oxidan de forma no específica a los compuestos a altas velocidades de reacción del orden de $1 \times 10^9 M^{-1} S^{-1}$ [77].

El método Fenton destaca por su alta eficiencia en el tratamiento de aguas residuales debido a que mediante el mismo se logra eliminar contaminantes orgánicos, su principal ventaja es que logra degradar estos contaminantes hasta compuestos inocuos como lo son el dióxido de carbono, el agua e incluso hasta sales inorgánicas. El reactivo fenton entonces viene siendo una mezcla entre el peróxido de hidrogeno y hierro ferroso. La función principal del hierro ferroso es catalizar la descomposición del peróxido de hidrogeno hasta los radicales hidroxilos [77].

Reacción 3. Mecanismo de reacción Fenton:

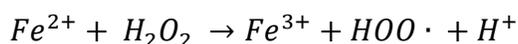
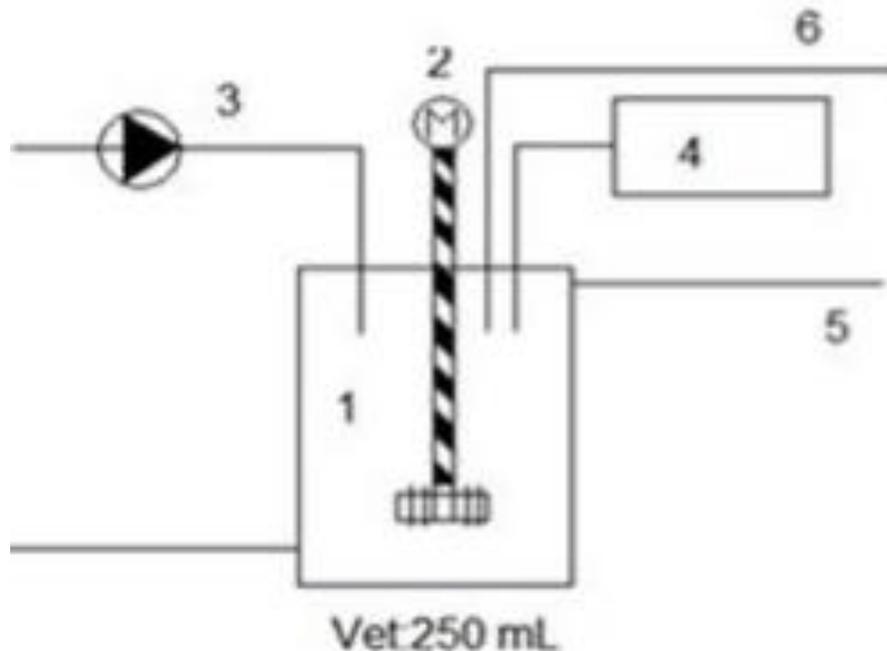


Figura 13.

Reactor tipo batch para proceso Fenton



Nota. Reactor tipo batch para proceso Fenton. Tomado de: J. C. García Herrera, «Procesos fenton y foto-fenton para el tratamiento de aguas residuales de laboratorio microbiológico empleando Fe₂O₃ soportado en nanotubos de carbono», Repos. U javeriana, p. 65, 2014.

En la figura 13 se ilustra un reactor tipo Batch para el proceso Fenton. Donde podemos ver la señalización con números donde uno hace referencia al reactor, dos será el motor eléctrico, tres Bomba peristáltica para H₂O₂, cuatro se referirá al pH metro, cinco línea de aire y finalmente seis puerto de muestreo [78]. El proceso Fenton se puede llevar a cabo como se ha mencionado anteriormente, en fase homogénea y es allí donde está en un medio acuoso y la fase heterogénea es donde se emplea un catalizador sólido en donde el ión hierro (Fe³⁺) se encuentra soportado o inmovilizado sobre un material. Se ha detectado entonces que el proceso homogéneo posee una mayor eficiencia, ya que contiene una mayor cinética que el heterogéneo, no obstante, puede producir lixiviados de hierro que al pasar el tiempo genera lodos que

demandan procesos alternos de limpieza, y adicionalmente el proceso no puede realizarse con el mismo catalizador [79].

4.3. Parámetros que influyen en el proceso fenton

Para que el proceso Fenton tenga mayor eficiencia en la degradación de la amoxicilina, se deben tener en cuenta los siguientes parámetros que influyen directamente.

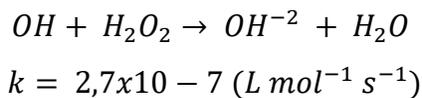
4.3.1. pH

La velocidad es propensa a ser máxima cuando se obtiene un pH entre 2,8 y 3,0 y en rangos más altos, la velocidad se ve disminuida debido a la precipitación del hidróxido de hierro $Fe(OH)_3$. Al igual presenta inconvenientes con pH más bajos de 2,0 puesto que se produce la formación del ion $[Fe(OH)]^{+2}$ que reacciona lentamente con el H_2O_2 impidiendo así la formación del radical hidroxilo. Por lo que el pH del medio de reacción es de mayor importancia en el proceso Fenton [80].

4.3.2. Relación Fe^{2+} / H_2O_2

La concentración de hierro afecta la cinética del proceso y la cantidad de H_2O_2 influye sobre la eficiencia del mismo. Con la concentración de ambos reactivos, la eficiencia y la velocidad de la reacción aumenta. Pero no se pueden exceder ninguno de los reactivos, ya que el exceso de hierro genera precipitado de $Fe(OH)_3$ y el exceso de H_2O_2 genera su propia degradación y se observa en la siguiente ecuación:

Reacción 4. Degradación del peróxido de hidrogeno



Debido a la presencia de los radicales hidroxilos y lo convertiría en una reacción no deseada [81].

4.3.3. Temperatura

La oxidación tipo Fenton absorbe el calor, es decir que es endotérmica, y la constante de equilibrio aumenta si aumenta a su vez la temperatura. A presión atmosférica el rango óptimo de temperatura es de 20 a 45°C, si se pasa de los 50°C sucede una descomposición de H_2O_2 en O_2 y H_2O y junto a esto la precipitación de $Fe(OH)_3$ debido a que si K_{ps} disminuye [80].

4.3.4. *Tiempo de reacción*

Se ha demostrado que operar con altos tiempos de residencia no es viable desde un punto de vista económico; de hecho, con bajos periodos de reacción, se obtienen mejores niveles de degradación de contaminantes en comparación con otros procesos de oxidación química; el rendimiento de los PAOs, específicamente en el proceso Fenton, muestra una alta efectividad en la degradación de contaminantes como la amoxicilina presente en el medio. [73].

4.3.5. *Influencia de la presencia de aniones*

Determinados aniones, tanto orgánicos como inorgánicos participan en la formación de complejos de hierro, impidiendo que éste siga reaccionando. La formación de estos compuestos depende, en gran manera, del pH, influyendo directamente en la cantidad de iones férricos y ferrosos libres en el agua, y lo que restringe el ciclo catalítico del proceso Fenton. Esta restricción puede ser solucionada usando radiación UV o solar, puesto que degrada a los compuestos ya mencionados. Por otro lado, se ha identificado que la presencia de bicarbonatos, carbonatos, fosfatos, sulfatos y cloruros en el agua, ocasiona una disminución de la reactividad del proceso Fenton. Se puede ejemplificar diciendo que los cloruros actúan como inhibidores de la reacción de los radicales hidroxilos [73]

4.4. *Hidrotalcitas como soporte catalítico en la reacción fenton*

Los hidróxidos dobles laminares se han considerados un prometedor catalizador debido a su bajo costo, biocompatibilidad, biodegradabilidad, síntesis y separación del medio muy simple, propiedades no tóxicas, alto rendimiento y selectividad, lo que las convierte en herramientas útiles para establecer tecnologías respetuosas con el medio ambiente [82]. Las principales ventajas de los LDHs como catalizadores se debe a su rápido proceso y baja contaminación, además de que el catalizador es recuperable y se puede someter a diversas condiciones de operación ha demostrado que a bajas temperaturas la eficiencia aumenta en la reacción fenton [83]

La presencia de un catalizador facilita la formación de radicales, ya que esta se da en la superficie del catalizador y la velocidad inicial de la reacción depende de la concentración inicial del mismo. Entonces el catalizador mejorara la velocidad de

reacción hasta un valor admisible, produciendo un notable progreso en la eficiencia del proceso [84].

La incorporación de catalizadores también mejora el proceso de oxidación permitiendo el empleo de temperaturas y presiones más moderadas reduciendo los tiempos de residencia [41], además de esto, no sólo se incrementa el grado de conversión de los contaminantes en el tratamiento de mezclas complejas y se mejora el balance económico del proceso, sino que también conduce a que el proceso de oxidación transcurra a través de determinados mecanismos de reacción, permitiendo controlar los compuestos intermedios de reacción que se forman. El soporte da la estructura física al catalizador y es necesario que sea estable ya que, en buena parte, la vida útil del catalizador depende de ello. Debe presentar una resistencia mecánica y térmica adecuada además de una estructura porosa que facilite la dispersión homogénea de la fase activa que se deposita [84].

El uso del reactivo Fenton como oxidante en el tratamiento de aguas residuales se vuelve atractivo, si se considera que el hierro es una sustancia abundante y poco contaminante al medio ambiente, al igual que el peróxido de hidrógeno, facilitando la degradación de los contaminantes de casi cualquier tipo; así, el proceso Fenton se puede considerar efectivo en la generación de radicales hidroxilo, pero con la enorme necesidad de manejar elevadas cantidades de hierro, en la medida que por cada molécula de radical hidroxilo (OH) generada, debe existir una de Fe^{2+} presente en el medio, el proceso estará definido por la conveniencia de las condiciones operacionales que permitan una buena degradación, bajo un esquema de costos igualmente factible [85]. Es importante destacar que el proceso tiene lugar en dos etapas: una primera etapa física, en la que el oxígeno se transfiere desde la fase gaseosa hasta la líquida, y una segunda etapa química en la que se produce la reacción química entre el oxígeno transferido y los compuestos orgánicos [84].

Mencionando esto, el uso de hidrotalcitas como soporte catalítico en la reacción Fenton, obedece, en primer lugar, a una excelente dispersión que puede obtenerse de las fases activas empleando este tipo de sólidos, así como a la obtención de materiales con elevada área específica y gran cantidad de sitios básicos en la superficie [86]. También

existe una propiedad muy interesante de las hidrotalcitas denominada, efecto memoria, la cual permite la introducción de fases activas, promotores, o aniones de compensación de carga a las hidrotalcitas calcinadas, las cuales en contacto con agua, pueden sufrir un proceso de reconstrucción incorporando estas nuevas especies en su estructura [86].

4.4.1. **Mecanismos de reacción y cinética del proceso fenton**

En el tratamiento de aguas residuales el proceso Fenton es una alternativa para el tratamiento de los efluentes emergentes ofreciendo un reciclaje del agua con una alta eficiencia y en pocos minutos. Por lo que es importante el mecanismo de reacción y la cinética del proceso.

Reacción 5. Combinación de sales ferrosas y peróxido de hidrógeno



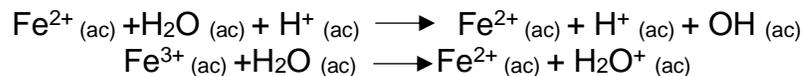
La anterior reacción refiere a la etapa de combinación de sales ferrosas y peróxido de hidrógeno. Cuando se acoplan las sales ferrosas solubles y el peróxido de hidrógeno en una proporción correcta, se le conoce como reactivo de Fenton [87].

Reacción 6. Sustitución del ion ferroso



La reacción 6 se refiere a la sustitución del ion ferroso en donde, si el ion ferroso se reemplaza por el hierro (III) se denomina reactivo Fenton-like [88].

Reacción 7. Reacciones del hierro



La regeneración de hierro ferroso sucede en reacciones del hierro (III) con los radicales intermedios del proceso de degradación del radical hidroxilo [88].

Una gran desventaja del proceso Fenton es que no mineraliza en su totalidad los compuestos orgánicos presentes en el agua, debido a que las especies generadas en

las últimas etapas de la oxidación como el ácido carboxílico, forma complejos estables con el hierro, evitando así el ataque de los radicales hidroxilos y se detiene entonces el ciclo catalítico previamente de lograr la mineralización completa [89].

La cinética química es una rama muy importante que se responsabiliza de determinar la velocidad de una reacción química, claramente incluyendo los factores que alteran la rapidez de la conversión del reactivo a un producto final, como lo son: la presión, las concentraciones iniciales, la temperatura, entre otros [90].

Entonces con lo previamente mencionado la velocidad de la reacción significa al tiempo que tarda una sustancia en desaparecer gracias a la ruptura y formación de enlaces químicos en un volumen determinado. En sistemas heterogéneos, la velocidad de reacción se representa en términos de peso del catalizador o del área superficial de este [90].

La velocidad de reacción es una propiedad intensiva, es decir que en este caso depende directamente de la concentración y de la temperatura como se muestra en la ecuación 14, donde r_A figura la velocidad de la reacción para el reactivo A y CA la concentración de dicho reactivo en determinado tiempo [91].

Ecuación 14. Velocidad de reacción

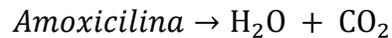
$$r_A = \frac{d [CA]}{dt} \quad (14)$$

Existe otra expresión algebraica para la ley de velocidad permite especificar la manera en cómo la velocidad de una reacción depende de la concentración de los reactivos. Dadas las ecuaciones de velocidad planteadas para el sistema de oxidación es posible plantear el cambio de concentración con respecto al tiempo mediante la ecuación 15, Donde $[A]$ es la concentración del reactivo implementado, “k” es la constante de velocidad específica de la reacción a una temperatura determinada y por último “m” es el orden de la reacción, esta se determina por método experimental [91].

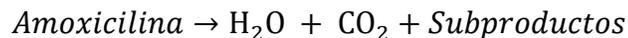
Ecuación 13. Ley de velocidad

$$r_A = k[A]^m \quad (15)$$

Mediante búsquedas bibliográficas de experimentos realizados sobre la degradación de amoxicilina mediante la reacción Fenton encontramos que el avance de la degradación se ha determinado mediante el seguimiento en la concentración de la amoxicilina a medida que pasa el tiempo para inferir la concentración del antibiótico en diferentes tiempos y de esta forma determinar los parámetros cinéticos de la reacción, en los cuales presenta mejores rendimientos con el catalizador de hierro[90].

Reacción 8. Reacción tipo ideal

Se considera entonces las condiciones y parámetros de reacción en la cual como reactivo se tiene a la amoxicilina en fase acuosa a temperatura ambiente, con presencia de un catalizador de hierro, aire y peróxido de hierro, por ello se plantea esta ecuación como una reacción de tipo ideal, al observar que al final de la reacción se esperaba como productos una mineralización total hasta la obtención de agua y dióxido de carbono, pero fue notorio que estos productos se ha tiempos más prolongados se plantea en la reacción 9, donde se obtienen subproductos y por ello se destaca que experimentalmente se consigue la degradación total de la molécula, pero no la mineralización completa [90].

Reacción 9. Reacción de obtención de subproductos

Se determina entonces que la reacción de degradación de amoxicilina presenta un pseudo primer orden. La ecuación que expresa la velocidad de reacción de degradación del antibiótico presenta un comportamiento ideal y dado que el peróxido de hidrógeno se encuentra en exceso, su concentración tiende a uno, por lo tanto no afecta la reacción,

pasando de la ecuación ideal a la obtención de subproductos en la cual se produce una nueva (k') [90].

Ecuación 14. Expresión de velocidad para la reacción de Amoxicilina

$$-r_{Amx} = k[C_{AMX}]^m[H_2O_2]^n \quad (16)$$

Ecuación 15. Expresión de velocidad modificada para pseudo primer orden

$$-r_{Amx} = k'[C_{AMX}]^m \quad (17)$$

Ecuación 16. Expresión de velocidad de forma diferencial

$$\frac{dC_{AMX}}{dt} = k[C_{Amx}] \quad (18)$$

Ecuación 17. Expresión de velocidad de pseudo primer orden

$$\ln \frac{C_{AMX}}{C_{AMX0}} = k't \quad (19)$$

La constante de velocidad observada (k') se debe determinar a partir de la pendiente de la recta de la gráfica de degradación de amoxicilina utilizando la ecuación 20.

Ecuación 18. Ecuación para determinar la k de la reacción

$$k[C_{AMX}][CH_2O_2] = k'[C_{AMX}] \quad (10)$$

Ecuación 19. Velocidad de reacción para el sistema catalítico

$$-r_{AMX} = k \text{ ppm}^{-1} \text{ min}^{-1} [C_{AMX}]^1 [C_{H_2O_2}]^1 \quad (11)$$

Finalmente se obtiene la expresión presentada en la ecuación anterior, en la cual se representa la velocidad de degradación de amoxicilina. Como se mencionó previamente

el hierro juega un papel muy importante en la reacción tipo Fenton, ya que la cantidad de H_2O_2 y de sales de hierro depende del contaminante que se quiere remover, en este caso la amoxicilina y entonces cabe destacar que el H_2O_2 requiere grandes cantidades de hierro para su descomposición en radicales hidroxilos. Es de esperar que la velocidad de degradación de las moléculas orgánicas sea mayor a medida que aumenta la concentración del oxidante y del catalizador; sin embargo, grandes cantidades de H_2O_2 y de hierro limitan el porcentaje de degradación del contaminante, ya que favorece a las ecuaciones secundarias [92].

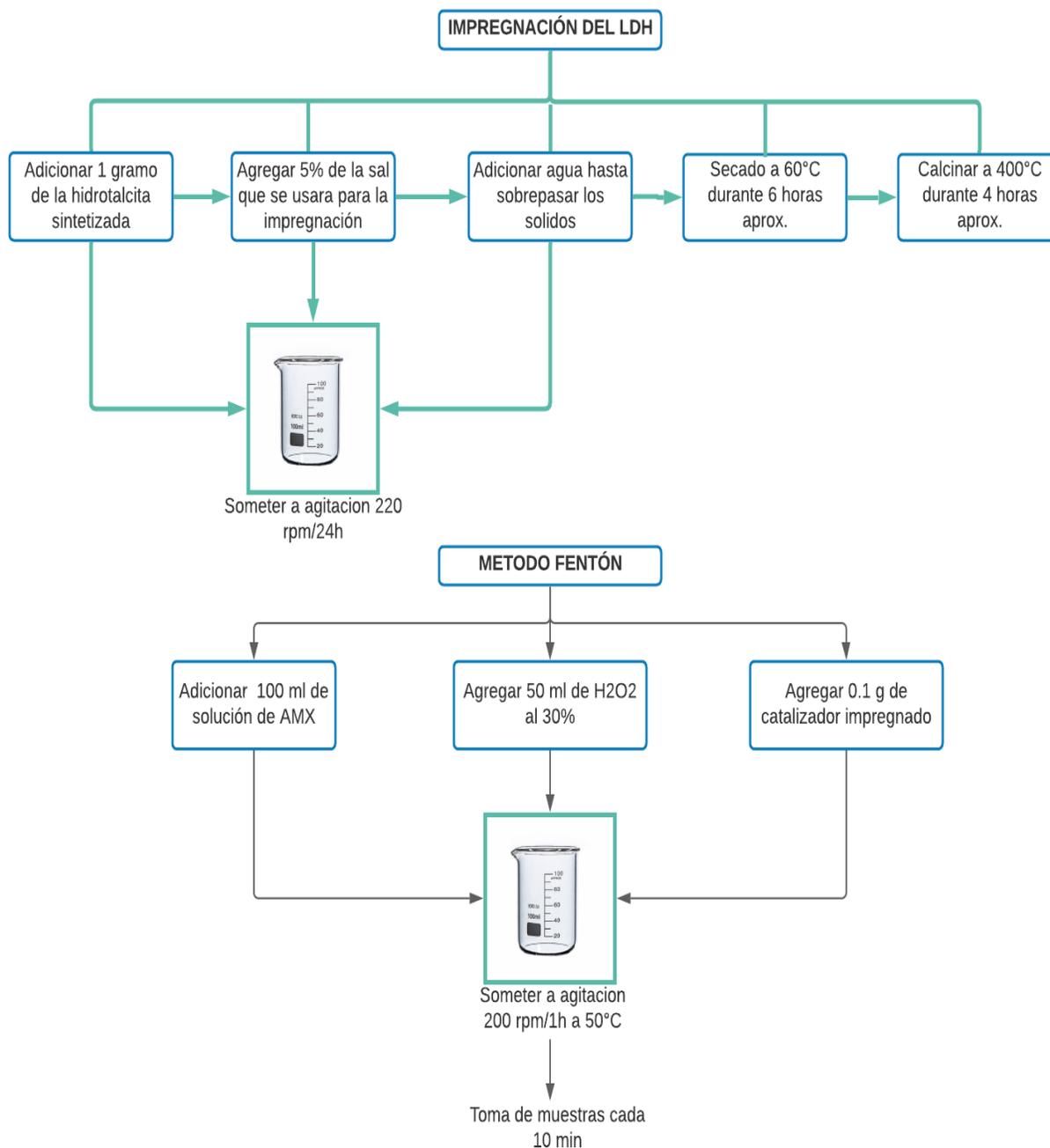
En la bibliografía consultada y mencionada previamente se pudo evidenciar que el catalizador con mejor eficiencia en la remoción de amoxicilina fue el catalizador de hierro soportado en arcillas delaminadas, el resultado es consecuente ya que en las reacciones tipo Fenton, el catalizador más empleado es el de hierro debido a que el ion ferroso accede a la degradación del H_2O_2 para la creación de radicales hidroxilos que son los encargados de degradar los compuestos orgánicos [90].

4.4.2. Metodología experimental

Para el análisis de actividad catalítica utilizando LDHS, la mayoría de trabajos señalan que inicialmente en un Erlenmeyer se debe agregar alrededor 0.1 gramos de hidrotalcita, 50 ml de solución de H_2O_2 al 30% y 100 ml de solución de AMX [93]. Posteriormente la solución se debe someter a agitación constante durante una hora bajo una temperatura de 50°C, se espera que bajo estas condiciones ocurra la degradación de la AMX hasta CO_2 y H_2O por lo tanto para la caracterización de la solución se debe eliminar el catalizador mediante filtración. Se deben medir los valores de carbono orgánico total (TOC) ya que a partir de la tasa de eliminación del mismo se puede determinar el rendimiento de degradación, también se puede realizar análisis de cromatografía líquida o espectrofotometría UV en diferentes intervalos de tiempo para realizar un seguimiento de degradación de la AMX [93].

Figura 14.

Impregnación de catalizadores y reacción tipo Fenton



Nota. *Impregnación de catalizadores y reacción tipo Fenton.* Tomado de: H. Wang, Z. Zhang, M. Jing, S. Tang, Y. Wu, y W. Liu, «Synthesis of CuNiSn LDHs as highly efficient Fenton catalysts for degradation of phenol»,

4.5. Regeneración de los catalizadores tipo hidrotalcita

Muchas veces creemos que el catalizador no cambia en el tiempo y que es invariable, pero no podemos decir que porque se regeneran su capacidad catalítica permanezca siempre constante, ya que después de determinado tiempo de funcionar, el cual depende del tipo de catalizador no es económicamente viable. Agregándole a esto la selectividad del catalizador que puede disminuir antes de que se genere un cambio apreciable en la actividad, lo cual es muy eficiente ya que el catalizador debe ser renovado o regenerado en lo posible. La regeneración del catalizador va a depender, fundamentalmente, del mecanismo que haya causado la pérdida de la actividad, lo cual puede ser envenenamiento, sinterización, ensuciamiento, térmicas y mecánicas [94].

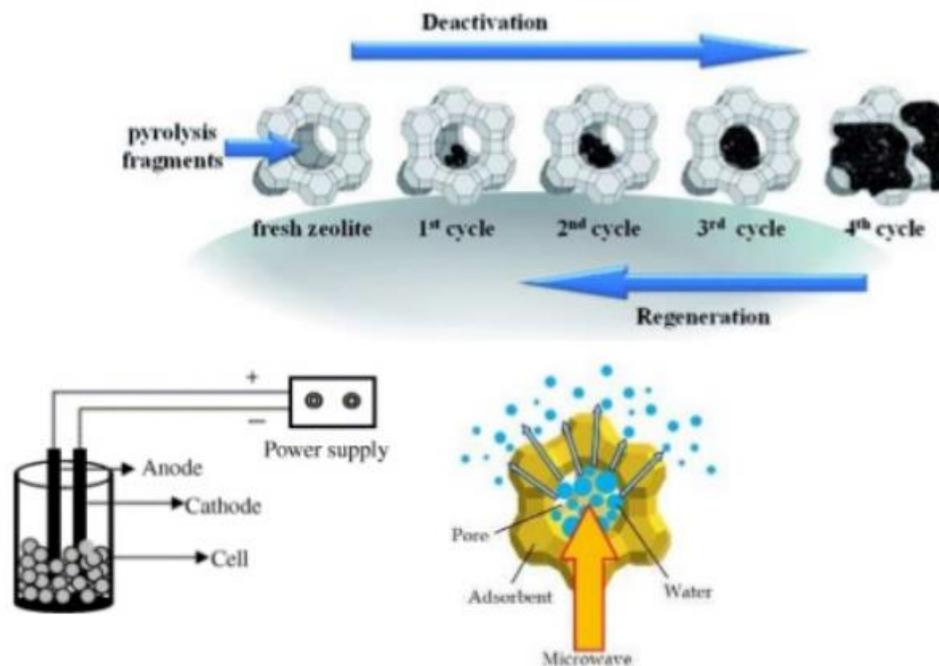
Por envenenamiento las sustancias se encuentran en los reactantes o se produce en la reacción y son sustancias que disminuyen la actividad del catalizador. En este caso, para el proceso Fenton el catalizador es el hierro, el cual tiene un envenenamiento selectivo, en el cuál ocurren reacciones no deseables y disminuyen la selectividad. En este caso como el material adsorbido está adherido firmemente, el envenenamiento entonces es más permanente, puesto que el mecanismo consiste en el recubrimiento de los centros activos y que se podrían adsorber moléculas reaccionantes [94].

La regeneración puede llevarse a cabo por extracción del residuo carbonos con un disolvente supercrítico. Se puede entonces utilizar CO₂ supercrítico y este aumenta la selectividad y remueve el 80% de coque. También está la regeneración de zeolitas y esto depende del proceso a catalizar y en este caso se da la quimisorción en sitios catalíticos que es igual a las impurezas y entendiéndolo eso se procede a la regeneración de los sitios catalíticos de la zeolita [95].

En el caso de las reacciones Fenton, permiten la formación de una mayor cantidad de radicales hidroxilos y la regeneración del hierro, en esta regeneración las sustancias tóxicas participan en ello y a su vez, bajo condiciones de acidez, la regeneración de dicho catalizador a partir del peróxido de hidrógeno se ve inhibida, ya que a un bajo pH el H₂O₂ se estabiliza en forma de iones oxonio (H₃O₂) [96].

Figura 15.

Esquema de regeneración de catalizadores



Nota. *Esquema de regeneración de catalizadores.* Tomado de: Olivera y F. T. Doctoral, «Actividad y estabilidad de catalizadores para obtención de hidrógeno por oxidación parcial y reformado de etanol», Madrid, may 2012

4.6. Pre y post tratamientos al proceso fenton

El post tratamiento es muy importante puesto que elimina las sustancias implementadas en el proceso, en este caso, en el proceso Fenton. De aquí sale el gran interés de muchos por minimizar el uso de reactivos químicos, ya que esto simplifica el post tratamiento. Dentro de los reactivos químicos, las ventajas de utilizar O_2 o H_2O_2 como oxidantes es que es de mayor economía, de fácil manejo y no genera sustancias que se deban remover posteriormente [97].

Las TAOs son muy útiles como pretratamiento antes de un tratamiento biológico para contaminantes resistentes a la biodegradación o como post tratamiento para generar una limpieza de las aguas antes de la descarga a los cuerpos receptores. Sin embargo, se debe tener en consideración que el exceso de Fe (II) puede causar condiciones para el

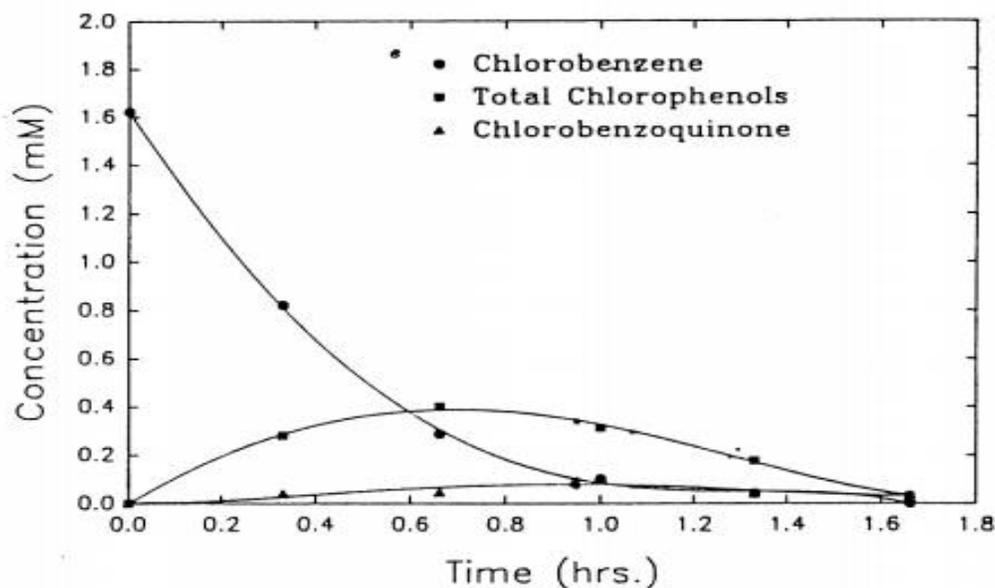
atrapamiento de los radicales hidroxilos, como se observa en las reacciones de hierro previamente dichas [97].

Como se mencionó anteriormente en los parámetros que influyen en el proceso Fenton, uno de ellos es el pH y si este es mayor a 5 se genera Fe (III) particulado y esto genera barros que obligan a su post tratamiento, es muy común alcalinizar las aguas después del proceso con el simultáneo adicionamiento de un floculante para eliminar el hierro remanente [97]. Entonces la relación estequiométrica molar normalmente usada entre el peróxido de hidrógeno y el substrato debe estar entre dos y diez respectivamente, cuando se utiliza el reactivo para la destrucción de compuestos solubles. La relación peróxido de hidrogeno y hierro compuesto puede permanecer por adición intermitente del oxidante o fijada al inicio de la reacción [97].

De manera experimental, cuando se adiciona el metal se realiza en forma de sales ferrosas puras, pero a mayores escalas usar estas sales es muy costos, entonces por lo general se utiliza $\text{Fe}_2(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, el cual contiene 20% de hierro activo. No se logra comúnmente la mineralización completa, ya que se forman intermedios resistentes al tratamiento, como los ácidos carboxílicos que reaccionan lentamente con el radical hidroxilo [98].

Figura 16.

Gráfica de oxidación de clorobenceno con el reactivo de Fenton



Nota. Gráfica de oxidación de clorobenceno con el reactivo de Fenton Tomado de: Domènech, W. F. Jardim, y M. I. Litter, «Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes».

Como se muestra en la figura 16, se pueden formar productos más tóxicos que los iniciales, como quinonas, a la cual se debe controlar meticulosamente También pueden destruirse con el reactivo de Fenton ácido fórmico, 2,2- diclorofenol, 4-clorofenol y nitrobenzeno. El tratamiento oxidativo permite la gran disminución de la carga orgánica original, y utilizando diferentes relaciones molares como H_2O_2 y 4-clorofenol o H_2O_2 Fe^{2+} , se concluyó que la primera relación regula la extensión de la destrucción del compuesto, mientras que la segunda relación controla la cinética de destrucción. Entonces este tratamiento elimina las sustancias tóxicas y aumenta la biodegradabilidad del agua tratada, medida como la relación DBO5/DQO [98].

4.7. Caracterización de los LDHS posterior a la reacción fenton

La degradación de contaminantes orgánicos puede verse influenciada por factores como la dosis del catalizador, la concentración del contaminante y la temperatura de trabajo [99], realizar una variación en estos parámetros permite efectuar una evaluación

más asertiva de forma experimental respecto al comportamiento de los LDHs en la reacción Fenton, sin embargo, para llegar a una conclusión certera se deben realizar caracterizaciones a los catalizadores previas y posteriores a la ejecución experimental.

En una investigación realizada para evaluar la remoción de contaminantes emergentes en aguas residuales se usaron los sólidos MgFe-LDH y MnMgFe-LDH, para su caracterización se realizaron análisis XPS para identificar las propiedades superficiales y los estados de oxidación de Mn y Fe, en la figura 13 se muestra los espectros a nivel de núcleo 2p para el Fe, Mn, y Mg. La diferencia en electronvoltios se debe a los diferentes ambientes químicos a los que se encuentran sometidos los hidróxidos dobles laminares, también se encuentra asociado con los estados de oxidación. Un análisis de los patrones de difracción de rayos X demuestran que la sustitución de Mn en el sólido MgFe-LDH altera directamente la cristalinidad y por ende el espacio basal del LDH. También la distancia entre cationes presentes en las capas pueden verse afectados, sin embargo todos estos parámetros se ven afectados de forma proporcional con el metal que se realice la impregnación [99].

Tabla 5.

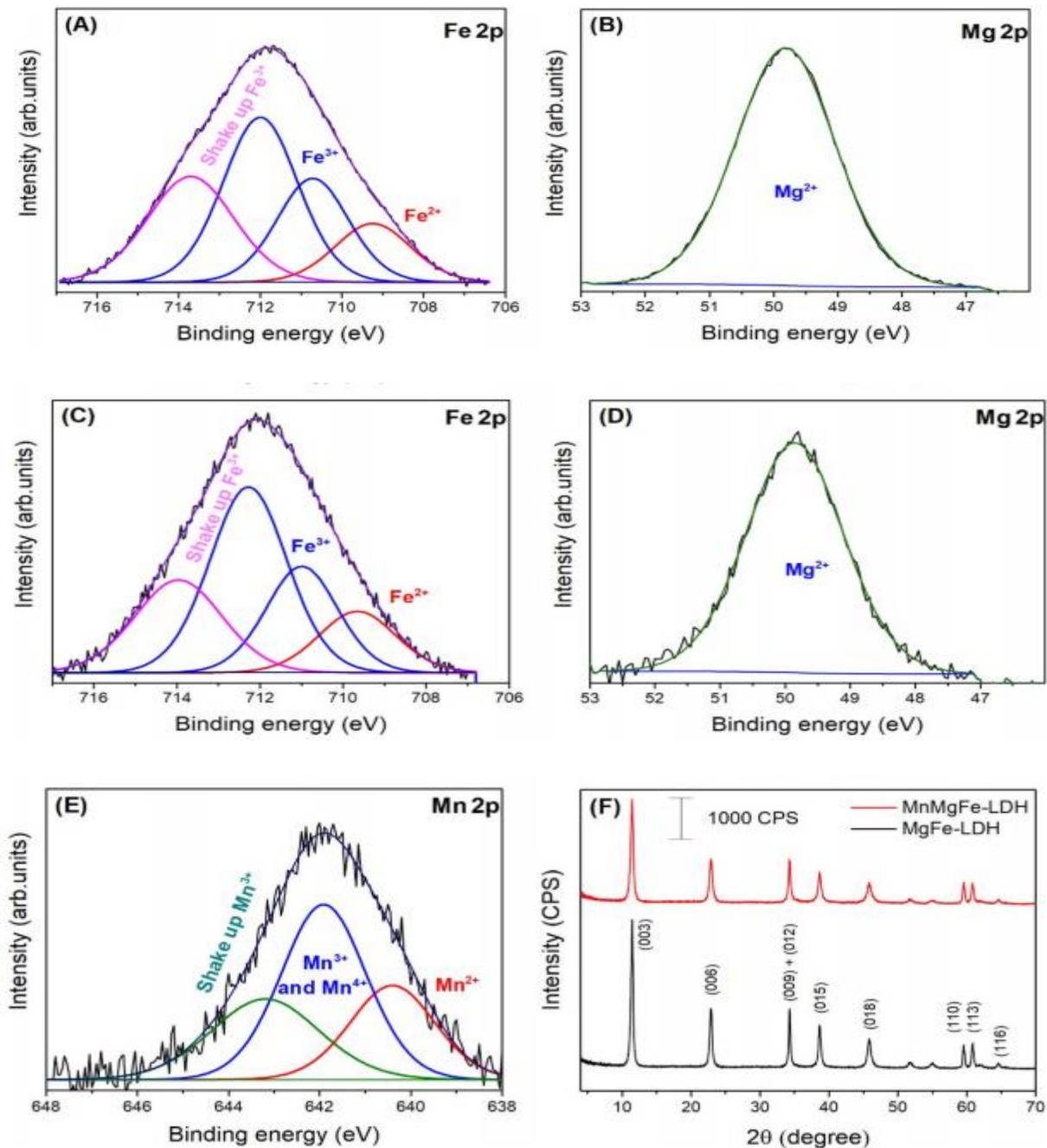
Características para los sólidos sometidos a la reacción tipo Fenton

LDH	BPI (CPS)	Superficie específica ($m^2 g^{-1}$)	Volumen de poro ($cm^3 g^{-1}$)	Tamaño de poro medio (nm)
<i>MgFe</i>	3630	77	0.24	11.7
<i>MnMgFe</i>	2560	82	0.32	16.5

Nota. *Características para los sólidos sometidos a la reacción tipo Fenton.* Tomado de: S. L. Rosembergue Gabriel Lima Gonçalves, Hana Moreira Mendes Bastos, «Fenton-like degradation of methylene blue using Mg/Fe and MnMg/Fe layered double hydroxides as reusable catalysts», 2012.

Figura 17.

Espectros XPS de alta resolución

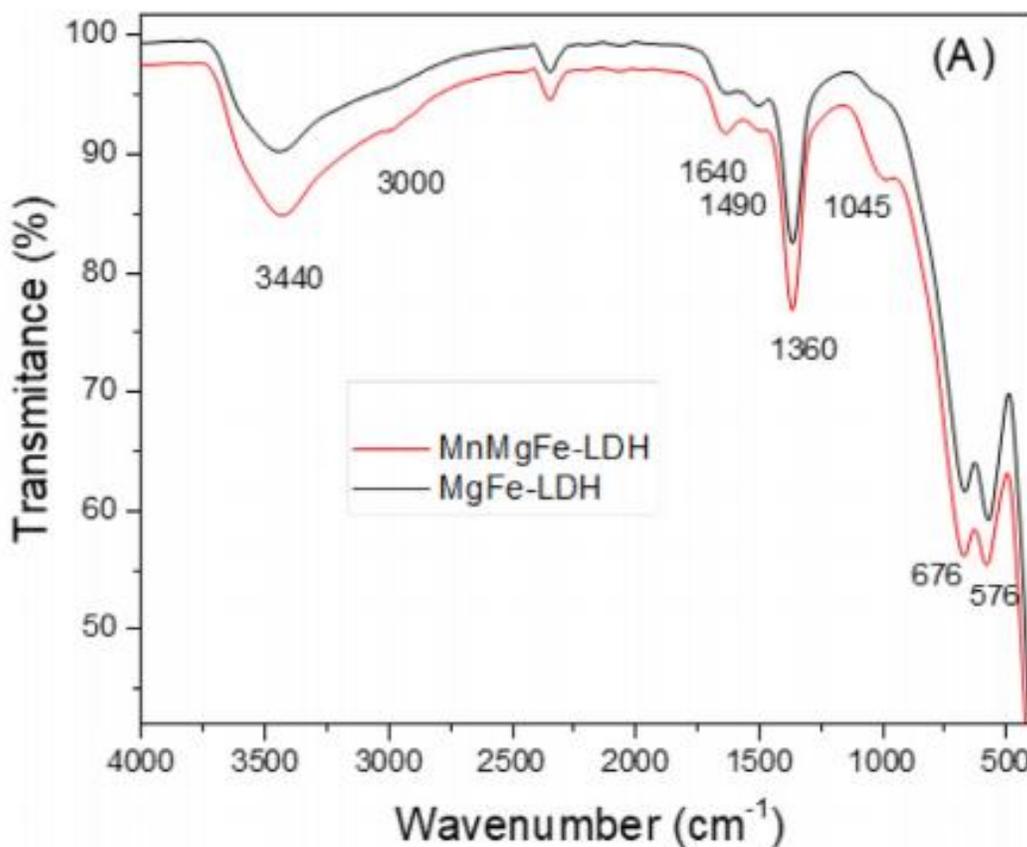


Nota. Espectros XPS de alta resolución. Tomado de: S. L. Rosembergue Gabriel Lima Gonçalves, Hana Moreira Mendes Bastos, «Fenton-like degradation of methylene blue using Mg/Fe and MnMg/Fe layered double hydroxides as reusable catalysts», 2012. .

Para la caracterización de los sólidos LDH también se usan los espectros ATR-FTIR donde se evidenciaron bandas particulares de las hidrotalcitas, mostrando como contra ,anión CO_3^{-2} , a través de este análisis se puede identificar la presencia de iones hidroxilos específicamente en las bandas de 3440 cm^{-1} , estos grupos se pueden deber a las moléculas interlaminares. Este espectro ayuda a identificar la huella dactilar de las estructuras octaédricas en la banda de 532 cm^{-1} , este análisis entonces permite inferir y exponer que no hay formación de fases segregadas de en los cationes utilizados [99].

Figura 18.

Espectro FTIR para los LDHs

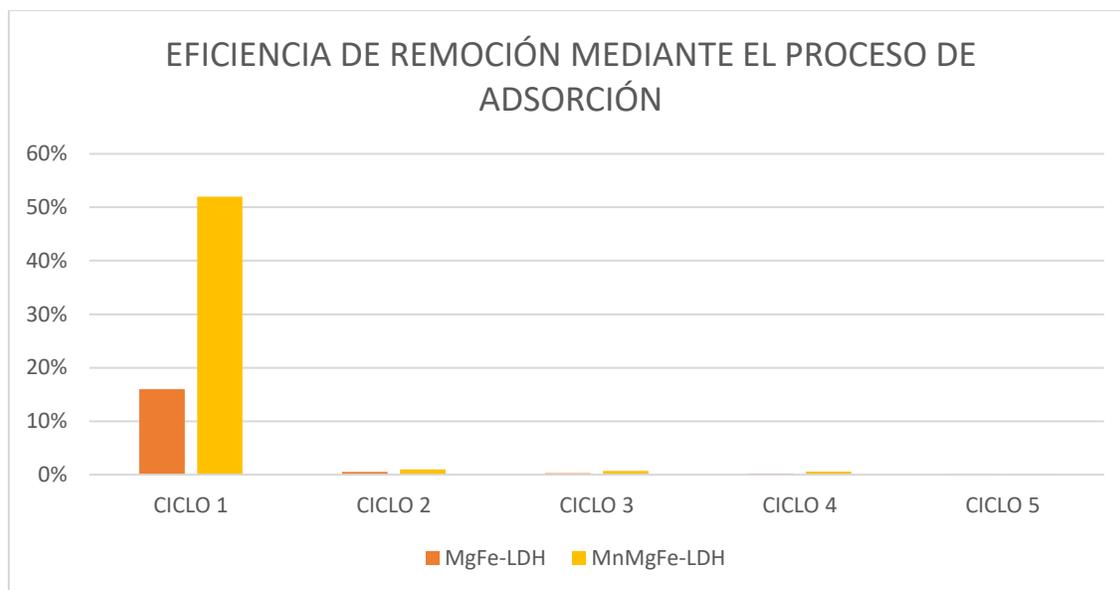


Nota. Espectro FTIR para los LDHs. Tomado de S. L. Rosembergue Gabriel Lima Gonçalves, Hana Moreira Mendes Bastos, «Fenton-like degradation of methylene blue using Mg/Fe and MnMg/Fe layered double hydroxides as reusable catalysts», 2012. .

En el artículo “Fenton-like degradation of methylene blue using Mg/Fe and MnMg/Fe layered double hydroxides as reusable catalysts” se sometieron los catalizadores anteriormente descritos a un proceso experimental para evaluar el comportamiento en los métodos de adsorción Fenton y la reutilización de los mismos durante ciclos, para ello se usaron 1 gramo de catalizador por litro de solución a tratar a una temperatura de 35°C, en el caso del método Fenton se usó 1 ml de peróxido de hidrógeno, los resultados obtenidos por ambos métodos se pueden evidenciar en la figura 15 y 16 [99].

Figura 19.

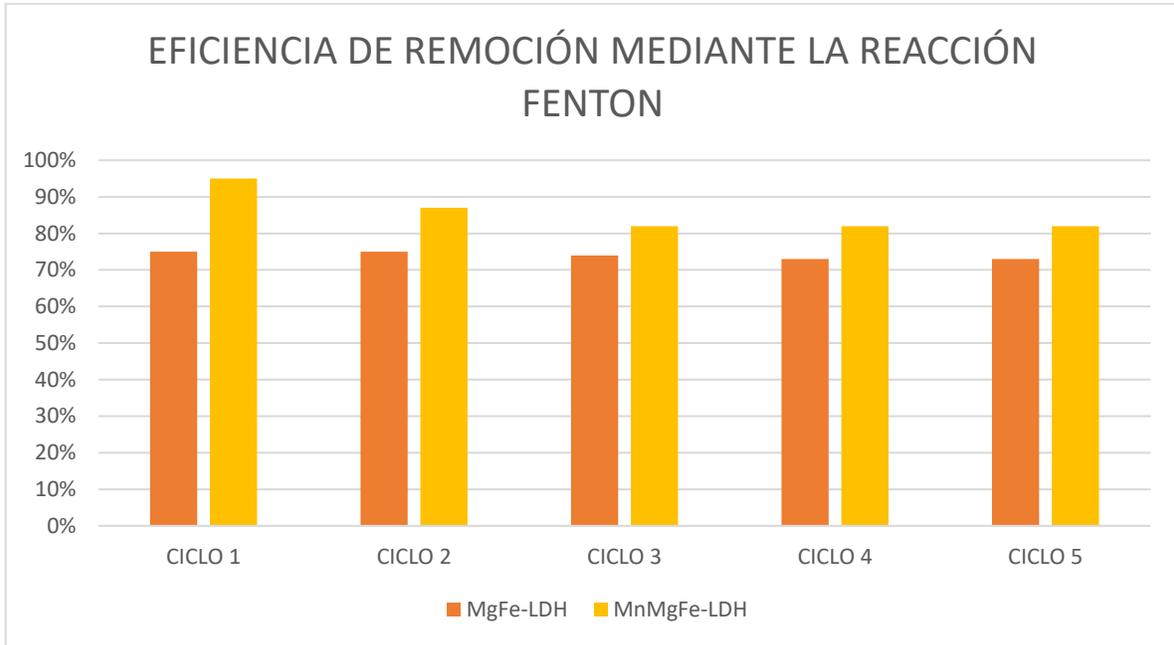
Reutilización de catalizadores en el proceso de adsorción.



Nota. *Reutilización de catalizadores en el proceso de adsorción.* Tomado de: S. L. Rosembergue Gabriel Lima Gonçalves, Hana Moreira Mendes Bastos, «Fenton-like degradation of methylene blue using Mg/Fe and MnMg/Fe layered double hydroxides as reusable catalysts», 2012.

Figura 20.

Reutilización de catalizadores en el proceso de adsorción.



Nota. Reutilización de catalizadores en el proceso de adsorción. Tomado de: S. L. Rosembergue Gabriel Lima Gonçalves, Hana Moreira Mendes Bastos, «Fenton-like degradation of methylene blue using Mg/Fe and MnMg/Fe layered double hydroxides as reusable catalysts», 2012.

A partir de los resultados experimentales se llegó a la conclusión que el uso de los LDHs como soporte catalítico en la reacción Fenton es más eficiente que el proceso de adsorción, como puede observarse, el porcentaje de remoción de contaminante en el proceso fenton es superior al 90% y su disminución a través de la reutilización es mínima, por ende, la vida útil de los LDHs de estos catalizadores bajo esta reacción es más alta [99].

4.8. Eficiencia para la degradación de amx en la reacción fenton

Para evaluar la degradación de amoxicilina en aguas residuales mediante la reacción Fenton se realizó una búsqueda bibliográfica de investigaciones ya realizadas, plasmadas en la tabla 6, en ella se observa las especificaciones de cada uno de los catalizadores y el porcentaje de remoción respecto al contaminante emergente a tratar. La variación en la eficiencia de remoción se puede deber a la presencia de

impregnaciones, donde para el caso del catalizador Fe_3O_4/LDH se presenta una impregnación de magnética, lo cual afecta morfológicamente la estructura del material aumentando el área superficial, volumen de poro, tamaño de poro y favoreciendo la superficie específica, estas propiedades permiten una retención del contaminante sobre la superficie del catalizador, potenciando las reacciones oxidativas. Por lo anterior, se puede concluir que los hidróxidos dobles laminares son una alternativa que puede resultar siendo interesante para procesos oxidativos en tratamiento de aguas residuales, debido a que son materiales altamente porosos con facilidad de recuperación y reciclaje [100].

Tabla 6.

Relación porcentaje de remoción vs catalizador LDHs

Catalizador	Área superficial ($m^2 g^{-1}$)	Volumen de poro ($cm^3 g^{-1}$)	Tamaño medio de poro (nm)	Porcentaje de remoción	Cita
<i>CoCr · LDH</i>	166	0.1657	1.99	95%	[100]
<i>Fe₃O₄/LDH</i>	174	0.2398	2.76	99%	[100]
<i>Fe₂/LDH</i>	105	0.634	2.834	97%	[101]

Nota: Remoción de diferentes solidos para los contaminantes emergentes

El proceso Fenton demuestra alto grado de efectividad en la degradación de la mayoría de compuestos alifático, aromáticos clorados, bifenilos policlorados, colorantes, nitro aromáticos, fenoles, entre otros, reduciendo los compuestos que no puedan ser degradados o atacados por este proceso [80]. El proceso es aplicable para destruir contaminantes, en este caso la amoxicilina, y es efectivo por la generación de radicales OH. Un exceso de iones Fe^{2+} puede atraparlos, afectando negativamente el proceso de oxidación. Parte de sus principales características está en la disminución de la demanda química de oxígeno, esto en la degradación de colorantes y residuos industriales en aguas subterráneas y en el tratamiento de lixiviados [80]. Existen otras ventajas del proceso que vale la pena señalar, el Fe^{2+} es abundante y poco tóxico, el H_2O_2 es fácil de manejar y ambientalmente no reviste mayor gravedad, no forma compuestos clorados como otras técnicas oxidantes, el diseño de reactores es bastante

sencillo y este proceso es muy útil en pretratamiento de compuestos poco biodegradables.

Se logra entonces demostrar la eficiencia del proceso Fenton en la degradación de amoxicilina, siendo este proceso una solución complementaria a los procesos de oxidación avanzada para el tratamiento de aguas de tipo residual contaminada con fármacos como la amoxicilina.

5. MARCO LEGAL

5.1. Ley 23 de 1973

El congreso de Colombia decretó la ley 23 de 1973 con la finalidad de conservar los recursos naturales y prevenir la contaminación a lo largo de todo el territorio nacional, especificando que el medio ambiente hace parte del patrimonio común y por ende se debe mitigar toda alteración del mismo. El gobierno incentivara y coordinará junto con las entidades gubernamentales programas de protección de los recursos naturales, estableciendo un reglamento en donde se fijarán los niveles permisibles de contaminación, en caso tal de que no se actúe de forma armónica con la norma se aplicaran sanciones [102].

5.2. Ley 99 de 1993

El estado como principal responsable de la preservación, regulación y clasificación de las aguas garantizando la calidad de la misma para consumo humano; expidió la Ley 99 de 1993 por la cual se creó el Ministerio del Medio Ambiente (hoy Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial), se reordena el Sector Público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se reorganiza el Sistema Nacional Ambiental SINA, donde se dictan otras disposiciones [103]. Las empresas que desarrollen actividades industriales, comerciales o de servicios, que en sus procesos generen aguas residuales, deben conocer y aplicar los parámetros establecidos para la generación de vertimientos y, con ello, realizar los ajustes necesarios en sus procedimientos e infraestructura a fin de evitar sanciones por desconocimiento u omisión [103]. La Norma de 'Vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público' busca reducir y controlar las sustancias contaminantes que llegan a ríos, lagunas y al sistema de alcantarillado público, entre otros [103].

5.3. Ley 161 de 1994

Mediante la ley 161 de 1994 expedida el 3 de agosto se estableció la Corporación Autónoma Regional como una entidad especial de orden nacional que tendrá como objetivo la preservación y recuperación del medio ambiente, generando un aprovechamiento sostenible de los recursos naturales renovables [104].

5.4. Ley 373 de 1997

El 6 de junio de 1997 se decretó la ley 373, mediante la cual se generó el programa para el uso eficiente y ahorro del agua, el cual establece un marco normativo que se deberá implementar en todas las regiones y municipios de la nación. Este programa estará fundamentado en la oferta hídrica de las fuentes de abastecimiento y la demanda del agua usando medidores de consumo adoptados por el servicio de acueducto, hidroeléctricas y entidades de recurso hídrico [105]

5.5. Ley 1625 de 2013

La ley 1625 fue decretada el 29 de abril del 2013 con el objetivo de establecer un conjunto de normas relacionadas directamente con las áreas metropolitanas. Dichas áreas hacen referencia a entidades administrativas vinculadas con el desarrollo sostenible y el ordenamiento territorial para la prestación de servicios públicos teniendo en cuenta políticas ambientales, económicas y sociales [106].

5.6. Decreto 3930 de 2010

La norma de vertimientos reglamenta el artículo 28 del Decreto 3930 de 2010, actualiza el decreto 1594 de 1984 (vigente desde hace 30 años) respondiendo a la nueva realidad urbana, industrial y ambiental del país. Permitirá el control de las sustancias contaminantes que llegan a los cuerpos de agua vertidas por 73 actividades productivas presentes en ocho sectores económicos del país [107]. La resolución es de obligatorio cumplimiento para todas aquellas personas que desarrollen actividades industriales, comerciales o de servicios y que en el desarrollo de las mismas generen aguas residuales, que serán vertidas en un cuerpo de agua superficial o al alcantarillado público[107].

El control se realizará a partir de la medición de la cantidad de sustancias descargadas, que es lo que impacta en la calidad del agua, y no el proceso de tratamiento. Ahora esta medición se realizará en mg/L y no en kg día, como se venía haciendo. Este es tal vez uno de los cambios más importantes presentes en la Norma de Vertimientos Puntuales y es la revisión de los valores a partir de la concentración, lo que va a permitir tener un parámetro fijo a cumplir según la actividad productiva. Según lo explicó el Ministro de

Ambiente y Desarrollo Sostenible, Gabriel Vallejo López, “*al pasar del porcentaje de remoción de carga contaminante al valor de concentración se va a lograr una mayor exigencia en el control pues ya se podrá evaluar el impacto de lo que se está descargando y no la eficiencia del proceso*” .El ministro enfatizó que son las autoridades ambientales las responsables de hacer un seguimiento y control al cumplimiento de la Norma sobre quienes desarrollen actividades industriales, comerciales o de servicios y que en el desarrollo de éstas generen aguas residuales que serán vertidas sobre cuerpos de agua superficiales o al alcantarillado público [107].

La nueva norma permitirá revisar los vertimientos puntuales que se realizan en ocho sectores y 73 actividades productivas a partir de 56 parámetros que consideran las características de actividades industriales, comerciales y de servicios. Presenta tres características principales [107]:

1. Establece los porcentajes máximos permitidos de vertimientos por actividad productiva
2. Antes, todas las actividades productivas debían cumplir con un 20% de porcentaje de vertimientos, ahora se establece un límite máximo permitido por actividad económica.
3. Hace una diferenciación entre Aguas Residuales Domésticas (ARD) de las Aguas Residuales no Domésticas (ARND).

Los valores y parámetros propuestos se trabajaron con los representantes de diversos sectores productivos en donde quedó constancia de que son cumplibles con los recursos técnicos, tecnológicos y económicos que hay disponibles en el país [107]. La nueva norma de vertimientos se construyó durante cuatro años, a partir de la revisión de normas internacionales, de información suministrada por las autoridades ambientales en cada región, y con información reunida a partir de tres grandes consultas públicas, dos concejos con técnicos asesores y encuentros participativos con sectores productivos, gremios, asociaciones, la academia y la comunidad en general [107].

5.7. Resolución 0631 del 2015

La resolución tiene como objetivos reducir la contaminación de los vertimientos, la descontaminación de los ríos y quebradas, mejorar la calidad del agua y aumentar la oferta de agua limpia. Por ello, en esta se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones [108]. Para el caso puntual de este proyecto es necesario aclarar que, en Colombia no existe una legislación para el vertimiento de aguas que especifique las concentraciones permisibles de los diferentes antibióticos. Para el caso de la amoxicilina la cual es secretada y posteriormente depositada en las diferentes fuentes de aguas residuales hospitalarias no se registra un valor permitido de su concentración, puesto que, los hospitales son la principal fuente donde las concentraciones vertidas de este medicamento son elevadas y aun así no hay una ley que lo regule. Sin embargo, en el artículo 13 se establece para la fabricación de gases industriales y medicinales parámetros de pH entre 6 -9 y la demanda química de oxígeno (DQO) con un máximo de 300 mg/L O₂, los cuales permiten identificar la calidad del agua que será vertida cuando pase por los procesos de adsorción y oxidación propuestos [108].

5.8. Resolución 0324 del 2015

Esta resolución fue expedida el 17 de Marzo del 2015 en la que estipula *“Por la cual se fijan las tarifas para el Cobro de los servicios de evaluación y seguimiento de licencias, permisos, concesiones, autorizaciones y demás instrumentos de control y manejo ambiental y se dictan otras disposiciones”* y aquellas que la modifiquen y/o deroguen [109].

6. CONCLUSIONES

Se identificó que la técnica de coprecipitación es una de las técnicas más fiables y reproducibles para la síntesis de arcillas aniónicas tipo hidrotalcitas, debido a que mediante la aplicación de radiación de microondas en la síntesis de sólidos con este tipo de estructura resulta bastante viable, ya que evita el calentamiento a alta temperatura y reduce los tiempos de reacción, e incluso el tamaño de los cristales de la hidrotalcita sintetizada por este método es más pequeño que el obtenido por el método convencional, lo cual representara más eficiencia para la remoción de contaminantes emergentes.

Se determinó que mediante el método de coprecipitación se obtiene una mayor estabilidad térmica en los compuestos obtenidos, mayor conversión, por ende, a partir del mismo se obtienen reacciones mucho más limpias, lo cual demuestra claramente, que las hidrotalcitas pueden llegar a actuar como adsorbentes de impurezas.

Los hidroxidos dobles laminares se caracterizan por poseer una gran superficie y una alta capacidad de intercambio anionico, generando materiales accesibles y altamente flexibles hacia varias especies anionicas lo cual representa una alta viabilidad para la eliminación de contaminantes como lo pueden ser metales e iones toxicos, tintes organicos, farmacos presentes en aguas residuales y gases toxicos liberados diariamente por industrias o incluso automoviles por ello son compuestos prometedores para usos de tecnologías de remediación del medio ambiente.

El mecanismo de adsorción de compuestos emergentes (amoxicilina) de los LDHs se da mediante el intercambio anionico, por ello, para mejorar el porcentaje de remoción en el proceso de adsorción se puede generar híbridos de LDHs mediante la técnica de impregnación de metales de transición, aumenta la remoción hasta aproximadamente 150 mg AMX/ g LDHs.

Las hidrotalcitas demuestran una buena conversión de la amoxicilina disminuyendo su concentración y llevándolo a otro tipo de especies orgánicas, esto gracias a la adición de especies de hierro que contribuyen a una buena modificación de las arcillas dándoles así propiedades catalíticas idóneas para las reacciones que corresponden. Esto afirma el

buen funcionamiento de los catalizadores. Por lo que el proceso Fenton resulta siendo una solución complementaria a los procesos de oxidación avanzada para el tratamiento de aguas tipo residual contaminada con amoxicilina debido a su difícil tratamiento con otras técnicas oxidativas.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] K. Kümmerer, «Antibiotics in the aquatic environment - A review - Part I», *Chemosphere*, vol. 75, n.º 4, pp. 417-434, 2009, doi: 10.1016/j.chemosphere.2008.11.086.
- [2] Infac, «Farmacontaminación. Impacto ambiental de los medicamentos», *Infac*, vol. 24, n.º 10, pp. 60-61, 2016, [En línea]. Disponible en: http://files.sld.cu/medicamentos/files/2017/01/INFAC_Vol_24_n_10_farmacontaminacion.pdf.
- [3] OMS, «Productos farmacéuticos en el agua potable», 2020. https://www.who.int/water_sanitation_health/emerging/info_sheet_pharmaceuticals/es/.
- [4] A. Agua *et al.*, «Fármacos como contaminantes emergentes : procedimiento para su cuantificación en aguas residuales», pp. 74-78, 2017.
- [5] J. Castro Espinoza y L. F. Molineros, «Cualificación y experiencia de los vendedores de droguería para la dispensación de amoxicilina en una comuna de Santiago de Cali, Colombia», *Rev. Colomb. Ciencias Químico-Farmacéuticas*, vol. 47, n.º 1, pp. 53-70, 2018, doi: 10.15446/rcciquifa.v47n1.70658.
- [6] C. Rocha, N. D. Reynolds, y M. P. Simons, «Resistencia emergente a los antibióticos: una amenaza global y un problema crítico en el cuidado de la salud», *Rev. Peru. Med. Exp. Salud Publica*, vol. 32, n.º 1, p. 139, 2015, doi: 10.17843/rpmesp.2015.321.1586.
- [7] Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, «Plan Maestro Acueducto Y Alcantarillado», p. 39, 2006, [En línea]. Disponible en: http://www.acueducto.com.co/wps_4/wps_4/contenidos/archivos/DocumentotecnicoDTS.pdf.
- [8] J. Maestu *et al.*, «No Title».
- [9] SECRETARIA DE ESTADO DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES, «Normas sobre la calidad del agua», 2001, [En línea]. Disponible en:

<http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/dom60779.pdf>.

- [10] MinAmbiente, *Política Nacional Recurso Hídrico*. 2010.
- [11] F. Anselme, N. Saoudi, M. Redonnet, y B. Letac, «Atrioatrial conduction after orthotopic heart transplantation», *J. Am. Coll. Cardiol.*, vol. 24, n.º 1, pp. 185-189, 1994, doi: 10.1016/0735-1097(94)90561-4.
- [12] Comisión Reguladora de Agua - Departamento Nacional de Planeación y F. de D. T.-M. de D. E. M. de M. A.-S. de S. Públicos, «Análisis del sector de agua potable y saneamiento en Colombia», *Plan Reg. Inversiones en Ambient. y Salud - Ser. Análisis*, n.º 11, p. 270, 1997.
- [13] Centro de Ciencia y Tecnología de Antioquia - (CTA), «Misión de crecimiento verde. Propuestas de acciones y recomendaciones Consultoría sobre productividad del uso del agua y la eficiencia en el tratamiento de aguas residuales y en el reúso del agua en Colombia.», p. 164, 2018, [En línea]. Disponible en: https://www.dnp.gov.co/Crecimiento-Verde/Documents/ejes-tematicos/Agua/INFORME_PROPUESTAS_FINAL_18_05_18.pdf.
- [14] V. C. Lima, T. S. Prata, G. Landa, L. A. Yannuzzi, y R. B. Rosen, «Intravitreal triamcinolone and bevacizumab therapy for combined papillophlebitis and central retinal artery occlusion», *Retin. Cases Br. Reports*, vol. 4, n.º 2, pp. 125-128, 2010, doi: 10.1097/ICB.0b013e3181ad3957.
- [15] M. R. Girbau Garcia, «La contaminación del agua», *Ciencias la Tierra y del Medio Ambient.*, pp. 1-5, 2002, [En línea]. Disponible en: <http://www1.ceit.es/asignaturas/ecologia/Hipertexto/00General/IndiceGral.html>.
- [16] J. del C. R. Carrasco, C. Y. S. Delgado, y D. F. O. Cobos, «Emerging contaminants and its impact on the health», *Rev. la Fac. Ciencias Médicas la Univ. Cuenca*, vol. 35, n.º 2, pp. 55-59, 2017, [En línea]. Disponible en: <https://publicaciones.ucuenca.edu.ec/ojs/index.php/medicina/article/view/1723>.
- [17] M. Janet Gil, A. María Soto, J. Iván Usma, y O. Darío Gutiérrez, «Emerging contaminants in waters: effects and possible treatments Contaminantes

- emergentes em águas, efeitos e possíveis tratamentos», vol. 7, n.º 2, pp. 52-73, 2012, [En línea]. Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/pml/v7n2/v7n2a05.pdf>.
- [18] W. Tao, V. Ivanovska, B. Schweickert, y A. Muller, «Proxy indicators for antibiotic consumption; surveillance needed to control antimicrobial resistance», *Bull. World Health Organ.*, vol. 97, n.º 1, pp. 3-3A, 2019, doi: 10.2471/BLT.18.227348.
- [19] J. J. López y A. M. Garay, «Study of the use of antibiotics in the outpatient service of a public hospital in Bogotá, D. C.», *Rev. Colomb. Ciencias Químico-Farmacéuticas*, vol. 45, n.º 1, p. 456, 2016, doi: 10.15446/rcciquifa.v45n1.58014.
- [20] F. E. Santiago Valverde y M. J. Torres Aguirre, «Análisis físicoquímico en condiciones normales y de estabilidad acelerada de amoxicilina tabletas recubiertas de fiable y dudosa procedencia», 2013.
- [21] G. -Gómez, P. Gortáres-Moroyoqui, y Drogui P, «Contaminantes emergentes: efectos y tratamientos de remoción Emerging contaminants: effects and removal treatments», Buenos aries.
- [22] R. W. Leggett, «A biokinetic model for manganese», *Sci. Total Environ.*, vol. 409, n.º 20, pp. 4179-4186, 2011, doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.07.003.
- [23] M. M. Maroneze, L. Q. Zepka, J. G. Vieira, M. I. Queiroz, y E. Jacob-Lopes, «Procesos de tratamiento de aguas residuales para la eliminación de contaminantes orgánicos emergentes», *Rev. Ambient. e Agua*, vol. 9, n.º 3, pp. 445-458, 2014, doi: 10.4136/1980-993X.
- [24] José Roig Bondia, «Eliminación de contaminantes emergentes mediante Humedales Artificiales como sistema alternativo o complementario a un tratamiento de aguas convencional», *Tesis master*, pp. 20-25.
- [25] S. S. Bes Monge, D. A. M. . Silva, y D. C. Bengoa, *Manual técnico sobre procesos de oxidación avanzada aplicados al tratamiento de aguas residuales industriales*, n.º 978-84-09-08637-5. 2016.
- [26] A. Rubio Clemente, E. Lenin Chica Arrieta, y G. Antonio Peñuela Mesa, «Procesos

- de tratamiento de aguas residuales para la eliminación de contaminantes orgánicos emergentes», *An Interdiscip. J. Appl. Sci. Rev. Ambient. Água*, vol. 8, doi: 10.4136/1980-993X.
- [27] S. R. Concepción, «Fichas técnicas de etapas de procesos de plantas de tratamiento de aguas residuales de la industria textil Reacciones Fenton Serie: Tratamientos terciarios», *Univ. la Coruña*, p. 31, 2015.
- [28] E. M. Cuerda-Correa, M. F. Alexandre-Franco, y C. Fernández-González, «Advanced oxidation processes for the removal of antibiotics from water. An overview», *Water (Switzerland)*, vol. 12, n.º 1, 2020, doi: 10.3390/w12010102.
- [29] M. de los Á. Ocaña Zarceño, *Síntesis de Hidrotalcitas y Materiales Derivados: Aplicación en Catálisis Básica*. 2005.
- [30] S. Kou y M. Rosario, «Aplicaciones Tecnológicas De Las Arcillas Modificadas», *Rev. la Soc. Química del Perú*, vol. 74, n.º 1, pp. 57-74, 2008.
- [31] M. Barboza Quiroz, A. Infante Quispe, y M. Quispe Chilon, «Minerales arcillosos», Universidad Nacional, 2010.
- [32] D. Rafael, C. García, D. Felipe, y B. González, *APLICACIÓN DE HIDROTALCITAS COMO ADSORBENTES PARA LA REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR PLAGUICIDAS DE AGUAS Y SUELOS MEMORIA para aspirar al grado de Doctor por la Universidad de Córdoba*. .
- [33] P. Benito, I. Guinea, y F. Labajos, «Arcillas aniónicas. Una alternativa a las mezclas de óxidos zn/mg en el proceso de vulcanizado.», *Macla Rev. la Soc. Española Mineral.*, n.º 6, pp. 93-95, 2006.
- [34] S. A. T. Redfern, «Manual of mineralogy (After James D. Dana), 21st edn, by C. Klein and C. S. Hurlbut Jr, Wiley, New York, 1993. No. of pages: 681. ISBN 0471535605», *Geol. J.*, vol. 30, n.º 1, pp. 84-85, mar. 1995, doi: 10.1002/gj.3350300114.
- [35] G. Negrón, L. Soto, A. Guerra, L. Lomas, y J. Méndez, «Preparación de hidrotalcitas mediante radiación de microondas. Evaluación de la actividad

- catalítica», 2000.
- [36] D. R. Martínez y G. G. Carbajal, «Hidróxidos dobles laminares: arcillas sintéticas con aplicaciones en nanotecnología», 2012. Accedido: sep. 07, 2020. [En línea]. Disponible en: www.saber.ula.ve/avancesenquimica.
- [37] J. R. Ruiz, A. P. Payares, y E. Meza Fuentes, «Synthesis and structural characterization of Zn-Al-Cu hydrotalcites», 2015.
- [38] S. Daniel y S. Thomas, *Layered double hydroxides: fundamentals to applications*. Elsevier Ltd, 2020.
- [39] M. Meyn, K. Beneke, y G. Lagaly, «Anion-Exchange Reactions of Layered Double Hydroxides», *Inorg. Chem.*, vol. 29, n.º 26, pp. 5201-5207, dic. 1990, doi: 10.1021/ic00351a013.
- [40] F. Cavani, F. Trifirb, y A. Vaccari, «HYDROTALCITE-TYPE ANIONIC CLAYS: PREPARATION, PROPERTIES AND APPLICATIONS».
- [41] A. Vaccari, «Clays and catalysis: A promising future», *Appl. Clay Sci.*, vol. 14, n.º 4, pp. 161-198, 1999, doi: 10.1016/S0169-1317(98)00058-1.
- [42] A. Schaetz, M. Zeltner, y W. J. Stark, «Carbon modifications and surfaces for catalytic organic transformations», *ACS Catalysis*, vol. 2, n.º 6. American Chemical Society, pp. 1267-1284, jun. 01, 2012, doi: 10.1021/cs300014k.
- [43] K. H. Goh, T. T. Lim, y Z. Dong, «Application of layered double hydroxides for removal of oxyanions: A review», *Water Res.*, vol. 42, n.º 6-7, pp. 1343-1368, 2008, doi: 10.1016/j.watres.2007.10.043.
- [44] I. Gonzalez, I. Muga, J. Rogríguez, y M. Blanco, «Contaminantes emergentes en aguas residuales urbanas y efluentes hospitalarios», *Tecnoaqua*, vol. 29, n.º Enero-Febrero, pp. 42-54, 2018.
- [45] U. autónoma Metropolitana, «Síntesis de Hidrotalcitas por el método de coprecipitación», 2017. [https://www.studocu.com/es-mx/document/universidad-autonoma-metropolitana/laboratorio-de-quimica-inorganica/practicas/sintesis-de-](https://www.studocu.com/es-mx/document/universidad-autonoma-metropolitana/laboratorio-de-quimica-inorganica/practicas/sintesis-de)

- hidrotalcitas-por-el-metodo-de-co/3406399/view (accedido ago. 21, 2020).
- [46] M. Khalkhali, X. Zhu, Y. Shi, Q. Liu, P. Choi, y H. Zhang, «Structure and CO₂ physisorption capacity of hydrotalcite-derived oxide», *J. CO₂ Util.*, vol. 36, n.º October 2019, pp. 64-75, 2020, doi: 10.1016/j.jcou.2019.10.019.
- [47] E. Géraud, M. Bouhent, Z. Derriche, F. Leroux, V. Prévot, y C. Forano, «Texture effect of layered double hydroxides on chemisorption of Orange II», *J. Phys. Chem. Solids*, vol. 68, n.º 5-6, pp. 818-823, 2007, doi: 10.1016/j.jpcs.2007.02.053.
- [48] M. Li *et al.*, «Layered Double Hydroxide Sorbents for Removal of Selenium from Power Plant Wastewaters», *ChemEngineering*, vol. 3, n.º 1, p. 20, 2019, doi: 10.3390/chemengineering3010020.
- [49] K. Herbert y A. Troconis, «Tratamiento de Aguas Residuales mapa de la», 2010.
- [50] A. Ambulkar, «wastewater treatment | Process, History, Importance, Systems, & Technologies | Britannica», *Encyclopedia Britannica*, oct. 29, 2020. <https://www.britannica.com/technology/wastewater-treatment> (accedido ene. 31, 2021).
- [51] R. Ramalho, «Tratamiento de aguas residuales - Rubens Sette Ramalho - Google Libros», *Editorial Reverté*, ene. 01, 1990. <https://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=30etGjzPXyWC&oi=fnd&pg=PA1&dq=pretratamiento+de+aguas+residuales&ots=ODqaCZiymb&sig=MgLLZJQb6mhbYVhCpUKGwCP0HoA#v=onepage&q=pretratamiento+de+aguas+residuales&f=false> (accedido ene. 31, 2021).
- [52] C. Gutiérrez y J. Moreno, «Los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales desde una visión no convencional The Biological processes of wastewater treatment from a non-conventional vision», La habana, sep. 2018.
- [53] M. Brusseau, Pepper Ian, y C. Gerba, «Environmental and Pollution Science | ScienceDirect», *Prensa academica*, 2019. <https://www.sciencedirect.com/book/9780128147191/environmental-and-pollution-science> (accedido ene. 31, 2021).

- [54] T. R. Sahoo y B. Prelot, «Adsorption processes for the removal of contaminants from wastewater», en *Nanomaterials for the Detection and Removal of Wastewater Pollutants*, Elsevier, 2020, pp. 161-222.
- [55] H. Patel y R. T. Vashi, «Fixed-Bed Column Studies of Dyeing Mill Wastewater Treatment Using Naturally Prepared Adsorbents», en *Characterization and Treatment of Textile Wastewater*, Elsevier, 2015, pp. 127-145.
- [56] A. Bahadori, «Solids handling systems and dryers», en *Essentials of Oil and Gas Utilities*, Elsevier, 2016, pp. 423-488.
- [57] L. Castelló Torre, «Diseño de un sistema de adsorción para la eliminación de colorantes presentes en disolución acuosa», *Univ. Politec. Val.*, p. 65, 2017.
- [58] N. Ayawei, A. N. Ebelegi, y D. Wankasi, «Modelling and Interpretation of Adsorption Isotherms», *J. Chem. Hindawi*, vol. 2017, 2017, doi: 10.1155/2017/3039817.
- [59] A. O. M. Faust Samuel D., «Procesos de adsorción para el tratamiento del agua - 1.a edición», *Butterworth-Heinemann*, 1986. <https://www.elsevier.com/books/adsorption-processes-for-water-treatment/faust/978-0-409-90000-2> (accedido ene. 23, 2021).
- [60] E. A. Ali Hashem, Hussein, y M. Sanousy, «Bioadsorption of Cd (II) from Contaminated Water on Treated Sawdust: Adsorption Mechanism and Optimization», *Journal of Water Resource and Protection*, 2012. https://www.scirp.org/pdf/JWARP_2013012511381980.pdf (accedido ene. 23, 2021).
- [61] T. M. Elmorsi, «Equilibrium Isotherms and Kinetic Studies of Removal of Methylene Blue Dye by Adsorption onto Miswak Leaves as a Natural Adsorbent», *Journal of Environmental Protection*, 2011. https://www.scirp.org/pdf/JEP20110600003_37487737.pdf (accedido ene. 23, 2021).
- [62] I. T. Ahmet Günay, Ertan Arslankaya, «Lead removal from aqueous solution by natural and pretreated clinoptilolite: Adsorption equilibrium and kinetics», *Journal*

of *Hazardous Materials* 146, 2007.
<https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S0304389406014890?token=A540666D3E940674643C21BE828F332462BF2A9CA7B5A0FD8680CCCC5B03F6E16402221F80571D5528E6C245817B9F2F> (accedido ene. 23, 2021).

- [63] N. Ayawei, S. S. Angaye, D. Wankasi, y E. D. Dikio, «Synthesis, Characterization and Application of Mg/Al Layered Double Hydroxide for the Degradation of Congo Red in Aqueous Solution», *Open J. Phys. Chem.*, vol. 05, n.º 03, pp. 56-70, 2015, doi: 10.4236/ojpc.2015.53007.
- [64] D. M. Hardiljeet K., Boparai, Meera Joseph, «Kinetics and thermodynamics of cadmium ion removal by adsorption onto nano zerovalent iron particles | Lector mejorado de Elsevier», *Journal of Hazardous Materials*, 2010. <https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S0304389410014536?token=DC53A866889D63283D50B4EBCD521ED5401F8F0E9C8C96E72E9A43316BB337B7FE9678930C5535A1860980C01413C258> (accedido ene. 23, 2021).
- [65] F. Brouers y T. J. Al-Musawi, «On the optimal use of isotherm models for the characterization of biosorption of lead onto algae», *J. Mol. Liq.*, vol. 212, pp. 46-51, 2015, doi: 10.1016/j.molliq.2015.08.054.
- [66] B. R. Venkatraman, T. Rajachandrasekar, M. Herna, y S. Arivoli, «Adsorption kinetics and thermodynamics of copper metal ion on to acid activated low cost carbon», *Indian J. Environ. Prot.*, vol. 27, n.º 9, pp. 813-823, 2007.
- [67] N. Lv, X. Wang, S. Peng, H. Zhang, y L. Luo, «Study of the kinetics and equilibrium of the adsorption of oils onto hydrophobic jute fiber modified via the sol-gel method», *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 15, n.º 5, 2018, doi: 10.3390/ijerph15050969.
- [68] J. P. Simonin, «On the comparison of pseudo-first order and pseudo-second order rate laws in the modeling of adsorption kinetics», *Chem. Eng. J.*, vol. 300, pp. 254-263, 2016, doi: 10.1016/j.cej.2016.04.079.
- [69] C. Yang *et al.*, «Highly efficient removal of amoxicillin from water by Mg-Al layered

- double hydroxide/cellulose nanocomposite beads synthesized through in-situ coprecipitation method», *Int. J. Biol. Macromol.*, vol. 149, pp. 93-100, 2020, doi: 10.1016/j.ijbiomac.2020.01.096.
- [70] L. Santamaría, M. López-Aizpún, M. García-Padial, M. A. Vicente, S. A. Korili, y A. Gil, «Zn-Ti-Al layered double hydroxides synthesized from aluminum saline slag wastes as efficient drug adsorbents», *Appl. Clay Sci.*, vol. 187, n.º January, p. 105486, 2020, doi: 10.1016/j.clay.2020.105486.
- [71] K. Kaneko, «Determination of pore size and pore size distribution. 1. Adsorbents and catalysts», *Journal of Membrane Science*, vol. 96, n.º 1-2. Elsevier, pp. 59-89, nov. 28, 1994, doi: 10.1016/0376-7388(94)00126-X.
- [72] J. Miao, X. Zhao, Y.-X. Zhang, y Z.-H. Liu, «Feasible synthesis of hierarchical porous MgAl-borate LDHs functionalized Fe₃O₄@SiO₂ magnetic microspheres with excellent adsorption performance toward congo red and Cr(VI) pollutants | Lector mejorado de Elsevier», *Journal of Alloys and Compounds*, 2020. <https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S0925838820343383?token=0965B883CE7195BF1503BE1E57BC9633FE38A74EEFF149EA1188AF737C8512CF114A2D24A7DB3AA1357F08D8ABC5C49C> (accedido ene. 25, 2021).
- [73] A. Rubio-Clemente, E. L. Chica, y G. A. Peñuela, «Application of Fenton process for treating petrochemical wastewater», 2014.
- [74] M. Sievers, «Advanced Oxidation Processes», en *Treatise on Water Science*, vol. 4, Elsevier, 2011, pp. 377-408.
- [75] Y. J. Chen *et al.*, «Application of fenton method for the removal of organic matter in sewage sludge at room temperature», *Sustain.*, vol. 12, n.º 4, pp. 1-10, 2020, doi: 10.3390/su12041518.
- [76] M. Xu, C. Wu, y Y. Zhou, «Advancements in the Fenton Process for Wastewater Treatment», en *Advanced Oxidation Processes - Applications, Trends, and Prospects*, IntechOpen, 2020.
- [77] E. Neyens, J. Baeyens, M. Weemaes, y B. De Heyder, «Pilot-scale peroxidation

- (H₂O₂) of sewage sludge», *J. Hazard. Mater.*, vol. 98, n.º 1-3, pp. 91-106, 2003, doi: 10.1016/S0304-3894(02)00287-X.
- [78] J. C. Garcia Herrera, «Procesos fenton y foto-fenton para el tratamiento de aguas residuales de laboratorio microbiológico empleando Fe₂O₃ soportado en nanotubos de carbono», *Repos. Ujaveriana*, p. 65, 2014, [En línea]. Disponible en: <https://repository.javeriana.edu.co/bitstream/handle/10554/11853/GarciaHerreraJulianCamilo2014.pdf?sequence=1>.
- [79] P. A. Carneiro, R. F. P. Nogueira, y M. V. B. Zanoni, «Homogeneous photodegradation of C.I. Reactive Blue 4 using a photo-Fenton process under artificial and solar irradiation», *Dye. Pigment.*, vol. 74, n.º 1, pp. 127-132, 2007, doi: 10.1016/j.dyepig.2006.01.022.
- [80] M. C. Alvarado *et al.*, «DEGRADACIÓN DE AMOXICILINA MEDIANTE LA REACCIÓN FENTON USANDO ARCILLAS PILARIZADAS CON Fe/Al».
- [81] M. S. B. DÍAZ y S. F. C. IBAÑEZ, «EVALUACIÓN DE LA APLICACIÓN DEL MÉTODO FENTON A NIVEL LABORATORIO EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA EMPRESA AGUAS SAN JUAN S.A.S ESP», 2016. <https://repository.uamerica.edu.co/bitstream/20.500.11839/618/1/6102489-2016-2-IQ.pdf> (accedido nov. 26, 2020).
- [82] F. Bergaya, «Handbook of Clay Science, Volume 5 - 2nd Edition», may 24, 2013. <https://www.elsevier.com/books/handbook-of-clay-science/bergaya/978-0-08-099364-5?aaref=https%3A%2F%2Fwww.google.com%2F> (accedido nov. 09, 2020).
- [83] S. Mallakpour, M. Hatami, y C. M. Hussain, «Recent innovations in functionalized layered double hydroxides: Fabrication, characterization, and industrial applications», *Adv. Colloid Interface Sci.*, vol. 283, p. 102216, 2020, doi: 10.1016/j.cis.2020.102216.
- [84] F. De *et al.*, «UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID Síntesis y caracterización de catalizadores para la oxidación húmeda catalítica de colorantes

- y aguas residuales MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR PRESENTADA POR», 2013.
- [85] R. Munter, «ADVANCED OXIDATION PROCESSES-CURRENT STATUS AND PROSPECTS», 2001.
- [86] D. Mg-Al, M. CON Co, y C. Zn Leidy Carolina Jaimes Arias, «REMOCIÓN DE FENOL UTILIZANDO CATALIZADORES TIPO HIDROTALCITA», 2016.
- [87] A. L. R.-T. G. Carlos Gamarra Güere, «DECOLORACIÓN DEL ANARAJADO DE METILO EMPLEANDO EL SISTEMA FENTON», *Soc. Química del Perú*, vol. 80, n.º 1, pp. 24-34, 2014.
- [88] N. Wang, T. Zheng, G. Zhang, y P. Wang, «A review on Fenton-like processes for organic wastewater treatment», *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 4, n.º 1, pp. 762-787, 2016, doi: 10.1016/j.jece.2015.12.016.
- [89] V. Kavitha y K. Palanivelu, «The role of ferrous ion in Fenton and photo-Fenton processes for the degradation of phenol», *Chemosphere*, vol. 55, n.º 9, pp. 1235-1243, jun. 2004, doi: 10.1016/j.chemosphere.2003.12.022.
- [90] MARÍA ALEJANDRA BRICEÑO DUQUE y M. F. C. LEÓN, «EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE AMOXICILINA MEDIANTE EL USO DE BENTONITA MODIFICADA POR LA TÉCNICA DE DELAMINACIÓN», *Fund. Univ. AMÉRICA*, pp. 1-120, 2020, [En línea]. Disponible en: <https://repository.uamerica.edu.co/bitstream/20.500.11839/7773/1/6142380-2020-1-IQ.pdf>.
- [91] S. Fogler, *Essentials of Chemical Reaction Engineering: Mole Balances*. 2010.
- [92] E. Neyens y J. Baeyens, «A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique», *J. Hazard. Mater.*, vol. 98, n.º 1-3, pp. 33-50, 2003, doi: 10.1016/S0304-3894(02)00282-0.
- [93] H. Wang, Z. Zhang, M. Jing, S. Tang, Y. Wu, y W. Liu, «Synthesis of CuNiSn LDHs as highly efficient Fenton catalysts for degradation of phenol», *Appl. Clay Sci.*, vol. 186, n.º July 2019, p. 105433, 2020, doi: 10.1016/j.clay.2019.105433.

- [94] B. Brito, «Simulación de Desactivación y Regeneración de Reactores catalíticos», 2004.
- [95] R. Olivera y F. T. Doctoral, «Actividad y estabilidad de catalizadores para obtención de hidrógeno por oxidación parcial y reformado de etanol», Madrid, may 2012.
- [96] A. Rubio-Clemente, E. L. Chica, y G. A. Peñuela, «Application of Fenton process for treating petrochemical wastewater», Medellin, jun. 2014.
- [97] X. Domènech, W. F. Jardim, y M. I. Litter, «PROCESOS AVANZADOS DE OXIDACIÓN PARA LA ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES».
- [98] A. L. Teel, C. R. Warberg, D. A. Atkinson, y R. J. Watts, «Comparison of mineral and soluble iron Fenton's catalysts for the treatment of trichloroethylene», *Water Res.*, vol. 35, n.º 4, pp. 977-984, 2001, doi: 10.1016/S0043-1354(00)00332-8.
- [99] S. L. Rosembergue Gabriel Lima Gonçalves, Hana Moreira Mendes Bastos, «Fenton-like degradation of methylene blue using Mg/Fe and MnMg/Fe layered double hydroxides as reusable catalysts», 2012. .
- [100] R. G. L. Gonçalves *et al.*, «Performance of magnetite/layered double hydroxide composite for dye removal via adsorption, Fenton and photo-Fenton processes», *Appl. Clay Sci.*, vol. 179, oct. 2019, doi: 10.1016/j.clay.2019.105152.
- [101] K. Ramos y Y. Jiménez, «APLICACIÓN DE DISEÑO DE EXPERIMENTOS EN LA DEGRADACIÓN DE DESECHOS POR EL PROCESO FOTO-FENTON HETEROGÉNEO USANDO UN ÓXIDO MIXTO DE MgFeAl APPLICATION OF EXPERIMENTAL DESIGN IN THE DEGRADATION OF WASTEWATER BY THE HETEROGENEOUS PHOTO-FENTON PROCESS USING A MIXED OXIDE OF MgFeAl», vol. 28, pp. 574-582, 2016.
- [102] M. Pastrana, O. Uribe, H. Vallejo, y J. Salazar, «LEY 23 DE 1973», *Ministerio de ambiente*, 1973.
https://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegraldelRecursoHidrico/pdf/normativa/ley_23_de_1973.pdf (accedido ene. 29, 2021).
- [103] M. del M. Ambiente, «FUNDAMENTOS DE LA POLITICA AMBIENTAL

- COLOMBIANA», *Constitución política de colombia*, 2017.
https://www.mininterior.gov.co/sites/default/files/dacn_ley_99_de_1993_0.pdf
(accedido ene. 25, 2021).
- [104] J. Nader *et al.*, «LEY 161 DE 1994», *Congreso de la republica de Colombia*, ago. 03, 1994. [https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/leyes/96-ley 161 de 1994.pdf](https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/leyes/96-ley%20161%20de%201994.pdf) (accedido ene. 29, 2021).
- [105] L. Londoño, P. Pumarejo, G. Lamboglia, D. Vivas, E. Samper, y J. Cabrales, «LEY 373 DE 1997», *Congreso de la republica de Colombia*, jun. 06, 1997. [https://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegraldelRecursoHidrico/pdf/Le gislación del agua/Ley_373.pdf](https://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegraldelRecursoHidrico/pdf/Le%20gislaci%C3%B3n%20del%20agua/Ley_373.pdf) (accedido ene. 29, 2021).
- [106] R. Barreras, G. Pachecho, A. Posada, H. Mantilla, y M. Santos, «Ley 1625 de 2013 - EVA - Función Pública», *Congreso de la Republica de Colombia*, 2015. <https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=52972>
(accedido ene. 29, 2021).
- [107] M. del M. Ambiente, «Decreto 3930 de 2010 Nivel Nacional», *Alcaldía Mayor de Bogotá*, 2010. <https://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=40620> (accedido ene. 25, 2021).
- [108] Ministro de ambiente y desarrollo sostenible, «Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible», *Constitución política de colombia*, 2015. https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/d1-res_631_marz_2015.pdf (accedido ene. 25, 2021).
- [109] Ministro de ambiente y desarrollo sostenible, «AUTORIDAD NACIONAL DE LICENCIAS AMBIENTALES-ANLA-RESOLUCIÓN N°_____ modificar este encabezado (No Modificar este encabezado)», 2015.

GLOSARIO

Adsorción Proceso por el cual átomos o moléculas de una sustancia que se encuentra en determinada fase, son retenidos(as) en la superficie de otra sustancia que se encuentra en otra fase; como resultado de este proceso, se forma una capa de líquido o gas en la superficie de una sustancia sólida o líquida.

Aguas residuales Se caracterizan por ser aguas que han pasado por diferentes procesos de contaminación provocado por diversas sustancias orgánicas o inorgánica. Dentro de las sustancias orgánicas se encuentra la materia fecal y la orina y dentro de las sustancias inorgánicas puede encontrarse residuos de ácidos y bases entre otros compuestos procedentes de la industria química; vale la pena señalar este tipo de aguas representan un efecto nocivo tanto para el medio ambiente como para las personas que lo habitan.

Amoxicilina Antibiótico perteneciente a la familia de las penicilinas, comúnmente es usado para el tratamiento de infecciones en vías auditivas, garganta, tracto urinario y la piel. Su presencia en los efluentes suele ser de bajas concentraciones, sin embargo su permanencia en el agua puede provocar daños en el ecosistema.

Catalizador Compuesto que altera la velocidad de reacción en un sistema; usualmente los catalizadores son sólidos y puede tener revestimiento de algún metal.

Contaminantes emergentes Sustancias que al estar presentes en diferentes medios puede considerarse peligrosos por sus efectos desconocidos sobre los mismos, usualmente sus concentraciones son muy bajas.

Degradación Proceso de variación en las propiedades químicas de un compuesto, en el cual usualmente las moléculas complejas se convierten en moléculas simples, al pasar por ciertos procesos de transformación.

Fase activa Compuesto responsable del proceso catalítico, este puede ser un metal, óxido, o incluso la combinación de varios elementos.

Hidrotalcita Los hidróxidos dobles laminares o LDH son los únicos compuestos que existen en la naturaleza con láminas cargadas positivamente y aniones en el espacio interlaminares. Pueden considerarse materiales complementarios de las arcillas catiónicas por lo que a veces también se les denomina arcillas aniónicas.

Impregnación Técnica aplicada en la síntesis de catalizadores heterogéneos, que consiste en la unión de las fases activas a un soporte mediante el contacto entre el soporte y la solución que contiene el precursor en la fase acuosa.

Mineralización Modificación química que consiste en la transformación de una macromolécula orgánica a moléculas inorgánicas con bajos pesos moleculares, las cuales mediante reacciones químicas de oxidación e hidrólisis pueden ser oxidadas a compuestos inorgánicos e inmovilizados en el suelo.

Soporte catalítico Compuesto sobre el cual se soportan las fases activas precursoras de la actividad catalítica, mediante esta se beneficia la dispersión de las fases debido a su superficie porosa y su alta área superficial.

Reacción tipo fenton Consecuencia de la interacción entre el peróxido de hidrógeno y sales de tipo férrico, para la generación de radicales $\cdot\text{OH}$ capaces de originar las reacciones de oxidación.