

UNIVERSIDAD ALAS PERUANAS
FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA
ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL



TESIS

**“EVALUACIÓN DEL PROCESO FOTO-FENTON EN LA
DISMINUCION DE LA MATERIA ORGÁNICA EN EL TRATAMIENTO
DE LIXIVIADO EN EL BOTADERO AGUAS DE LAS VIRGENES EN
EL DISTRITO DE EL TAMBO, PROVINCIA DE HUANCAYO,
REGION JUNIN”**

PRESENTADO POR LA BACHILLER:

MARIA DEL PILAR ARROYO LAVADO

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL
HUANCAYO-PERÚ

2016

TESIS

**“EVALUACIÓN DEL PROCESO FOTO-FENTON EN LA
DISMINUCION DE LA MATERIA ORGÁNICA EN EL TRATAMIENTO
DE LIXIVIADO EN EL BOTADERO AGUAS DE LAS VIRGENES EN
EL DISTRITO DE EL TAMBO, PROVINCIA DE HUANCAYO,
REGION JUNIN”**

DEDICATORIA

Dedico esta tesis a Dios y a mis padres. A Dios porque ha estado conmigo a cada paso que doy, cuidándome y dándome fortaleza para continuar, a mis padres, quienes a lo largo de mi vida han velado por mi bienestar y educación siendo mi apoyo en todo momento. Depositando su entera confianza en cada reto que se me presentaba sin dudar ni un solo momento en mi inteligencia y capacidad. Es por ello que soy lo que soy ahora.

AGRADECIMIENTO

“Es muy común recordar que alguien nos debe agradecimiento, pero es más común no pensar en quienes le debemos nuestra propia gratitud” Johann Wolfgang Goethe.

Mis más sinceros agradecimientos a mi familia, por el apoyo incondicional que siempre me han brindado, el amor y la motivación permanente para alcanzar todas mis metas trazadas.

Son muchas las personas que han formado parte de mi vida profesional a las que les encantaría agradecerles su amistad, consejos, apoyo, ánimo y compañía en los momentos más difíciles de mi vida. Algunas están aquí conmigo y otras en mis recuerdos y en mi corazón, sin importar en donde estén quiero darles las gracias por formar parte de mí, por todo lo que me han brindado y por todas sus bendiciones.

INDICE DE CONTENIDOS

DEDICATORIA.....	3
AGRADECIMIENTO	4
INDICE DE CONTENIDOS	5
ÍNDICE DE ABREVIATURAS	9
INDICE DE TABLAS	11
INDICE DE FIGURAS	13
RESUMEN	14
ABSTRACT	16
INTRODUCCIÓN	17
CAPÍTULO I	19
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	19
1.1 Caracterización de la realidad problemática	19
1.2 Formulación del problema.....	21
1.2.1. Problema general	21
1.2.2. Problemas específicos	21
1.3 Objetivos	21
1.3.1. Objetivo general	21
1.3.2. Objetivos específicos.....	21
1.4 Justificación	22
1.5 Importancia	23
1.6 Limitaciones	24
CAPÍTULO II	25

2.	FUNDAMENTOS TEÓRICOS.....	25
2.1	Marco referencial	25
2.1.1.	Antecedentes de la investigación	25
2.1.2.	Referencias históricas	29
2.2	Marco legal	30
2.2.1.	Ley:.....	30
2.2.2.	Resolución:.....	30
2.2.3.	Norma técnica:	31
2.3	Marco conceptual.....	31
2.4	Marco teórico	33
2.4.1.	Lixiviados de rellenos sanitario.....	33
2.4.2.	Métodos de tratamiento.....	40
2.4.3.	Procesos Fenton y Foto - Fenton	49
2.4.4.	Mecanismo Fenton y Foto fenton	49
2.4.5.	Tecnologías avanzadas de Oxidación (TAO)	51
2.4.6.	Reacción de fenton fotocatalizada (foto-fenton)	61
2.4.7.	Parámetros que influyen en el proceso	67
	CAPÍTULO III	72
3.	PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO	72
3.1	Metodología	72
3.1.1.	Método	72
3.1.2.	Tipo de la investigación	75
3.1.3.	Nivel de la investigación	75
3.2	Diseño de la investigación	75

3.3	Hipótesis de la investigación.....	76
3.3.1.	Hipótesis general.....	76
3.3.2.	Hipótesis específicas.....	76
3.4	Variables.....	76
3.4.1.	Variable independiente.....	76
3.4.2.	Variable dependiente.....	77
3.5	Cobertura del estudio.....	77
3.5.1.	Universo.....	77
3.5.2.	Población.....	77
3.5.3.	Muestra.....	77
3.5.4.	Muestreo.....	77
3.6	Técnicas e instrumentos.....	77
3.6.1.	Técnicas de la investigación.....	77
3.6.2.	Instrumentos de la investigación.....	77
3.7	Procesamiento estadístico de la información.....	78
3.7.1.	Estadísticos.....	78
3.7.2.	Representación.....	78
3.7.3.	Técnica de comprobación de la hipótesis.....	78
CAPITULO IV.....		79
4.	ORGANIZACIÓN, PRESENTACIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	79
4.1	Resultados.....	79
4.1.1.	Caracterización de los Lixiviados de Agua de las Vírgenes.....	79
4.1.2.	Resultados de los tratamientos experimentales.....	80
4.2	Discusión de resultados.....	90

4.2.1. Caracterización de los lixiviados del botadero “Agua de las Vírgenes”	90
4.2.2. Remoción de carga orgánica e índice de biodegradabilidad	91
4.3 Contratación de hipótesis.....	105
4.3.1. One-way ANOVA: % Remocion versus pH	105
4.3.2. One-way ANOVA: % Remocion versus H ₂ O ₂	107
CONCLUSIONES.	110
RECOMENDACIONES.....	111
Bibliografía	112
ANEXOS.....	114

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

Alc.	Alcalinidad
A	Área de colección solar
C.A.	Carbón Activado
Cap.	Capacidad
C-F	Coagulación - Floculación
cm	Centímetro
Cond.	Conductividad eléctrica
COT	Carbono orgánico total
CPC	Colector de canal parabólico compuesto
DBO5	Demanda bioquímica de oxígeno a cinco días
DQO	Demanda química de oxígeno
Exp.	Experimento
g	Gramo
h	Hora
kg	Kilogramo
kJ	Kilojoule
km	Kilómetro
kW	Kilowatt
L	Litro
λ	Longitud de onda
m	Metros
M	mol
m ²	Metro cuadrado
m ³	Metro cubico
mg	Miligramo
min	Minutos
mL	Mililitro
Mod.	Modelo

N	Normalidad
nm	Nanómetro
Ntot.	Nitrógeno total
Núm.	Número
PAO	Procesos avanzados de oxidación
pH	Potencial de Hidrógeno
Ptot	Fósforo total
PtCo	Color en unidades de platino-cobalto
RSM	Residuos sólidos municipales

INDICE DE TABLAS

Tabla 1 Potenciales redox de algunos agentes oxidantes	
(Domènech et al., 2001).....	53
Tabla 2 Clasificación de las Tecnologías Avanzadas de Oxidación.....	
(Domènech et al., 2001).....	54
Tabla 3 Principales ventajas e inconvenientes de los procesos Fenton	
y Foto-Fenton.....	71
Tabla 4 Resultados de la Caracterización de Lixiviado de “Agua de las	
Vírgenes”	79
Tabla 5 Resultados de DQO y DBO ₅ de 1era Prueba Experimental.....	80
Tabla 6 Resultados de DQO y DBO ₅ de 2da Prueba Experimental	81
Tabla 7 Resultados de DQO y DBO ₅ de 3era Prueba Experimental.....	82
Tabla 8 Resultados de DQO y DBO de la Replica 3era Prueba Experimental	83
Tabla 9 Resultados de DQO y DBO de la 4ta Prueba Experimental.....	84
Tabla 10 Resultados de DQO y DBO de la 5ta Prueba Experimental.....	84
Tabla 11 Resultados de DQO y DBO de la 6ta Prueba Experimental.....	85
Tabla 12 Resultados de DQO y DBO de la 6ta Prueba Experimental.....	86
Tabla 13 Resultados de DQO y DBO de la 7ta Prueba Experimental.....	87
Tabla 14 Resultados de DQO y DBO de la 8va Prueba Experimental.....	88
Tabla 15 Resultados de DQO y DBO de la 9na Prueba Experimental.....	88
Tabla 16 Resultados de DQO y DBO de la 9na Prueba Experimental.....	90
Tabla 17 Resultados de DQO y DBO de 1era Prueba Experimental	91
Tabla 18 Resultados de DQO y DBO de 2da Prueba Experimental	92
Tabla 19 Resultados de DQO y DBO de 3era Prueba Experimental	93
Tabla 20 Resultados de la Replica DQO y DBO de 3era Prueba Experimental ...	93
Tabla 21 Resultados de DQO y DBO de 4ta Prueba Experimental	95
Tabla 22 Resultados de DQO y DBO de 5ta Prueba Experimental	96
Tabla 23 Resultados de DQO y DBO de 6ta Prueba Experimental	96
Tabla 24 Resultados de la Replica DQO y DBO de 6ta Prueba Experimental.....	97
Tabla 25 Resultados de DQO y DBO de 7ma Prueba Experimental	99

Tabla 26 Resultados de DQO y DBO de 8va Prueba Experimental.....	100
Tabla 27 Resultados de DQO y DBO de 9na Prueba Experimental	101
Tabla 28 Resultados de la Replica DQO y DBO de 9na Prueba Experimental...	101

INDICE DE FIGURAS

Figura 1 Mecanismo de Reacción Foto-Fenton en la Generación de Radicales Hidroxilo.	50
Figura 2 Rango de aplicación de diferentes PAOs y otros tratamientos	55
Figura 3 Esquema industrial del proceso Fenton.	67
Figura 4 Diagrama de Fracción de las Especies de Fe(III) y Fe(OH) ₃ en Equilibrio a 25 °C	68
Figura 5 Equipo para agitación constante y protección de los rayos UV	73
Figura 6 Reactivos del Proceso foto fenton FeSO ₄ y H ₂ O ₂	74
Figura 7 Equipo con Sensores de Temperatura y pH	75
Figura 8 Degradación de DQO del Lixiviado a pH 1	83
Figura 9 Degradación de DQO del Lixiviado a pH 2	86
Figura 10 Degradación de DQO del Lixiviado a pH 3	89
Figura 11 Remoción de DQO del Lixiviado a pH 1 con su Replica	94
Figura 12 Comparación de la Remoción de DQO del Lixiviado a pH 1	95
Figura 13 Remoción de DQO del Lixiviado a pH 2 con su Replica	98
Figura 14 Comparación de la Remoción de DQO del Lixiviado a pH 2	99
Figura 15 Remoción de DQO del Lixiviado a pH 3 con su Replica	102
Figura 16 Comparación de la Remoción de DQO del Lixiviado a pH 3	103
Figura 17 Comparación de la Remoción de DQO del Lixiviado con 1 g de FeSO ₄ y 13,3 mL de H ₂ O ₂	104
Figura 18 Comparación de la Remoción de DQO del Lixiviado con 1 g de FeSO ₄ y 33,3 mL de H ₂ O ₂	104
Figura 19 Comparación de la Remoción de DQO del Lixiviado con 1 g de FeSO ₄ y 53,3 mL de H ₂ O ₂	105
Figura 20 Fisher Individual 95% CIs de pH	107
Figura 21 Fisher Individual 95% CIs de H ₂ O ₂	109

RESUMEN

El botadero a cielo abierto del Distrito del Tambo, no cuenta con un sistema de captación de lixiviados, los cuales una vez infiltrados hacia el acuífero representarían un problema de salud para la población, en razón que contienen compuestos altamente contaminantes. Con base en lo anteriormente descrito, se resalta la importancia del tratamiento a establecer con un método adecuado de tratamiento, que permita disminuir el impacto ambiental asociado con la generación de lixiviados en el botadero de la ciudad. En esta investigación se describe el proceso foto catalizado de Fenton como una propuesta de tratamiento para los lixiviados.

Se caracterizó la composición fisicoquímica de los lixiviados del botadero “Aguas de las Vírgenes” de El Tambo en los meses de estiaje, resultando el valor en la Demanda química de oxígeno de 7524,84 mg/L; la Demanda Bioquímica de oxígeno de 3587,21 mg/L; el pH de 8,58; la dureza total de 5650 mg/L; la alcalinidad total 7290 mg/L y turbiedad de 488,2 mg/L, realizado después del muestreo compuesto en dicho botadero.

Se evaluó la relación para la remoción de DQO respecto al del índice de acides con la dosificación de H_2O_2 , se obtuvieron la más alta remoción en un medio ácido de pH 3 siendo el más óptimo de los tratamientos realizados al igual que el exceso de H_2O_2 con un volumen de 53,3 mL obteniendo abundante radicales OH^* y los iones de Fe^{+2} para la formación de los precipitantes y la reacción que se generan en ese medio son más rápidas, gracias a la radiación UV dentro del proceso se alcanza una mayor velocidad de generación de radicales hidroxilo al existir dos vías simultáneas de formación: la vía radicalaria, reacción de descomposición del peróxido catalizada por el hierro, a la cual se suma la vía fotolítica, degradación del peróxido por la acción de la radiación UV. Además, el ciclo de regeneración del hierro se ve favorecido al ser capaz la radiación ultravioleta de descomponer los complejos orgánicos de Fe^{+3} , los cuales atrapan al hierro inhibiendo su capacidad catalizadora, esto ayudó a mejorar la eficiencia de remoción de DQO en el tratamiento.

Se determinó la eficiencia de la disminución de la carga orgánica de los lixiviados del botadero “Agua de las Vírgenes “entre las más altas fueron de 73,8% con un pH de 1 y 53,3 mL de H₂O₂; 75,5% con un pH de 2 y 53,3 mL de H₂O₂ y 81.4% con un pH de 3 y 53,3 mL de H₂O₂ siendo este el mayor valor porcentual de la remoción de la carga orgánica en el lixiviado.

ABSTRACT

The dump open sky Tambo District, does not have a leachate collection system, which once infiltrated into the aquifer represent a health problem for the population, because they contain highly polluting compounds. Based on the above described, the importance of treatment to establish an appropriate method of treatment, which allows reduce the environmental impact associated with the generation of leachate in the landfill of the city is highlighted. In this research the photo process catalyzed Fenton described as a proposed treatment for leachates

The physico-chemical composition of leachate from the landfill " Agua de las Virgenes" El Tambo in the months of dry season was characterized, resulting value in the chemical oxygen demand of 7524,84 mg/L; the biochemical oxygen demand of 3587,21 mg/L; pH 8,58; total hardness of 5650 mg/L; total alkalinity 7290 mg/L and 488,2 Turbidity mg/L, performed after sampling compound in said dump.

The relationship for COD removal respect to index acides with the dosage of H_2O_2 was evaluated, the highest removal were obtained in an acid medium of pH 3 being the most optimal treatments performed as excess H_2O_2 one volemén 53,3 mL obtaining abundant OH^* radicals and ions Fe^{+2} for forming and precipitating the reaction generated in that environment are faster, thanks to the UV radiation within the process is reached greater generation rate of hydroxyl radicals to be two simultaneous formation pathways, the radical via, peroxide decomposition reaction catalyzed by iron, which is added via photolytic degradation peroxide by the action of UV radiation. In addition, the regeneration cycle iron is enhanced by being able ultraviolet radiation decompose organic complexes of Fe^{+3} , which catch the iron inhibiting its catalytic ability, it helped to improve the efficiency of COD removal in treatment.

The efficiency of the reduction of the organic load of landfill leachates "Agua de las Virgenes" among the highest they determined were 73,8 % with a pH of 1 and 53,3 mL of H_2O_2 ; 75,5 % at pH 53,3 and 2 mL of H_2O_2 and 81,4 % at pH 3 and 53,3 mL of H_2O_2 being the greatest percentage value removing the organic load in the leachate.

INTRODUCCIÓN

El tratamiento y disposición de los residuos sólidos municipales (RSM) no ha sido considerado una prioridad en la Provincia de Huancayo, lo cual ha propiciado la existencia del botadero a cielo abierto de “Agua de las Vírgenes” en el distrito del Tambo. Los procesos de biodegradación de los RSM en los sitios de disposición final, traen consigo la formación o liberación de diversos compuestos químicos que pueden contaminar el agua, aire y suelo del medio natural que rodea a estos sitios, en este tipo de disposición de la basura la producción del biogás y la generación de lixiviados son los principales problemas que se presentan. Estos últimos son producto de la estabilización y transformación que sufren los residuos sólidos dentro del botadero debido a diferentes factores tales como: precipitación anual, infiltración, evaporación, transpiración, heladas, cambios de temperatura, contenido de humedad, composición y densidad de los residuos. Los lixiviados se caracterizan por ser corrientes líquidas altamente contaminantes que contienen gran cantidad de materiales suspendidos y materia orgánica.

En el presente trabajo de investigación se utilizaron procedimientos fotoquímicos denominados tecnologías avanzadas de oxidación (TAO) basados en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes. Este proceso involucra el uso de oxidantes químicos usualmente el peróxido de hidrógeno, frecuentemente catalizadores como sales de hierro y también requiere de irradiación con luz ultravioleta. De ellos producen los radicales hidroxilo (OH^{\bullet}) y estos conjuntamente con el catalizador forman precipitados.

En el I Capítulo se describe el planteamiento del problema del trabajo de investigación, en el II Capítulo se describe la fundamentación teórica de todo los procesos que se realizaron en el presente trabajo, III Capítulo se describe el planteamiento metodológico a seguir para las corridas experimentales según el diseño planteado y el IV Capítulo se presenta el análisis, la interpretación de los resultados obtenidos en cada prueba experimental y las diferencias significativas

entre ellos, de igual manera se realizó la comprobación de la hipótesis planteado del trabajo de investigación.

CAPÍTULO I

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1 Caracterización de la realidad problemática

Los rellenos sanitarios, concedidos hace unas décadas pasadas como una solución definitiva para el problema de los residuos domiciliarios e industriales, se han convertido hoy en día, en un nuevo problema que urge de una atención profunda sobre cuáles deberían ser las verdaderas estrategias para encarar la gestión de los desechos sólidos. Una vez dispuestos los residuos sólidos es necesario minimizar los impactos de esta. Para empezar, el agua que entra en contacto a través de los estratos y los que se generan por liberación del exceso de agua de los residuos sólidos en fase de descomposición, arrastrando a su paso material disuelto, en suspensión, fijos o volátiles lo que hace que se genere carga orgánica que originalmente estaban dentro del residuo. A este fluido generado se denomina lixiviados y es una de los más contaminados que se conozca. De no recogerse adecuadamente y luego tratarse, puede contaminar aguas subterráneas, superficiales y suelo. Por esta razón, y para evitar que esto puede suceder, los rellenos sanitarios se impermeabilizan, se drenan apropiadamente y los lixiviados colectados por

estos drenes, deben ser tratados ya que existen numerosos reportes de impacto negativo que estos provocan. (Bailey, 1986)

Los residuos sólidos generan serios riesgos para la salud y en época de lluvia estas son arrastradas hacia el río Mantaro o a la zona de relleno. Así mismo se puede verificar la acumulación de residuos sólidos en las laderas de la terraza donde se asienta la población “Agua de las Vírgenes”. Otros centros poblados como la Florida y Pio Pata también podrían verse afectados ya que se utilizan aguas subterráneas para su consumo y estas pueden estar seriamente contaminadas por infiltración de los lixiviados ya que el botadero tiene una historia de más de 30 años que no se ha tenido un control adecuado por manifestaciones de los miembros de la comisión ambiental del distrito de El Tambo se sabe que existe un depósito de relaves abandonado aguas abajo del relleno. El relave corresponde a un pasivo ambiental que no tiene ningún tipo de manejo y como consecuencia el material fino es arrastrado a las zonas aledañas por acción del viento.

Los procesos avanzados de oxidación, han sido propuestos básicamente en los últimos años alternativas eficientes en la depuración de suelos y agua contaminadas, con resultados realmente interesantes (García J. 2007). La presencia de compuesto tóxico y recalcitrantes supone un importante problema para los tratamientos biológicos convencionales, además, en los últimos años, la aparición de los denominados “contaminantes emergentes” tales como pesticidas, fármacos, etc. Genera un problema adicional debido a la escasa información disponible sobre sus efectos en el ambiente o sus interferencias en los procesos biológicos.

Una alternativa viable, efectiva y a costos relativamente bajos que puede implementar la municipalidad de El Tambo como pre o post tratamiento biológico, es la aplicación de un proceso avanzado de oxidación fundamentado en el proceso foto-fenton, que aplica la reacción de sales de hierro con peróxido de hidrógeno en medio ácido que genera radicales OH° in-

situ con alto poder oxidante no selectivo, cuya efectividad y economía de aplicación estará en función a un correcto control.

1.2 Formulación del problema

1.2.1. Problema general

- ¿Cómo influye las relaciones del sulfato ferroso y del peróxido de hidrogeno con el pH en la disminución de la materia orgánica en el lixiviado mediante el proceso foto-fenton?

1.2.2. Problemas específicos

- ¿Cuál es la composición fisicoquímica del lixiviado?
- ¿Cuál es el efecto de las diferentes relaciones del sulfato ferroso y peróxido de hidrogeno en la reducción de la materia orgánica en el lixiviado?
- ¿Cuál es el efecto del pH en la reducción de la materia orgánica en la aplicación del proceso foto-fenton en el lixiviado?
- ¿Cuál es la eficiencia de la reducción de la materia orgánica en el lixiviado mediante el proceso foto-fenton?

1.3 Objetivos

1.3.1. Objetivo general

- Evaluar las relaciones del sulfato ferroso y del peróxido de hidrogeno con el pH en la disminución de la materia orgánica en el lixiviado mediante el proceso foto-fenton.

1.3.2. Objetivos específicos

- Determinar las características fisicoquímicas de los lixiviados.
- Evaluar las diferentes relaciones del sulfato ferroso y peróxido de hidrogeno en la reducción de la materia orgánica en el lixiviado.
- Evaluar el efecto del pH en la reducción de la materia orgánica en la aplicación del proceso foto-fenton en el lixiviado.
- Determinar la eficiencia de la reducción de la materia orgánica en el lixiviado mediante la aplicación del proceso foto-fenton.

1.4 Justificación

A pesar de los importantes logros en la búsqueda de una mayor eficiencia y productividad de los procesos industriales, el tratamiento de efluentes industriales que contienen contaminantes orgánicos es todavía un serio problema por resolver. Los efluentes acuosos que provienen de una gran variedad de industrias contienen compuestos orgánicos en distintas concentraciones que son tóxicos y peligrosos tanto para su descarga al medio ambiente como para su almacenamiento. Existe un gran incentivo para la búsqueda de alternativas económicas que posibiliten una degradación efectiva de la carga orgánica y su toxicidad.

Hoy en día, la remediación de los efluentes de lixiviados está muy lejos de una solución satisfactoria. El aumento de la preocupación pública y el incremento de las regulaciones internacionales han propiciado a explorar nuevas líneas de investigación para reducir los problemas ambientales asociados a estas aguas residuales.

Generalmente los rellenos sanitarios vierten lixiviados a los (río, ribera, torrente, canal, etc.), al mar o a la red de alcantarillado urbano. Son todavía pocas las rellenos sanitarios que se proponen en el tratamiento de estas aguas para reutilizarlas en algún otro punto del proceso industrial (lavado, refrigeración, proceso, etc.), o bien para utilizarlas como agua de riego, etc.

El proceso foto-fenton es una tecnología apta para el tratamiento de aguas, principalmente con vistas a su reutilización posterior. Sin embargo, todavía necesitan de una mayor promoción y alcance.

Para llevar a cabo los experimentos requeridos, se han de utilizar las instalaciones experimentales de la escuela profesional de ingeniería ambiental de la Universidad Alas Peruanas, y será necesario desarrollar también las técnicas de análisis para la caracterización del seguimiento de los parámetros a lo largo de los diferentes ensayos realizados.

1.5 Importancia

El tratamiento y disposición de los residuos sólidos municipales (RSM) no ha sido considerado una prioridad, lo cual ha propiciado la existencia de un gran número de tiraderos a cielo abierto. Los procesos de biodegradación de los RSM en los sitios de disposición final, traen consigo la formación o liberación de diversos compuestos químicos que pueden contaminar el agua, aire y suelo del medio natural que rodea a estos sitios, principalmente cuando se tiene el caso de que los residuos son (o fueron) depositados en tiraderos a cielo abierto. En el caso de rellenos sanitarios, si estos son operados adecuadamente, el riesgo de contaminación al medio externo es muy bajo (A, S, Aguilar, & Hincapié, 2009).

En este tipo de disposición de la basura la producción del biogás y la generación de lixiviados son los principales problemas que se presentan. Estos últimos son producto de la estabilización y transformación que sufren los residuos sólidos dentro del relleno sanitario debido a diferentes factores tales como: precipitación anual, infiltración, evaporación, transpiración, heladas, cambios de temperatura, contenido de humedad, composición y densidad de los residuos. Los lixiviados se caracterizan por ser corrientes líquidas altamente contaminantes que contienen gran cantidad de materiales suspendidos y materia orgánica. Por lo anterior, es de suma importancia la recolección y el tratamiento adecuado de dichos lixiviados. Se han llevado a cabo investigaciones sobre lixiviados que han sido enfocadas al uso de procesos de oxidación avanzada, por ejemplo, ozono, H₂O₂/UV, reactivo de Fenton y con el proceso de Fenton foto catalizado conocido como foto-Fenton (BELHATECHE, 1995).

Los últimos avances en tratamiento de aguas han conducido a un amplio desarrollo en los procedimientos de oxidación de compuestos orgánicos persistentes disueltos en el medio acuático. Estos métodos están basados en procedimientos catalíticos y fotoquímicos denominados tecnologías avanzadas de oxidación (TAO).

1.6 Limitaciones

La limitación para el presente trabajo, se encuentra en la falta de información sobre algún tratamiento que se dio a los lixiviados realizados en el botadero Agua de las Vírgenes.

CAPÍTULO II

2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

2.1 Marco referencial

2.1.1. Antecedentes de la investigación

Lamentablemente en muchos lugares se utilizan como vertederos de residuos sólidos municipales, industriales y comerciales sitios aledaños a los ríos, lagos y acuíferos lo que propicia que muchas veces sobrepasen como amenaza latente debido a la cercanía de los medios físicos mencionados poniendo en situaciones de riesgo tanto al ambiente natural como a las personas que pueden hacer uso de los lixiviados, alcanza los máximos valores en los primeros años de operación y decrece gradualmente con la edad del vertedero. En contraste, la concentración de amonio, que en general puede presentar cantidades superiores a 2000 mg/L, no decrece y a menudo constituye su principal contaminación, en cuanto al contenido en metales pesados, las concentraciones son muy bajas en la fase metano génicas, pero si son importantes en la fase inicial del vertedero (fase ácida). Concluye que para lixiviados jóvenes la reducción en material orgánico se puede llevar a cabo utilizando

procesos anaeróbicos, sin embargo para lixiviados viejos, rico en material orgánico no biodegradable se puede disminuir su contenido con proceso fisicoquímico. La mayor o menor idoneidad del tratamiento depende fundamentalmente de las características del lixiviado, de si es catalogado como “joven o viejo”.

Un factor importante a tener en cuenta es el material de cubierta utilizando para los residuos sólidos ya que si esta posee elevadas concentraciones de carbonato de calcio puede afectar a los lixiviados principalmente en la fase ácido génica modificando la composición, adicionándole principalmente elevadas concentraciones de alcalinidad y calcio. Así mismo la presencia de metales indica condiciones anaeróbicas por lo que los metales se solubilizan, y un pH alcalino indica una etapa metano génica. La recirculación de los lixiviados al relleno en época no lluviosa propicia que la concentración de metales se incremente y que el proceso fisicoquímico para obtener buenas eficiencias de remoción de material orgánico debe realizarse a valores de pH bajos. (MACKENZIE L. DAVIS, 2001).

La presencia de compuestos tóxicos y recalcitrante supone un problema serio para los tratamientos biológicos convencionales es por ello que los procesos avanzados de oxidación resulta una opción atractiva para efluentes con altas cargas orgánicas .La efectividad de la fotocatalisis heterogenia y homogénea (foto-fenton) fue estudiada por (Chancon et.al 2002), utilizando una muestra sintética similar al efluente .Para la aplicación de la fotocatalisis heterogenia usando 10 litros de muestra sintética a una concentración de 200 mg/L agregando dióxido de titanio (TiO_2) 0,5 g/L aproximadamente, la suspensión se recirculo en un concentrado solar durante 6 horas y el muestreo se realizó cada hora. Para el proceso foto-fenton a un volumen similar de muestra, se agregó 200mg/L de sulfato ferroso y

1 g/L de peróxido de hidrogeno, siendo la mezcla de sulfato ferroso y peróxido de hidrogeno recircular en el concentrado solar por 1 hora y el muestreo se efectuó cada tres minutos, concluyendo que el proceso foto-fenton es el más efectivo con una degradación del contaminante de la muestra de 90% en comparación con solo el 20% obtenido con la fotocatalisis heterogenia con dióxido de titanio bajo las mismas condiciones. También determinaron que a mayor concentración de Fe (II) mayor es la velocidad del proceso, sin embargo es posible que la concentración y la manera en cómo se agrega el peróxido de hidrogeno posea gran influencia en la cinética del proceso.

Según (Aznate, Cerro, & Benites., 2013) afirma que el proceso fenton ha resultado efectivo para degradar compuestos alifáticos y aromáticos clorados, PBCs, nitro aromático, colorantes azo, cloro benceno, fenol, fenoles clorados, etc.

(Belhateche, 1995) Manifiesta que la oxidación fenton presenta su máxima actividad catalítica a pH 3,0 .Un incremento o disminución en este valor de pH reduce bruscamente la eficiencia. Para valores de pH >3 – 4, el Fe^{+3} precipita como $Fe(OH)_3$ y descompone el H_2O_2 preferentemente en O_2 y H_2O . Además, la formación de complejo de Fe(II) a valores altos de pH conduce a la disminución de la concentración de Fe^{+2} . Por otro lado, para valores de pH más ácidos, la regeneración del Fe^{+2} por reacción del Fe^{+3} con el H_2O_2 se ve inhibida.

La degradación catalítica del fenton con peróxido de hidrógeno en sistema fenton heterogenia fue estudiado por (Bailey, 1986), para ello sintetizaron catalizadores de Fe_2O_3/H_2O_2 a partir de un método simple de combustión, y evaluaron la influencia del contenido de hierro (5% - 20%), temperatura, concentración de H_2O_2 , sobre la oxidación del fenol. Usaron un reactor tipo batch a presión

atmosférica y a temperatura entre 60 °C a 100°C. Concluyendo que los catalizadores con mayor presencia de hierro presentan mayores niveles de conversión de fenol. El incremento de la proporción de peróxido de hidrogeno en la reacción no produjo cambios significativos en la conversión total del fenol ni en la selectividad.

El tratamiento de lixiviado de relleno sanitario por oxidación fenton también fueron estudiados por (Roger Iván Méndez Novelo, 2010). Determinando las concentraciones de DQO total, DBO₅ total, COT, pH, alcalinidad, conductividad y turbiedad. Para obtener el tiempo óptimo de reacción probaron dosis de peróxido de 200 mg/L y 800 mg/L y de fierro de 250 mg/L y 1000 mg/L respectivamente. El ajuste de pH de lixiviado lo obtuvieron usando ácido sulfúrico concentrado. Con el fin de estimar el valor óptimo de pH y las dosis óptimas para la oxidación, probaron por duplica 4 dosis del reactivo fenton: peróxido de hidrogeno (200, 400, 600,800 mg H₂O₂/L) y fierro (250, 500, 750, 1000 mg Fe⁺²/L) como lixiviado y tres valores de pH (2,3 y 4), llevando a cabo los ensayos en un sistema de prueba de jarras. Concluyeron que las condiciones y dosis optimas del proceso de oxidación fueron de 600 mg H₂O₂/L y 1000 mg Fe⁺², tiempo de contacto de 20 minutos y pH de 4, obteniendo porcentaje de remoción de materia orgánica en lixiviado de 77 % con base en la DQO y de 72 % como COT.

Otros estudios sobre el tratamiento de contaminación orgánica por foto fenton con la luz artificial fueron investigados por Silvia (2009) ajustaron el pH de las muestras en 2,8 con ácidos sulfúrico 2 N para evitar la formación de hidróxido de fierro que se precipitarían en el medio, en concordancia por la manifestación de (CISTERNA, 2003) Con el pH ajustado añadiendo en forma de solución concentrada sulfato ferroso heptahidratado, esperando 15 minutos para lograr la

homogenización. Posteriormente se agregó el peróxido de hidrogeno a cada experimento. La concentración de Fe (II) vario entre 5 mg/L y 50 mg/L y las de H₂O₂ entre 250mL/L y 500 mL/L. Para eliminar el peróxido de hidrogeno que se usaron el dióxido de manganeso. Determinó que la concentración que mineraliza en menor tiempo el agua son 27,5 mg/L de Fe (II) y 300 mg/L de H₂O₂ al cabo de 150 minutos se consiguió el 80 % de mineralización.

2.1.2. Referencias históricas

(CLAIR N. SAWYER, 2000), en 1894, publicó un estudio en el que describe como los iones de hierro (II), en contacto con determinados agentes, producían una solución de alto poder oxidante. A esta mezcla se la denominó “Reactivo Fenton”.

En la actualidad su definición se limita a la mezcla en solución de peróxido de hidrógeno e iones de hierro (II) (Aznate, Cerro, & Benites., 2013).

A pesar de ser un fenómeno conocido por más de un siglo, su utilización como un proceso de oxidación no inició sino hasta 1960. En la actualidad, la reacción Fenton es uno de los métodos de oxidación avanzada más efectivo para la degradación de contaminantes (Aznate, Cerro, & Benites., 2013).

Los procesos de oxidación avanzada involucran la generación de radicales libres para la destrucción de contaminantes. El creciente interés en estos procesos se refleja en la cantidad de investigaciones llevadas a cabo en torno al tema en los últimos años. La aplicación de este grupo de técnicas se ha extendido al tratamiento de efluentes industriales, remoción de agentes patógenos, degradación de compuestos orgánicos y acondicionamiento de lodos residuales (Alfonso Durán-Moreno, 2003).

Dentro de los procesos de oxidación avanzada, los radicales hidroxilos se pueden formar por procesos fotoquímicos y no fotoquímicos. Los procesos Fenton tradicionales se encuentran dentro del grupo de los procesos no fotoquímicos (Quiroz, Bandala y Martínez, 2011).

2.2 Marco legal

2.2.1. Ley:

Ley N° 29158, Ley Orgánica del Poder ejecutivo, que aprobó los Límites Máximos Permisibles para Efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domesticas o Municipales. La Ley de Recursos Hídricos N° 29338 / 01-04-2009, en su artículo 79°, establece que la Autoridad Nacional del Agua autoriza el vertimiento del agua residual tratada a un cuerpo natural de agua continental o marino, previa opinión técnica favorable de las Autoridades Ambiental y de Salud sobre el cumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental del Agua (ECA-agua) y Límites Máximos Permisibles (LMP). Ley General de Residuos Sólidos; Ley N°27314 artículo 4° enmarca la política nacional ambiental el programa AGENDA 21 – capitulo 21 desechos sólidos: a) reducción al mínimo de los desechos. c) promoción y eliminación y el tratamiento ecológicamente racional de los desechos

2.2.2. Resolución:

Resolución Ministerial N°121-2009-MINAM, se aprobó el Plan de Estándares de Calidad Ambiental(ECA) y Limites Máximo Permisibles (LPM), que tiene dentro de sus anexos la elaboración de Limites Máximo Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de fuentes domésticas.

2.2.3. Norma técnica:

Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM, Aprobación de Límites Máximos Permisibles para los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales.

2.3 Marco conceptual

Muestra compuesta: Mezcla de varias muestras instantáneas recolectadas en el mismo punto de muestreo en diferentes tiempos. La mezcla se hace sin tener en cuenta el caudal en el momento de la toma.

Oxidación: conversión de materia orgánica en formas más simples y estables con liberación de energía. Esto se puede lograr con medios químicos o biológicos. Adición de oxígeno a un compuesto.

Tiempo de retención hidráulico: tiempo medio que se demoran las partículas de agua en un proceso de tratamiento. Usualmente se expresa como la razón entre el caudal y el volumen útil.

Relleno sanitario: Es una instalación destinada a la disposición ambientalmente segura de los residuos sólidos en la superficie o bajo tierra, basados en los principios y métodos de la ingeniería sanitaria ambiental. Para construir un relleno sanitario es importante seleccionar el terreno, que reúna condiciones técnicas adecuadas como son: topografía, nivel a que se encuentran las aguas subterráneas y disponibilidad para la cobertura de los residuos sólidos. De acuerdo con las características del terreno, el relleno sanitario puede construir siguiendo los métodos de área, zanja o una combinación de ambos métodos. (Guía de diseño construcción, operación, mantenimiento y cierre de relleno sanitario manual, MINAN – Perú)

Lixiviado: Es un líquido producido fundamentalmente por la precipitación pluvial que se infiltra a través del material de cobertura que atraviesa las capas de basura de un relleno sanitario, transportando concentraciones apreciables de material orgánica en descomposición y otros contaminantes. Es de color pardo grisáceo cuando es joven y negro y viscoso cuando es

maduro. Otros factores que contribuyen a la generación de lixiviados son el contenido de humedad propio de los desechos, el agua de la descomposición y la infiltración de aguas subterráneas. La composición de los lixiviados varía mucho de acuerdo con el tipo de residuo, las precipitaciones en el área, las velocidades de descomposición química y otras condiciones del lugar, pero todos coinciden en que posee una alta carga orgánica. (BELHATECHE, 1995)

Biodegradabilidad: Es la descomposición aeróbica o aerobia de un material por acción enzimática de microorganismos tales como bacterias, hongos y algas bajo condiciones normales (Aznate, Cerro, & Benites., 2013). Propiedad que tiene las sustancias de reintegrarse con mayor facilidad a la tierra por acción de la naturaleza. Todas las sustancias son biodegradables, ya que dependen de su composición física y química y de varios factores, principalmente de la estabilidad que presenten sus moléculas y del medio en que se encuentran que les permita estar biodisponible para los agentes biológicos y de las enzimas de dicho agente.

Sustancia recalcitrante: Son todas aquellas sustancias cuya persistencia en el medio ambiente es muy larga debido a su difícil biodegradación esto porque en su composición química existe sustituyentes extraños (cloro u otros halógenos), enlaces inusuales, anillos aromáticos muy condensados o excesivos tamaños moleculares, por lo que su asimilación biológica es muy lenta y muchos de ellos tienen acumulación que pueden ocasionar serios riesgos de contaminación.

Demanda Química de Oxígeno (DQO): Es la cantidad de oxígeno requerida para oxidar la materia orgánica e inorgánica cualquiera sea su origen. También se define como cantidad de oxígeno para la oxidación de la materia orgánica a partir de un oxidante químico fuerte.

Demanda Biológica de Oxígeno (DBO): Es la cantidad de oxígeno consumido en la degradación bioquímica de la materia orgánica mediante procesos biológicos aerobios. Existen distintas variables de la

determinación de la DBO, entre las que se refieren al periodo de incubación. La más frecuente es la determinación de DBO a los cinco días (DBO₅).

2.4 Marco teórico

2.4.1. Lixiviados de rellenos sanitario

2.4.1.1. Definición

Cuando los residuos sólidos son depositados en tiraderos a cielo abierto o en rellenos sanitarios, sufren una serie de transformaciones biológicas y fisicoquímicas que tienen efectos negativos sobre el medio ambiente. En un sitio de disposición final, el biogás y los lixiviados son las principales causas de contaminación y representan los principales riesgos de contaminación de los rellenos sanitarios hacia el medio ambiente.

En la norma NOM-083-SEMARNAT-2003 se define a un lixiviado como el líquido que se forma por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contienen en forma disuelta o en suspensión, sustancias que pueden infiltrarse en los suelos o escurrirse fuera de los sitios en los que se depositan los residuos y que pueden dar lugar a la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, provocando su deterioro y representar un riesgo potencial a la salud humana y de los demás organismos vivos (Aznate, Cerro, & Benites., 2013).

El lixiviado es el agua que ha percolado a través de los desechos cargándose a su paso de microorganismos, pero sobre todo de sustancias químicas minerales y orgánicas. La composición y volumen de los lixiviados de los sitios de disposición final son relativamente difíciles de determinar, debido a que estos sitios son considerados como “reactores muy complejos”.

En la mayoría de los rellenos sanitarios el lixiviado está formado por el líquido que entra en el relleno desde fuentes externas (drenaje

superficial, lluvia, aguas subterráneas, aguas de manantiales subterráneos) y, en su caso, el líquido producido por la descomposición de los residuos, si los hay. Al filtrarse el agua a través de los residuos sólidos en descomposición, se lixivian en solución materiales biológicos y constituyentes químicos. Cuanto más agua percole a través de los desechos, mayor será la cantidad de lixiviado generado, pero también esto traerá consigo una mayor dilución de los contaminantes presentes en el lixiviado.

Los lixiviados de rellenos sanitarios municipales contienen altas concentraciones de nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) y materiales orgánicos, además de otros compuestos inorgánicos. Entre ellos, el $\text{NH}_4\text{-N}$ puede causar serios problemas, como toxicidad y/o problemas de olor durante los procesos de tratamiento. Cuando el nitrógeno amoniacal no es tratado y es descargado, éste puede estimular el crecimiento de algas, agotar el oxígeno disuelto, y crear efectos tóxicos en los ecosistemas acuáticos del cuerpo receptor (Alfonso Durán-Moreno, 2003).

2.4.1.2. Composición de los lixiviados

Los lixiviados contienen, entre otras cosas, los metabolitos solubles de la actividad bacteriana, los cuales constituyen un conjunto de sustancias disueltas o arrastradas que pueden reaccionar entre ellas. Las sustancias que se han encontrado en los lixiviados pueden ser reagrupadas en varias clases. (Roger Iván Méndez Novelo, 2010)

- La fracción mineral está constituida esencialmente de cloruros, bicarbonatos, nitratos, iones de amonio, sodio, potasio y de ciertas sales metálicas. Estas sales inorgánicas provienen, por un lado, de la mineralización biológica de los residuos. Los iones amonio, sulfuro e iones ferrosos son potencialmente oxidables por bacterias quimiolitótrofas cuando los lixiviados se encuentran en condiciones aerobias.

- La fracción orgánica fácilmente biodegradable: ácidos grasos volátiles (sobre todo los ácidos acético, propiónico y butírico) representan generalmente la mayor parte de la carga orgánica en el caso de sitios de disposición final reciente.
- La fracción orgánica “estabilizada” está constituida de compuestos fúlvicos y húmicos, las cuales son moléculas orgánicas complejas de origen natural muy poco biodegradables.
- La fracción orgánica xenobiótica está constituida principalmente de compuestos sintetizados por el hombre.

La biodegradación anaerobia de los residuos sólidos puede traer consigo la acumulación pasajera de ácidos grasos volátiles que pueden provocar la solubilización de metales tóxicos. En la fase acetogénica y metanogénica, los ácidos volátiles son degradados dando como resultado una disminución, tanto de la carga orgánica de los lixiviados como de los metales pesados presentes en éstos. Por otro lado, algunos componentes del biogás pueden disolverse en el lixiviado. Ejemplo de lo anterior, es la dilución del CO₂ en el agua que produce ácido carbónico, compuesto que también puede disolver algunos metales presentes en los residuos sólidos. (Roger Iván Méndez Novelo, 2010)

Hay que resaltar que la composición química de los lixiviados variará mucho según la antigüedad del relleno y la historia previa al momento del muestreo. La biodegradabilidad del lixiviado variará con el tiempo, la cual se puede supervisar mediante el control de la relación DBO₅/BQO. Las relaciones 0.4 a 0.6 se toman como un indicador de que la materia orgánica en los lixiviados es fácilmente biodegradable. (Aznate, Cerro, & Benites., 2013)

2.4.1.3. Tipos de lixiviados

Las características de los lixiviados cambian con el tiempo. Los lixiviados pueden ser clasificados por su edad o por su tiempo de residencia en el relleno como biodegradables o “jóvenes”, maduros o intermedios y estabilizados o “viejos”.

Los lixiviados de fase ácida, “lixiviados jóvenes”, se caracterizan por presentar altos valores de contaminantes orgánicos. Generalmente las concentraciones de DQO son mayores a 5000 mg/L (representadas por ácidos grasos volátiles los cuales son productos intermediarios en la degradación anaerobia que toma lugar en el relleno) y una concentración baja de nitrógeno menor a los 400 mg N/L (Alfonso Durán-Moreno, 2003).

Los ácidos grasos de bajo peso molecular ($PM < 120$) constituyen la mayoría de la materia orgánica de los lixiviados con valores alcanzados hasta el 95% del COT de los lixiviados (Diamadopoulos, 1994). La relación de DBO_5/DQO para estos lixiviados es usualmente de 0,4 a 0,5 o más alta. La concentración de ácidos grasos volátiles también resulta en valores de pH tan bajos como 4. Este ambiente ácido promueve el incremento en las concentraciones de metales en los lixiviados. Para este tipo de lixiviados los tratamientos biológicos (aerobio y anaerobio) son eficientes para reducir el alto contenido orgánico fácilmente degradable (BELHATECHE, 1995).

Los lixiviados maduros o intermedios presentan principalmente una carga orgánica media con una DQO entre 3000 y 15000 mg/L, una biodegradabilidad media (DBO_5/DQO de 0,1 a 0,3). Valores de pH próximos a 7 y la concentración de ácidos carboxílicos (AGV) que representa del 20 al 30% de la carga orgánica. (Roger Iván Méndez Novelo, 2010). En la fase metanogénica del período de descomposición anaerobia, las bacterias formadoras de metano

degradan los ácidos grasos volátiles y reducen la carga orgánica de los lixiviados. El carbono orgánico que permanece después de esta degradación se debe principalmente a las sustancias con alto peso molecular. Estas sustancias son menos susceptibles a una degradación microbiana (biológica) y tienden a permanecer en los lixiviados. En esta etapa, los lixiviados se encuentran químicamente estabilizados y son denominados “lixiviados viejos”. Los compuestos orgánicos no biodegradables remanentes pueden ser removidos utilizando tratamientos fisicoquímicos (CLAIR N. SAWYER, 2000).

Durante esta segunda fase, la DBO_5 disminuye más rápidamente que la DQO (los lixiviados contienen una baja fracción orgánica biodegradable) así que la relación DBO_5/DQO disminuye generalmente a un valor de 0,1. La distribución de la concentración de los ácidos orgánicos volátiles causa un aumento en el valor del pH hasta 7 o más.

Un lixiviado estabilizado puede permanecer estable por décadas manteniendo concentraciones de materia orgánica recalcitrante del orden de miles de mg/L, lo que dificulta y condiciona su destino final en el ambiente (INGENIERÍA Y CIENCIAS AMBIENTALES, 1995 MCGRAW-HILL INTERAMERICANA 392-395).

2.4.1.4. Microorganismos en los lixiviados

Las bacterias que más frecuentemente pueden ser aisladas en los lixiviados son aquellas de los géneros Bacillus, Corynebacterium y Streptococcus. También se han identificado cepas encontradas regularmente en aguas residuales (Acinetobacter, Aeromonas, Clostridium, Enterobacter, Micrococcus, Pseudomonas, etc.), además de hongos y levaduras. Se ha observado en los lixiviados la presencia de enterovirus y de gérmenes fecales (coliformes y streptococos); sin embargo, estas bacterias patógenas y virus probablemente no logren pasar a través del suelo. Los riesgos de

contaminación microbiana de mantos freáticos son bajos, de la misma forma que la supervivencia de gérmenes patógenos es relativamente débil en las aguas superficiales no estancadas. (Roger Iván Méndez Novelo, 2010)

2.4.1.5. Problemas y riesgos ligados a la producción de lixiviados

El agua es considerada por algunos autores como el “enemigo número uno” de los rellenos sanitarios, debido a que cuando se carece de instalaciones seguras y adecuadas, el agua percola a través de la masa de residuos a una velocidad y un flujo que dependen de su porosidad, de la permeabilidad y espesor del medio así como del espesor del relleno sanitario. Esta agua y la contaminación que ella contiene, constituyen el primer factor de impacto de un sitio de disposición final sobre el medio exterior (terrenos adyacentes, mantos freáticos, ríos, lagos, etc.).

Sería deseable reducir, en la proporción que sea técnicamente factible, el contenido de agua inicial de los residuos debido a que el agua es el medio de solubilización de contaminantes, el vector físico de la dispersión y del transporte de los contaminantes hacia el medio, además de favorecer también la actividad microbiana.

Los efectos tóxicos y ecotóxicos de los lixiviados de residuos sólidos municipales pueden igualar al de los lixiviados provenientes de desechos industriales. Si al depositar los RSM se encuentran algunos solventes entre éstos, es claro, que después de migrar contaminarán los mantos freáticos o la atmósfera. Además el amoníaco, que es un componente importante de los lixiviados, puede ser el causante de una buena parte de la toxicidad de estos líquidos (CLAIR N. SAWYER, 2000).

Los efectos a corto plazo por contaminación de lixiviados en las aguas superficiales o subterráneas, dependen de su concentración y

de las características del medio receptor (pH, temperatura, alcalinidad, metales, etc.). Los efectos tóxicos inmediatos pueden estar ligados a una modificación del pH del medio receptor. De esta forma, un medio ácido favorece la toxicidad de los sulfuros o de los ácidos presentes en el lixiviado. Por otra parte, la conductividad elevada de los lixiviados debido al aumento de la salinidad del medio, ligada a los cloruros, puede ser perjudicial para los organismos de agua dulce. La aportación de materia orgánica en cantidades importantes puede igualmente traducirse en efectos tóxicos, por ejemplo, el desarrollo de bacterias y hongos pueden disminuir la tasa de oxígeno disuelto y provocar alteraciones en los sistemas acuáticos. Lo anterior se puede agravar por la aportación de nitrógeno en forma de amoníaco, lo cual aporta nutrientes suplementarios que permiten el crecimiento de plantas acuáticas y, por consiguiente, favorecen la eutrofización de los cuerpos de agua. Finalmente la toxicidad dada por los metales presentes en los lixiviados dependerá de su especiación, de la presencia de ligandos y de otros metales en el lixiviado y en el medio receptor, así como de las condiciones fisicoquímicas del medio (CISTERNA, 2003).

Los efectos a largo plazo dependen de la capacidad del medio para oxidar al amoníaco a nitratos y degradar la materia orgánica, pero también dependen de la presencia de sustancias que pueden acumularse en las cadenas tróficas (metales pesados, compuestos orgánicos recalcitrantes, etc.). La contaminación crónica a largo plazo se traduce por cambios sutiles de la flora y fauna en los sitios aledaños al sitio de disposición final. Estos cambios son el resultado de la lenta introducción de contaminantes al ambiente y de su acumulación en los sedimentos o en los organismos vivos. Sin embargo, los efectos de esta toxicidad crónica son difícilmente observables (Sanz, Lambraña, & Luis, 2012).

2.4.2. Métodos de tratamiento

Como resultado de la diversidad de las características del lixiviado, el diseño de los sistemas de tratamiento es complicado. Por ejemplo, una planta de tratamiento diseñada para tratar un lixiviado con las características presentadas por un relleno nuevo sería bastante diferente de una diseñada para tratar el lixiviado procedente de un relleno antiguo. El problema de interpretación de los resultados analíticos es todavía más complicado, por el hecho que el lixiviado que está generándose en un momento dado es una mezcla del lixiviado derivado de residuos sólidos de distintas edades. (INGENIERÍA Y CIENCIAS AMBIENTALES, 1995 MCGRAW-HILL INTERAMERICANA 392-395)

Debido a que los lixiviados son considerados altamente contaminantes, en los que es posible encontrar compuestos persistentes y recalcitrantes como: plaguicidas, hidrocarburos clorados y metales pesados, entre otros, su tratamiento es de vital importancia ya que pueden convertirse en una fuente significativa de contaminación si logran migrar a diferentes fuentes hidrológicas, aire o suelos.

Algunos criterios para la selección del tipo de tratamiento son los siguientes:

- Para un lixiviado con alta DQO (10 000 a 30 000 mg/L), bajo contenido en N-NH₃, una relación DBO₅/DQO en el intervalo de 0,4 a 0,8 y concentraciones significativas de ácidos grasos volátiles de bajo peso molecular (típico de lixiviados jóvenes); se recomienda tratarlo mediante un proceso biológico (anaerobio o aerobio).
- Si el lixiviado presenta un alto contenido en N-NH₃ y una relación DBO₅/DQO en el intervalo de 0,1 a 0,4; el tratamiento

aerobio es el más apropiado (remoción de N- NH₃ por el proceso de nitrificación).

- Si la relación DBO₅/DQO es menor a 0,1, la fracción orgánica remanente es menos susceptible a degradación biológica, por lo que es preferible utilizar los métodos físicos y químicos como opción de tratamiento (CISTERNA, 2003).

Las características de los lixiviados cambian con el tiempo y cualquiera de los procesos implantados para su tratamiento debe modificarse con la edad para hacer frente a las nuevas necesidades. Ésta es la razón por la que muchas veces se utilizan sistemas de tratamiento combinados, obteniéndose con esto resultados satisfactorios.

Los lixiviados pueden ser dispuestos de dos maneras: por medio de un tratamiento o disposición in situ o por un tratamiento o disposición fuera del sitio. En el primero se consideran las opciones como: recirculación de lixiviados en el relleno, lagunas de evaporación y las plantas de tratamiento de lixiviados (Bailey, 1986).

La recirculación se utiliza en rellenos localizados en zonas calurosas con baja precipitación. Durante las primeras etapas del funcionamiento del relleno, el lixiviado contendrá cantidades importantes de SDT, DBO₅, DQO, nutrientes y metales pesados. Cuando se recircula el lixiviado, se diluyen y atenúan los compuestos producidos por la actividad biológica, y por otras reacciones químicas y físicas que se producen dentro del relleno (VARILA, 2007). Para llevar a cabo la recirculación de los lixiviados en las celdas del relleno sanitario se realiza un cálculo de la humedad necesaria para que toda la materia orgánica presente en la celda se transforme, teniendo en cuenta los factores climáticos de precipitación y llevando un control de los lixiviados producidos y el flujo necesario para este fin (METCALF Y EDDY, 1995).

Como consecuencia de la rápida disminución en la concentración de DQO, debida a la recirculación del lixiviado, se observa que la DBO₅, COT, ácidos volátiles, fosfatos, nitrógeno amoniacal y SDT siguen la misma tendencia. La reducción de nitrógeno y fósforo es más lenta y el lixiviado recirculado permanece con altas concentraciones de materia inorgánica. Por ejemplo, los ácidos orgánicos sencillos presentes en el lixiviado se convertirán en CH₄ y CO₂. Por el incremento del pH dentro del relleno cuando se produce CH₄, los metales se precipitarán y serán retenidos dentro del relleno. Un beneficio extra de la recirculación de los lixiviados es la recuperación del gas del relleno que contiene CH₄. Normalmente, la tasa de producción de gas es mayor en sistemas con recirculación del lixiviado. Para evitar la emisión incontrolada de gases del vertedero cuando se recircula el lixiviado para su tratamiento, se deberá equipar con un sistema para la recuperación del gas. Finalmente será necesario recoger, tratar y evacuar el lixiviado residual (Belhateche, 1995).

La recirculación ofrece varias ventajas en el control de lixiviados: acelera la estabilización del relleno, reduce los componentes orgánicos, reduce el volumen debido a la evaporación y transpiración, disminuye los costos de tratamiento de los lixiviados y de la simplicidad de operación. El lixiviado recirculado es favorable para tratamiento biológico debido a los microorganismos presentes en los residuos sólidos del relleno sanitario. Las desventajas de este sistema son: aumento en la concentración de materia inorgánica, aumento de olores y limitación debido a condiciones climatológicas.

Uno de los sistemas más sencillos para el tratamiento de lixiviados implica el uso de estanques recubiertos para la evaporación de lixiviados. El lixiviado que no se evapora se riega por encima de las porciones completadas del relleno. En lugares lluviosos, la

instalación para el almacenamiento de lixiviados se cubre con una geomembrana, para excluir las aguas de lluvia. Se evacua el lixiviado acumulado mediante evaporación durante los meses cálidos del verano destapando la instalación de almacenamiento y regando el lixiviado sobre las superficies del relleno en activo o ya lleno. Los gases olorosos que pueden acumularse debajo de la tapa superficial se extraen hacia un filtro de suelo. Durante el verano, cuando se destapa el estanque puede ser necesaria una aireación superficial para controlar los olores.

Cuando no se utiliza la recirculación y la evaporación de los lixiviados y no es posible evacuarlos directamente a una instalación de tratamiento, será necesaria alguna forma de pretratamiento o un tratamiento completo. Como las características de los lixiviados pueden variar tanto, se han utilizado varias operaciones para el tratamiento del lixiviado. (BELHATECHE, 1995). Para estabilizar los lixiviados de rellenos sanitarios se aplican varios de los procesos que se usan para el tratamiento de aguas residuales (Aznate, Cerro, & Benites., 2013).

Los procesos biológicos como el tratamiento con lagunas, procesos de lodos activados, filtros percoladores y reactores anaerobios de película fija son adaptados para tratar la materia orgánica biodegradable que tengan los lixiviados. Los procesos biológicos (aerobios y anaerobios) son especialmente eficientes en el tratamiento de lixiviados de rellenos jóvenes ($DBO_5/DQO > 0,4$) los cuales son ricos en ácidos grasos volátiles (A, S, Aguilar, & Hincapié, 2009).

Los problemas que se presentan en el proceso de lodos activados son: la producción de espuma, la actividad biológica se ve afectada debido a un déficit de nutrientes (generalmente los lixiviados de rellenos sanitarios muestran un déficit de fósforo) y la presencia de

metales y otros componentes del lixiviado inhiben la actividad biológica. Como consecuencia, es necesario ampliar el tiempo para la bioestabilización; generación excesiva de lodos y bajas eficiencias durante los periodos de invierno. Además de la reducción de DBO_5 , es importante considerar la nitrificación del amonio, debido a que los niveles de nitrógeno en el lixiviado aumentan con la edad del relleno sanitario. Otro aspecto que se debe considerar es el incremento de pH por efecto de la aireación, ya que esto favorece a la formación libre del amoníaco lo cual puede provocar efectos inhibitorios en las bacterias nitrificantes (BELHATECHE, 1995).

El tratamiento de los lixiviados con alto contenido de compuestos orgánicos (lixiviados jóvenes) por filtros percoladores puede presentar algunas limitaciones: incrustación del filtro por la formación de precipitados y una reducción parcial de la actividad biológica. Simultáneamente, puede presentarse la obstrucción del sistema por el desarrollo de la biomasa. A pesar de esos problemas potenciales, si hay suficiente suministro de fósforo y nitrógeno, pueden obtenerse efluentes con bajos valores en DBO_5 (CLAIR N. SAWYER, 2000).

Un reactor discontinuo secuencial (SBR, en inglés) a escala de laboratorio resultó efectivo para tratar biológicamente una combinación de lixiviados de rellenos sanitarios y agua residual municipal. La inclusión de un periodo anóxico justo después de la fase de aireación aumentó la eficiencia de remoción del nitrógeno. En esta fase aún se requiere de la adición de una fuente externa de carbono en el reactor debido a la baja concentración de carbono biodegradable y, al mismo tiempo, el proceso se vuelve menos eficiente en la remoción de la DBO_5 (CLAIR N. SAWYER, 2000).

Los procesos anaerobios han mostrado ser de los sistemas más eficientes para el tratamiento de los lixiviados de rellenos sanitarios. Estos procesos cubren el tratamiento de los compuestos orgánicos

refractarios, materiales tóxicos orgánicos e inorgánicos, así como el balance de nutrientes para una adecuada operación del sistema (CISTERNA, 2003).

En un reactor de película fija de flujo ascendente se tiene que la edad del lixiviado es una de las variables que afecta la eficiencia. A mayor edad, mayor cantidad de materia orgánica recalcitrante, obteniéndose una menor degradación, debido a la presencia de proteínas recalcitrantes que impiden obtener mejores porcentajes de degradación de la materia orgánica (Aznate, Cerro, & Benites., 2013).

Conforme el relleno sanitario se estabiliza, la proporción de compuestos orgánicos biodegradables en el lixiviado disminuye. Este fenómeno hace que la efectividad de los procesos biológicos se vea reducida y es entonces cuando los métodos físicos y químicos empiezan a adquirir mayor importancia dentro de los procesos de tratamiento de lixiviados. Estos tratamientos son particularmente útiles para tratar lixiviados de rellenos sanitarios viejos o estabilizados con un bajo contenido de materia orgánica o para tratar lixiviados estabilizados después de procesos biológicos de tratamiento tanto aerobios como anaerobios (CLAIR N. SAWYER, 2000).

El tratamiento de lixiviados jóvenes mediante el proceso de adsorción, generalmente proporciona bajos rendimientos en la remoción de COT debido a la poca afinidad del carbón activado por los ácidos grasos volátiles. Por el contrario, ha demostrado ser un método efectivo en el caso de compuestos orgánicos poco biodegradables, solventes, plaguicidas y ácidos húmicos (Ingeniería de Aguas Residuales, 2013). Sin embargo, las eficiencias varían según la calidad del influente y el tipo de carbón activado utilizado en el proceso de adsorción. La regeneración del carbón saturado es un

factor importante en la operación del proceso, ya que la disposición del carbón contaminado con compuestos tóxicos representa un alto riesgo de impacto al medio ambiente (BELHATECHE, 1995).

Al utilizar un tratamiento fisicoquímico, como es el caso de la coagulación, se logra la eliminación de compuestos de alto peso molecular, quedando en el lixiviado compuestos más sencillos que pueden ser tratados con un tratamiento terciario o avanzado como la oxidación química (Barnes & Foster, 1983).

El tratamiento de lixiviados por medio de intercambio iónico tiene bajas eficiencias de remoción de compuestos orgánicos de bajo peso molecular (típicos en lixiviados jóvenes). En cambio se tienen mejores remociones de DQO a partir de efluentes provenientes de sistemas de tratamiento aerobio, debido a la afinidad que presentan las resinas. El carbón activado en combinación con resinas sintéticas de intercambio iónico puede ser efectivo para remover compuestos orgánicos refractarios y residuales inorgánicos en lixiviados (Bailey, 1986).

La microfiltración, ultrafiltración y la ósmosis inversa son procesos de membrana aplicados al tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. Con estos métodos se logra la completa purificación de los lixiviados, obteniéndose un efluente con muy bajos niveles de contaminación (CLAIR N. SAWYER, 2000). La viabilidad de la ósmosis inversa en lixiviados de rellenos sanitarios está altamente condicionada por la elección del pretratamiento aplicado, ya que se requiere de una calidad muy alta de alimentación. Los pretratamientos biológicos son a menudo ineficaces. Por el contrario, la precipitación con cal o la coagulación podrían ser pretratamientos adecuados para la ósmosis inversa. Al igual que la ósmosis inversa, la ultrafiltración ha demostrado ser efectiva para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios, siempre y cuando sea

precedida por procesos fisicoquímicos como coagulación-floculación o precipitación con cal (Belhateche, 1995).

La oxidación química es un proceso de tratamiento avanzado que se utiliza para oxidar contaminantes a productos finales o intermediarios que son más fácilmente biodegradables, o a productos que son más fácilmente removidos por otros procesos (precipitación, coagulación, sedimentación, filtración, adsorción). En este proceso, se usan el cloro, ozono (O_3), peróxido de hidrogeno (H_2O_2), permanganato de potasio ($KMnO_4$) e hipoclorito de calcio como oxidantes.

Dentro de los propósitos de la oxidación química están los de remover amonio, precipitar metales, reducir el contenido de bacterias y virus y reducir la concentración de compuestos orgánicos de alto peso molecular, característicos de lixiviados de rellenos sanitarios estabilizados, donde la relación DBO_5/DQO es menor a 0,1 (Campos C., 2003). Antes de que el lixiviado sea descargado, es necesario remover diversas sustancias orgánicas, lo cual no puede llevarse a cabo solo por tratamientos biológicos. La oxidación química tiene la ventaja de que las sustancias son mineralizadas casi completamente (DOMENE, 2006).

La oxidación química ha sido ampliamente aplicada en el tratamiento de las aguas residuales con la intención de aumentar la biodegradabilidad de los compuestos recalcitrantes. En el caso de lixiviados ha sido muy poco estudiado y se ha manejado como un proceso único de tratamiento, empleándose altas concentraciones de oxidantes. Actualmente la tendencia es aplicar este método en combinación con los métodos físicos o biológicos, ya que muchos de estos compuestos pueden ser oxidados hasta CO_2 , o bien a productos secundarios susceptibles de una degradación biológica.

La transformación que se puede observar de DQO recalcitrante a DQO biodegradable durante la ozonación está relacionada con la

modificación química de los constituyentes del lixiviado (ácidos húmicos y compuestos aromáticos). Un oxidante fuerte, como el ozono, puede ser responsable de una gama de reacciones químicas en el lixiviado, tales como la hidroxilación y mineralización a dióxido de carbono, entre otras. El resultado de muchas de estas reacciones es el de la reducción de la toxicidad y el mejoramiento de la biodegradabilidad (CISTERNA, 2003).

Con los procesos avanzados de oxidación se tiene: (1) Una degradación fisicoquímica parcial, (2) Un mejoramiento de la biodegradabilidad y (3) Se puede lograr una reducción de la toxicidad del lixiviado. Después de un pretratamiento con TAO el lixiviado puede ser degradado más efectivamente en un tratamiento biológico (Alfonso Durán-Moreno, 2003).

La fracción principal de los lixiviados viejos o tratados biológicamente, son extensas moléculas orgánicas recalcitrantes que no son fácilmente removidas durante el tratamiento biológico. Es por esto que se han estudiado la oxidación avanzada con ozono (O_3), ozono con peróxido de hidrógeno (O_3/H_2O_2), ozono con luz ultravioleta (O_3/UV), peróxido de hidrógeno con luz ultravioleta (H_2O_2/UV), proceso de Fenton (H_2O_2/Fe^{2+}), y el proceso de Fenton fotocatalizado ($H_2O_2/Fe^{2+}/UV$) para el tratamiento de lixiviados para mejorar la remoción de las moléculas orgánicas recalcitrantes o de la transformación de ellas en sustancias más fácilmente biodegradables (Aznate, Cerro, & Benites., 2013)

El método de Fenton puede sustituir a la coagulación química para mejorar la remoción de materia orgánica recalcitrante en lixiviados de rellenos sanitarios. También se pueden remover fracciones de bajo peso molecular con mejores resultados que los que se obtienen con el $FeCl_3$ (Aznate, Cerro, & Benites., 2013). La oxidación con electro-Fenton incrementa la eficiencia de remoción de DQO después de un

proceso de coagulación química en el lixiviado, teniéndose una eficiente oxidación de compuestos refractarios orgánicos o inorgánicos del lixiviado (Belhateche, 1995).

2.4.3. Procesos Fenton y Foto - Fenton

2.4.3.1. Introducción

Entre los diferentes PAOs disponibles, los procesos Fenton y Foto-Fenton son considerados los más prometedores debido a su elevada eficacia y bajo coste en la remediación de aguas contaminadas con compuestos tóxicos y/o no biodegradables (A, S, Aguilar, & Hincapié, 2009) .El proceso Fenton ha resultado efectivo para degradar compuestos alifáticos y aromáticos clorados, PCBs, nitroaromáticos, colorantes azo, clorobenceno, fenoles. Son muy pocos los compuestos que no pueden ser atacados por este reactivo; entre ellos la acetona, o el ácido acético. Se ha aplicado exitosamente para la reducción de la DQO de aguas municipales y subterráneas y en el tratamiento de efluentes de lixiviados de vertederos municipales y empresas papeleras y textiles.

2.4.4. Mecanismo Fenton y Foto fenton

2.4.4.1. Proceso de Fenton

La generación de radicales hidroxilo tiene lugar al combinar peróxido de hidrógeno y una sal de hierro (II), mezcla que se denomina reactivo de Fenton. Se trata de una reacción térmica muy rápida que se produce en oscuridad, se omiten los ligandos del agua en las reacciones.

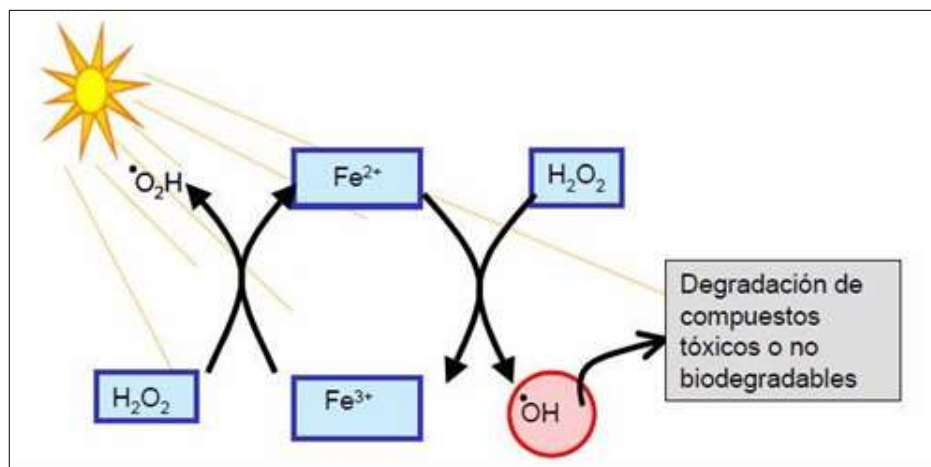
El ión Fe (III) puede reducirse por reacción con H_2O_2 y formar de nuevo ión Fe (II) y más radicales hidroxilo. Este segundo proceso se denomina Fenton-like. Es más lento que el proceso de Fenton, y permite la regeneración de Fe (II) (Sanz, Lambraña, & Luis, 2012). El mecanismo global resulta de carácter catalítico. Para ello, es

necesario que el peróxido se encuentre en exceso respecto a la cantidad de hierro añadida.

2.4.4.2. Proceso de Foto-Fenton

La presencia de una fuente de luz acelera la degradación de contaminantes. El proceso recibe el nombre de Foto-Fenton (Sanz, Lambraña, & Luis, 2012), y en este caso el reciclaje de Fe (III) es posible a través de un proceso fotorreductor (Figura 1):

Figura 1 Mecanismo de Reacción Foto-Fenton en la Generación de Radicales Hidroxilo.



(Sanz, Lambraña, & Luis, 2012)

Se trata de una reacción mucho más rápida que la de Fenton, y que requiere radiaciones de hasta 410 nm, es decir, puede llegar a tener lugar con la participación de la luz solar.

Paralelamente, la irradiación de Fe (III) con H_2O_2 da lugar a la formación de intermedios de hierro con alto estado de oxidación, responsables del ataque directo a la materia orgánica. La absorción de luz visible del complejo formado entre Fe (III) y el peróxido parece ser la causa de la formación de tales oxidantes. Aparece, por tanto, una vía alternativa de oxidación de contaminantes al margen del radical hidroxilo. (Aznate, Cerro, & Benites., 2013)

Se ha demostrado que ciertos compuestos orgánicos generan intermedios capaces de formar complejos fotosensibles con Fe (III) y de regenerar así el Fe (II). Este proceso ha sido probado con éxito en los complejos formados entre Fe (III) y ácidos carboxílicos, especies que aparecen en grandes cantidades como intermedios de degradación en las reacciones de Fenton. Se ha demostrado también que la adición de estos compuestos orgánicos, ligandos (L), junto con el reactivo de Fenton incrementa el rendimiento de las reacciones de oxidación. El oxalato es un ejemplo de este tipo de compuestos (Alfonso Durán-Moreno, 2003).

2.4.5. Tecnologías avanzadas de Oxidación (TAO)

En algunas ocasiones los tratamientos convencionales resultan inadecuados para alcanzar el grado de depuración requerido por la ley o por el uso posterior del efluente tratado. En estos casos se puede recurrir a las tecnologías o procesos avanzados de oxidación (TAO, PAO) que posibilitan la completa mineralización de las sustancias orgánicas. La mayoría de las TAO pueden aplicarse a la remediación de aguas especiales, los métodos pueden usarse solos o combinados entre ellos o con métodos convencionales. Los procesos de oxidación avanzada muestran una promesa como alternativa de tratamiento.

Las TAO se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes. Este proceso involucra el uso de oxidantes químicos (usualmente peróxido de hidrógeno, oxígeno u ozono) y frecuentemente catalizadores (tales como sales de hierro o manganeso u óxidos y dióxido de titanio) y puede requerir irradiación con luz ultravioleta o luz visible.

Los Procesos Avanzados de Oxidación (PAOs), han sido propuestos básicamente en los últimos años como alternativas eficaces en la depuración de suelos y aguas contaminadas, con resultados realmente interesantes (CLAIR N. SAWYER, 2000)

La presencia de compuestos tóxicos y/o recalcitrantes supone un importante problema para los tratamientos biológicos convencionales. Las tecnologías de separación mencionadas anteriormente tampoco son capaces de eliminar este problema ya que transfieren la contaminación de una fase a otra o generan un efluente más concentrado. Además, en los últimos años, la aparición de los denominados “contaminantes emergentes” (pesticidas, fármacos...) genera un problema adicional debido a la escasa información disponible sobre sus efectos en el medioambiente o sus interferencias en los procesos biológicos.

Debido a su capacidad para degradar estos contaminantes, los PAOs resultan una opción atractiva para llevar a cabo este tipo de tratamiento (Barnes & Foster, 1983)

Los PAOs se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes. Generan especies transitorias de gran poder oxidativo, principal y comúnmente, el radical hidroxilo (-OH). Este radical puede ser generado por medios fotoquímicos (incluida la luz solar) o por otras formas de energía, y posee una alta efectividad para la oxidación de la materia orgánica. Se pueden enumerar los siguientes objetivos.

- Mineralización de los contaminantes, especialmente los compuestos orgánicos recalcitrantes, hasta su completa transformación en dióxido de carbono, agua y aniones inorgánicos, evitando la formación de subproductos o residuos.
- Degradación de contaminantes orgánicos en compuestos más biodegradables y/o menos tóxicos.

- Eliminación de color y/o olor.
- Desinfección.

Cabe remarcar que la calidad del efluente final puede permitir su reciclaje y reutilización dentro de la propia industria, con lo que es posible solucionar el problema de vertidos de una forma económica y ambientalmente viable.

Estas tecnologías se definen como procesos que involucran la generación y uso de especies transitorias poderosas, principalmente el radical hidroxilo (OH^\bullet). El radical hidroxilo posee alta efectividad para la oxidación de materia orgánica presente en el agua para obtener una mineralización completa hasta CO_2 , agua y ácidos minerales como sulfúrico, clorhídrico y nítrico, entre otros. Esta especie posee propiedades adecuadas para atacar virtualmente a todos los compuestos orgánicos y reaccionar 10⁶ -10¹² veces más rápido que oxidantes alternativos como el O_3 . La Tabla 1, que presenta potenciales de oxidación de distintas especies, muestra que después del flúor, el OH^\bullet es el oxidante más energético. Este radical puede ser generado por medios fotoquímicos (incluida la luz solar) o por otras formas de energía (Aznate, Cerro, & Benites., 2013).

Tabla 1 Potenciales redox de algunos agentes oxidantes

Especie	E⁰ (V,25 °C)	Especie	E⁰ (V,25 °C)
Flúor	3,03	Permanganato	1,68
Radical hidroxilo	2,8	Dióxido de cloro Acido	1,57
Oxígeno atómico	2,42	hipocloroso	1,49
Ozono	2,07	Cloro	1,36
Peróxido de hidróxido	1,78	Bromo	1,09
Radical perhidroxilo	1,7	Yodo	0,54

(Domènech et al., 2001)

* Los potenciales están referidos al electrodo normal de hidrógeno

Los radicales hidroxilo no son muy selectivos, lo cual es un atributo oxidante útil en el tratamiento de las aguas residuales, pero también puede ser esperada la producción de un gran número de productos de transformación en el transcurso del camino para completar la mineralización. Algunos de estos productos de transformación pueden ser mucho más tóxicos que los productos originales (BELHATECHE, 1995).

Los procesos avanzados de oxidación que involucran la generación in situ de radicales hidroxilo, han tomado importancia por sus posibles aplicaciones en la descontaminación de aguas residuales. La reacción del agua oxigenada con sales ferrosas, conocida como reacción de Fenton y la descomposición fotoasistida del agua oxigenada con sales ferrosas (reacción de Foto-Fenton) son fuentes posibles de radicales hidroxilos para la destrucción de contaminantes orgánicos (CISTERNA, 2003).

Los procesos fotoquímicos se basan en el empleo de radiación luminosa para la generación de radicales hidroxilo, los no fotoquímicos originan especies reactivas a través de la transformación de especies químicas o mediante la utilización de distintas formas de energía, con excepción de radiación luminosa. Las TAO se pueden clasificar como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2 Clasificación de las Tecnologías Avanzadas de Oxidación

Procesos No Fotoquímicos	Procesos Fotoquímicos
<ul style="list-style-type: none"> • Ozonación en medio alcalino (O₃/OH*) • Ozonación con peróxido de hidrogeno (O₃/H₂O₂) y relacionados • Oxidación electroquímica • Radiolisis y tratamiento con haces 	<ul style="list-style-type: none"> • Oxidación en agua sub/y supercrítica • Procesos Fotoquímicos • Fotolisis del agua en el ultravioleta de vacío (UVV) • UV/O₃

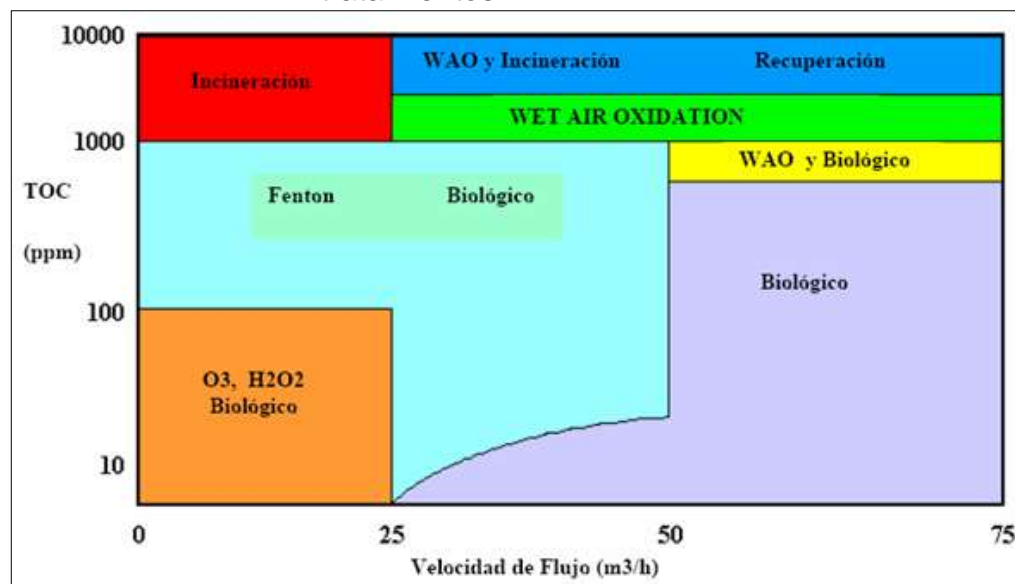
de electrones

- Plasma no térmico
- Descarga electrohidráulica – Ultrasonido
- Fotocatálisis homogénea (foto-Fenton)
- Fotocatálisis heterogénea

(Roger Iván Méndez Novelo, 2010)

En la siguiente Figura 2 podemos ver los rangos de aplicación de las distintas PAOs, así como de otros tratamientos según la concentración de carbono orgánico total (COT) que presentan las aguas objeto de tratamiento.

Figura 2 Rango de aplicación de diferentes PAOs y otros tratamientos



(Aznate, Cerro, & Benites., 2013)

Algunas de las ventajas de estas nuevas tecnologías sobre los métodos convencionales son las siguientes: No sólo cambian de fase al contaminante, sino que lo transforman químicamente. Tienen 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 como cloruros, nitratos, etc. Generalmente se consigue la mineralización completa (destrucción) del contaminante. Cuentan con una reactividad no selectiva con una inmensa mayoría de compuestos orgánicos, especialmente interesante si se quiere evitar la presencia de subproductos potencialmente tóxicos procedentes de los contaminantes que sí pueden producirse mediante otros métodos que no consiguen la oxidación hasta sus últimas consecuencias. Usualmente no generan lodos que, a su vez, requieran de un proceso de tratamiento y/o disposición. Permiten transformar contaminantes refractarios en productos que posteriormente pueden ser tratados por métodos más económicos, como puede ser el tratamiento biológico. No se forman subproductos de reacción o se forman en baja concentración. En muchos casos, consumen menos energía que otros métodos (por ejemplo, la incineración). Su efectividad es independiente de la toxicidad de los compuestos (Belhateche, 1995).

El principal problema de las TAO radica en su elevado costo debido al uso de reactivos caros y consumo energético (generación de radiación UV). Las TAO son especialmente útiles como pretratamiento antes de un tratamiento biológico para contaminantes resistentes a la biodegradación o como proceso de postratamiento para efectuar un pulido de las aguas antes de la descarga a los cuerpos receptores.

Las TAO más extensamente estudiadas incluyen: oxidación fotocatalítica heterogénea, tratamiento con ozono (frecuentemente combinado con H_2O_2 , UV, o ambos), sistemas H_2O_2 /UV, reacción de Fenton, y reacciones tipo foto-Fenton. Algunas TAO, como la fotocatalisis heterogénea, la radiólisis y otras técnicas avanzadas, recurren además a reductores químicos que permiten realizar

transformaciones en contaminantes tóxicos poco susceptibles a la oxidación, como iones metálicos o compuestos halogenados (MACKENZIE L. DAVIS, 2001).

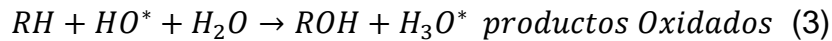
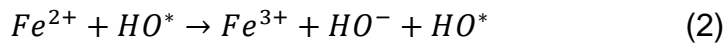
2.4.5.1. Tecnologías de oxidación no fotoquímicas: Reacción de Fenton

Estas TAO originan especies reactivas potentes, principalmente el radical hidroxilo, a través de la transformación de especies químicas o mediante la utilización de distintas formas de energía, con excepción de la irradiación luminosa.

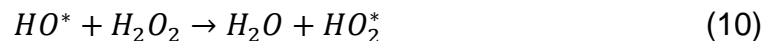
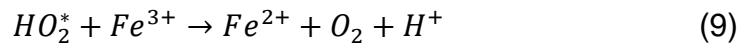
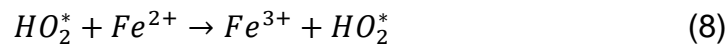
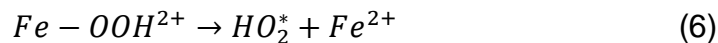
El reactivo de Fenton es considerado como una tecnología de oxidación avanzada. Se le denomina método de Fenton a la combinación de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) con un metal de transición en la forma de sal (cloruro o sulfato de hierro). El proceso se basa en la formación de especies altamente reactivas, radicales hidroxilo, que reaccionan con los compuestos orgánicos e inorgánicos.

La reacción de Fenton se puede definir como la generación catalítica de radicales hidroxilos a partir de la reacción en cadena entre un catalizador el ion ferroso (Fe^{2+}) o férrico (Fe^{3+}) y un agente oxidante, el peróxido de hidrógeno (H_2O_2). Los radicales hidroxilos generados oxidan una gran variedad de moléculas orgánicas, y en la mayor parte de los casos pueden lograr la destrucción completa del compuesto. Por ello, se han investigado nuevas tecnologías que involucren este proceso de generación de radicales altamente reactivos para la descontaminación de aguas y efluentes industriales (Alfonso Durán-Moreno, 2003).

Se sugiere que los radicales HO^\bullet se forman por la reacción (1). Dichos radicales podían reaccionar luego por dos vías, la oxidación de Fe^{2+} (una reacción improductiva) y el ataque a la materia orgánica (Aznate, Cerro, & Benites., 2013):



A pH < 3, la reacción es autocatalítica, ya que el Fe³⁺ descompone H₂O₂ en O₂ y H₂O a través de un mecanismo en cadena.



El proceso es potencialmente útil para destruir contaminantes, ya que es muy efectivo para la generación de HO*, pero un exceso de iones Fe²⁺ puede atraparlos [reacción (2)], al igual que los halógenos, el mismo H₂O₂ o el radical hidroperoxilo:



El grado y la velocidad total de mineralización son independientes, en general, del estado de oxidación inicial del Fe. En cambio, la eficiencia y la velocidad inicial de mineralización son mayores cuando se parte de Fe²⁺; como contrapartida, las sales de Fe³⁺ producen una concentración estacionaria de Fe²⁺. Se debe usar un pH menor que 2,8 (Belhateche, 1995).

Las ventajas del método son varias: el Fe²⁺ es abundante y no es tóxico, el peróxido de hidrógeno es fácil de manejar y ambientalmente benigno. No se forman compuestos clorados

como en otras técnicas oxidantes y no existen limitaciones de transferencia de masa por tratarse de un sistema homogéneo. El diseño de reactores para la aplicación tecnológica es bastante sencillo. En contraposición, requiere la adición continua y estequiométrica de Fe^{2+} y H_2O_2 , es decir, necesita una alta concentración de Fe. Sin embargo, debe tenerse en cuenta siempre que un exceso de Fe^{2+} puede causar condiciones para el atrapamiento de HO^\bullet , como se ha mencionado, de acuerdo con las ecuaciones (2), (7) y (8) (CLAIR N. SAWYER, 2000).

El reactivo de Fenton ha sido utilizado en el tratamiento de sustancias orgánicas e inorgánicas bajo condiciones de laboratorio y también en efluentes reales de diferentes fuentes como aguas residuales municipales. Ha resultado efectivo para degradar compuestos alifáticos aromáticos clorados, bifenilos policlorados (BPC), nitroaromáticos, colorantes azo, clorobenceno, fenoles, fenoles clorados, octacloro-p - dioxina y formaldehído. Es un buen oxidante de herbicidas y otros contaminantes de suelos tales como hexadecano o dieldrin. Puede descomponer solventes para limpieza “en seco” (tintorerías) y decolorar aguas residuales con distintos tipos de colorantes y otros residuos industriales, reduciendo su DQO. También se ha aplicado exitosamente el reactivo de Fenton en la reducción de DQO de aguas municipales y subterráneas y en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios (CLAIR N. SAWYER, 2000), industria química, refinerías, limpieza de motores y metales. También la reacción de Fenton es efectiva para la degradación de explosivos (Liou *et al.*, 2003). Es útil como pretratamiento de compuestos no biodegradables. Son muy pocos los compuestos que no pueden ser atacados por este reactivo, entre ellos la acetona, el ácido acético, el ácido oxálico, las parafinas y los compuestos organoclorados (BELHATECHE, 1995).

2.4.5.2. Tecnologías de oxidación fotoquímicas

La excelente capacidad del radical hidroxilo de oxidar compuestos orgánicos sugiere también la utilidad de explorar su generación fotoquímica. El uso de luz proporciona ciertas ventajas en el tratamiento de aguas y efluentes, que no se limitan al aprovechamiento del HO[•] como oxidante. Los costos operativos se ven reducidos debido a un menor consumo de potencia para generar HO[•]. La eficiencia de la destrucción fotoquímica de un determinado compuesto puede alterarse drásticamente en función del diseño del reactor (tipo de lámpara, geometría, hidrodinámica, etc.), lo que incide sobre el consumo de energía eléctrica y los costos (Bailey, 1986).

El espectro solar comienza prácticamente en 300 nm y solamente el 4,5% de la radiación solar que llega a la superficie de la tierra se encuentra en el rango ultravioleta (300 - 400 nm). Por lo tanto, cualquier sistema de descontaminación que utilice la radiación solar debe basarse en una sustancia adsorbedora activa a partir de 300 nm. Esta situación restringe la aplicación de los procesos de descontaminación basados en el uso del peróxido de hidrógeno y ozono con radiación UV solar, ya que estos dos compuestos absorben radiación por debajo de 300 nm (CLAIR N. SAWYER, 2000).

Algunas de las ventajas de las tecnologías fotoquímicas son: En posible, en algunos casos, utilizar los procesos fotolíticos directos, sin agregar reactivos químicos. Este proceso es importante para compuestos que reaccionan lentamente con HO[•]. Evita el uso de O₃ o reduce su proporción, con la consiguiente reducción de costos, riesgos para la salud y preocupaciones ambientales. Evita cambios de pH drásticos (por ejemplo, el O₃ necesita pH altos). Reduce

costos operativos debido a un menor consumo de potencia para generar HO[•] (CISTERNA, 2003).

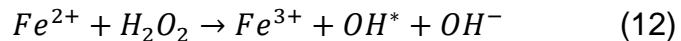
2.4.6. Reacción de fenton fotocatalizada (foto-fenton)

Entre las TAO uno de los procesos más importantes de generación de radicales OH[•] es usando el sistema Fe²⁺/H₂O₂/UV en el que la generación de radicales hidroxilos puede iniciarse mediante la absorción de radiación solar por medio de complejos férricos y peróxido de hidrógeno (reacción de foto-Fenton asistida con radiación solar). Por ejemplo, el ferrioxalato adsorbe radiación hasta 500 nm, por lo tanto, la utilización de este complejo férrico para la destrucción de contaminantes orgánicos vía reacción foto - Fenton asistida con radiación solar tiene la ventaja de aprovechar tanto la radiación solar ultravioleta como parte de la visible (CLAIR N. SAWYER, 2000).

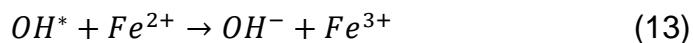
El proceso de Fenton involucra la adición de uno o más agentes oxidantes (oxígeno y peróxido de hidrógeno) y un catalizador (una sal de hierro soluble), mientras que el proceso foto-Fenton (también llamado proceso de Fenton foto asistido) también incluye irradiación con luz solar o con una fuente de luz artificial, la cual incrementa la velocidad de reacción reduciéndose de Fe³⁺ a Fe²⁺ completando de esta manera el ciclo catalítico. Las reacciones producen un rango de radicales libres, los cuales suelen reaccionar con cualquier compuesto orgánico presente. Las reacciones involucran la alta reactividad del radical hidroxilo (OH[•]) los cuales son los más importantes y son característicos de todos los procesos avanzados de oxidación. Otro proceso que puede ocurrir durante el proceso foto-Fenton es la fotólisis directa (especialmente si se usa luz ultravioleta con una longitud de onda por debajo de los 300 nm) y la hidrólisis de los compuestos orgánicos (especialmente con valores de pH muy altos o muy bajos) (Barnes & Foster, 1983).

2.4.6.1. Química del proceso Foto-Fenton

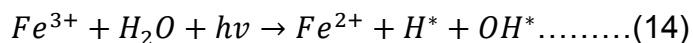
La adición de sales de Fe (II) al agua que contiene peróxido de hidrógeno conduce a la oxidación del Fe (II) a Fe (III) y la formación del radical hidroxilo (OH[•]) en una reacción espontánea la cual ocurre sin la influencia de la luz (reacción 1 del inciso anterior):



El radical hidroxilo puede ser atrapado en la reacción con otra especie de Fe²⁺, produciendo más Fe³⁺ (reacción 2 del inciso anterior):



Cuando es irradiado con luz ultravioleta (180-400 nm), el Fe³⁺ puede catalizar la formación de radicales hidroxilo (reacción 14):

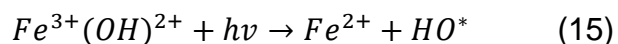


Ésta es llamada “reacción foto-Fenton”, donde el hierro permanece en un ciclo entre los estados de oxidación 2⁺ y 3⁺. La producción de OH[•] queda determinada por la disponibilidad de luz de longitud de onda conveniente y H₂O₂ (CLAIR N. SAWYER, 2000).

Si el pH llega a ser muy alto, la precipitación de las sales de Fe³⁺ ocurre y la reacción 10 no puede suceder. El camino de la reacción es más complicado que el que se mostró anteriormente debido al largo número de especies iónicas y radicales que pueden formar la solución (CLAIR N. SAWYER, 2000).

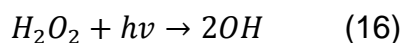
La reacción de Fenton aumenta su eficiencia por iluminación debido a varios factores:

- La fotólisis de hidroxocomplejos de Fe³⁺ es una fuente adicional de OH[•] (ver ecuación 15).



- El Fe²⁺ fotogenerado de esta manera genera OH[•] adicionales y continúa el ciclo.

- Permite el uso de longitudes de onda desde 300 nm hasta el visible.
- Las concentraciones de Fe^{2+} a emplearse pueden ser órdenes de magnitud menores que en la reacción de Fenton convencional.
- Si se usan radiaciones menores que 360 nm, se puede aprovechar la producción de OH^{\bullet} por fotólisis del H_2O_2 (ecuación 16):



- El pH de 3 es el valor óptimo en la reacción foto-Fenton.

2.4.6.2. Ventajas y desventajas del proceso Foto-Fenton

Ya se ha mencionado que los procesos Fenton no conducen generalmente a la mineralización y que debe utilizarse la irradiación luminosa para promover una degradación más importante del contaminante. Las ventajas en comparación con el proceso Fenton son que la tasa de degradación se incrementa significativamente y no existe generación excesiva de sólidos suspendidos (Belhateche, 1995).

En el método fotocatalítico (UV/ H_2O_2 /Fe (II)) se tienen ventajas como: El proceso puede usarse para tratar aguas que contienen un único contaminante, sus ventajas comparativas aumentan cuando es necesario tratar este tipo de mezclas complejas. La degradación fotoinducida se considera una opción viable, si se utiliza la luz solar como fuente primaria de energía y le otorga un importante y significativo valor medio- ambiental constituyendo un claro ejemplo de tecnología sostenible. El Fe es abundante y no tóxico, el peróxido de hidrógeno es fácil de manejar con los cuidados requeridos. El diseño del reactor para la aplicación tecnológica es bastante sencillo. Una de las principales ventajas de la fotocatalisis es su escasa o nula selectividad, que permite que se puedan tratar así los contaminantes

no biodegradables, o que se degradan lentamente, que pueden estar presentes en una mezcla compleja de compuestos orgánicos en aguas residuales. El tratamiento fotocatalítico puede constituirse en un pulimento del agua residual tratada biológicamente para eliminar las cantidades relativamente menores de contaminantes recalitrantes e incluso de compuestos clorados formados por la adición de cloro proveniente de los tratamientos de desinfección (Bailey, 1986).

El proceso foto-Fenton es menos caro de operar que muchos de los otros procesos de oxidación. Por ejemplo la ozonación requiere costosos generadores para la producción in situ, mientras que el dióxido de titanio (TiO_2) usado para la fotocatalisis es caro y difícil de separar de la solución al final del tratamiento. El proceso foto-Fenton requiere productos químicos relativamente baratos y fáciles de transportar (sales de hierro y peróxido de hidrógeno) además de una fuente de luz, la cual frecuentemente puede ser el sol. De aquí que el proceso foto-Fenton puede ser conveniente para un proceso de tratamiento en el sitio de generación del residuo.

El método es eficiente pero tiene la desventaja de que debe agregarse H_2O_2 continuamente. También deben mantenerse valores de pH ácido, ya que una de las principales limitaciones del proceso foto-Fenton es su ineficiencia en el rango de pH de aguas naturales (pH 5 a 9). El proceso es usualmente más eficiente en un pH alrededor de 2,8 (Aznate, Cerro, & Benites., 2013).

La alta demanda de energía eléctrica o el consumo de reactivos químicos son problemas comunes entre todos las TAO, especialmente la producción de fotones con luz artificial ya que se requiere un consumo importante de energía. Mientras que el O_3 directo o la fotólisis del H_2O_2 necesitan fotones con longitud de onda corta (<310 nm), la fotocatalisis del TiO_2 puede utilizar fotones con

longitud de onda arriba de 380 nm, y la reacción de foto-Fenton puede usar fotones con longitud de onda cerca de los 400 nm.

En presencia del reactivo de Fenton las reacciones fotoquímicas pueden ser conducidas con fotones de baja energía, fotones que pertenecen a la parte visible del espectro. Las mezclas de Fe^{3+} + H_2O_2 forman o dan lugar a reacciones que presentan absorción de fotones arriba de 550 nm. De esta manera, el proceso foto-Fenton es de las TAO que tiene una reducción en su costo ya que pueden ser llevados a cabo bajo irradiación solar (CLAIR N. SAWYER, 2000).

2.4.6.3. Usos del proceso Foto-Fenton

Los usos más frecuentes de esta tecnología han sido en el tratamiento de aguas industriales, suelos y lixiviados (Galicia-Sánchez, 2006; Kim et al., 1997). Trata con éxito compuestos nitroaromáticos, fenoles policlorados, herbicidas (2; 4-D y 2; 4; 5-T) (Bailey, 1986). Puede ser usado para tratar el concentrado de una membrana o de procesos de adsorción o para un pretratamiento de agua que puede ser sujeta a un tratamiento biológico posterior (CISTERNA, 2003). Los contaminantes tóxicos, como los fenoles, en las aguas residuales industriales pueden ser eliminados eficientemente por métodos fotoquímicos usando una combinación de luz UV, H_2O_2 y compuestos férricos (BELHATECHE, 1995). Ha sido utilizado en la oxidación de p- clorofenol (Barnes & Foster, 1983). El nitrobenceno puede ser removido por foto-Fenton usando materia orgánica disuelta como los ligandos orgánicos del Fe^{3+} , obteniéndose una clara evidencia de que la reacción foto-Fenton juega un importante rol en la degradación medioambiental de compuestos químicos tóxicos (Belhateche, 1995). La reacción foto-Fenton conduce a una completa mineralización de 4-ter-butilpiridina (tBP) en tiempos relativamente cortos (CLAIR N. SAWYER, 2000). También se ha utilizado con muy buenos resultados en la

degradación de “imidacloprid”, uno de los insecticidas más usados en las áreas de la agricultura mediterránea (BELHATECHE, 1995). Las características de degradación del pentaclorofenol (PCP) fueron estudiadas por el sistema foto-Fenton ($H_2O_2/Fe(III)$). El PCP ha sido listado como un contaminante prioritario por la Agencia de Protección al Medio Ambiente por la intensidad de su toxicidad, por lo que la atención ha sido enfocada en su presencia y remoción del medio ambiente. Trata con éxito compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales de la industria textil, así como el colorante naranja ácido 24, utilizado en la industria textil. En resumen, el proceso de foto-Fenton es conveniente como una opción de tratamiento práctico para aguas contaminadas con plaguicidas y otros compuestos orgánicos que son poco biodegradables (Barnes & Foster, 1983).

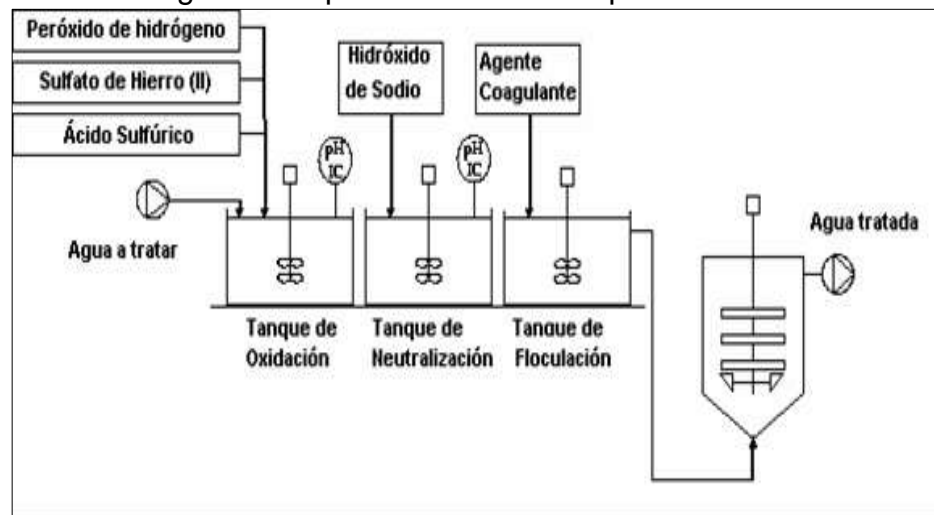
2.4.6.4. Proceso fenton a nivel industrial

En el proceso de Fenton a nivel industrial ha de tenerse en consideración el equipamiento necesario para que pueda tener lugar la reacción (Figura 3). Generalmente, se parte de un reactor principal que es donde tiene lugar el proceso de Fenton en modo discontinuo (modo Batch). El reactor Batch consiste en un depósito no presurizado, el cual mantiene las condiciones atmosféricas, y que dispone de una serie de bombas externas para poder adicionar el agente para el ajuste de pH (ya sea ácido o base), y dosificar el sulfato de hierro (II) y el peróxido de hidrógeno (35-50%) en disolución (BELHATECHE, 1995).

Se recomienda que dicho reactor esté provisto de una capa interna que lo proteja, ya que la reacción de Fenton es muy agresiva y puede provocar la corrosión del mismo. También ha de estar provisto de una camisa exterior, por si fuese necesario aumentar o reducir la temperatura del reactor.

La adición de los reactivos se lleva a cabo de la siguiente manera: el agua residual seguida del ácido o la base para ajustar el pH, el cual debe ser añadido muy poco a poco para no alterar la temperatura interna. A continuación se añade el reactivo Fenton, cantidad óptima necesaria para el proceso. Una vez transcurrido el tiempo de reacción, y habiendo alcanzado el nivel de degradación oportuno, se pasa el agua residual a un tanque de neutralización para adicionar una base y, de esta manera, precipitar el hidróxido de hierro. Éste se hace coagular en un tanque de floculación mediante un agente coagulante. Una vez separadas estas dos fases ya se obtendrá un efluente tratado (BELHATECHE, 1995).

Figura 3 Esquema industrial del proceso Fenton.



(Roger Iván Méndez Novelo, 2010)

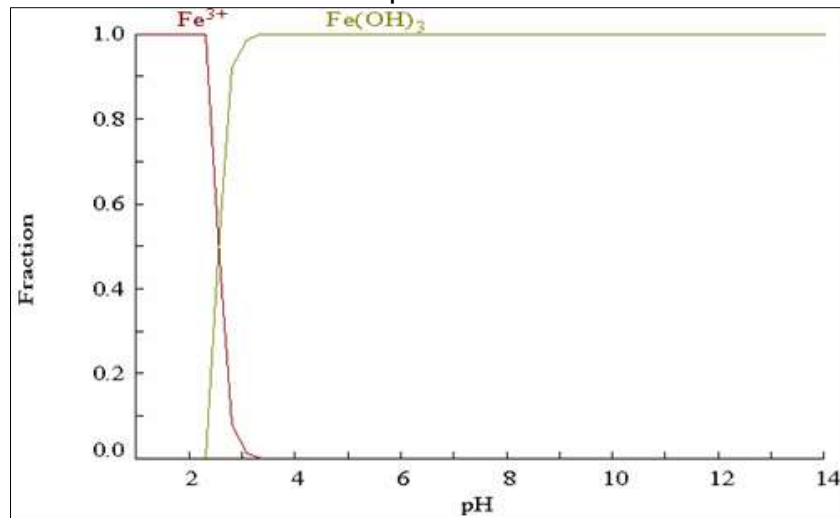
2.4.7. Parámetros que influyen en el proceso

Las condiciones de operación en las que el proceso se lleva a cabo, así como la composición del agua residual, afectan sustancialmente a la eficacia y velocidad del proceso de oxidación. Los principales parámetros que influyen en el proceso son:

2.4.7.1. pH

El sistema Fenton, como se ha comentado anteriormente, depende del pH del medio de reacción. La velocidad de las reacciones tiende a ser máxima en un pH cercano a 2,8 (CLAIR N. SAWYER, 2000). El valor óptimo se encuentra entre 2,5 y 2,8, donde el Fe (III) existe en solución mayoritariamente como $\text{Fe}(\text{OH})_2^+ (\text{H}_2\text{O})_5$. A pH altos, la velocidad disminuye debido a la precipitación de hierro en forma de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Figura 4).

Figura 4 Diagrama de Fracción de las Especies de Fe(III) y $\text{Fe}(\text{OH})_3$ en Equilibrio a 25 °C



(Aznate, Cerro, & Benites., 2013)

A pH excesivamente bajos ($\text{pH} < 2,0$), y a partir del Fe (II) se produce la formación de $\text{Fe}(\text{OOH})^{2+}$ que reacciona muy lentamente con el H_2O_2 obstaculizando la generación de OH. Además, disminuye el coeficiente de absorción de los complejos de hierro.

El Fe (III) aparece como $\text{Fe}^{3+} (\text{H}_2\text{O})_6$ y es mucho menos efectivo en la absorción de luz y en la producción de OH. Este grupo de reacciones requiere, por tanto, un control riguroso del pH (Barnes & Foster, 1983).

2.4.7.2. Relación Fe(II)/H₂O₂

La dosis de H₂O₂ influye fundamentalmente sobre la eficacia del proceso mientras que la concentración de hierro afecta a la cinética. Tanto la eficacia como la velocidad de reacción tienden a aumentar con la concentración de reactivos. Sin embargo, un exceso de hierro da lugar a una disminución de la eficacia debido a la activación de reacciones secundarias no deseadas, como es el caso de la formación de Fe (OH)₃ que puede precipitar, por lo que se ha de tener en cuenta la K_{ps} de esta especie para evitarnos este problema. Por otro lado un exceso de peróxido daría lugar a la degradación del mismo por los radicales hidroxilos la cual es una reacción no deseada (CLAIR N. SAWYER, 2000)

La relación estequiométrica [Fe (II)]/ [H₂O₂] ha sido estudiada por varios autores, debe tenerse en cuenta las características del efluente a tratar. Dependerá del mismo para encontrar la relación adecuada entre Fe(II) y agente oxidante para poder tener la condición más favorable de operación desde el punto de vista técnico, económico y medioambiental (Barnes & Foster, 1983)

2.4.7.3. Temperatura

La reacción de oxidación Fenton es endotérmica. La velocidad de oxidación aumenta con el incremento de temperatura (BELHATECHE, 1995). A presión atmosférica, el rango recomendable de operación es entre 25 y 45 °C, ya que si se sobrepasa los 50 °C, ocurre una descomposición acelerada del peróxido de hidrógeno en oxígeno y agua (Higson, 2007) y la precipitación del hierro en forma de hidróxido debido a que su constante de producto de solubilidad (K_{ps}) disminuye [Pérez et al. 2002, Pérez et al. 2001]. Operando a presiones de hasta 3

atmósferas se pueden alcanzar temperaturas superiores a los 100°C sin riesgo de descomposición del peróxido (Bailey, 1986).

Este aspecto es muy importante debido a que las industrias textiles tienen una temperatura elevada en su proceso de producción, por lo que no sería necesario aplicar un aporte energético extra.

2.4.7.4. Concentración de aniones inorgánicos

Ciertos aniones inorgánicos actúan como inhibidores de la acción de los radicales OH o forman especies no reactivas con el hierro. Algunos estudios han mencionado la disminución de la velocidad del proceso debido a la presencia en altas concentraciones de fluoruros y 2-sulfatos (F⁻, SO₄) (CLAIR N. SAWYER, 2000), ya que reducen la reactividad del Fe(III) a través de mecanismos de coordinación y secuestrando radicales hidroxilo; bromuros y cloruros (Br⁻, Cl⁻) [García-Montaña 2007], ya que actúan secuestrando los radicales hidroxilos; nitratos (NO³), percloratos (ClO₄) e hidrogeno fosfatos (H₂PO₄), ya que forman complejos insolubles con el Fe(III) (CLAIR N. SAWYER, 2000).

2.4.7.5. Ventajas e inconvenientes de los procesos fenton y Foto-Fenton

Como ya hemos comentado anteriormente PAOs, los procesos Fenton y Foto-Fenton son considerados muy prometedores para la degradación de aguas residuales altamente contaminadas. En la siguiente tabla (Tabla 3) queda reflejado un resumen de las principales ventajas e inconvenientes del proceso Fenton y Foto-Fenton. (Sanz, Lambraña, & Luis, 2012)

Tabla 3 Principales ventajas e inconvenientes de los procesos Fenton y Foto-Fenton

Ventajas	Inconvenientes
El Fe (II) es muy abundante en la Tierra, no es tóxico y es muy seguro.	Cuando el proceso finaliza, se necesita una etapa de neutralización para separar el hierro, generando un lodo que se ha de gestionar adecuadamente.
El peróxido de hidrogeno es fácil de manejar y ambientalmente benigno.	El peróxido de hidrógeno es un compuesto Bastante más caro que el Fe (II) y es el principal causante del coste final del tratamiento.
No se forman compuestos clorados nocivos como en otras técnicas oxidativas.	El proceso Fenton no es capaz de lograr una completa mineralización de todos los contaminantes orgánicos, pero sí un incremento de la biodegradabilidad. Algunos de los compuestos identificados como resistentes a la reacción Fenton son: ácidos orgánicos de cadena corta (acético, oxálico, fórmico, maleico, fumárico), algunos aldehidos, cloroformo y acetona
No existen limitaciones de Transferencia de masa por tratarse de un sistema homogéneo.	El proceso foto-Fenton, cuando se emplean lámparas UV como fuente de radiación, implica un aumento en los costes.
El diseño de reactores para la Aplicación tecnológica es bastante sencillo.	El proceso requiere un estricto control del pH.
El proceso Foto-Fenton puede realizarse bajo radiación solar, una fuente renovable y barata de energía.	La radiación solar es distinta según la zona en la que se esté por lo que el proceso puede verse limitado en el tiempo del tratamiento para obtener un valor óptimo y aceptable de degradación.

(CLAIR N. SAWYER, 2000)

CAPÍTULO III

3. PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO

3.1 Metodología

3.1.1. Método

3.1.1.1. Acondicionamiento de la radiación UV y reactivos

Para realizar las pruebas experimentales, se adecuó un sistema de radiación UV constante, mediante una lámpara fluorescente UV de 16 W para cada uno de las pruebas experimentales, teniendo en cuenta la protección respectiva para no exponerse directamente, de igual manera se determinó una agitación constante de 80 RPM, mediante un mecanismo construido como se muestra en la Figura 5. El volumen de muestra a trabajar fue de 250 mL del lixiviado del botadero “Agua de las Vírgenes”, los parámetros de temperatura y pH fueron controlados durante todo el proceso por medio de sensores USB-LOG - ONLINE ITP. Y para acidificar la solución se preparó una solución de HCl al 0,1N, dicha solución se adicionaría en diferentes volúmenes según el diseño experimental planteado, de igual forma los reactivos del proceso fenton el FeSO_4 en masa y H_2O_2 en líquido.

Figura 5 Equipo para agitación constante y protección de los rayos UV



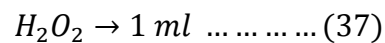
En la figura 5 se muestra el equipo de agitación continua de 80 RPM conjuntamente con una lámpara fluorescente de 16W, dentro de una cámara para evitar la exposición de los rayos UV.

3.1.1.2. Pruebas experimentales

La preparación de los reactivos fenton se realizó a diferentes concentraciones, la dosis del peróxido de hidrogeno y sulfato de hierro, se calcularon de la siguiente manera.

Para hallar la dosis de dichos reactivos se determinó mediante el porcentaje de pureza, como se representa en la siguiente ecuación

Peróxido de hidrogeno



$$1 \text{ ppm} - 0.0001\%$$

Sulfato de hierro:

$$0.75 \text{ g FeSO}_4 - 1 \text{ g}$$

$$10 \text{ g} - x$$

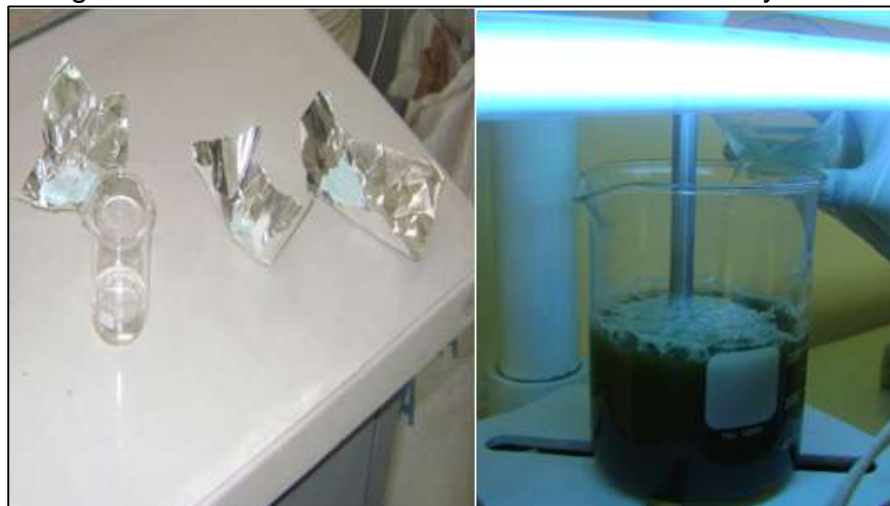
$$x = \frac{10}{0.75} = 13,3 \text{ g FeSO}_4$$

$$x = \frac{25}{0.75} = 33,3 \text{ g FeSO}_4$$

$$x = \frac{40}{0.75} = 53,5 \text{ g FeSO}_4$$

Se tomó 250 mL del lixiviado de botadero “Agua de las Vírgenes” en un vaso de precipitación de 1000 mL, luego se colocó dentro del agitador programado a 80 RPM, una vez encendido el agitador y la lámpara fluorescente se adiciona un gramo de FeSO_4 en masa poco a poco y el H_2O_2 , de forma líquida el volumen de 13,3 mL; 33,3 mL y 53,3 mL según el diseño experimental. Se mide el pH hasta obtener 1, 2 y 3, (15, 10 y 5 mL HCL) si no llegaba a los valores mencionados se adiciona HCl a 0,1 N, evitando que se formen hidróxido de hierro que se precipiten en el medio, se tomaron muestras representativas cada 5 minutos una vez iniciado el proceso hasta los 25 minutos luego se dejó decantar por un periodo de dos horas.

Figura 6 Reactivos del Proceso foto fenton FeSO_4 y H_2O_2



En la figura 6 se muestra los reactivos utilizados en el proceso foto fenton que consta del FeSO_4 en masa, H_2O_2 en líquido y radiación UV mediante una lámpara fluorescente.

Figura 7 Equipo con Sensores de Temperatura y pH



En la figura 7 se muestra el equipo USB-LOG - ONLINE ITP que está constituido por un sensor de temperatura y un sensor de pH quien registra en una computadora.

3.1.2. Tipo de la investigación

El presente trabajo es de tipo experimental, debido a que una o más variables independientes son manipuladas para determinar su efecto sobre alguna variable dependiente.

3.1.3. Nivel de la investigación

El nivel de investigación para el presente trabajo será correlacionar porque persigue fundamentalmente determinar el grado en el cual las variaciones en uno o varios factores son combinados con la variación en otros.

3.2 Diseño de la investigación

El diseño de investigación presenta un diseño del tipo factorial, donde se tiene 2 variables independientes y 3 niveles ($3^2=9$), obteniéndose un total de 9 experimentos. El cual se explica el siguiente cuadro.

1er COMBINACION	EXPERIMENTO N° 1 pH₁ , R₁	EXPERIMENTO N° 2 pH₂ , R₁	EXPERIMENTO N° 3 pH₃ , R₁
2do COMBINACION	EXPERIMENTO N° 1 pH₁ , R₂	EXPERIMENTO N° 1 pH₂ , R₂	EXPERIMENTO N° 1 pH₃ , R₃
3er COMBINACION	EXPERIMENTO N° 1 pH₁ , R₃	EXPERIMENTO N° 1 pH₂ , R₃	EXPERIMENTO N° 1 pH₃ , R₃

3.3 Hipótesis de la investigación

3.3.1. Hipótesis general

- La disminución de la materia orgánica del lixiviado es mayor a 70% a través del proceso foto-fenton.

3.3.2. Hipótesis específicas

- La composición fisicoquímica de los lixiviados superan los límites máximos permisibles según las normativas.
- El efecto de la relación de parámetros del proceso foto-fenton en la disminución de la materia orgánica de los lixiviados es directamente proporcional.
- La eficiencia de la disminución de la materia orgánica del lixiviado supera el 70% mediante la aplicación del proceso foto-fenton.

3.4 Variables

3.4.1. Variable independiente

- Foto fenton

Indicadores

Sulfato ferroso (mg/L)

Peróxido de hidrogeno (mg/L)

- Índice de acides

Indicadores

pH

3.4.2. Variable dependiente

- Carga Orgánica

Indicadores

DBO₅(mg/L)

DQO (mg/L)

3.5 Cobertura del estudio.

3.5.1. Universo

Lixiviados de todo el distrito del Tambo.

3.5.2. Población

La población está compuesta por los lixiviados del botadero de agua de las vírgenes.

3.5.3. Muestra

La muestra está compuesta por un volumen de 250 mL de lixiviado del botadero para cada muestra, se realizara según el diseño experimental.

3.5.4. Muestreo

El muestreo realizado fue compuesto según el protocolo de monitoreo de aguas residuales, debido a que no cuenta con un lugar puntual del segrega miento del lixiviado del botadero “Agua de las vírgenes”.

3.6 Técnicas e instrumentos

3.6.1. Técnicas de la investigación

Las técnicas utilizadas para recolección de datos fueron:

- Observación de Campo (toma de muestra, mediciones de temperatura y pH)

3.6.2. Instrumentos de la investigación

- Muestreo compuesto.
- Levantamiento de hojas de observación
- Equipo de agitación constante.

- Equipos de sensores

3.7 Procesamiento estadístico de la información.

3.7.1. Estadísticos

Se utilizó un software estadístico denominado Minitab, para los análisis de medidas de dispersión.

3.7.2. Representación

Las representaciones de la parte experimental se dieron por medio de reportes de laboratorios y gráficas, las relaciones de variables mediante ecuaciones y los análisis estadísticos según el software estadístico desarrollado.

3.7.3. Técnica de comprobación de la hipótesis

Para el trabajo de investigación se utilizó el Análisis de varianza mediante una Anova de Tukey.

CAPITULO IV

4. ORGANIZACIÓN, PRESENTACIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.1 Resultados

4.1.1. Caracterización de los Lixiviados de Agua de las Vírgenes

Se tomaron muestras de lixiviado del relleno sanitario “Agua de las Vírgenes”. El muestreo se realizó de forma compuesta de diferentes puntos del relleno sanitario, la caracterización fisicoquímica se llevó a cabo en el laboratorio de análisis químico de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Centro del Perú. Según el reporte N° 25

Tabla 4 Resultados de la Caracterización de Lixiviado de “Agua de las Vírgenes”

Parámetros	Expresados como	Resultados en (mg/L)
Dureza total	CaCO ₃	5650
Alcalinidad total	CaCO ₃	7290
Potencial de hidrogeno	pH	8,58
Conductividad	μS/cm	16610
Solidos totales	Unidades	9382

Color	° JIS	6457
Turbidez	NTU	488,2
Plomo	Pb total	0,192
Cadmio	Cd total	0,0254
Demanda bioquímica de oxígeno		7524,84
Demanda química de oxígeno		3587,21

4.1.2. Resultados de los tratamientos experimentales

4.1.2.1. Pruebas experimentales Foto Fenton

Conocido el tiempo óptimo de reacción del lixiviado con el reactivo de foto fenton, son colocados en el sistema de mezcla completa mediante una agitación constante de 80 RPM, las muestras con el pH previamente ajustado según el plan de experimentación. Se añade el Fe necesario en forma de sulfato ferroso heptahidratado con la respectiva agitación para homogenizar el medio. Luego se adiciona el peróxido de hidrogeno la reacción se lleva a cabo a temperatura ambiente, a presión atmosférica y se irradia con una lámpara fluorescente de 16W.

La oxidación del ion Fe^{+2} a Fe^{+3} por efecto del oxígeno disuelto en las muestras de lixiviado no se ven significativamente afectadas, ya que el proceso foto fenton se desarrolla en medio ácido y la concentración de oxígeno disuelto en el medio acuoso es casi nula a causa de su baja solubilidad y la alta demanda de oxígeno que las muestras poseen.

a) Primera prueba experimental

Condiciones de dosificación: 1g de $FeSO_4$ y 13,3 mL de H_2O_2 , en medio ácido de pH 1

Tabla 5 Resultados de DQO y DBO_5 de 1era Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO_5 (mg/L)	pH	Temperatura °C
0	7654,15	3694,24	8,6	16,8
5	7164,59	3224,19	1,2	17,1

10	5524,36	2431,05	1,1	17,9
15	4089,24	1792,87	1,2	18,5
20	3598,03	1540,31	1,3	19,3
25	3544,14	1435,05	1,0	20,1

En la Tabla 5 se observa el resultado de DQO y DBO₅ inicial de 7654,15 mg/L y 3694,24 mg/L del lixiviado del botadero respectivamente, el cual fue disminuyendo hasta el término del tratamiento obteniendo los valores de 3544,14 mg/L de DQO y 1435,05 mg/L de DBO₅, para el tratamiento se mantuvo el pH en un promedio de 1,16 y una temperatura promedio de 18,58 el cual fue incrementándose poco a poco.

b) Segunda prueba experimental

Condiciones de dosificación: 1g de FeSO₄ y 33,3 mL de H₂O₂, en medio ácido de pH 1

Tabla 6 Resultados de DQO y DBO₅ de 2da Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO₅ (mg/L)	pH	Temperatura °C
0	7654,15	3694,23	8,6	16,5
5	7024,81	3318,21	1,3	16,9
10	4987,24	2337,17	1,2	17,8
15	3806,25	1684,89	1,0	18,6
20	3154,12	1345,74	1,2	19,1
25	3124,11	1298,54	1,2	19,9

En la Tabla 6 se observa el resultado de DQO y DBO₅ inicial de 7654,15 mg/L y 3694,24 mg/L del lixiviado del botadero respectivamente, el cual fue disminuyendo hasta el término del tratamiento obteniendo los valores de 3124,11 mg/L de DQO y 1298,54 mg/L de DBO₅, para el tratamiento se mantuvo el pH en un promedio de 1,18 y una temperatura promedio de 18,46 el cual fue incrementándose poco a poco.

c) Tercera prueba experimental

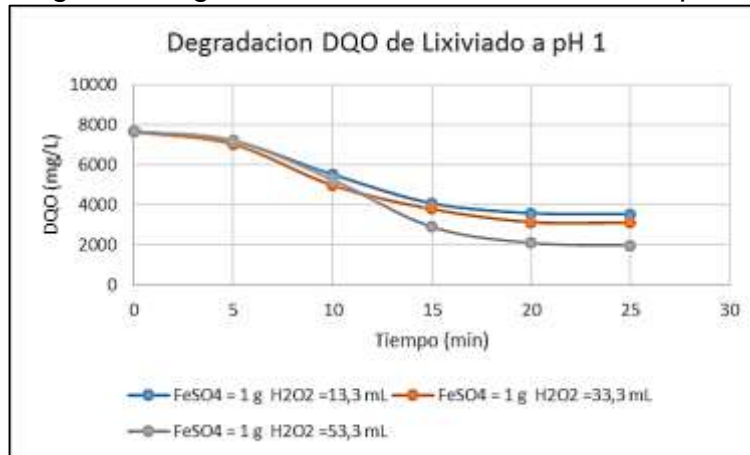
Condiciones de dosificación: 1g de FeSO₄ y 53,3 mL de H₂O₂, en medio ácido de pH 1

Tabla 7 Resultados de DQO y DBO₅ de 3era Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	pH	Temperatura °C
0	7654,15	3694,24	8,5	16,7
5	7214,87	3322,46	1,2	17,3
10	5267,15	2418,08	1,2	17,9
15	2914,80	1318,36	1,0	18,6
20	2116,24	949,29	1,3	19,2
25	2005,19	866,24	1,3	20,2

En la Tabla 7 se observa el resultado de DQO y DBO₅ inicial de 7654,15 mg/L y 3694,24 mg/L del lixiviado del botadero respectivamente, el cual fue disminuyendo hasta el término del tratamiento obteniendo los valores de 2005,19 mg/L de DQO y 866,24 mg/L de DBO₅, para el tratamiento se mantuvo el pH en un promedio de 1,20 y una temperatura promedio de 18,64 el cual fue incrementándose poco a poco.

Figura 8 Degradación de DQO del Lixiviado a pH 1



En la figura 8 se observa la degradación del lixiviado del botadero “Agua de las Vírgenes” mediante el parámetro de DQO que se reduce mediante el transcurso del tiempo durante los primeros 20 minutos la degradación es significativa la reducción mientras que en los último cinco minutos es mínima, respecto a la dosificación de los compuestos de proceso foto fenton la dosificación más óptima fue de 1g de FeSO_4 y 53,3 mL de H_2O_2

d) Réplica de la tercera prueba experimental

Condiciones de dosificación: 1g de FeSO_4 y 53,3 mL de H_2O_2

Tabla 8 Resultados de DQO y DBO de la Replica 3era Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	pH	Temperatura °C
0	7654,1	3694,24	8,4	16,6
5	7225,22	3400,47	1,2	17,1
10	5391,03	2455,82	1,1	18,0
15	2901,17	1300,84	1,3	18,7
20	2100,94	923,18	1,2	19,0
25	2095,92	899,83	1,2	19,9

En la Tabla 8 se observa el resultado de DQO y DBO inicial de 7654,15 mg/L y 3694,24 mg/L del lixiviado del botadero

respectivamente, el cual fue disminuyendo hasta el término del tratamiento obteniendo los valores de 2095,92 mg/L de DQO y 899,83 mg/L de DBO, para el tratamiento se mantuvo el pH en un promedio de 1,20 y una temperatura promedio de 18,54 el cual fue incrementándose poco a poco.

e) Cuarta prueba experimental

Condiciones de dosificación: 1g de FeSO₄ y 13,3 mL de H₂O₂

Tabla 9 Resultados de DQO y DBO de la 4ta Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	pH	Temperatura °C
0	7894,04	3742,94	8,2	16,6
5	7398,24	3406,28	2,1	17,2
10	5735,48	2611,04	2	17,8
15	4389,81	1912,67	2,2	18,8
20	3487,96	1402,89	2,2	19,6
25	3544,14	1392,11	2,1	20,2

En la Tabla 9 se observa el resultado de DQO y DBO inicial de 7894,04 mg/L y 3742,94 mg/L del lixiviado del botadero respectivamente, el cual fue disminuyendo hasta el término del tratamiento obteniendo los valores de 3544,14 mg/L de DQO y 1392,11 mg/L de DBO, para el tratamiento se mantuvo el pH en un promedio de 2,12 y una temperatura promedio de 18,72 el cual fue incrementándose poco a poco.

f) Quinta prueba experimental

Condiciones de dosificación: 1g de FeSO₄ y 33,3 mL de H₂O₂

Tabla 10 Resultados de DQO y DBO de la 5ta Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	pH	Temperatura °C
0	7894,04	3742,94	8,3	16,7

5	7158,91	3311,28	2,2	17,5
10	5079,22	2258,33	2,2	18,3
15	4006,25	1703,81	2,1	19,2
20	3054,12	1299,84	2,2	19,9
25	3024,11	1154,79	2,1	21,2

En la Tabla 10 se observa el resultado de DQO y DBO inicial de 7894,04 mg/L y 3742,94 mg/L del lixiviado del botadero respectivamente, el cual fue disminuyendo hasta el término del tratamiento obteniendo los valores de 3024,11 mg/L de DQO y 1154,79 mg/L de DBO, para el tratamiento se mantuvo el pH en un promedio de 2,16 y una temperatura promedio de 19,22 el cual fue incrementándose poco a poco.

g) Sexta prueba experimental

Condiciones de dosificación: 1g de FeSO₄ y 53,3 mL de H₂O₂

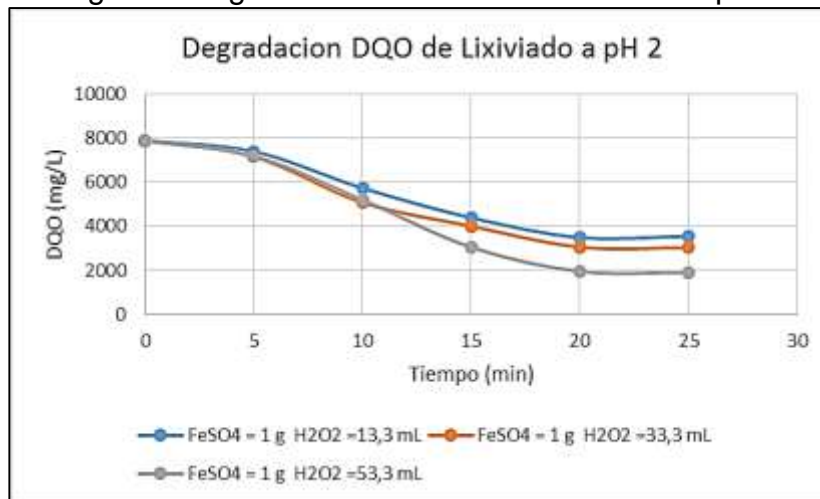
Tabla 11 Resultados de DQO y DBO de la 6ta Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	pH	Temperatura °C
0	7894,04	3742,94	8,2	17,0
5	7194,08	3358,18	2,1	17,5
10	5198,98	2380,87	2,1	18,1
15	3048,79	1329,07	2,1	18,9
20	1949,77	828,66	2,0	19,6
25	1902,37	768,15	2,2	20,8

En la Tabla 11 se observa el resultado de DQO y DBO inicial de 7894,04 mg/L y 3742,94 mg/L del lixiviado del botadero respectivamente, el cual fue disminuyendo hasta el término del tratamiento obteniendo los valores de 1902,37 mg/L de DQO y 768,15 mg/L de DBO, para el tratamiento se mantuvo el pH en un

promedio de 2,10 y una temperatura promedio de 18,98 el cual fue incrementándose poco a poco.

Figura 9 Degradación de DQO del Lixiviado a pH 2



En la figura 9 se observa la degradación del lixiviado del botadero “Agua de las Vírgenes” mediante el parámetro de DQO que se reduce mediante el transcurso del tiempo durante los primeros 20 minutos la degradación es significativa la reducción mientras que en los último cinco minutos es mínima, respecto a la dosificación de los compuestos de proceso foto fenton la dosificación más óptima fue de 1g de FeSO_4 y 53,3 mL de H_2O_2 quien tiende reducirse más respecto a las otras dosificaciones teniendo el mismo comportamiento en un medio acido de pH 3.

h) Réplica de la sexta prueba experimental

Condiciones de dosificación: 1g de FeSO_4 y 53,3 mL de H_2O_2

Tabla 12 Resultados de DQO y DBO de la 6ta Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	pH	Temperatura °C
0	7894	3742,94	8,1	16,8
5	7171,43	3362,48	2,3	17,6
10	5294,13	2392,31	2,2	18,4

15	2899,89	1258,14	2,2	19,2
20	1943,28	819,24	2,0	19,9
25	1934,19	786,23	2,1	21,1

En la Tabla 12 se observa el resultado de DQO y DBO inicial de 7894 mg/L y 3742,94 mg/L del lixiviado del botadero respectivamente, el cual fue disminuyendo hasta el término del tratamiento obteniendo los valores de 1934,19 mg/L de DQO y 786,23 mg/L de DBO, para el tratamiento se mantuvo el pH en un promedio de 2,16 y una temperatura promedio de 19,24 el cual fue incrementándose poco a poco.

i) Séptima prueba experimental

Condiciones de dosificación: 1g de FeSO₄ y 13,3 mL de H₂O₂

Tabla 13 Resultados de DQO y DBO de la 7ta Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	pH	Temperatura °C
0	6475,25	3101,08	7,8	16,7
5	5661,48	2635,42	3,1	17,3
10	4125,68	1887,60	2,9	18,1
15	3249,78	1456,83	3,0	19,3
20	2689,35	1168,28	3,1	19,9
25	2615,24	1109,23	3,0	21,5

En la Tabla 13 se observa el resultado de DQO y DBO inicial de 6475,25 mg/L y 3101,08 mg/L del lixiviado del botadero respectivamente, el cual fue disminuyendo hasta el término del tratamiento obteniendo los valores de 2615,24 mg/L de DQO y 1109,23 mg/L de DBO, para el tratamiento se mantuvo el pH en un promedio de 3,02 y una temperatura promedio de 19,22 el cual fue incrementándose poco a poco.

j) Octava prueba experimental

Condiciones de dosificación: 1g de FeSO₄ y 33,3 mL de H₂O₂

Tabla 14 Resultados de DQO y DBO de la 8va Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	pH	Temperatura °C
0	6475,25	3101,08	7,9	16,6
5	5602,18	2598,12	3,2	17,2
10	4015,89	1773,27	3,0	17,9
15	3024,64	1385,03	3,0	18,7
20	2264,08	987,56	3,1	19,4
25	2259,89	884,21	3,0	20,9

En la Tabla 14 se observa el resultado de DQO y DBO inicial de 6475,25 mg/L y 3101,08 mg/L del lixiviado del botadero respectivamente, el cual fue disminuyendo hasta el término del tratamiento obteniendo los valores de 2259,89 mg/L de DQO y 884,21 mg/L de DBO, para el tratamiento se mantuvo el pH en un promedio de 3,06 y una temperatura promedio de 18,82 el cual fue incrementándose poco a poco.

k) Novena prueba experimental

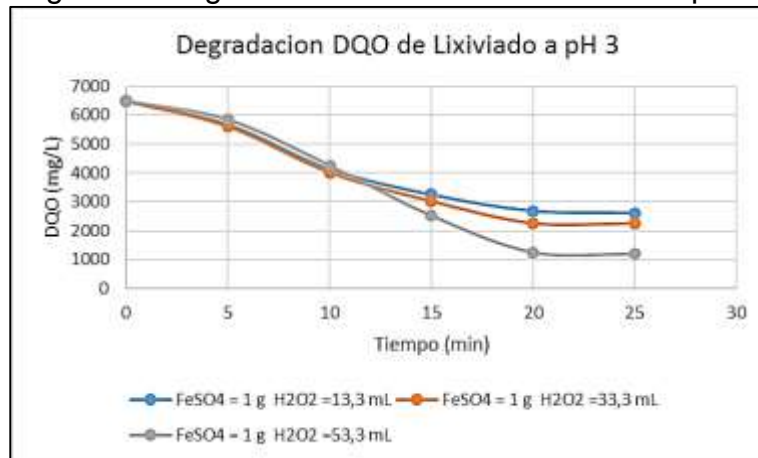
Condiciones de dosificación: 1g de FeSO₄ y 53,3 mL de H₂O₂

Tabla 15 Resultados de DQO y DBO de la 9na Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	pH	Temperatura °C
0	6475,25	3101,08	7,9	17,0
5	5836,97	2724,86	3,2	17,7
10	4258,28	1921,05	3,0	18,5
15	2524,84	1108,94	3,0	19,3
20	1256,25	524,12	3,1	20,1
25	1200,14	486,23	3,2	22,4

En la Tabla 15 se observa el resultado de DQO y DBO inicial de 6475,25 mg/L y 3101,08 mg/L del lixiviado del botadero respectivamente, el cual fue disminuyendo hasta el término del tratamiento obteniendo los valores de 1200,14 mg/L de DQO y 486,23 mg/L de DBO, para el tratamiento se mantuvo el pH en un promedio de 3,10 y una temperatura promedio de 19,60 el cual fue incrementándose poco a poco.

Figura 10 Degradación de DQO del Lixiviado a pH 3



En la figura 10 se observa la degradación del lixiviado del botadero “Agua de las Vírgenes” mediante el parámetro de DQO que se reduce mediante el transcurso del tiempo durante los primeros 5 a 10 minutos la degradación son iguales para las diferentes dosificaciones, a partir de los 10 minutos se empieza a notar la degradación más significativa por cada dosificación de los reactivos del proceso foto fento ya que cada prueba está expuesta a la radiación UV por una lámpara fluorescente de 16 W, obteniendo una dosificación más óptima de 1g de FeSO₄ y 53,3 mL de H₂O₂.

I) Réplica de la novena prueba experimental

Condiciones de dosificación: 1g de FeSO₄ y 53,3 mL de H₂O₂

Tabla 16 Resultados de DQO y DBO de la 9na Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	pH	Temperatura °C
0	6475,25	3101,08	8,0	17
5	5869,12	2702,61	3,1	17,5
10	4221,2	1933,49	3,0	18,6
15	2511,02	1100,97	3,0	19,7
20	1324,57	529,07	3,1	20,8
25	1297,03	499,05	3,0	22,4

En la Tabla 16 se observa el resultado de DQO y DBO inicial de 6475,25 mg/L y 3101,08 mg/L del lixiviado del botadero respectivamente, el cual fue disminuyendo hasta el término del tratamiento obteniendo los valores de 1297,03 mg/L de DQO y 499,05 mg/L de DBO, para el tratamiento se mantuvo el pH en un promedio de 3,04 y una temperatura promedio de 19,80 el cual fue incrementándose poco a poco.

4.2 Discusión de resultados

4.2.1. Caracterización de los lixiviados del botadero “Agua de las Vírgenes”

En la tabla 4.1 se muestra los Resultados de la Caracterización de Lixiviado del botadero “Agua de las Vírgenes” que presenta valores de 7524,84 mg/L de DQO y 3587,21 mg/L de DBO, muy por encima de los valores citados en la bibliografía para rellenos con antigüedad como la que posee dicho relleno (más de 30 años) lo que supone un riesgo de contaminación si no se trata adecuadamente. Por otro lado se puede observar que en zonas aledañas al relleno al botadero “Agua de las Vírgenes” se desarrollan actividades de cultivo donde es muy probable el uso de plaguicidas de las que se desconoce el nivel toxico.

En los resultados de la caracterización muestran que en los parámetros de alcalinidad, dureza total turbidez y solidos totales, guardan concordancia con los valores en la referencia, en cuanto al contenido de metales pesados se puede apreciar que hay mayor presencia de plomo que de cadmio. Estudios siguientes deberían hacer estudio minucioso al material de cubierta utilizado en el botadero “agua de las vírgenes” ya que estos pueden contener los metales pesados mencionados en una concentración significativa y que en el trabajo de investigación no fue estudiado.

4.2.2. Remoción de carga orgánica e índice de biodegradabilidad

La remoción de carga orgánica se dio mediante el parámetro de DQO a las condiciones establecidas para el diseño experimental, se realizó las corridas experimentales, haciendo solo una réplica a las condiciones que se obtuvo mayor % de remoción de DQO para la comparación respectiva, haciendo un total de 12 ensayos para el periodo de experimentación. Las muestras fueron acondicionadas en valores de pH, radiación UV y dosis de reactivos del proceso foto fento de acuerdo a la matriz de experimentación.

El cálculo del porcentaje de remoción de DQO se realizó con la siguiente formula:

$$\% \text{ de Remocion DQO} = \frac{DQO_{inicial} - DQO_{final}}{DQO_{inicial}} \quad (17)$$

Utilizando la ecuación XX se presenta las tablas siguientes:

Tabla 17 Resultados de DQO y DBO de 1era Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	% Remoción	DBO/DQO
0	7654,15	3694,24	0,0%	0,483
5	7164,59	3224,19	6,4%	0,450
10	5524,36	2431,05	27,8%	0,440
15	4089,24	1792,87	46,6%	0,438
20	3598,03	1540,31	53,0%	0,428

25	3544,14	1435,05	53,7%	0,405
----	---------	---------	-------	-------

En la tabla 17 se obtuvo el 53,7 % de remoción de DQO en un medio ácido de pH 1, este pH es muy debajo de lo óptimo esto debido a que el $[Fe(H_2O)]^{+2}$ formado reacciona muy lento con el H_2O_2 produciendo menos radicales OH^* , es evidente que los lixiviados tengan contenido orgánico persistente por la antigüedad que posee el relleno, según los resultados del índice de biodegradabilidad al iniciar el tratamiento de 0,483 hace suponer poca presencia de materia biodegradable, y al final un valor de 0,405 y esto significa que es muy probable que exista la liberación de grandes moléculas orgánicas recalcitrantes proviniendo de los mismo residuos sólidos confinados, lo que provocaría una inhibición del metabolismo microbiano para un proceso de oxidación biológica, lo que ayuda a la aceleración de reacción es el catalizador de la Radiación UV, el cual estuvo expuesta en todo en tratamiento.

Tabla 18 Resultados de DQO y DBO de 2da Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	% Remoción	DBO/DQO
0	7654,15	3694,23	0,0%	0,483
5	7024,81	3318,21	8,2%	0,472
10	4987,24	2337,17	34,8%	0,469
15	3806,25	1684,89	50,3%	0,443
20	3154,12	1345,74	58,8%	0,427
25	3124,11	1298,54	59,2%	0,416

En la tabla 18 se obtuvo el 59,2 % de remoción de DQO en un medio ácido de pH 1, este pH es muy debajo de lo óptimo esto debido a que el efecto de barrido del H^* sobre el OH^* es menos activo, según los resultados del índice de biodegradabilidad al final tiene un valor de 0,416 y esto significa que es muy probable que exista la liberación de

grandes moléculas orgánicas recalcitrantes al igual que en el anterior tratamiento.

Tabla 19 Resultados de DQO y DBO de 3era Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	% Remoción	DBO/DQO
0	7654,15	3694,24	0,0%	0,483
5	7214,87	3322,46	5,7%	0,461
10	5267,15	2418,08	31,2%	0,459
15	2914,8	1318,36	61,9%	0,452
20	2116,24	949,29	72,4%	0,449
25	2005,19	866,24	73,8%	0,432

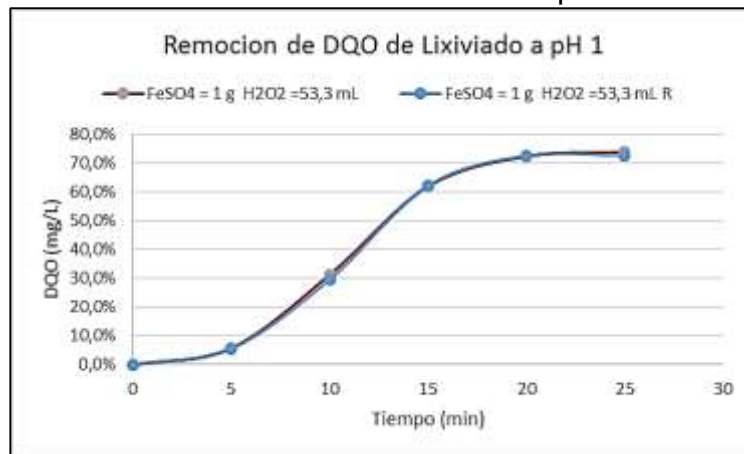
En la tabla 19 se obtuvo el 73,8 % de remoción de DQO en un medio ácido de pH 1, en esta prueba experimental se incrementó el porcentaje de remoción de DQO esto debido al exceso de produciendo radicales OH^* , lo que ayuda a la formación de complejos y la sedimentación de estos, el medio ácido donde se desarrolla el proceso también puede inhibir a la reacción entre el Fe^{+3} y el H_2O_2 por más que exista el exceso del peróxido. Según los resultados del índice de biodegradabilidad al final tiene un valor de 0,432 y esto significa que es muy probable que exista la liberación de grandes moléculas orgánicas recalcitrantes al igual que en el anterior tratamiento y no puedan ser degradadas.

Tabla 20 Resultados de la Replica DQO y DBO de 3era Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	% Remoción	DBO/DQO
0	7654,1	3694,24	0,0%	0,483
5	7225,22	3400,47	5,6%	0,471
10	5391,03	2455,82	29,6%	0,456
15	2901,17	1300,84	62,1%	0,448
20	2100,94	923,18	72,6%	0,439
25	2095,92	899,83	72,6%	0,429

En la tabla 20 se obtuvo el 72,6 % de remoción de DQO en un medio ácido de pH 1 en cual no tiene mucha diferencia con el resultado de la tabla 4.16, debido a que es una réplica del tratamiento a las mismas condiciones del proceso de igual manera los resultados del índice de biodegradabilidad al final tiene un valor de 0,429 que es muy cercano al tratamiento realizado no existiendo mucha variación en los resultados obtenidos por lo tanto podemos confirmar que la parte experimental está siendo correctamente desarrollada.

Figura 11 Remoción de DQO del Lixiviado a pH 1 con su Replica



En la figura 11 se observa el % de degradación del lixiviado del botadero “Agua de las Vírgenes” mediante el parámetro de DQO para la dosificación de 1g de FeSO_4 y 53,3 mL de H_2O_2 en un medio ácido de pH 1 y su respectiva repica, no existiendo diferencia significativa en la prueba y su réplica por lo que se puede deducir que el tratamiento se realizó correctamente.

Figura 12 Comparación de la Remoción de DQO del Lixiviado a pH 1



En la figura 12 se observa el % de degradación del lixiviado del botadero “Agua de las Vírgenes” mediante el parámetro de DQO con las diferentes dosificaciones empleadas en el tratamiento, de los cuales podemos determinar que en un medio ácido de pH 1, la tercera dosificación de 1g de FeSO_4 y 53,3 mL de H_2O_2 nos presenta mayor remoción de DQO a comparación de los demás dosificaciones, el pH no es óptimo por lo que se puede deducir que la se produce la inhibición del ion Fe^{+2} para la reacción con el H_2O_2 .

Tabla 21 Resultados de DQO y DBO de 4ta Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	% Remoción	DBO/DQO
0	7894,04	3742,94	0,0%	0,474
5	7398,24	3406,28	6,3%	0,460
10	5735,48	2611,04	27,3%	0,455
15	4389,81	1912,67	44,4%	0,436
20	3487,96	1402,89	55,8%	0,402
25	3544,14	1392,11	55,1%	0,393

En la tabla 21 se obtuvo el 55,1 % de remoción de DQO en un medio ácido de pH 2, este pH todavía no es óptimo, esto debido a que el $[\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})]^{+2}$ formado reacciona muy lento con el H_2O_2 produciendo

menos radicales OH^* , y según los resultados del índice de biodegradabilidad al iniciar el tratamiento de 0,474 hace suponer poca presencia de materia biodegradable, y al final un valor de 0,393 muy debajo de los 0,4 y esto significa que es muy probable que exista la liberación de grandes moléculas orgánicas recalcitrantes proviniendo de los mismo residuos sólidos confinados, al igual que el primer tratamiento.

Tabla 22 Resultados de DQO y DBO de 5ta Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	% Remoción	DBO/DQO
0	7894,04	3742,94	0,0%	0,474
5	7158,91	3311,28	9,3%	0,463
10	5079,22	2258,33	35,7%	0,445
15	4006,25	1703,81	49,2%	0,425
20	3054,12	1299,84	61,3%	0,426
25	3024,11	1154,79	61,7%	0,382

En la tabla 22 se obtuvo el 61,7 % de remoción de DQO en un medio ácido de pH 2, en el cual se incrementó el % de remoción debido al aumento de la dosificación del H_2O_2 en el tratamiento al igual que el en segundo tratamiento realizado en otras condiciones, la radiación UV es otro factor que interviene en la remoción de materia orgánica y la eliminación de microorganismos, y respecto a la relación del índice de al final tratamiento tiene un valor de 0,393 muy debajo de los 0,4 y esto significa la poca presencia de materia biodegradable.

Tabla 23 Resultados de DQO y DBO de 6ta Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	% Remoción	DBO/DQO
0	7894,04	3742,94	0,0%	0,474
5	7194,08	3358,18	8,9%	0,467
10	5198,98	2380,87	34,1%	0,458

15	3048,79	1329,07	61,4%	0,436
20	1949,77	828,66	75,3%	0,425
25	1902,37	768,15	75,9%	0,404

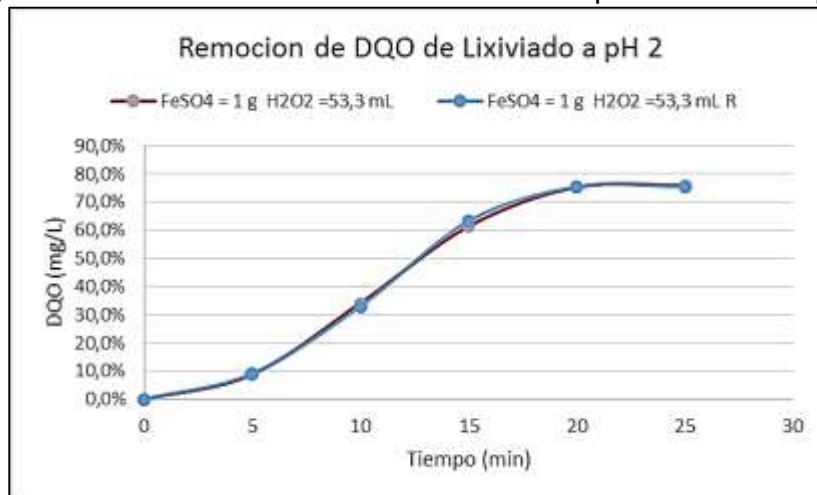
En la tabla 23 se obtuvo el 75,9 % de remoción de DQO en un medio ácido de pH 2, en el cual se incrementó el % de remoción debido al aumento de la dosificación del H₂O₂ en el tratamiento al igual que los otros tratamientos realizados al incrementar la dosificación en otras condiciones, la radiación UV es otro factor que interviene en la remoción de materia orgánica y la eliminación de microorganismos, y respecto a la relación del índice de al final del tratamiento tiene un valor de 0,404 y esto significa la poca presencia de materia biodegradable.

Tabla 24 Resultados de la Réplica DQO y DBO de 6ta Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	% Remoción	DBO/DQO
0	7894	3742,94	0,0%	0,474
5	7171,43	3362,48	9,2%	0,469
10	5294,13	2392,31	32,9%	0,452
15	2899,89	1258,14	63,3%	0,434
20	1943,28	819,24	75,4%	0,422
25	1934,19	786,23	75,5%	0,406

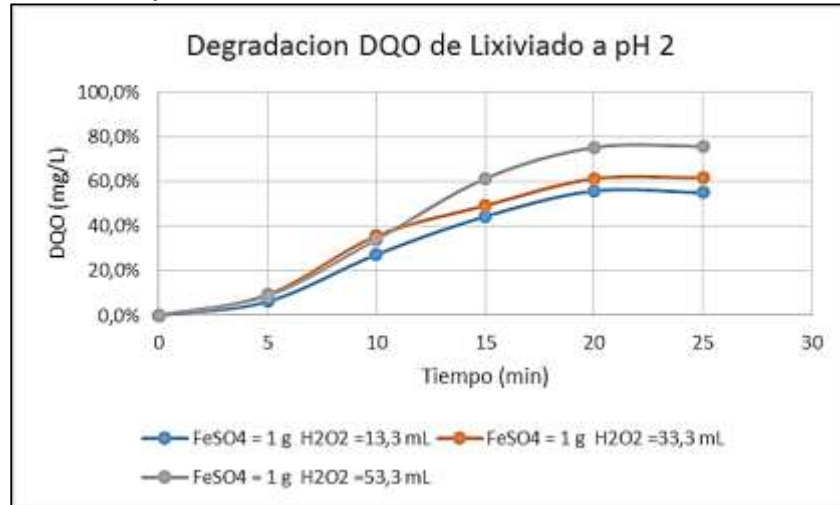
En la tabla 24 se obtuvo el 75,5 % de remoción de DQO en un medio ácido de pH 2 en el cual no tiene mucha diferencia con el resultado de la tabla 4.20 solo una diferencia de 0,4%, debido a que es una réplica del tratamiento a las mismas condiciones del proceso de igual manera los resultados del índice de biodegradabilidad al final tiene un valor de 0,406 que es muy cercano al tratamiento realizado no existiendo mucha variación en los resultados obtenidos por lo tanto podemos confirmar que la parte experimental está siendo correctamente desarrollada.

Figura 13 Remoción de DQO del Lixiviado a pH 2 con su Replica



En la figura 13 se observa el % de degradación del lixiviado del botadero “Agua de las Vírgenes” mediante el parámetro de DQO para la dosificación de 1g de FeSO_4 y 53,3 mL de H_2O_2 en un medio ácido de pH 2 y su respectiva repica, no existiendo diferencia significativa en la prueba y su réplica por lo que se puede deducir que el tratamiento se realizó correctamente, se realizó la réplica para este tratamiento por que presenta uno de las mayores remoción de DQO.

Figura 14 Comparación de la Remoción de DQO del Lixiviado a pH 2



En la figura 14 se observa el % de degradación del lixiviado del botadero “Agua de las Vírgenes” mediante el parámetro de DQO con las diferentes dosificaciones empleadas en el tratamiento, de los cuales podemos determinar que en un medio ácido de pH 2, la tercera dosificación de 1g de FeSO_4 y 53,3 mL de H_2O_2 nos presenta mayor remoción de DQO a comparación de los demás dosificaciones, se aumentó el % de degradación del DQO al incrementar la dosificación de H_2O_2 y esto fue debido al incremento de los radicales OH^* quienes ayudan a la oxidación de los contaminantes presentes en el lixiviado.

Tabla 25 Resultados de DQO y DBO de 7ma Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	% Remoción	DBO/DQO
0	6475,25	3101,08	0,0%	0,479
5	5661,48	2635,42	12,6%	0,466
10	4125,68	1887,60	36,3%	0,458
15	3249,78	1456,83	49,8%	0,448
20	2689,35	1168,28	58,5%	0,434
25	2615,24	1109,23	59,6%	0,424

En la tabla 25 se obtuvo el 59,6 % de remoción de DQO en un medio ácido de pH 3, este pH es el más óptimo esto debido a que el medio donde el $[Fe(H_2O)]^{+2}$ formado reacciona más rápido con el H_2O_2 produciendo más radicales OH^* , no se incrementa más el porcentaje de remoción debido a la falta de H_2O_2 en exceso, según los resultados del índice de biodegradabilidad al iniciar el tratamiento de 0,479 hace suponer poca presencia de materia biodegradable, y al final un valor de 0,424 y esto significa que es muy probable que exista la liberación de grandes moléculas orgánicas recalcitrantes provenientes de los mismos residuos sólidos confinados, lo que provocaría una inhibición del metabolismo microbiano para un proceso de oxidación biológica.

Tabla 26 Resultados de DQO y DBO de 8va Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	% Remoción	DBO/DQO
0	6475,25	3101,08	0,0%	0,479
5	5602,18	2598,12	13,5%	0,464
10	4015,89	1773,27	38,0%	0,442
15	3024,64	1385,03	53,3%	0,458
20	2264,08	987,56	65,0%	0,436
25	2259,89	884,21	65,1%	0,391

En la tabla 26 se obtuvo el 65,1 % de remoción de DQO en un medio ácido de pH 3, este pH es el más óptimo según las referencias citadas esto debido a que se encuentra la reacción en un medio ácido, lo que ayuda a la descomposición del H_2O_2 aumentando la producción de radicales OH^* , a las condiciones de pH alrededor de 3 la presencia del ion Fe^{+2} es más abundante, esto ayuda a la formación de los precipitantes, según los resultados del índice de biodegradabilidad al final del tratamiento tiene un valor de 0,391 y esto significa que es muy probable que exista la liberación de

grandes moléculas orgánicas recalcitrantes proviniendo de los mismo residuos sólidos confinados, lo que provocaría una inhibición del metabolismo microbiano para un proceso de oxidación biológica.

Tabla 27 Resultados de DQO y DBO de 9na Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	% Remoción	DBO/DQO
0	6475,25	3101,08	0,0%	0,479
5	5836,97	2724,86	9,9%	0,467
10	4258,28	1921,05	34,2%	0,451
15	2524,84	1108,94	61,0%	0,439
20	1256,25	524,12	80,6%	0,417
25	1200,14	486,23	81,5%	0,405

En la tabla 27 se obtuvo el 81,4 % de remoción de DQO en un medio ácido de pH 3 siendo el más alto de todos los tratamientos debido a que se encuentra en un medio ácido óptimo y la presencia abundante de radicales OH^* y los iones de Fe^{+2} para la formación de los precipitantes y la reacción que se generan en ese medio son más rápidas, gracias a la radiación UV dentro del proceso se alcanza una mayor velocidad de generación de radicales hidroxilo al existir dos vías simultáneas de formación: la vía radicalaria, reacción de descomposición del peróxido catalizada por el hierro, a la cual se suma la vía fotolítica, degradación del peróxido por la acción de la radiación UV. Además, el ciclo de regeneración del hierro se ve favorecido al ser capaz la radiación ultravioleta de descomponer los complejos orgánicos de Fe^{+3} , los cuales atrapan al hierro inhibiendo su capacidad catalizadora, esto ayudo a mejorar la eficiencia de remoción de DQO en el tratamiento.

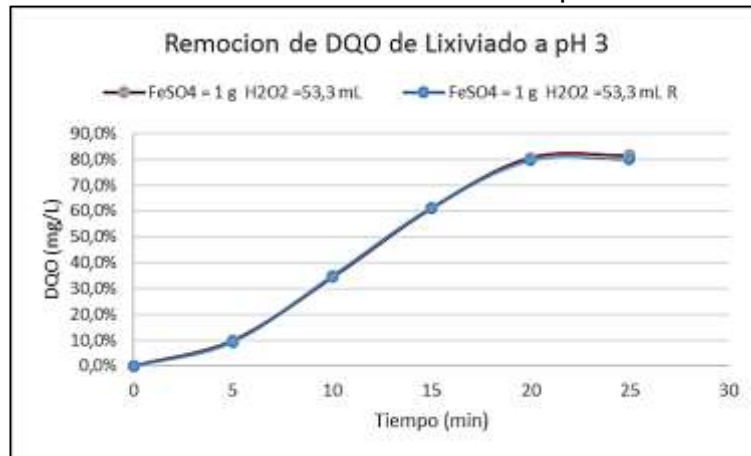
Tabla 28 Resultados de la Replica DQO y DBO de 9na Prueba Experimental

Tiempo (minutos)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	% Remoción	DBO/DQO
------------------	------------	------------	------------	---------

0	6475,25	3101,08	0,0%	0,479
5	5869,12	2702,61	9,4%	0,460
10	4221,2	1933,49	34,8%	0,458
15	2511,02	1100,97	61,2%	0,438
20	1324,57	529,07	79,5%	0,399
25	1297,03	499,05	80,0%	0,385

En la tabla 28 se obtuvo el 80,0 % de remoción de DQO en un medio ácido de pH 3 en cual no tiene mucha diferencia con el resultado de la tabla 4.24 solo una diferencia de 1,5%, debido a que es una réplica del tratamiento a las mismas condiciones del proceso de igual manera los resultados del índice de biodegradabilidad al final tiene un valor de 0,385 que es muy cercano al tratamiento realizado no existiendo mucha variación en los resultados obtenidos por lo tanto podemos confirmar que la parte experimental está siendo correctamente desarrollada.

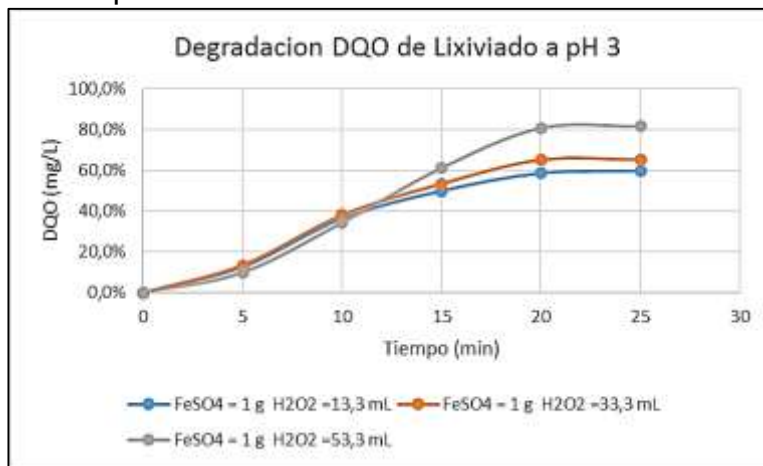
Figura 15 Remoción de DQO del Lixiviado a pH 3 con su Replica



En la figura 15 se observa el % de degradación del lixiviado del botadero “Agua de las Vírgenes” mediante el parámetro de DQO para la dosificación de 1g de FeSO₄ y 53,3 mL de H₂O₂ en un medio ácido de pH 3 y su respectiva repica, no existiendo diferencia significativa en la prueba y su réplica por lo que se puede deducir que el tratamiento se realizó correctamente, se realizó la réplica para

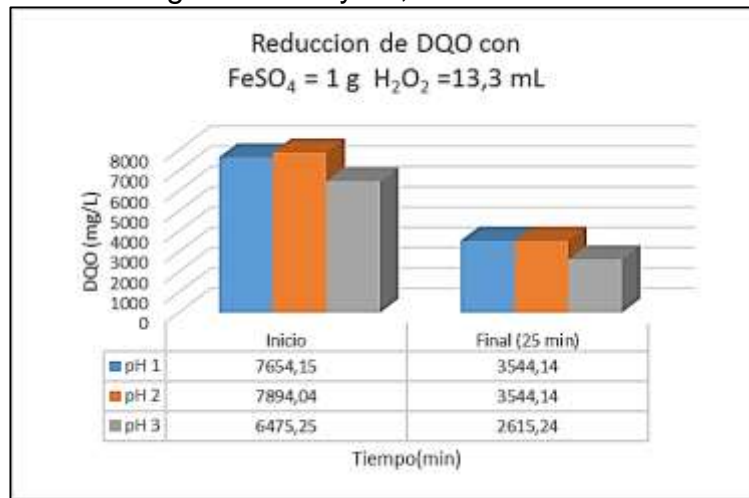
este tratamiento por que presenta uno de las mayores remoción de DQO.

Figura 16 Comparación de la Remoción de DQO del Lixiviado a pH 3



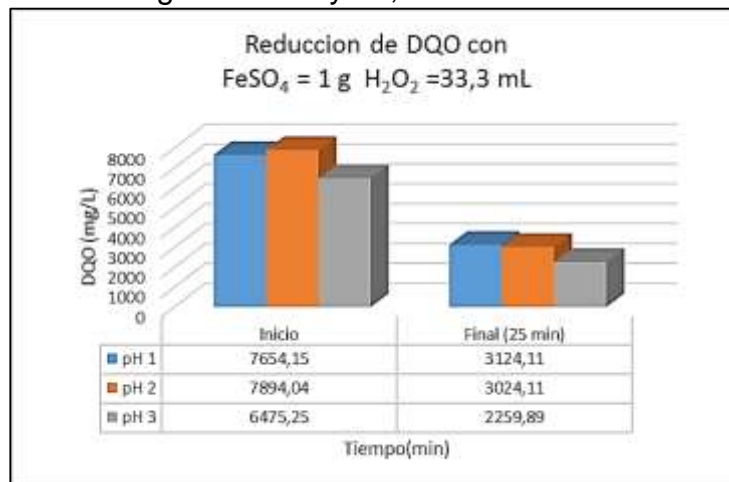
En la figura 16 se observa el % de degradación del lixiviado del botadero “Agua de las Vírgenes” mediante el parámetro de DQO con las diferentes dosificaciones empleadas en el tratamiento, de los cuales podemos determinar que en un medio ácido de pH 3, la tercera dosificación de 1g de FeSO_4 y 53,3 mL de H_2O_2 nos presenta mayor remoción de DQO a comparación de los demás dosificaciones, se aumentó el % de degradación del DQO se debió a que se encuentra en un pH óptimo, para la aceleración de las reacciones que se generan con los componentes de proceso foto fenton al igual que la radiación UV ayuda a la regeneración del Fe^{+2} , y la formación de los complejos que precipitan.

Figura 17 Comparación de la Remoción de DQO del Lixiviado con 1 g de FeSO_4 y 13,3 mL de H_2O_2



En la figura 17 se observa la reducción de DQO para los diferentes medios ácidos donde se desarrolló el proceso de foto fenton siendo el pH más óptimo el valor de 3 al igual que las referencias citadas, respecto a la dosificación de compuestos del proceso se observa que solo remueven un poco más del 50 % de DQO en un tiempo de 25 minutos que duro dicho proceso.

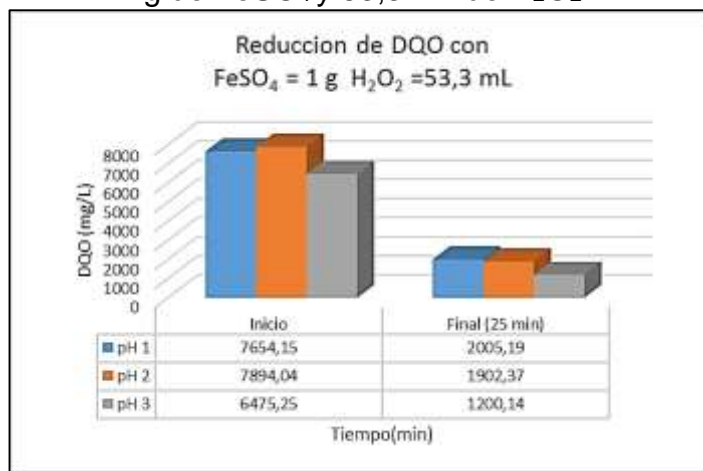
Figura 18 Comparación de la Remoción de DQO del Lixiviado con 1 g de FeSO_4 y 33,3 mL de H_2O_2



En la figura 18 se observa la reducción de DQO para los diferentes medios ácidos donde se desarrolló el proceso de foto fenton siendo

el pH más óptimo el valor de 3 al igual que en la figura 4.10, incrementándose la reducción de DQO debido al aumento del H₂O₂ quien genera la mayor cantidad de radicales OH* para la reacción con el Fe⁺² y de esa manera acelerar la reacciones de precipitación.

Figura 19 Comparación de la Remoción de DQO del Lixiviado con 1 g de FeSO₄ y 53,3 mL de H₂O₂



En la figura 19 se observa la reducción de DQO para los diferentes medios ácidos donde se desarrolló el proceso de foto fenton siendo el pH más óptimo el valor de 3, el incremento máximo de la reducción de DQO se obtuvo a estas condiciones debido al aumento del H₂O₂ en exceso quien genera la mayor cantidad de radicales OH* para la reacción con el Fe⁺² y de esa manera acelerar la reacciones de precipitación Además, el ciclo de regeneración del hierro se ve favorecido al ser capaz la radiación ultravioleta de descomponer los complejos orgánicos de Fe³⁺, los cuales atrapan al hierro inhibiendo su capacidad catalizadora.

4.3 Contrastación de hipótesis

4.3.1. One-way ANOVA: % Remocion versus pH

Method

Null hypothesis All means are equal

Alternative hypothesis At least one mean is different

Significance level $\alpha = 0,05$

Equal variances were assumed for the analysis.

Factor Information

Factor Levels Values

pH 3 1; 2; 3

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
pH	2	93,90	46,95	0,43	0,660
Error	9	972,37	108,04		
Total	11	1066,27			

Interpretación: En el análisis estadístico se trabajó con el software Minitab 17, utilizando el análisis de anova, ingresando los datos del % de remoción de DQO como la respuesta de la variación del factor pH en la operación de los experimentos, resultando el valor P-value = 0,660 siendo mayor al valor de significancia del 0,05; según este resultado podemos aceptar la hipótesis que la variación del pH no tiene diferencia significativa en la remoción de DQO del lixiviado del botadero “Agua de las Vírgenes” mediante el proceso de foto fenton.

Model Summary

S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)
10,3943	8,81%	0,00%	0,00%

Means

pH	N	Mean	StDev	95% CI
1	4	64,82	9,94	(53,07; 76,58)
2	4	67,05	10,35	(55,29; 78,81)
3	4	71,55	10,88	(59,79; 83,31)

Pooled StDev = 10,3943

Fisher Pairwise Comparisons

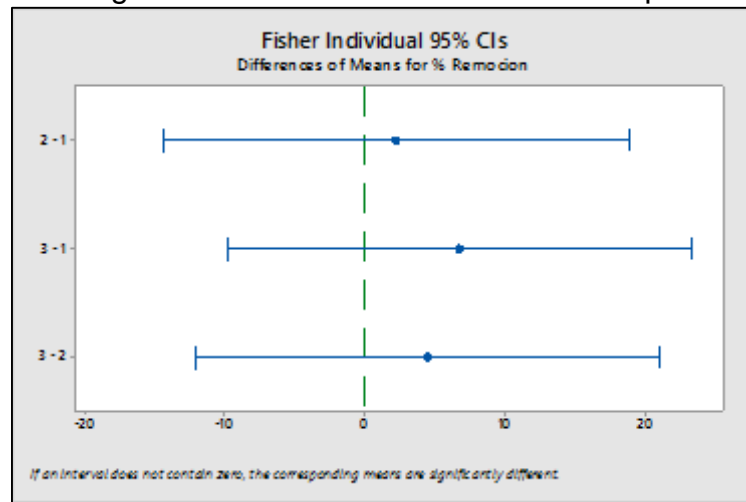
Grouping Information Using the Fisher LSD Method and 95% Confidence

pH	N	Mean	Grouping
3	4	71,55	A
2	4	67,05	A
1	4	64,82	A

Means that do not share a letter are significantly different.

Interpretación: Al realizar la comparación de Fisher con el software Minitab 17, observamos los resultados en función de las medias lo cual no existen diferencia significativa por lo tanto las medias se encuentran dentro de los intervalos de confianza para cada factor y perteneciendo a un mismo grupo.

Figura 20 Fisher Individual 95% CIs de pH



En la Figura 20. Se observa que la diferencias de las medias para cada uno de las corridas experimentales, las tres son positivas, esto quiere decir que para los pH 1; 2 y 3 no son predominantes para tener mayor grado de remoción de DQO siendo estas muy cercanas en cada prueba experimental realizada.

4.3.2. One-way ANOVA: % Remocion versus H₂O₂

Method

Null hypothesis All means are equal

Alternative hypothesis At least one mean is different

Significance level $\alpha = 0,05$

Equal variances were assumed for the analysis.

Factor Information

Factor Levels Values

H₂O₂ 3 13,3; 33,3; 53,3

Analysis of Variance					
Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
H ₂ O ₂	2	968,63	484,31	44,64	0,000
Error	9	97,64	10,85		
Total	11	1066,27			

Interpretación: En el análisis estadístico se trabajó con el software Minitab 17, utilizando el análisis de anova, ingresando los datos del % de remoción de DQO como la respuesta de la variación de la dosificación de H₂O₂ como el factor en la operación de los experimentos, resultando el valor P-value = 0,000 siendo menor al valor de significancia del 0,05; según este resultado podemos rechazar la hipótesis que la variación de la dosificación del H₂O₂ no tiene diferencia significativa en la remoción de DQO del lixiviado del botadero “Agua de las Vírgenes” mediante el proceso de foto fenton.

Model Summary				
S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)	
,29379	90,84%	88,81%	84,04%	

Means				
H ₂ O ₂	N	Mean	StDev	95% CI
13,3	3	56,13	3,08	(51,83; 60,44)
33,3	3	62,00	2,96	(57,70; 66,30)
53,3	6	76,55	3,50	(73,51; 79,59)

Pooled StDev = 3,29379

Fisher Pairwise Comparisons

Grouping Information Using the Fisher LSD Method and 95% Confidence

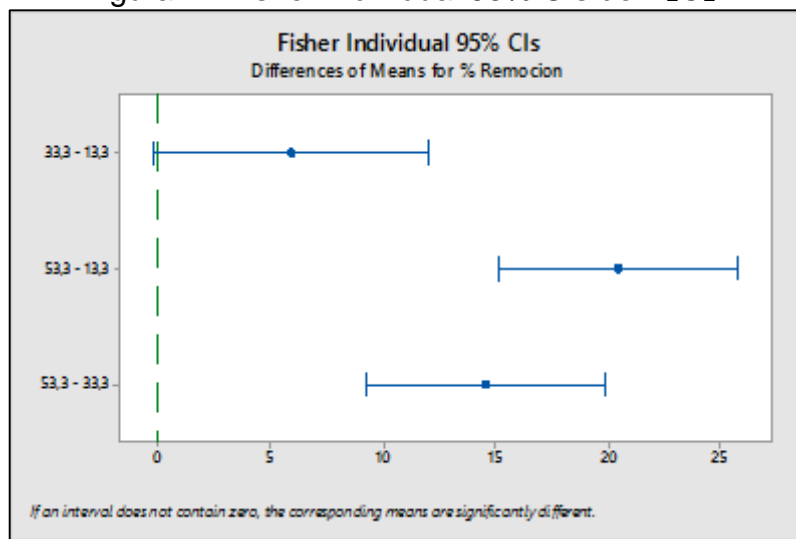
H ₂ O ₂	N	Mean	Grouping
53,3	6	76,55	A
33,3	3	62,00	B
13,3	3	56,13	B

Means that do not share a letter are significantly different.

Interpretación: Al realizar la comparación de Fisher con el software Minitab 17, observamos los resultados en función de las medias de la dosificación

de H_2O_2 donde podemos afirmar que la dosificación de 53,3 mL de H_2O_2 difiere con las otras dosificaciones de 33,3 mL y 13,3 mL de H_2O_2 en el % de remoción de DQO, ya que estos se encuentran en grupos diferentes como nos muestra los resultados, de igual forma se puede afirmar que por lo menos una de las dosificaciones acelera la reacción del proceso foto fenton para la obtención de mayor remoción de DQO.

Figura 21 Fisher Individual 95% CIs de H_2O_2



En la Figura 21. Se observa que la diferencias de las medias para cada uno de las corridas experimentales, existe una diferencia entre la primera con las segunda y tercera relación, lo que quiere decir esto que existen dos grupos diferenciados en la remoción del DQO de los lixiviados del botadero agua de las vírgenes.

CONCLUSIONES.

La composición fisicoquímica de los lixiviados del botadero “Aguas de las Vírgenes” de El Tambo en los meses de estiaje, está constituido por la Demanda química de oxígeno de 7524,84 mg/L; la Demanda Bioquímica de oxígeno de 3587,21 mg/L; el pH de 8,58; la dureza total de 5650 mg/L; la alcalinidad total 7290 mg/L y turbiedad de 488,2 mg/L, realizado después del muestreo compuesto en dicho botadero.

Según los resultados obtenidos para la remoción de DQO respecto a la relación del índice de acides con la dosificación de H_2O_2 , se obtuvo la más alta remoción en un medio ácido de pH 3 siendo el más óptimo de los tratamientos realizados al igual que el exceso de H_2O_2 con un volumen de 53,3 mL obteniendo abundante radicales OH^* y los iones de Fe^{+2} para la formación de los precipitantes y la reacción que se generan en ese medio son más rápidas, gracias a la radiación UV dentro del proceso se alcanza una mayor velocidad de generación de radicales hidroxilo al existir dos vías simultáneas de formación: la vía radicalaria, reacción de descomposición del peróxido catalizada por el hierro, a la cual se suma la vía fotolítica, degradación del peróxido por la acción de la radiación UV. Además, el ciclo de regeneración del hierro se ve favorecido al ser capaz la radiación ultravioleta de descomponer los complejos orgánicos de Fe^{+3} , los cuales atrapan al hierro inhibiendo su capacidad catalizadora, esto ayudo a mejorar la eficiencia de remoción de DQO en el tratamiento.

La eficiencia de la disminución de la carga orgánica de los lixiviados del botadero “Agua de las Vírgenes” más altas fueron de 73,8% con un pH de 1 y 53,3 mL de H_2O_2 ; 75,5% con un pH de 2 y 53,3 mL de H_2O_2 y 81,4% con un pH de 3 y 53,3 mL de H_2O_2 siendo este el mayor valor porcentual de la remoción de la carga orgánica en el lixiviado.

RECOMENDACIONES.

- Determinar la cantidad de hierro lixiviado de los soportes durante las reacciones catalíticas
- Diseñar y realizar experimentos a mayores escalas y en flujo continuo usando los sistemas estudiados
- Evaluar el sistema Fenton y foto-Fenton frente a otro tipo de lixiviados jóvenes y maduros provenientes de diferentes fuentes tales los botaderos municipales

Bibliografía

- A, S. M., S, J. T., Aguilar, L. G., & Hincapié, M. (2009). TRATAMIENTO DE CONTAMINANTES ORGANICOS POR FOTO FENTON CON LUZ ARTIFICIAL. *REVISTA INGENIERIAS UNIVERSIDAD DE MEDELLIN*, 53-62.
- Alfonso Durán-Moreno, J. A.-P.-C.-d.-B.-U.-Z. (2003). *TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MIXTAS E INDUSTRIALES UTILIZANDO EL REACTIVO DE FENTON ELECTROGENERADO*. MEXICO DF.
- Aznate, L. A., Cerro, O. J., & Benites., A. O. (2013). *DEGRADACIÓN POR FOTOCATÁLISIS HOMOGÉNEA (FOTO-FENTON) DE EFLUENTES LIQUIDOS CONTAMINADOS CON FENOL*. CARTAGENA.
- Bailey, J. (1986). *Biochemical Engineerinf Fundamentals*. Madrid: McCraw Hill.
- Barnes, D., & Foster, C. (1983). *Oxidation Ditches in Wastewater Treatment*. Pitman Books.
- Belhateche, D. (1995). "Choose Appropriate Wastewater Treatment Technologies". Chem. Eng.
- BELHATECHE, D. (AGOSTO de 1995). "CHOOSE APPROPRIATE WASTEWATER TREATMENT TECHNOLOGIES". Obtenido de [HTTP://WWW.FCYT.UMSS.EDU](http://WWW.FCYT.UMSS.EDU). BO/DOCENTES/29/PRACTICAS/PRACTICA10.PDF.
- Campos C., S. p. (2003). *Tratamiento de Efluentes con Energia Solar*. Chile.
- CISTERNA, P. (2003). *INGENIERÍA Y TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES*. CONCEPCIÓN: UNIVERSIDAD DEL BÍO BÍO, FACULTAD DE INGENIERÍA.
- CLAIR N. SAWYER, P. L. (2000). *QUÍMICA PARA INGENIERÍA AMBIENTAL* (4TA ed.). LIMA: MC GRAW HILL .

- DOMENE, X. (2006). *QUIMICA AMBIENTAL DE SISTEMAS TERRESTRES*. BARCELONA: REVERTÉ.
- Higson, S. (2007). *Química Analítica*. Mc Graw Hill.
- *Ingeniería de Aguas Residuales*. (03 de 01 de 2013). Obtenido de http://es.wikibooks.org/wiki/Ingenier%C3%ADa_de_aguas_residuales/Caracter%C3%ADsticas_de_las_aguas_residuales
- INGENIERÍA Y CIENCIAS AMBIENTALES, M. L. (1995 MCGRAW-HILL INTERAMERICANA 392-395). *AGUA RESIDUALES*.
- MACKENZIE L. DAVIS, S. J. (2001). *INGENIERÍA Y CIENCIAS AMBIENTALES*. ESPAÑA: MCGRAW-HILL.
- METCALF Y EDDY. (1995). *INGENIERÍA SANITARIA: TRATAMIENTO, EVACUACIÓN Y REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES*. ESPAÑA: MCGRAW-HILL.
- Roger Iván Méndez Novelo, R. B. (2010). *TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS POR OXIDACION FENTON*. YUCATAN - MEXICO.
- Sanz, J., Lambraña, J. I., & Luis, A. d. (2012). *ESTADO DEL ARTE EN LA OXIDACION AVANZADA A EFLUENTES INDUSTRIALES: NUEVOS DESARROLLOS Y FUTURAS TENDENCIAS*.
- VARILA, J. (2007). *BIOTECNOLOGÍA Y BIORREMEDIACIÓN*. Obtenido de MONOGRAFIAS CENTROS DE TESIS, DOCUMENTOS, PUBLICACIONES:
<HTTP://WWW.MONOGRAFIAS.COM/TRABAJOS74/LODOS-ACTIVOS/LODOS-ACTIVOS2.SHTML>
- Wikipedia. (s.f.). *proceso fenton*. Recuperado el 29 de noviembre de 2014, de http://es.wikipedia.org/wiki/Procesos_de_oxidaci%C3%B3n_avanzada

ANEXOS.

MUESTREO DEL LIXIVIADO EN EL BOTADERO “AGUA DE LAS VIRGENES”



TOMA DE MUESTRA DE LOS LIXIVIADOS DE BOTADERO “AGUA DE LAS VÍRGENES”



LIXIVIADO COMPUESTO DE VARIOS PUNTOS DE MUESTREO DEL BOTADERO AGUA DE LAS VÍRGENES



FILTRADO DEL LIXIVIADO PARA ELIMINAR LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS



LECTURA DE LA TEMPERATURA DEL LIXIVIADO DEL BOTADERO “AGUA DE LAS VÍRGENES”



EQUIPO PARA LA MEZCLA HOMOGÉNEA DE 80 RPM



LECTURA DE pH DEL LIXIVIADO



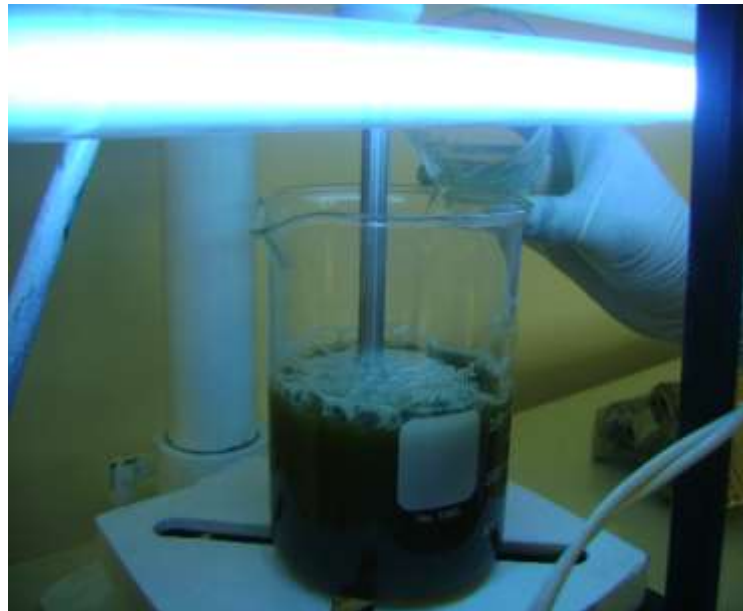
MUESTRAS PREPARADAS DE LIXIVIADOS PARA LOS TRATAMIENTOS RESPECTIVOS



REALIZANDO LAS PRUEBAS EXPERIMENTALES DEL LIXIVIADO



ADICIÓN DEL H_2O_2 EN LA MUESTRA DE LIXIVIADO Y LA RADIACIÓN UV PARA LAS CORRIDA EXPERIMENTAL



TOMANDO LECTURA DEL pH EN EL TRATAMIENTO DEL LIXIVIADO



CAMBIO DE COLOR DEL LIXIVIADO DESPUÉS DEL TRATAMIENTO REALIZADO POR EL PROCESO FOTO FENTON



EQUIPO USB-LOG - ONLINE ITP PARA LA TOMA DE DATOS DE LOS PARÁMETROS DE TEMPERATURA Y PH



ESPERANDO QUE SEDIMENTE PARA ANALIZAR EN EL ESPECTROFOTÓMETRO



MUESTRAS DE INICIO Y FINAL DEL PROCESO FOTO FENTON PARA EL ANÁLISIS CON EL ESPECTROFOTÓMETRO

