

UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
DIVISIÓN DE CIENCIAS E INGENIERÍA

**TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DEL
RELLENO SANITARIO DE BACALAR
QUINTANA ROO, MEDIANTE
COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN
Y FOTO-FENTON.**

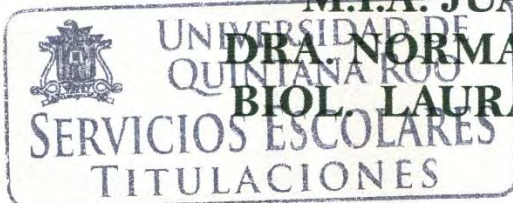
TESIS
PARA OBTENER EL GRADO DE
INGENIERO AMBIENTAL

PRESENTA
MIGUEL AZAEL GUTIÉRREZ LÓPEZ

DIRECTOR DE TESIS
DR. JOSÉ ALFONZO CANCHÉ UUH



ASESORES
ING. JOSÉ LUIS GUEVARA FRANCO
M.I.A. JUAN CARLOS ÁVILA REVELES
DRA. NORMA ANGÉLICA OROPEZA GARCÍA
BIOL. LAURA PATRICIA FLORES CASTILLO



CHETUMAL, QUINTANA ROO, MÉXICO, NOVIEMBRE DE 2017



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
DIVISIÓN DE CIENCIAS E INGENIERÍA

**TRABAJO DE TESIS BAJO LA SUPERVISIÓN DEL COMITÉ
DEL PROGRAMA DE LICENCIATURA Y APROBADA COMO
REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE:**

INGENIERO AMBIENTAL

COMITÉ DE TESIS

DIRECTOR:

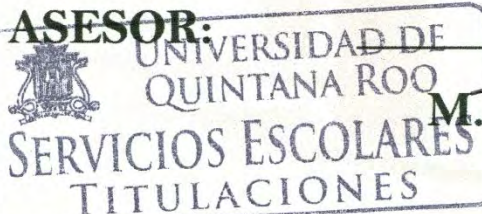


DR. JOSÉ ALFONZO CANCHE UUH

ASESOR:

ING. JOSÉ LUIS GUEVARA FRANCO

ASESOR:



M.I.A. JUAN CARLOS ÁVILA REVELES

CHETUMAL, QUINTANA ROO, MÉXICO, NOVIEMBRE DE 2017

Agradecimientos:

Esta tesis es la conclusión de mi experiencia universitaria y por esta razón es importante en mi vida, ha sido posible gracias a la motivación y apoyo de ustedes, gracias por todo.

A nuestro Dios Jehová por darle vida y amor a mi ser.

A mis padres, quienes me inculcaron principios y valores, y que con esfuerzo y sacrificio me brindaron la oportunidad de estudiar una carrera universitaria.

A mi hermano y hermanas, por su compañía, cariño y bellos momentos.

Agradezco encarecidamente al Dr. José Alfonzo Canché Uuh en la dirección en esta tesis, por su amistad, colaboración, infinita paciencia y confianza brindada desde el primer momento en la realización de este proyecto. Profesor, gracias por sus concejos y pláticas reconfortantes.

Gracias a mis asesores y maestros, I.Q José Luis Guevara Franco, M.I.A Juan Carlos Ávila Rebeles, Dra. Norma Angélica Oropeza García y Biol. Laura Patricia Flores Castillo por su gran ayuda en la realización de esta tesis, su amistad brindada y sus enseñanzas que me servirán de por vida.

Gracias a la señorita Yani Chi y al valiente Zair, por su inmenso cariño, apoyo incondicional y su gran ayuda en los análisis de laboratorio.

A las señoritas, Irma Ciau, María de la Luz y Ximena Victoria, por sus aportaciones a esta tesis, su gran cariño y la motivación que me brindaron.

A mis amigos Andy Tun, Arnold Vargas, David Virgen, Diego Arguez, Elías Manzanero, Kasandra Rangel, Miguel Chable, Marcos Canto, Reyes Polanco, Santos Chan y Yenni Chan por todos los buenos momentos compartidos.

A la generación 2011 -2016 de Ingeniería Ambiental por su compañía.

***A mis padres, Miguel Gutiérrez López y Manuela López
Álvarez y a mi hermano y hermanas, Josías, Jecia
Vianey, Kenia Betzaida y Yoselyn Yenisey.***

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE FIGURAS	iii
ÍNDICE DE GRÁFICAS	iii
ÍNDICE DE TABLAS	iv
GLOSARIO DE ABREVIATURAS	v
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN	1
1.1 Introducción	2
1.2 Justificación	4
1.3 Objetivos	6
1.3.1 Objetivo general	6
1.3.2 Objetivos específicos	6
CAPÍTULO 2: MARCO TEÓRICO	7
2.1 Lixiviados de rellenos sanitarios	8
2.1.1 Composición de los lixiviados	9
2.1.2 Clasificación de lixiviados	11
2.2 Lixiviados en México	14
2.2.1 Marco normativo	14
2.3 Métodos de tratamiento de lixiviados	16
2.3.1 Tratamientos fisicoquímicos	17
2.3.1.1 Precipitación química	18
2.3.1.2 Flotación	19
2.3.1.3 Amonio <i>stripping</i>	19
2.3.1.4 Tratamiento electroquímico	20
2.3.1.5 Procesos de membrana	21
2.3.1.6 Adsorción con carbón activado	25
2.3.1.7 Intercambio iónico	26
2.3.1.8 Coagulación-floculación	27
2.4 Procesos de Oxidación avanzada	29
2.4.1 Clasificación de los POA	30
2.4.1.1 POA no Fotoquímicos	32
2.4.1.2 POA Fotoquímicos	32
2.4.2 Ventajas y desventajas de los POA	33
2.5 Proceso foto-Fenton	34
2.5.1 El reactivo Fenton	35
2.5.2 Química de la reacción Fenton	36
2.5.3 Factores que afectan al proceso foto-Fenton	37
2.5.3.1 El pH	37
	i

2.5.3.2 Concentración del agente oxidante y catalítico	38
2.5.3.3 La temperatura	38
2.5.3.4 Tiempo de reacción	39
2.5.3.5 Efecto de la luz UV y la luz visible	39
2.5.4 Ventajas y desventajas del foto-Fenton	40
CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	41
3.1 Métodos Analíticos	43
3.1.1 Equipo y Materiales	43
3.1.2 Reactivos	45
3.2 Muestreo y caracterización del lixiviado	46
3.2.1 Caracterización del lixiviado	46
3.2.2 Determinación de la relación DBO ₅ /DQO y pH	47
3.2.3 Determinación de otros parámetros de importancia	48
3.3 Preparaciones para el tratamiento	49
3.3.1 Selección de la dilución de lixiviado : agua destilada	49
3.3.2 Selección de parámetros para el monitoreo del tratamiento	49
3.3.3 Preparación del coagulante	50
3.4 Experimentación con el proceso coagulación-floculación	51
3.5 Experimentación con el proceso foto-Fenton	53
3.5.1 Descripción y operación del CPC	54
3.6 Evaluación de la eficiencia del tratamiento de los lixiviados	55
CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	56
4.1 Resultados de los parámetros fisicoquímicos del lixiviado antes y	57
4.1.1 Resultados de la caracterización inicial del lixiviado	58
4.1.2 Resultados de la caracterización después del tratamiento	59
4.2 Dilución del lixiviado	60
4.3 Resultados de los experimentos de coagulación-floculación.	62
4.3.1 Selección de la dosis optima de coagulante	71
4.4 Resultados de los experimentos con foto-Fenton	72
CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES	77
ANEXO	81
BIBLIOGRAFÍA	82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1	Clasificación de las Tecnologías de Oxidación de acuerdo a su fase de reacción	31
Figura 2.2	Ciclo Foto-catalítico de la reacción foto-Fenton	34
Figura 3.1	Representación gráfica de las etapas del tratamiento de lixiviados	42
Figura 3.2	Colector solar empleado en el POA	55
Figura 4.1	Apariencia del lixiviado antes (izquierda) y después (derecha) del tratamiento.	58
Figura 4.2	Variación de la tonalidad del lixiviado tratado en función de la cantidad de coagulante agregado. (De izquierda a derecha dosificación F, E, D, C, B, A)	67

ÍNDICE DE GRAFICAS

Gráfica 4.1	pH monitoreado en función del tiempo de sedimentación del proceso coagulación-floculación.	63
Gráfica 4.2	Comportamiento de la conductividad eléctrica en función del tiempo de sedimentación de la coagulación-floculación.	65
Gráfica 4.3	Variación de la turbiedad en función del tiempo de sedimentación del proceso de coagulación - floculación.	66
Gráfica 4.4	DQO monitoreado en función del tiempo de sedimentación después de la coagulación-floculación	68
Gráfica 4.5	Relación de la Turbidez y la DQO en función del tiempo de sedimentación.	70
Gráfica 4.6	Relación de los parámetros pH y DQO en función del tiempo de exposición a radiación solar.	73
Gráfica 4.7	Relación de los parámetros turbidez y DQO en función del tiempo de exposición a radiación solar.	75
Gráfica 4.8	Conductividad monitoreada durante el tiempo de exposición a radiación solar.	75

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1	Composición de lixiviados de relleno sanitario.	10
Tabla 2.2	Clasificación de lixiviado de relleno sanitario.	12
Tabla 2.3	Clasificación de los lixiviados de relleno sanitario vs edad.	13
Tabla 2.4	Límites máximos normados por la NOM-001-SEMARNAT para descargas residuales en aguas y bienes nacionales y límites máximos normados para descarga de lixiviados en EUA y Francia.	15
Tabla 2.5	Potencial de oxidación de agentes oxidantes utilizados para el tratamiento de aguas.	30
Tabla 2.6	Clasificación de los POA en función de la generación del radical •OH.	31
Tabla 3.1	Parámetros fisicoquímicos medidos en los lixiviados y métodos analíticos empleados.	44
Tabla 4.1	Tabla comparativa entre los resultados de la caracterización fisicoquímica inicial y final de los lixiviados del relleno sanitario de Bacalar.	57
Tabla 4.2	Proporciones usadas de lixiviados en dilución con agua destilada y las mediciones de materia orgánica como DQO de cada una de ellas.	61
Tabla 4.3	Tabla comparativa de los valores iniciales de lixiviado bruto y después de la dilución.	61
Tabla 4.4	Resultados de los parámetros indicadores obtenidos en la experimentación con coagulación-floculación.	62
Tabla 4.5	Tabla comparativa de los parámetros indicadores de las dosificaciones C y D.	71
Tabla 4.6	Tabla comparativa de los parámetros indicadores en función del tiempo de exposición a radiación solar.	73

GLOSARIO DE ABREVIATURAS

•OH	Radicales Hidroxilo
°C	Grados Celsius
%	Porcentaje
µL	Micro Litro
µm	Micrómetro
mS/cm	Mili Siemens sobre Centímetro
E	Potencial de Oxidación
AGV	Ácidos Grasos Volátiles
AOX	Halógenos absorbibles ligados orgánicamente
AHF	Ácidos Húmicos y Fúlvicos
A/dm ²	Amperios sobre Decímetro Cuadrado
A/m ²	Amperios sobre Metro Cuadrado
cm	Centímetros
CO ₂	Dióxido de Carbono
COT	Carbono Orgánico Total
CPC	Colector Parabólico Concéntrico
Da	Dalton
DBO ₅	Demanda Biológica de Oxígeno medido a los 5 días
DQO	Demanda Química de Oxígeno
ERO	Especies Reactivas de Oxígeno
gr/L	Gramos sobre Litro
hv	Energía Luminosa
L	Litro
L/s	Litros sobre Segundo
L/h	Litros sobre Hora
m	Metro
mm	Milímetros
Mg	Miligramos
Mg: N: P	Relación Magnesio, Nitrógeno y Fosforo
mg/L	Miligramos sobre Litro
MAP	Fosfato Amónico de Magnesio
MO	Materia Orgánica
NA	<i>not applicable</i> (Siglas en Ingles)
nm	Nanómetros
PCB	Bifenilos Policlorados

GLOSARIO DE ABREVIATURAS *continuación.*

PCDD	Policlorodibenzodioxinas
PCDF	Policlorodibenzofuranos
pH	Potencial de Hidrogeno
POA	Proceso(s) de Oxidación Avanzada
PVC	Policloruro de Vinilo
SDT	Sólidos Disueltos Totales
SST	Sólidos Suspendidos Totales
ST	Sólidos Totales
SVT	Sólidos Volátiles Totales
V	Voltios
W/m ²	Watt sobre metro cuadrado

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

1.1 INTRODUCCIÓN

Las exigencias en materia ambiental cada día son más rigurosas, por ello es de vital importancia probar alternativas para dar tratamiento y minimizar el impacto de los contaminantes originados por el desarrollo tecnológico, en respuesta a las crecientes demandas del ser humano y al acelerado crecimiento de la población. Los rellenos sanitarios son comúnmente los destinos finales de los residuos sólidos domésticos y pueden ser focos de contaminación severos si no son operados de la forma correcta. Uno de los problemas más serios que presentan es la generación de lixiviados, la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos en su artículo 5 fracción XVI de la República Mexicana define los lixiviados como “líquido que se forma por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contiene 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 puede 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”, estos se infiltran con el agua de lluvia o líquidos que traen los residuos a través del lecho del relleno cargándose a su paso de microorganismos y sustancias químicas minerales y orgánicas (Robles, 2005), esta es la razón por la que la composición de los lixiviados es muy compleja, variando además de forma significativa con el clima, la edad del relleno, la composición de la basura y la geología del terreno.

Los lixiviados requieren de un óptimo manejo, los cuales deben de involucrar amplios rangos de composición, junto con la seguridad, costes, facilidad de operación in situ y cumplimiento de los límites de descarga. Debido a la compleja composición de estas corrientes es común la combinación de procesos para su tratamiento entre los más usados se encuentran los físico-químicos (Ahn, 2002).

Entre los tratamientos físico-químicos destaca la precipitación química que es la separación de sustancias por asentamiento gravitacional, mediante el agregado de

reactivos químicos como coagulantes y floculantes que alteran el estado físico o la solubilidad de coloides.

La coagulación-floculación es una técnica de la precipitación química, en la cual el coagulante tiene como objetivo desestabilizar las partículas suspendidas de la fase líquida y el floculante propiciar su aglomeración para su posterior precipitación, por lo cual se propone vincular la coagulación-floculación seguida del proceso de oxidación avanzada tipo foto-Fenton como técnica de pulimiento para el lixiviado.

Los procesos de oxidación avanzada pueden definirse como procesos que implican la formación de radicales hidroxilo ($\bullet\text{OH}$) de potencial de oxidación ($E= 2.8$ Voltios) para oxidar compuestos químicos principalmente por abstracción de hidrógeno (Sanz, 2013). El foto-Fenton es un proceso de oxidación avanzada que utiliza la luz ultravioleta y reactivo Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$).

En este trabajo se evalúa la eficiencia de la integración de la coagulación-floculación más la técnica de foto-Fenton para remover los parámetros DBO_5 , DQO, COT, ST, SST, SDT, SVT, turbidez, conductividad y los metales pesados Mercurio, Arsénico, Plomo, Cadmio, Cobre, Cromo y Níquel de los lixiviados del relleno sanitario de Bacalar Quintana Roo, en un sistema de tratamiento (discontinuo). Se prueba diluir el lixiviado para optimizar el uso de reactivos y obtener mejores resultados.

1.2 JUSTIFICACIÓN

Los lixiviados de un relleno sanitario bajo condiciones adversas y una mala gestión del lugar pueden hacer de éste un foco serio de contaminación para el suelo y los acuíferos, debido a la incorporación de éstos al medio por su infiltración al manto freático y a los altos niveles de toxicidad que presentan.

La península de Yucatán posee fracturamiento del suelo (Pozo, 2011), esto propicia la rápida infiltración de un contaminante, en el caso del derrame de lixiviados se afectaría a los cuerpos subterráneos de agua que suministran de este vital líquido a la población, añadido a esto las corrientes subterráneas se encuentran interconectadas entre ellas y con otros cuerpos de agua, como cenotes, ríos, lagunas e importantes zonas de costa afectando así la salud humana y la biodiversidad.

Los lixiviados contienen una gran variedad en altas concentraciones de compuestos como materia orgánica, nutrientes, sales y metales pesados, además de presentar valores extremos del pH (Cortijo, 2004; Wiszniowski *et al.*, 2006), estos representan efectos nocivos al medio y a los organismos vivos debido a su transportación a través de la cadena trófica.

Actualmente en el relleno sanitario de Bacalar Quintana Roo existe un nulo tratamiento de los lixiviados, el manejo consta de la recuperación de estos líquidos y su almacenamiento en 2 piscinas, dichas piscinas tienden a desbordarse en épocas de lluvia lo cual conlleva a un serio impacto en el ambiente, poniendo en evidencia la falta de interés hacia uno de los residuos más peligrosos y contaminantes del que se tiene registro.

La generación de lixiviados es inevitable, por esta razón es importante probar alternativas para tratar este líquido nocivo y de esta manera reducir la cantidad de compuestos tóxicos intrínsecos en él, para lograr lo anterior se proponen posibles trenes de tratamiento aplicando tecnologías que permitan tratar de forma efectiva estos residuos.

Por tal motivo, considerando los amplios rangos de composición que presentan los lixiviados se proponen dos módulos de tratamiento: la coagulación-floculación y el foto-Fenton. Se evalúa de forma general la eficiencia de los tratamientos mencionados, en lo que concierne a la remoción de contaminantes pre-seleccionados en el lixiviado del relleno sanitario de Bacalar, Quintana Roo.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo general

Evaluar la eficiencia de remoción de los procesos de tratamiento coagulación-floculación y foto-Fenton en los lixiviados del relleno sanitario de Bacalar Quintana Roo, mediante los parámetros DBO₅, DQO, COT, ST, SST, SDT, SVT, conductividad, turbidez y los metales pesados Mercurio, Arsénico, Plomo, Cadmio, Cobre, Cromo y Níquel.

1.3.2 Objetivos específicos

- Caracterizar el lixiviado del relleno sanitario de Bacalar de acuerdo a los parámetros DBO₅, DQO, pH, COT, ST, SST, SDT, SVT, conductividad, turbidez y los metales pesados: Mercurio, Arsénico, Plomo, Cadmio, Cobre, Cromo y Níquel.
- Construir e implementar el módulo de foto-Fenton anexado al proceso de coagulación-floculación para el tratamiento de los lixiviados.
- Evaluar la eficiencia de los procesos coagulación-floculación y foto-Fenton con la caracterización final de los lixiviados después de ser sometidos al tratamiento de: coagulación-floculación y foto-Fenton.

CAPÍTULO 2: MARCO TEÓRICO

2.1 LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS

La cantidad de residuos sólidos va en aumento debido al desarrollo tecnológico, industrial y al acelerado comercio de productos que satisfacen las necesidades y comodidades de la población. La adquisición de dichos productos y su desecho después de su vida útil en rellenos sanitarios o tiraderos a cielo abierto, tendrán como consecuencia inevitable la generación de lixiviados.

En México la NOM-083-SEMARNAT-2003 define lixiviado de forma general como: “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 puede dar lugar a la contaminación del suelo de cuerpos de agua, provocando su deterioro y representando un riesgo potencial a la salud humana y a los demás organismos vivos”.

También se puede definirse de acuerdo a Renou *et al.* (2007) como el efluente acuoso que pasa a través de los residuos sólidos procedente de una escorrentía superficial, procesos bioquímicos en los vertederos y el inherente contenido de agua presente en los mismos residuos.

La generación de los lixiviados está en función de diversos factores como la precipitación pluvial, temperatura, grado de humedad inicial de la basura, la edad del lixiviado, grado de compactación de los desechos, material de cubierta de las celdas, humedad atmosférica, evaporación, evapotranspiración, escurrimiento, infiltración, capacidad de campo del relleno, etc. (Méndez *et al.*, 2004; Renou *et al.*, 2008) todo esto a su vez conlleva a que la cantidad y composición del lixiviado sea altamente variable.

2.1.1 Composición de los lixiviados

La composición y concentración de contaminantes en los lixiviados, estarán la función del tipo de residuos desechados en el sitio de disposición final, la operación del sitio, la edad de los residuos, de las condiciones climatológicas y geológicas del lugar (Lopes & Peralta, 2005), y de la fase de descomposición en la que se encuentren los residuos al momento del muestreo (Tchobanoglous & Kreith, 2002).

Se identifican 4 tipos de contaminantes presentes en los lixiviados (Martinez *et al.*, 2014; Renou *et al.*, 2008; Robles, 2005) los cuales representan un riesgo al ambiente y a los organismos vivos que la habitan:

- Componentes orgánicos biodegradables (materia orgánica disuelta y ácidos grasos volátiles (AGV)) y poco biodegradables o materia estabilizada (compuestos fúlvicos y húmicos).
- Contaminantes inorgánicos (iones de amonio, calcio, magnesio, sodio, potasio, hierro, sulfatos, cloruros, hidrogenocarbonatos, sales metálicas; metales pesados como Mercurio, Cadmio, Cromo, Cobre, Plomo, Níquel, Zinc, etc.).
- Microorganismos y patógenos (Hongos, levaduras, coliformes, virus y bacterias de los géneros *Bacillus*, *Corynebacterium*, *Streptococcus*, *Acinrobacter*, *Aeromonas*, *Clostridium*, *Enterobacter*, *Micrococuss*, *Pseudomonas*.).
- Compuestos orgánicos xenobióticos, es la fracción constituida por compuestos sintetizados por el hombre.

En la tabla 2.1 se muestran los rangos (máximos y mínimos) de parámetros y compuestos medidos comúnmente en los lixiviados. También, en la sección de Anexos se puede visualizar la tabla 6.1 de componentes orgánicos y otros compuestos inorgánicos presentes en los lixiviados.

Tabla 2.1. Composición de lixiviados de relleno sanitario tomado de Kjeldsen et al.,(2002) y de Schiopu & Gavrilescu., (2010). (Las cantidades están en mg/L a menos que se indique lo contrario).

Parámetros	Rango
<i>Indicadores generales</i>	
Alcalinidad	470- 57,850
Amonio	0.93-1,200
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2,500-35,000
pH	4.5-9
Fluoruros	0.11-302
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	390-31,800
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	23-17,800
Sólidos Totales (ST)	2,000-60,000
<i>Indicadores de materia orgánica</i>	
Carbón Orgánico Total (COT)	30-29,000
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO ₅)	20-57,000
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	140-15,200
DBO ₅ /DQO	0.02-0.80
Nitrógeno orgánico	14-2,500
<i>Macro-componentes inorgánicos</i>	
Fosforo total	0.1-23
Cloruros	150-4,500
Sulfatos	8-7,750
Bicarbonato de hidrógeno	610-7,320
Sodio	70-7,700
Potasio	50-3,700
Nitrógeno amoniacal	50-2,200
Calcio	10-7,200
Magnesio	30-15,000
Hierro	3-5,500
Manganeso	0.03-1,400
Sílice	4-70
<i>Metales Pesados</i>	
Arsénico	0.01-1
Cadmio	0.0001-0.4
Cromo	0.02-1.5
Cobalto	0.005-1.5
Cobre	0.005-0.10
Plomo	0.001-5
Mercurio	0.00005-0.16
Níquel	0.015-1.3
Zinc	0.03-1,000

2.1.2 Clasificación de lixiviados

De acuerdo a la edad del relleno se clasifican tres tipos de lixiviados: joven, intermedio y estabilizado (Robles, 2005).

A) Los lixiviados jóvenes presentan:

- Carga orgánica elevada (DQO >20,000mg/L).
- Biodegradabilidad de fuerte a mediana ($DBO_5/DQO > 0.3$).
- pH alrededor de 6.5 unidades
- Concentración fuerte de ácidos carboxílicos (AGV), la cual puede representar más del 80% de la carga orgánica.
- Concentración elevada de metales pesados (hasta 2 mg/L).
- Relación COT/DQO próxima a 0.3.

B) Los lixiviados intermedios presentan principalmente:

- Una carga orgánica media con una DQO entre 3,000 y 15,000 mg/L.
- Biodegradabilidad de media a débil ($DBO_5/DQO > 0.2$).
- Concentración en ácidos carboxílicos (AGV) que presentan del 20 al 30% de la carga orgánica.
- Valor de pH próximo a 7.

C) Los lixiviados estabilizados se caracterizan por:

- Carga orgánica muy débil (DQO < 2,000 mg/L).
- Biodegradabilidad muy débil ($DBO_5/DQO < 0.1$).
- Ausencia de ácidos carboxílicos (AGV) ligeros.
- pH ligeramente superior a 7.5.
- Concentración de metales pesados (< 0.5 mg/L)
- Relación COT/DQO del orden de 0.4, que indica la presencia de compuestos orgánicos difícilmente oxidables.

A continuación, se resumen sus características al estado de degradación de los residuos y su antigüedad (Tabla 2.2).

Tabla 22.2. Clasificación de lixiviado de relleno sanitario. Adaptado de Liu., (2013).

Característica	Joven	Intermedio	Estabilizado
Fase	Acidogénica		Metanogénica
Edad de relleno (años)	<1	1-5	>5
pH	<6.5	6.5-7.5	>7.5
DQO (mg/L)	>15,000	3000-15,000	<3,000
Relación DBO₅/DQO	> 0.5	0.1-0.5	<0.1
NH₄⁺ -N (mg/L)	<400	NA	>400
Nitrógeno Kjeldahl (mg/L)	100-2000	NA	NA
Relación COT/DQO	<0.3	0.3-0.5	>0.5
Metales pesados (mg/L)	>2	<2	<2

Los lixiviados también se pueden clasificar en función al estado de degradación de los residuos como; fase acidogénica y fase metanogénica (Liu, 2013). En la tabla 2.2 se relacionan las fases de degradación de los residuos con la edad del relleno.

La alta cantidad de humedad y agua de los residuos sólidos promueve la fermentación ácida (Wang *et al.*, 2003). La fase de formación de este tipo de lixiviados es la fase acidogénica. Los lixiviados de este periodo contienen altas cantidades de compuestos orgánicos biodegradables en forma de Ácidos Grasos Volátiles, alta DBO, alta concentración de DQO y una proporción alta de DBO₅ / DQO que oscila entre 0,4 - 0,5 (Kurniawan, 2006).

Los lixiviados intermedios se caracterizan por la presencia de cargas de DQO que oscilan entre 4000-10000 mg/L, una biodegradabilidad media de DBO₅/DQO de 0.1 a 0.3, disminución de ácidos grasos volátiles y pH cercano a 7.

A medida que aumenta la edad de un relleno, los microorganismos convierten los materiales orgánicos en metano y CO₂ abriendo paso a la fase metanogénica, el pH aumenta a más de 7 y el lixiviado se considera estabilizado, contiene alta concentración de NH₃-N (3,000 – 5,000 mg / L), alta concentración de DQO (5,000 – 20,000 mg / L) y Baja relación DBO / DQO menor de 0,1 (Kurniawan, 2006).

En algunas ocasiones, el lixiviado joven y el intermedio se fusionan como una categoría: lixiviados jóvenes por debajo de 5 años y los periodos del lixiviado intermedio y viejo pueden prolongarse como se muestra en la tabla 2.3.

Tabla 2.3. Clasificación de los lixiviados de relleno sanitario vs edad. Adaptado de Renou et al., (2007).

Característica	Joven	Intermedio	Viejo
Edad de relleno (años)	<5	5-10	>10
pH	<6.5	6.5-7.5	>7.5
DQO (mg/L)	>10,000	4,000-10,000	<4,000
Relación DBO ₅ /DQO	>0.3	0.1-0.3	<0.1
Compuestos orgánicos	80% AGV	5-30% AGV + AHF	AHF
Metales pesados (mg/L)	Baja-media		Baja
Biodegradabilidad	Importante	Media	Baja
AGV: ácidos grasos volátiles; AHF: ácidos húmicos y fúlvicos			

2.2 LIXIVIADOS EN MÉXICO

La investigación sobre este tema es escasa. En muchos sitios de disposición final se observan fácilmente afloramientos de lixiviados formando lagunas superficiales (Jiménez, 2001).

La aplicación de tecnologías de tratamiento para lixiviados es insuficiente, pero empieza a ser un tema abordado. Las lagunas de evaporación son las primeras técnicas que se empiezan a utilizar en México, por ejemplo, en las ciudades de Querétaro, Cancún, Tlalnepantla y Nuevo Laredo.

La planta de tratamientos de lixiviados del relleno sanitario “Bordo Poniente” en la ciudad de México es uno de los pocos ejemplos que se tienen en el país, la cual trata una parte de los lixiviados producidos, 3.0 L/s, donde se emplean exclusivamente métodos fisicoquímicos (Cerdeña, 2007). El agua es utilizada para riego de caminos y algunas áreas verdes del mismo relleno.

2.2.1 Marco Normativo

No existe normatividad que legisle la descarga de lixiviados en México, pero se les considera residuos peligrosos de acuerdo a la NOM-052-SEMARNAT-2005 debido a las características tóxicas que presenta y a las afectaciones que puede ocasionar al ambiente y a los seres humanos, por este motivo es de importancia su tratamiento.

La NOM-083-SEMARNAT-2003 establece las especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial, en ella se indica que el sistema construido debe garantizar la captación y extracción del lixiviado, también registra que el lixiviado puede ser reciclado a las celdas de residuos confinados o bien puede ser tratado, pero no indica los criterios de este tratamiento y de su destino final.

Existe normatividad sobre lixiviados en otros países como por ejemplo EUA y Alemania, en México existe la NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales, por lo tanto, se realiza la tabla 2.4 para comparar dichas regulaciones.

Tabla 2.4. Límites máximos normados por la NOM-001-SEMARNAT para descargas residuales en aguas y bienes nacionales y límites máximos normados para descarga de lixiviados en EUA y Alemania (Todos los valores se encuentran en mg/L) (Kurniawan, 2006; NOM-001-SEMARNAT-1996).

Parámetros	Límite máximo en Lixiviados.		Límites máximos de contaminantes en descargas de aguas residuales.
	USA	Alemania	México
DQO	NA	200	NA
DBO ₅	NA	20	200
NH ₃ -N	NA	NA	NA
Nitrógeno Total	NA	70	60
Fosforo	NA	3	30
Cd(II)	0.01	0.1	0.4
Cr(III)	NA	0.5	1.5
Cr(IV)	0.05	0.1	1.5
Ni(II)	0.013	1.0	4
Pb(II)	0.03	0.5	10
Cu(II)	0.07	0.5	6
Zn(II)	0.3	2	20
Ag(I)	0.05	NA	NA
NA: No es aplicable			

En la tabla anterior se aprecia como la legislación de EUA y Alemania es más exigente en muchos parámetros de descarga, especialmente en los límites máximos permisibles para metales pesados, la razón de esta exigencia es que estos países dan el reconocimiento toxico y altamente contaminante de los lixiviados.

Las características del agua residual y el lixiviado difieren significativamente (Visvanathan, 2004), presentando estos últimos valores extremos en todos sus

parámetros medidos, así como componentes recalcitrantes, a diferencia del agua residual que sus valores son relativamente menores.

Por lo tanto, en México se puede considerar como opciones el cumplir con los valores límites de descarga de lixiviados reportados por otros países, o bien estar de acuerdo con las normas de descarga de aguas residuales a aguas y bienes nacionales al aplicar un tratamiento a los lixiviados.

2.3 MÉTODOS DE TRATAMIENTO

El objetivo del tratamiento de los lixiviados es reducir la concentración de contaminantes a niveles aceptables para ser aptos para su reúso, éstos se pueden clasificar en tres grupos principales: a) transferencia de lixiviados: reciclaje y tratamiento combinado con agua residual doméstica; b) tratamientos biológicos: procesos aerobios y anaerobios y c) métodos fisicoquímicos: oxidación química, adsorción, precipitación química, coagulación/floculación, sedimentación, flotación y amonio *stripping* (Renou *et al.*, 2007). Además, existen técnicas de manejo como los sistemas naturales, lagunas y humedales artificiales, así como lagunas de evaporación (Martinez *et al.*, 2014).

Los lixiviados requieren de un óptimo manejo, por lo tanto, el tratamiento a elegir debe ser eficiente para amplios rangos de composición, costo-efectivo, de fácil operación *in situ* y deben lograr el cumplimiento de los límites de descarga. Debido al amplio espectro de contaminantes es común una combinación de métodos físicos, químicos y biológicos para el tratamiento de los lixiviados, ya que es difícil obtener resultados satisfactorios por cualquiera de estos métodos usados individualmente (Ahn *et al.*, 2002; Chiang *et al.*, 2004; Lin & Chang, 2000).

Los procesos de tratamiento biológicos y fisicoquímicos elegidos dependerán en gran parte del contaminante o contaminantes que haya que separar (Renou, 2008). Los lixiviados de rellenos jóvenes poseen elevadas concentraciones de materia orgánica biodegradable, la relación (DBO₅/DQO) es superior a 0.4, esto indica que los lixiviados pueden ser tratados eficientemente por procesos biológicos a diferencia de los lixiviados de rellenos viejos, los cuales poseen una baja biodegradabilidad inferior a 0.1 en la relación (DBO₅/DQO), en este caso los tratamientos biológicos ya no son eficientes y se optará por un tratamiento fisicoquímico. Se muestran los siguientes criterios para definir el tipo de tratamiento a utilizar:

- 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, concentraciones de ácidos grasos volátiles de bajo peso molecular (lixiviados jóvenes); el tratamiento debería ser mediante un proceso biológico (aerobio o anaerobio).
- Si el lixiviado presenta un alto contenido en NH₃-N y una relación de DBO₅/DQO en el intervalo de 0.1 a 0.4; el tratamiento aerobio es el más apropiado.
- Si la relación DBO₅/DQO es menor que 0.1 entonces la fracción orgánica es menos susceptible a degradación biológica, por lo que es preferible usar métodos físicos y químicos como opción de tratamiento.

El tipo de tratamiento estará definido en segundo lugar, de la localización geográfica y física del vertedero (Renou, 2008).

2.3.1 Tratamientos fisicoquímicos

Los tratamientos biológicos son comúnmente usados debido a su fiabilidad, simplicidad y buena relación costo-eficiencia para la remediación de lixiviados. Cuando los lixiviados son poco biodegradables, los procesos biológicos pueden no alcanzar las reducciones necesarias de DQO y otros parámetros, debido al carácter recalcitrante de los compuestos orgánicos presentes en este tipo de efluentes.

Los tratamientos fisicoquímicos son eficaces para la eliminación de sustancias recalcitrantes del lixiviado viejo y también como etapa de pre-tratamiento o post-tratamiento tras un proceso biológico. Autores como Kurniawan (2006); Wiszniowski (2006) y Renou (2008) han efectuado recopilaciones de trabajos científicos sobre la aplicación de tratamientos fisicoquímicos a lixiviados, entre éstos se indican los siguientes: precipitación química, flotación, amonio *stripping*, tratamiento electroquímico, procesos de membrana (microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa), adsorción con carbón activado, intercambio iónico, coagulación-floculación y procesos de oxidación química.

Estas técnicas se aplican para eliminar los compuestos no biodegradables (ácidos húmicos y ácidos fúlvicos) e indeseables (metales pesados, AOX y PCB) (Abdulhussain, 2009).

2.3.1.1 Precipitación química

Este proceso ha sido empleado en el tratamiento de lixiviados para la eliminación de compuestos orgánicos no biodegradables, N-NH₃ y metales pesados (Kurniawan *et al.*, 2006), de igual forma logran eliminar el color y los sólidos en suspensión (Corena, 2008). Durante el proceso los iones disueltos en la solución se convierten a la fase sólida insoluble a través de reacciones químicas, por lo regular el precipitado metálico de la solución se encuentra en forma de hidróxido (Kurniawan *et al.*, 2006). La cal y Estruvita (MAP) son los precipitantes más usados. En estudios realizados se ha comprobado que el hidróxido cálcico (cal) es más efectivo para eliminar los metales pesados teniendo una eficiencia entre el 46 y 97 %. La precipitación con Estruvita se emplea con mayor frecuencia para la eliminación de amoníaco, el éxito del proceso depende de la relación de Mg: N: P y el pH en el reactor (alrededor de 9). Sin embargo, la Estruvita tiene una mayor eficiencia de eliminación de N-NH₃ con un rendimiento que oscila entre el 90 y el 98 % (Gálvez, 2008).

Entre sus ventajas destaca su capacidad, simplicidad del proceso y equipo barato empleado. Como desventaja se presenta la alta dosis de precipitante requerida, la

sensibilidad del proceso empleado al pH, la generación de lodo que implica la adición de un proceso para la eliminación del lodo (Kurniawan *et al.*, 2006) y baja eficiencia en la eliminación de materia orgánica (<40 % de la DQO) (Corena, 2008).

2.3.1.2 Flotación

Es una operación unitaria utilizada para separar las partículas líquidas o sólidas de baja densidad de una fase líquida, la cual es lograda mediante la introducción de burbujas finas de gas en la fase líquida. Estas burbujas se adhieren a las partículas y combinando la fuerza ascendente del conjunto de partículas y las burbujas de gas, se logra que la partícula ascienda a la superficie (Méndez *et al.*, 2008).

La flotación ha sido empleada para la remoción de coloides, iones, macromoléculas, microorganismos y fibras. Sin embargo, son pocos los estudios que se han enfocado a la aplicación de flotación para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios (Renou *et al.*, 2007). Zouboulis *et al.* (2003) citado por Renou *et al.* (2007) investigaron el uso de la flotación en columna, como un post-tratamiento para eliminar los ácidos húmicos residuales de lixiviados de rellenos sanitarios. En condiciones optimizadas, se ha alcanzado casi el 60 % de eliminación de ácidos húmicos.

2.3.1.3 Amonio stripping

Consiste en burbujear aire a través de los lixiviados, permitiendo así la reducción de la concentración de NH_3 , que pasa desde la fase líquida (el lixiviado) a la fase gas (el aire). Para poder llevar a cabo este tratamiento se requiere de un pH de hasta 11, la cual se logra obtener mediante la adición de cal.

Mediante una combinación de tratamientos (precipitación química-tratamiento biológico por lodos activados y el amonio stripping) se ha conseguido reducir el NH_3 hasta un 96 % (Corena, 2008).

Entre las ventajas se encuentra que mediante el tratamiento se puede cumplir con el estándar de descarga N- NH_3 , además de que su costo operacional es mucho más económico que otros tratamientos tales como la ósmosis inversa o la nanofiltración. Sin

embargo, el NH_3 que es liberado genera un impacto ambiental, lo que implica la necesidad de implementar un tratamiento adicional para el gas, tratamiento con H_2SO_4 o HCl (Renou *et al.*, 2008), de tal forma que se ve aumentado así el coste operativo (Kurniawan *et al.*, 2006).

En un estudio realizado con los lixiviados jóvenes del vertedero de Komurcuoda (Estambul), se obtuvo una eliminación de $\text{NH}_3\text{-N}$ de aproximadamente 94 %. Se comprobó que el tratamiento de remoción de amonio no es factible para la eliminación de compuestos no biodegradables de los lixiviados jóvenes, en el estudio antes mencionado sólo se logró eliminar el 15 % de DQO (Kurniawan *et al.*, 2006).

2.3.1.4 Tratamiento electroquímico

Electrólisis

Este proceso es apropiado para el tratamiento de lixiviados gracias a su alta conductividad eléctrica que indirectamente favorecen un proceso de oxidación la cual es propiciada por las concentraciones considerables de cloruros que influyen en la formación de cloro/hipoclorito durante el proceso. Gálvez (2008) menciona que Chiang *et al.* (1995) trataron un lixiviado de baja relación DBO/DQO por medio de este proceso durante 240 minutos con una intensidad de corriente de 1500 A/m^2 , con ello lograron eliminar un 92 % de la DQO y todo el amoniaco. Se podría obtener un mayor porcentaje de eliminación de DQO, si previamente se eliminara el amonio por medio de otro proceso (lavado con aire o nitrificación/desnitrificación), de igual forma esto reduciría el consumo de energía.

Electrodiálisis

Tratamiento electroquímico usado con menor frecuencia para lixiviados. Se basa en la separación con membranas, cuyo objetivo es concentrar (o diluir) disoluciones de electrolitos mediante el uso de membranas de intercambio iónico y la aplicación de un potencial eléctrico. Es una técnica separativa, de concentración y descontaminación, los iones son transportados a través de membranas iónicas con permeabilidad selectiva

bajo la acción de un campo eléctrico. Los iones orgánicos grandes y las partículas coloidales pueden ensuciar u obstruir las membranas reduciendo su eficiencia (Morales, 2007). Por lo tanto, es necesario un pre-tratamiento que sea capaz de eliminar la materia particulada y los iones polivalentes.

Mediante un estudio realizado por Moraes *et al.* (2005) citado por Gálvez (2008) se logró comprobar que la electrodegradación es un tratamiento electroquímico alternativo para descomponer compuestos orgánicos recalcitrantes en lixiviados. Ellos aplicaron un caudal constante de 2000 L/h durante 180 minutos con una densidad de corriente de 1160 A/m², logrando así logrando una remoción del 73 % de DQO y 49 % de N-NH₃. Su principal inconveniente es su alto consumo de energía, lo cual implica un alto coste del tratamiento. (Kurniawan *et al.*, 2006).

Electrocoagulación

Este proceso incluye los procesos de coagulación-floculación en un reactor electrolítico. El recipiente se encuentra dotado de una fuente de corriente y varios electrodos que se encargan de aportar cargas desestabilizadoras de partículas coloidales (Morales, 2007). Por lo general se emplea como una alternativa de tratamiento de aguas residuales.

2.3.1.5 Procesos de membrana

Las membranas tienen un amplio uso en el tratamiento de aguas, actualmente se emplea para todo tipo de efluentes, incluyendo los lixiviados (Martínez *et al.*, 2014). Los procesos de membrana se basan en la separación de dos soluciones con concentraciones diferentes por medio de una membrana semipermeable. Se aplica presión a la solución con mayor concentración, provocando un gradiente de concentración, propiciando un flujo que va de la solución de mayor concentración hasta la de menor concentración (Wiszniewski *et al.*, 2006).

Los principales procesos aplicados en el tratamiento de los lixiviados son la microfiltración, la ultrafiltración, la nanofiltración y la ósmosis (Renou *et al.*, 2007). La

microfiltración y ultrafiltración se ha implementado como pre-tratamiento de ósmosis inversa; la nanofiltración y la ósmosis inversa se han usado para la eliminación de la salinidad y DQO residual del lixiviado (Gálvez, 2008).

Estos procesos se encuentran sometidos al efecto de incrustaciones, lo que sugiere de un pre-tratamiento o la limpieza química de las membranas, sumado a lo anterior se encuentra la generación de una gran cantidad de volumen de concentrado, que implica un tratamiento adicional (Li, *et al.*, 2009). Las incrustaciones de las membranas propician que estas tengan un corto tiempo de vida y tengan una deficiencia de la productividad, además de que se genera un coste de producción elevado, factor que la hace poco viable económicamente.

Microfiltración

Es un proceso de membranas que requiere baja presión para que el flujo atraviese la membrana y se separen coloides y partículas suspendidas comprendidas en el rango de 0.05-10 μm (Abdulhussain, 2009). Hecham & Sohrab (2015) sugieren que el rango va de 20-10,000 nm. Es usado como pretratamiento de otros procesos de membrana (ultrafiltración, nanofiltración u ósmosis inversa) o combinado con tratamientos químicos, pero por lo regular no se usa solo. La microfiltración al igual que la ultrafiltración se ha acoplado a procesos biológicos de tratamiento aerobio, permitiendo el reemplazo de los sedimentadores, permitiendo la remoción de DBO y la nitrificación de amonio (Corena, 2008).

Ultrafiltración

Tratamiento eficaz para la eliminación de macromoléculas y partículas (1-2 nm), sin embargo, su eficacia depende del material que constituye la membrana. Puede emplearse como una herramienta para fraccionar materia orgánica y evaluar la masa molecular de los contaminantes orgánicos presentes en un lixiviado. Con base a lo anterior se puede saber el grado recalcitrante y la toxicidad de las fracciones impregnadas en las membranas (Renou, *et al.*, 2007). Se ha comprobado que por medio

de la ultrafiltración se puede eliminar hasta el 50% de la materia orgánica. Se ha empleado como pre-tratamiento para la ósmosis inversa. Tabet *et al.* (2002) basado en estudios realizados afirman que, por medio de este tratamiento, el lixiviado podría ser purificado eficientemente.

Nanofiltración

Es capaz de eliminar compuestos orgánicos recalcitrantes y metales pesados de los lixiviados; Urase *et al.* (1997) lograron eliminar hasta el 93% de metales pesados (Cr, Cu y Pb); también es posible eliminar partículas con un peso molecular superior a 300 Da y sustancias inorgánicas a través de interacciones electrostáticas entre los iones y la membrana (Kurniawan, *et al.*, 2006). La eficiencia de este tratamiento para la eliminación de DQO y N-NH₃ es inferior a la obtenida con la ósmosis inversa (entre 66-89 % para la DQO y entre 50-72 % para el N-NH₃) (Ozturk, *et al.*, 2003).

La membrana presenta cargas superficiales que le permite rechazar los solutos cargados, sin importar que estos sean más pequeños que las membranas ya que su eliminación se efectúa junto con solutos y sales neutras más grandes. Este tratamiento presenta un rendimiento moderado (>65% de eficacia de tratamiento) para la eliminación de compuestos orgánicos con una concentración de 920 a 3,000 mg/L. Gracias a la alta tasa de rechazo de los iones sulfato y de la materia orgánica disuelta, sumado al bajo rechazo de cloruro y sodio, se logra reducir el volumen de concentrado (Renou *et al.*, 2007).

Comparado con la ósmosis inversa, la nanofiltración permite flujos más altos y menor presión de operación para el tratamiento de lixiviados (Kurniawan *et al.*, 2006), sin embargo, son pocos los estudios que mencionan el uso de la nanofiltración para el tratamiento de lixiviados (Renou *et al.*, 2007).

Para hacer más eficiente el proceso de nanofiltración, se requiere de un control estricto de las membranas con el fin de evitar incrustaciones, en el caso de los lixiviados, son varios los factores que contribuyen al ensuciamiento de las membranas, tales como la

presencia de partículas coloidales y en suspensión y sustancias orgánicas e inorgánicas disueltas.

Ósmosis inversa

Consiste en forzar el agua para que atraviese una membrana semi-permeable (va de la zona de mayor concentración a la zona de menor concentración), permitiendo de esta forma, que las impurezas se queden del otro lado de la membrana, es considerado como un hiperfiltro ya que permite eliminar entre un 80-98 % de sales disueltas u otros contaminantes tales como las bacterias (Morales, 2007). Dependiendo del contenido de sal del agua de alimentación y del tipo de operación entre los ciclos de limpieza, la presión de funcionamiento se encuentra entre 30 y 60 bar a temperatura ambiente (Renou *et al.*, 2007).

Este es un tratamiento alternativo para los lixiviados, ya que opera con altos flujos y es capaz de mantenerse en funcionamiento frente a una amplia gama de temperatura y pH. Presenta una tasa de rechazo de contaminantes orgánicos e inorgánicos del 98-99%, y puede utilizarse para eliminar metales pesados, materiales suspendidos o coloidales y sólidos disueltos (Kurniawan *et al.*, 2006). Por lo general se emplea para tratar lixiviados viejos o para aquellos que ya cuenten con un tratamiento previo, ya que su aplicabilidad solo es viable para lixiviados con concentraciones de DBO₅ menores a 1,000 mg/L. Basados en diversos estudios, se ha corroborado que la ósmosis inversa tiene un rendimiento de eliminación de DQO que va del 95 al 100 % y entre un 82 y 98 % de N-NH₃. También se observó que los compuestos orgánicos refractarios y las sales inorgánicas eran casi totalmente eliminados. En otros estudios se lograron eliminar dioxinas (PCDD, PCDF y PCB).

La ventaja de la osmosis inversa recae en los bajos consumos de energía (a comparación con la oxidación biológica o la evaporación) y su capacidad de filtración (por debajo de 0.0001 micrón) (Noeggerath & Salinas, 2011). Entre sus desventajas, se encuentra las colmataciones que sufren las membranas, lo que implica la incorporación de algún pre-

tratamiento (microfiltración, pre-filtración, ultrafiltración, evaporación, coagulación-floculación) (Noeggerath & Salinas, 2011) y la limpieza regular de la membrana para evitar la disminución de la productividad; de igual forma se requiere tratar el concentrado que se produce.

En el tratamiento de lixiviados a veces se presenta restricciones, ya que la ósmosis inversa presenta baja retención para las moléculas muy pequeñas, además según Peters *et al.* (1998), se requiere de membranas altamente resistentes y de sistema modular abierto que permitan una limpieza con alta eficiencia. El empleo de este tratamiento para los lixiviados requiere de altas presiones lo que implica un alto consumo de energía y por consiguiente un coste elevado del tratamiento.

2.3.1.6 Adsorción con carbón activado

La adsorción es un fenómeno superficial por el cual una mezcla de fluidos de múltiples componentes es atraída a la superficie de un adsorbente sólido, formando adherencias a través de enlaces físicos o químicos (Foo & Hammed, 2009). El carbón activo granular o en polvo es el adsorbente más utilizado, ya que es un adsorbente con gran superficie porosa, estructura de poros controlable, termoestabilidad y baja reactividad ácido / base, con capacidad de eliminar una amplia variedad de productos orgánicos y contaminantes inorgánicos disueltos en medios acuosos, incluso de ambiente gaseoso (Foo & Hammed, 2009). La capacidad de adsorción depende del tamaño de poro, área superficial, pH de la solución (Durán, 2002). En el proceso de adsorción, se tiende a alcanzar un equilibrio entre la concentración del sustrato y la cantidad de sustancia retenida. Por lo general la cantidad de materia adsorbida es determinada como una función de la concentración del adsorbato a temperatura constante, llamándose a la función resultante isoterma de adsorción (Méndez *et al.*, 2002).

La adsorción por el carbón activo se ha combinado con tratamientos biológicos con el fin de lograr un tratamiento eficaz en los lixiviados y eliminar compuestos orgánicos no biodegradables, reducir el color a niveles aceptables (Renou *et al.*, 2007), así como

eliminar compuestos orgánicos recalcitrantes (Kurniawan *et al.*, 2006). Este método solo debe usarse para el tratamiento de lixiviados procedentes de rellenos sanitarios viejos o con tratamientos terciarios de efluentes biológicos en este último caso se pueden obtener reducciones de DQO hasta un 91% (Corena, 2008).

Entre los inconvenientes se encuentra la necesidad de regeneración frecuente de columnas o un consumo equivalente de carbón activado en polvo (PAC), la necesidad de un pre-tratamiento o post-tratamiento del lixiviado debido a que el tratamiento por sí solo no puede eliminar todos los contaminantes presentes, además del costo alto del carbón activo (Diamadopoulos, 1994).

2.3.1.7 Intercambio iónico

Es un intercambio reversible de iones entre la fase sólida y líquida donde no hay cambio permanente en la estructura del sólido, es un proceso que por medio de un sólido insoluble se remueve iones de cargas positivas o negativas de una solución electrolítica y transfiere otros iones de carga similar a la solución en una cantidad equivalente. Mediante este tratamiento es posible eliminar trazas de impurezas metálicas. Sin embargo, al igual que los tratamientos antes mencionados, este también requiere de un tratamiento biológico previo, con la finalidad de lograr eficiencias considerables en el tratamiento de lixiviados. No obstante, la aplicación de intercambio iónico para tratar los lixiviados no es común, actualmente ha recibido interés debido a la capacidad que posee de eliminar compuestos no biodegradables que contienen sustancias húmicas

El intercambio iónico es poco empleado en la eliminación de metales pesados de lixiviados, ya que la presencia de este es muy baja (< 2 mg/L), además de que este tratamiento implica un costo operativo elevado (Kurniawan *et al.*, 2006). El principal inconveniente que representa, es la necesidad de regeneración de las resinas y de proporcionar un tratamiento para el flujo que se genera en la regeneración (Gálvez, 2008).

2.3.1.8 Coagulación-floculación

Es empleado en el tratamiento de lixiviados para la eliminación de compuestos orgánicos no biodegradables y metales pesados (Kurniawan *et al.*, 2006), se puede emplear con éxito para lixiviados estabilizados y antiguos (Renou *et al.*, 2007). La coagulación consiste en la desestabilización de las partículas coloidales, la cual es propiciada por la adición de algún coagulante (sulfato de aluminio, sulfato ferroso, cloruro férrico, cloro-sulfato férrico), posteriormente se produce la floculación, por medio de este se logra aumentar el tamaño de las partículas mediante la formación de flóculos, lo que facilita la eliminación de los sólidos suspendidos y partículas coloidales. Para tener un alto rendimiento del tratamiento se requiere de concentraciones óptimas de coagulante, así como de un pH y velocidad de mezclado idóneos, por lo regular se emplea la prueba de jarras poder determinar lo anterior.

Con pH básico se logra una eficacia de precipitación para eliminar metales pesados. Mediante el empleo de FeCl_3 se logra eliminar compuestos orgánicos y metales pesados, mientras que para la eliminación de DQO, resulta eficaz el uso de la cal (Kurniawan *et al.*, 2006). En el tratamiento de lixiviados resulta más eficiente el uso de sales de hierro a comparación de las sales de aluminio, sin embargo, la eficiencia podría aumentar mediante la combinación de coagulantes con floculantes (Renou *et al.*, 2007). También es posible la eliminación de nutrientes, siendo capaz de eliminar casi en su totalidad el fósforo del lixiviado (Tatsi *et al.*, 2003).

La coagulación se ha empleado como pre-tratamiento en los procesos biológicos o como etapa de pulimiento para remover componentes orgánicos no biodegradables, también se puede combinar con procesos de oxidación avanzada, pudiendo así lograr altos niveles de tratamiento (Nájera *et al.*, 2009). Para el caso del tratamiento de lixiviados frescos se sugiere el empleo de la coagulación-floculación como pre-tratamiento para poder eliminar los altos niveles de DQO y N-NH_3 .

En pruebas experimentales preliminares mediante la adición de cal en lixiviados frescos y estabilizados, se logró la eliminación de DQO entre el 30 y 45 %, esto se efectuó

con pH básico (12) y 7 gr/L de cal (Tatsi, 2003). Hernández *et al.* (2013) trataron el lixiviado de un basurero de la ciudad de Poza Rica de Hidalgo, Veracruz, por medio de coagulación-floculación con óxido de calcio (CaO), sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) e hidroxicloruro de aluminio [$\text{Al}_2(\text{OH})_5\text{Cl}_2 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$], de los tres coagulantes utilizados, el hidroxicloruro de aluminio presentó mayor potencial de eliminación, ya que fue capaz de remover casi toda la materia presente en el lixiviado en un tiempo corto, lo que favorece el rendimiento. Diamadopoulos (1994) encontró que el cloruro férrico (FeCl_3) tiene altos rendimientos para la eliminación de DQO a diferencia del sulfato de aluminio.

Entre las ventajas destacan su fácil implementación, simplicidad de operación y buena eficiencia en el tratamiento de lixiviados maduros, así como su capacidad de eliminar el color de los lixiviados estabilizados (Gálvez, 2008).

Entre los inconvenientes de este tratamiento se encuentra su alto costo de operación debido al alto consumo químico, la sensibilidad del proceso al pH y la generación de grandes volúmenes de lodo (Kurniawan *et al.*, 2006; Renou *et al.*, 2007).

2.4 PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA

Los POA son diferentes tecnologías fisicoquímicas basadas en la generación de radicales hidroxilo para la destrucción de contaminantes al producir cambios profundos en la estructura química de éstos, son usados para tratar sustancias altamente resistentes a la degradación biológica.

Actualmente la comunidad científica coincide en definir estos procesos como una variada y amplia relación de tecnologías basadas en la generación de los radicales hidroxilo ($\bullet\text{OH}$) o aporte de energía para la destrucción de contaminantes. Estos radicales poseen un alto potencial redox (2,8 Voltios) cercano al del Flúor (tabla 2.5) y son capaces de destruir o incluso de mineralizar cualquier contaminante orgánico como hidrocarburos halogenados, compuestos aromáticos (benceno, fenol, tolueno), compuestos orgánicos volátiles, detergentes, tintas o plaguicidas, así como contaminantes inorgánicos; su amplia aplicación se debe a que las reacciones son de carácter no selectivo (Sans *et al.*, 2013).

Los radicales hidroxilo son generados por la aplicación directa o por la combinación de agentes oxidantes como el ozono, el peróxido de hidrógeno, la radiación ultravioleta o las sales férrico/ferrosas, éstos oxidan sustancias orgánicas principalmente mediante la sustracción de hidrógeno. Al propiciar la reacción en presencia oxígeno se originan radicales intermedios que terminan en dióxido de carbono, agua y sales inorgánicas según la ecuación general de mineralización (Malato *et al.*, 2002):

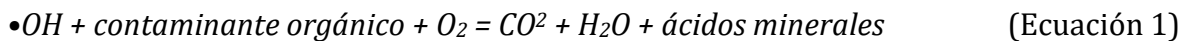


Tabla 2.5. *Potencial de oxidación de agentes oxidantes utilizados para el tratamiento de aguas adaptado de Domènech et al., (2001).*

Agente oxidante	Potencial de oxidación (V)
Flúor	3.03
Radical hidroxilo	2.80
Ozono	2.07
Peróxido de hidrogeno	1.77
Dióxido de cloro	1.50
Cloro	1.36
Bromo	1.09
Yodo	0.54

Existe una diversa variedad de estas tecnologías entre las más comunes se encuentran la combinación UV y peróxido de hidrogeno (UV/H₂O₂), el reactivo Fenton (Fe²⁺/ H₂O₂) y dos de sus variantes; foto-Fenton y el hierro cero-valente (Fe) además de la fotocatalisis heterogénea (UV/TiO₂).

Con la finalidad de incrementar la tasa de oxidación se promueve el uso de catalizadores, luz, ultrasonido o microondas, lo cual incrementa la variedad de estos procesos como se muestra en la figura y la tabla de la siguiente sección.

2.4.1 Clasificación de los POA

Se puede clasificar a los POA de acuerdo a la fase de reacción heterogénea y homogénea como se ilustra en la figura 2.1 (Poyatos, 2010), o también en función a los métodos de generación del •OH como fotoquímicos y no fotoquímicos como se ilustra en la tabla 2.6 (Domènech, 2001).



Figura 2.1. Clasificación de las Tecnologías de Oxidación de acuerdo a su fase de reacción (Poyatos, 2010).

Tabla 2.6. Clasificación de los POA en función de la generación del radical $\bullet\text{OH}$ (Domènech, 2001).

Procesos no fotoquímicos	Procesos fotoquímicos
• Ozonización en medio alcalino (O_3 / OH^-)	• Oxidación en agua sub/y supercrítica
• Ozonización con peróxido de hidrógeno ($\text{O}_3 / \text{H}_2\text{O}_2$)	• Procesos fotoquímicos
• Procesos Fenton ($\text{Fe}^{2+} / \text{H}_2\text{O}_2$) y relacionados	• Fotólisis del agua en el ultravioleta de vacío (UVV)
• Oxidación electroquímica	• UV/peróxido de hidrógeno
• Radiólisis γ y tratamiento con haces de electrones	• UV/ O_3
• Plasma no térmico	• Foto-Fenton y relacionadas
• Descarga electrohidráulica – Ultrasonido	• Fotocátalisis heterogénea

2.4.1.1 POA no fotoquímicos

Los procesos de oxidación avanzada no fotoquímicos originan el radical hidroxilo a través de la transformación de especies químicas o mediante la utilización de distintas formas de energía, a excepción de la radiación solar (Ripoll, 2008).

Los POA fotoquímicos utilizan la radiación solar para la obtención de dichos radicales y los no fotoquímicos utilizan otras formas de energía como ultrasonido o energía eléctrica sumada a catalizadores para el mismo fin.

Los diferentes tipos de energía y catalizadores que se pueden usar estarán en función del tipo de proceso a desarrollar y a partir de ellos variará la eficiencia de reacción para la generación de radicales hidroxilo $\bullet\text{OH}$.

2.4.1.2 POA Fotoquímicos

Los procesos de oxidación avanzada fotoquímicos son los capaces de aprovechar la radiación solar como fuente para el desarrollo de procesos físicos y químicos para oxidar y reducir compuestos. Son de especial interés debido a que se elimina la desventaja de los costos en consumo de energía por parte de lámparas, ya que éstas son sustituidas por el sol.

Aplicado al contexto de oxidación avanzada los procesos de mayor relevancia son la fotocatalisis “heterogénea” con TiO_2 y la fotocatalisis “homogénea” con foto-Fenton. La fotocatalisis es definida como la aceleración de una foto reacción química mediante la absorción de la radiación solar por parte un catalizador (Acosta, 2009), comúnmente Fe^{+2} y TiO_2 .

La fotocatalisis “heterogénea” se puede definir de manera sencilla como: el uso de un sólido semiconductor (TiO_2 , ZnO , etc.) que forma una suspensión estable bajo irradiación para estimular una reacción en la interface sólido/ líquido o sólido/ gas. En el caso de la fotocatalisis “homogénea” el catalizador esta disuelto en el agua

contaminada junto con los contaminantes a tratar, es decir todos los elementos se encuentran en la misma fase.

2.4.2 Ventajas y desventajas de los POA

Las ventajas que presentan los POA de acuerdo a Sanz, (2013) son:

- Eliminar altas cargas de carbono orgánico y la capacidad de actuar sobre matrices complejas de distintos contaminantes gracias a su carácter no-selectivo.
- Son procesos basados en la destrucción de contaminantes y no en un mero traslado del contaminante a otra fase, y si bien pueden producir lodos, lo hacen en una menor cantidad que los procesos biológicos convencionales.
- Permiten la transformación de contaminantes tóxicos en otros productos menos refractarios que luego pueden ser tratados biológicamente.
- Son procesos de gran versatilidad, en ocasiones muy sencillos de operar y que en su mayoría se producen a temperatura ambiente.

Las desventajas que presentas los POA de acuerdo a Renou *et al.* (2007) son:

- Alto requerimiento de energía eléctrica si no se usa la radiación solar, lo que resulta en costos de tratamiento muy altos.
- Se requieren dosis muy altas de oxidantes, lo que convierte al proceso económicamente caro.

El proceso foto-Fenton es uno de los más prometedores debido a su bajo costo y altos rendimientos de mineralización. A continuación, se describe el proceso fotocatalítico de foto-Fenton que fue el utilizado en esta tesis.

2.5 PROCESO FOTO-FENTON

La aplicación de radiación de UV/Visible al proceso Fenton común en condiciones ácidas (pH = 2.8) es el POA foto-Fenton. El proceso foto-Fenton involucra irradiación solar para incrementar la velocidad de reacción del ciclo de foto-óxido-reducción del ion Fe^{+3} a Fe^{+2} y viceversa, asistido por la combinación con H_2O_2 como se presenta en la figura 2.2. La producción de radicales $\bullet OH$ es determinada por la absorción de luz de longitud de onda adecuada y la concentración de H_2O_2 .

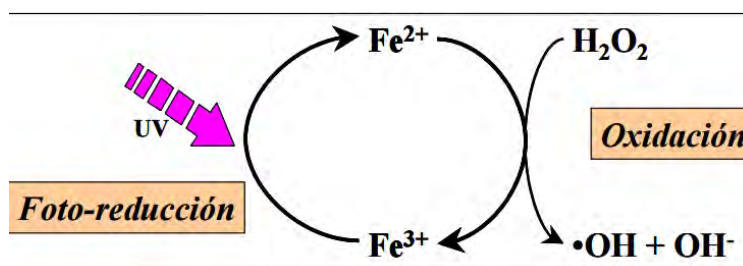


Figura 2.2. Ciclo Foto-catalítico de la reacción foto-Fenton tomado de Cáceres (2002).

La reacción química foto-Fenton a comparación del Fenton común presenta un notable aumento en la velocidad de degradación de contaminantes debido a la irradiación con luz UV/Visible que propicia el aumento de producción del radical $\bullet OH$ (Ecuación 2).

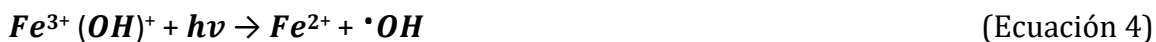


La luz UV/ visible con longitudes de onda adecuadas (mayores 300 nm) aumenta la eficiencia del proceso Fenton debido a varios factores, entre ellos los siguientes:

- El Fe^{2+} foto regenerado produce $\bullet OH$ adicionales al reaccionar nuevamente con el H_2O_2 (Ecuación 3).



- La fotólisis de hidroxicomplejos complejos de Fe^{3+} es una fuente adicional de $\bullet OH$ (Ecuación 4).



- Al usar longitudes de onda menores a 360 nm se producen radicales $\bullet OH$ por fotólisis del H_2O_2 (Ecuación 5).



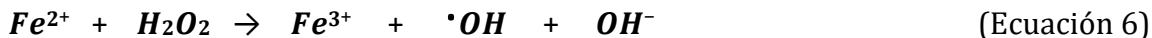
El proceso foto-Fenton es de especial interés debido a que presenta una reducción de costos de operación en comparación de otros POA. La razón es que los productos químicos empleados son relativamente baratos y fáciles de transportar (sales de hierro y peróxido de hidrógeno) además la fuente de luz puede ser el sol. De aquí la conveniencia de aplicar el proceso foto-Fenton en el sitio de generación del residuo. Pero como todo proceso presenta ventajas y desventajas.

2.5.1 El reactivo Fenton

El reactivo Fenton usado específicamente en el foto-Fenton involucra la generación de especies reactivas de oxígeno (ERO) en el cual los $\bullet OH$ son los principales oxidantes implicados, que descomponen o mineralizan compuestos orgánicos. Este método consiste en una mezcla de dos compuestos, una de H_2O_2 y la otra de un metal de transición a menudo Fe^{2+} , donde el ión ferroso inicia y cataliza la descomposición del H_2O_2 produciendo ERO.

Es común utilizar las sales de Fe^{2+} por su costo, disponibilidad y eficiencia, pero también se usan otros iones metálicos en su nivel más bajo de oxidación como; Cr^{+2} , Co^{+2} , Cu^{+2} y Ti^{+2} , las mezclas de algún de estos compuestos metálicos en solución con el H_2O_2 se les ha llamado reactivos "Fenton".

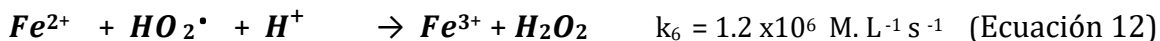
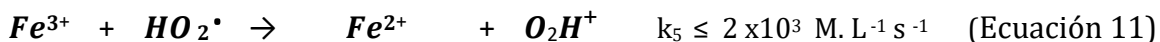
En el caso particular del Fe^{2+} , este reacciona con el peróxido de hidrógeno para generar ERO (Ecuación 6), esta reacción es denominada tipo Fenton (Martinez *et al.*, 2014).



Las ERO generadas mediante el reactivo de Fenton son: el radical hidroxilo ($\cdot OH$), el radical perhidroxil ($HO_2\cdot$), el radical superóxido ($O_2\cdot^-$) y el radical peroxilo ($R-OO\cdot$).

2.5.2 Química de la reacción Fenton

La reacción Fenton consiste en la adición de la sal de un metal de transición, comúnmente iones de hierro (ion ferroso Fe^{2+}), a presión atmosférica y temperatura entre 20 y 40 °C, para promover la descomposición catalítica del peróxido de hidrógeno en radicales $\cdot OH$, el cual se forma de acuerdo con el siguiente sistema de reacciones en soluciones acuosas.



Los radicales hidroxilos son generados rápidamente por la ecuación 8, en las ecuaciones 8-13 los ciclos de hierro entre Fe^{2+} y Fe^{3+} tienen la función como catalizador, teniendo como objetivo la descomposición del peróxido en presencia de hierro (Umar, 2010).

Dichos radicales pueden reaccionar por dos vías, la oxidación de Fe^{2+} (una reacción para formar catalizadores) y el ataque a la materia orgánica.

2.5.3 Factores que afectan el proceso foto-Fenton

De acuerdo a Rubio (2014) y Primo (2008) los factores que intervienen en el rendimiento del proceso foto-Fenton son: el pH, de la concentración del agente oxidante y catalítico, temperatura y tiempo de reacción, así como el efecto de la luz UV y la luz visible, lo factores anteriores deben ser controlados para obtener mejores resultados al aplicar este proceso. A continuación, se describe cada uno de ellos.

2.5.3.1 El pH

En el proceso foto-Fenton el pH es una de las variables más relevantes. Estudios demuestran que es efectivo para rangos de pH ácidos que oscilan entre 2.5-4. Pignatello *et al.*, (2006) fija este valor a 2.8, siendo este pH el óptimo para la formación de radicales $\bullet\text{OH}$ a partir de la descomposición del H_2O_2 en presencia de Fe^{2+} .

A un valor de pH muy ácido (Pignatello *et al.*, 2006):

- Disminuye la velocidad de generación de radicales $\bullet\text{OH}$ debido a que en la reacción se forma $[\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$ el cual reacciona relativamente lento con el H_2O_2 .
- Se puede inhibir la reacción entre el Fe^{3+} y H_2O_2 debido a que a un bajo pH el H_2O_2 se estabiliza en forma de iones oxonio (H_3O^+).

A un valor de pH muy alcalino,

- El hierro precipita como $\text{Fe}(\text{OH})_3$, impidiendo que se lleve a cabo la ecuación 8 y, por tanto, la regeneración de Fe^{2+} . (Rubio, 2014).
- Se propicia la disociación del H_2O_2 formando $\text{HO}_2\bullet$ que posteriormente reacciona con H_2O_2 , actuando como consumidor de radicales $\bullet\text{OH}$ (Zhao *et al.*, 2010).

- Un sistema Fenton asistido con luz, se ve afectado por la concentración de $\text{HO}_2\bullet$ debido a que absorben luz UV impidiendo el paso de ésta y provocando la disminución de radicales $\bullet\text{OH}$ (Kasiri, 2008).

Las condiciones de pH relativamente muy ácidas o muy alcalinas dan lugar a un descenso en la velocidad de degradación de los contaminantes.

2.5.3.2 Concentración del agente oxidante y catalítico (Concentración de H_2O_2 y Concentración del ión ferroso)

Las concentraciones de los agentes oxidantes y catalíticos afectan a la velocidad de producción de los radicales $\bullet\text{OH}$ y por tal motivo a la velocidad y cantidad de degradación de moléculas. En términos generales cuanto mayor es la concentración del H_2O_2 y Fe^{2+} mayor es la velocidad de reacción y por ende mayor es la producción de radicales $\bullet\text{OH}$ (Malíková, 2009).

Pero a grandes cantidades de H_2O_2 y de Fe^{2+} se limita el porcentaje de degradación del contaminante, ya que se favorecen las reacciones secundarias (Ecuaciones 9-12).

La cantidad de H_2O_2 y de sales de hierro a utilizar depende del tipo y cantidad de contaminante que se pretenda remover.

Para establecer la concentración de H_2O_2 e iones ferrosos se requieren estudios a escala laboratorio. Por este motivo, es necesario llevar a cabo la caracterización previa de cada tipo de agua residual a tratar (Rubio, 2014).

2.5.3.3 La temperatura

El proceso Fenton puede ocurrir a temperatura ambiente, pero aumenta la velocidad de reacción si se incrementa con la temperatura, un aumento de ésta favorece la cinética de las reacciones de oxidación que degradan compuestos orgánicos. (Zhang, 2005)

En términos generales cuanto mayor sea la temperatura por debajo de 50 ° C mayor será la eficacia de la reacción Fenton, de ser superado el valor anterior se producirá la descomposición del H₂O₂ en oxígeno y agua (disminuye la eficiencia del proceso) (Torrades *et al.* 2008).

2.5.3.4 Tiempo de reacción

Es el tiempo necesario para completar una reacción Fenton y estará en función de las variables analizadas anteriormente, siendo la dosis de catalizador y oxidante las de mayor importancia además de las características del agua a tratar.

Los tiempos de reacción son típicos alrededor de 30-60 minutos y para los residuos más complejos o más concentrados la reacción puede durar varias horas, sin embargo, se puede obtener buenos niveles de degradación de contaminantes en comparación con otros POA en bajos periodos de reacción (Esplugas *et al.* 2002).

Se debe encontrar un punto óptimo de reacción de acuerdo a la caracterización del agua a tratar debido a que experiencias demuestran que desde el punto de vista económico operar con altos tiempos de residencia no es viable (Ghosh *et al.*, 2010).

2.5.3.5 Efecto de la luz UV y la luz visible

El empleo de irradiación UV y luz visible acelera la reacción de foto-Fenton, lo anterior se atribuye a la formación directa del radical •OH. 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 el hierro inhibiendo su capacidad catalizadora (Primo, 2008). Como consecuencia de esto, incrementa significativamente la velocidad de degradación de sustancias orgánicas.

2.5.4 Ventajas y desventajas de foto-Fenton

Recopilación de las principales ventajas y desventajas del proceso foto-Fenton de acuerdo a García (2007), Pignatello (2006), Neyens (2003) y Parag (2004).

Ventajas

- El Fe^{+2} es muy abundante en la Tierra, no es tóxico y es muy seguro, de igual forma el H_2O_2 es de fácil disponibilidad a nivel comercial.
- El peróxido de hidrógeno es fácil de manejar y ambientalmente amigable.
- No se forman compuestos clorados nocivos como en otras técnicas oxidativas.
- El diseño de reactores para la aplicación tecnológica es relativamente sencillo.
- El proceso puede realizarse bajo radiación solar, una fuente renovable y barata de energía.

Desventajas

- El proceso requiere un estricto control del pH si se quieren muy altos niveles de remoción de contaminantes.
- 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.
- Cuando se emplean lámparas UV como fuente de radiación en lugar de radiación solar, implica un aumento en los costos.

CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

La metodología experimental consistió en las siguientes 3 etapas. 1) La caracterización de los lixiviados del Relleno Sanitario de Bacalar mediante los parámetros DQO, relación DBO_5/DQO y pH enfocados a la biodegradabilidad de dicho líquido, esto con el fin de reafirmar el uso de tratamientos fisicoquímicos, se midió también COT, perfil de sólidos (ST, SST, SDT Y SVT), conductividad, turbiedad, y metales pesados (*Hg, As, Pb, Cd, Cu, Cr y Ni*). 2) La construcción e implementación del módulo de foto-Fenton anexado al proceso de coagulación-floculación. 3) La evaluación de la eficiencia de los procesos coagulación-floculación y foto-Fenton con la caracterización final de los lixiviados después de ser sometidos al tratamiento (Figura 3.1).

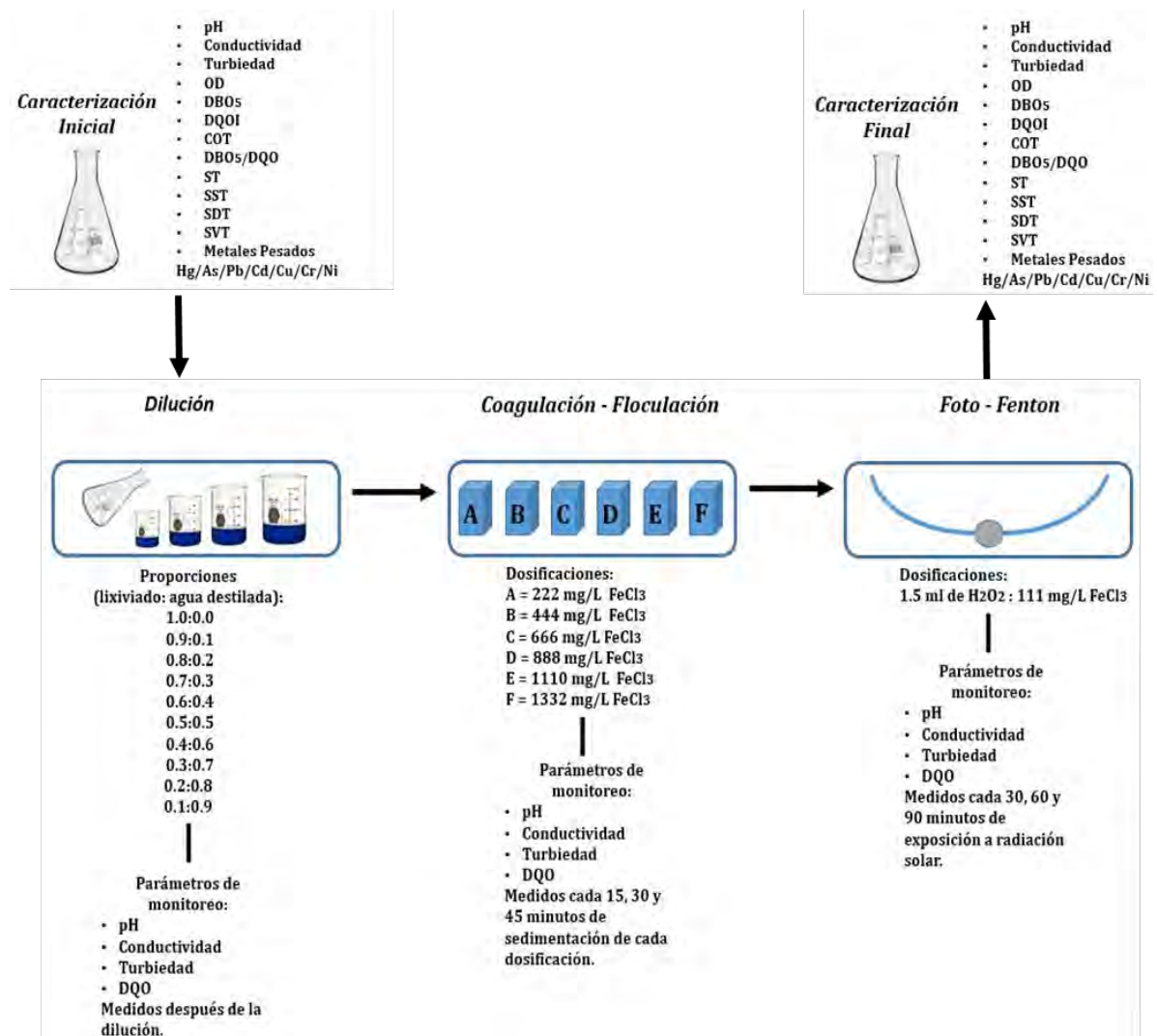


Figura 3.1. Representación gráfica de las etapas del tratamiento de lixiviados.

3.1 MÉTODOS ANALÍTICOS

Para la caracterización y análisis del lixiviado durante y después del tratamiento propuesto se midieron diversos parámetros físicos y químicos. En la tabla 3.1 se presentan los métodos y/o la instrumentación empleados para el estudio de los diferentes parámetros fisicoquímicos del lixiviado.

3.1.1 Equipo y materiales

- Potenciómetro marca Hanna Instruments modelo HI 991001
- Oxímetro marca Hanna Instruments modelo HI 9142
- Conductímetro marca Hanna Instruments modelo HI 9033
- Turbidímetro marca Hanna Instruments modelo HI 98703
- Reactor de calentamiento para DQO marca HACH
- Micropipeta marca Eppendorf Research Plus de 5000 μ L
- Espectrofotómetro UV-Visible marca HACH modelo DR/2010
- Espectrofotómetro UV-Visible marca HACH modelo DR/5000
- Espectrofotómetro de absorción atómica marca GBC modelo AVANTA PM
- Generador de hidruros GBC
- Equipo de Prueba de jarras, Phipps & Bird modelo PB-900
- Estufa eléctrica, para operar de 103°C a 105°C
- Mufla eléctrica para operar a 500°C \pm 50°C
- Parrilla de calentamiento marca Scientific CVP-3250A
- Equipo volumétrico tipo A y B marca PYREX
- Capsulas de evaporación y Balanza de precisión
- Piranómetro fotocélula de sílice modelo WeatherHawk 916

Tabla 3.3. Parámetros fisicoquímicos medidos en los lixiviados y métodos analíticos empleados.

Parámetro	Método y/o Instrumentación
pH	Potenciómetro marca Hanna Instruments modelo HI 991001. Medición directa <i>in situ</i> .
Turbiedad	Medidor de turbiedad marca Hanna Instruments modelo HI 98703. Medición directa.
Conductividad	Medidor de conductividad marca Hanna Instruments modelo HI 9033. Medición directa <i>in situ</i> .
Oxígeno Disuelto	Medidor de oxígeno marca Hanna Instruments modelo HI 9142. Medición directa <i>in situ</i> .
Demanda Química de Oxígeno	NMX-AA-030/2-SCFI-2011
Demanda Bioquímica de Oxígeno	NMX- AA-028-SCFI-2001
Carbono Orgánico Total	Método Test'N tube 10128 HR HACH y 10129 LR HACH
Perfil de sólidos (ST,SST,SDT y SVT)	NMX-AA-034-SCFI-2015
Metales pesados (Mercurio, Arsénico, Plomo, Cadmio, Cobre, Cromo y Níquel) (Hg, As, Pb, Cd, Cu, Cr y Ni)	NMX-AA-051-SCFI-2001

3.1.2 Reactivos |

Determinación de la DBO₅

- Fosfato de potasio monobásico de Técnica Química S. A.
- Fosfato de potasio dibásico y Cloruro de amonio marca J.T. Baker
- Fosfato de sodio marca High Purity
- Sulfato de magnesio de Productos químicos Monterrey
- Cloruro de calcio anhidro marca Omnichem
- Cloruro férrico marca Fermont

Determinación de la DQO

- Dicromato de potasio y ácido sulfúrico marca J.T. Baker
- Sulfato de plata y sulfato de mercurio marca J.T. Baker

Curva de calibración para la DQO

- Biftalato de potasio marca J.T. Baker

Determinación de COT

- Juego de reactivos para COT marca HACH rango 100-900 mg/L y 0-100 mg/L

Determinación de metales pesados

- Ácido nítrico grado EEA
- Estándares de Pb, Cd, Cr, Ni y Cu marca J.T.Baker
- Material de referencia de Hg y As.

Coagulante químico

- Cloruro férrico marca Fermont

Reactivo foto-Fenton

- Peróxido de Hidrogeno marca J.T Baker.
- Cloruro férrico marca Fermont.

3.2 MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN DEL LIXIVIADO

La muestra de lixiviado fue tomada directamente del tubo del afluente que llena la laguna de lixiviados del Relleno Sanitario de Bacalar, inició su operación en el año 2010 como relleno sanitario tipo D y a mediados del 2015 fue ampliado para ser un relleno sanitario tipo C. Se Localiza en el km 4 de la carretera estatal Bacalar-Reforma en el municipio de Bacalar, Quintana Roo. La muestra se conservó en refrigeración a 4°C.

3.2.1 Caracterización del lixiviado

La caracterización comprendió la determinación de los parámetros: DQO, relación DBO₅/ DQO y pH, esta es la manera más rápida de valorar la biodegradabilidad de los lixiviados de acuerdo a la literatura y sirvió para reafirmar el uso de tratamientos fisicoquímicos. También se midieron los parámetros COT, perfil de sólidos (ST, SST, SDT Y SVT), conductividad, turbiedad y los metales pesados (Hg, As, Pb, Cd, Cu, Cr y Ni) para tener mas informacion del estado de contaminacion del lixiviado.

Todos los análisis de los parámetros fisicoquímicos se realizaron por duplicado y triplicado según era el caso, en el laboratorio de química ambiental de la Universidad de Quintana Roo, campus Chetumal, y para el caso del análisis de metales pesados éste se realizó en El Colegio de la Frontera Sur, unidad Chetumal, de acuerdo con los principios de los métodos y técnicas descritas en las normas mexicanas y los métodos HACH.

3.2.2 Determinación de la relación DBO₅/ DQO y pH

Para determinar el grado de biodegradabilidad del lixiviado de relleno sanitario se procedió a medir la relación de los parámetros DBO₅ y la DQO presentes en la muestra, que de acuerdo la bibliografía presentada en la sección del Marco Teórico de esta tesis este es un método rápido e ideal para hacerlo. Añadido a esto se midió el pH lo cual fue de importancia debido a que indica la fase de descomposición en la que se encuentra el lixiviado

DBO₅

Para cuantificar la MO presente en el lixiviado susceptible a la biodegradación se realizó la determinación de la Demanda Biológica de Oxígeno mediante la NMX- AA-028-SCFI-2001.

DQO

Para cuantificar la MO presente en el lixiviado susceptible a la degradación química se realizó la determinación de la Demanda Química de Oxígeno de acuerdo a NMX-AA-030/2-SCFI-2011 a tubo sellado, con un espectrofotómetro UV-Vis marca HACH DR/2010 y un reactor de calentamiento para DQO marca HACH.

pH

El pH se midió con un potenciómetro con medidor de temperatura marca Hanna Instruments modelo HI 991001 por medición directa. Se calibró usando disoluciones tampón o soluciones estándares de pH 4.01 y 7.0

3.2.3 Determinación de otros parámetros de importancia en el lixiviado.

Determinación de COT

La determinación del Carbono Orgánico Total se efectuó mediante los Juegos de reactivos para carbono orgánico total (TOC) marca HACH basados en los métodos “Test 'N Tube 10128 HR” y “Test 'N Tube 10129 LR”.

Determinación de Perfil de sólidos (ST, SST, SDT Y SVT)

La determinación del perfil de sólidos se llevó a cabo con base en los principios de la NMX-AA-034-SCFI-2015.

Determinación de Conductividad

Se midió la conductividad eléctrica con un conductímetro marca Hanna Instruments modelo HI 9033 por medición directa. Se calibró usando la solución estándar de conductividad de 12.88 mS/cm.

Determinación de Turbiedad

Se midió la turbiedad con un turbidímetro portátil marca Hanna Instruments modelo HI 98703 por medición directa. Se calibró usando el set de estándares de calibración de 0.1 NTU, 15 NTU, 100 NTU y 750 NTU.

Determinación de metales pesados (Hg, As, Pb, Cd, Cu, Cr y Ni)

La medición de metales pesados se realizó mediante un Espectrofotómetro de absorción atómica marca GBC modelo AVANTA PM y un generador de hidruros GBC de acuerdo a la NMX-AA-051-SCFI-2001

3.3 PREPARACIONES PARA EL TRATAMIENTO.

3.3.1 Selección de la dilución de lixiviado: agua destilada.

Con la finalidad de:

- Analizar el comportamiento de la DQO y la existencia de un punto óptimo de oxidación a base del Dicromato de Potasio.
- Economizar el tratamiento al disminuir el uso de reactivos químicos (FeCl_3 y H_2O_2).
- Propiciar la eficiencia de los reactivos al exponernos a cargas de contaminantes moderados.

Se realizaron diluciones con agua destilada en las siguientes proporciones lixiviado: agua destilada; 1.0:0.0, 0.9:0.1, 0.8:0.2, 0.7:0.3, 0.6:0.4, 0.5:0.5, 0.4:0.6, 0.3:0.7, 0.2:0.8 y 0.1:0.9, (ejemplo; 0.1 L de lixiviado: 0.9 L de agua destilada). Posteriormente, se seleccionó la dilución que presentó valores moderado de pH, conductividad, turbiedad y DQO para ser sometida a los tratamientos de coagulación-floculación y foto-Fenton.

3.3.2 Selección de parámetros para el monitoreo del tratamiento.

Se estableció medir el pH, conductividad, turbiedad y DQO como parámetros de monitoreo de la evolución de cada faceta tratamiento, debido a que cada uno de ellos es representativo a correspondientes parámetros de la caracterización del lixiviado en esta tesis. De esta forma el pH es importante puesto que afecta a la eficiencia de ambos tratamientos (coagulación-floculación y foto-Fenton) por ello se llevó a cabo su monitoreo. La conductividad se encuentra relacionada directamente con la concentración de sólidos disueltos en una solución acuosa, estos sólidos disueltos pueden ser iones metálicos, por esta razón se llevó a cabo su monitoreo. La turbiedad por su parte se monitoreó para evaluar la eliminación de partículas coloidales, estas le dan su color marrón fuerte característico y la DQO se seleccionó como indicador de la eficiencia en remoción de materia orgánica en cada faceta del tratamiento.

3.3.3 Preparación del coagulante y del catalizador para el foto-Fenton

El Cloruro Férrico Hexa-hidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) pureza A.C.S comercializado por “Fermont” en dilución al 5% con agua destilada, fue el utilizado como coagulante en la coagulación-floculación y como catalizador en el foto-Fenton, para su preparación se llevó a cabo los siguientes pasos.

- Se pesó 18.5 g de los cristales del reactivo $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$.
- Dicha cantidad en masa se metió en la mufla en un recipiente sellado a 40° por 15 min, esto con el fin de alcanzar su punto de fusión (esta cantidad en masa produce 12.5 ml de reactivo).
- Posteriormente se retiró de la mufla el recipiente con el coagulante en forma líquida y se dejó enfriar.
- Después de 1 hora cuando se encontró completamente frío se procedió a hacer la dilución con agua destilada en proporción volumen/volumen.

Se eligió dicho reactivo de acuerdo a literatura por su relativo bajo costo y porque ofrece excelentes resultados a pH básicos (aprovechando el pH del lixiviado) para la eliminación de metales pesados en el proceso de coagulación-floculación, se optó también por él, debido al uso que tendría como catalizador en la oxidación avanzada tipo foto-Fenton.

3.4 EXPERIMENTACIÓN CON EL PROCESO COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

En la experimentación con el proceso de coagulación-floculación se utilizó un equipo de prueba de jarras *Phipps & Bird modelo PB-900* para determinar la dosificación óptima a utilizar del coagulante. Se mantuvieron constantes las variables de pH, velocidad de agitación y temperatura. La finalidad de este tratamiento es eliminar compuestos indeseables que no pueden ser destruidos en el proceso de oxidación principalmente metales pesados.

Para la determinación de la dosis óptima del coagulante se utilizó el valor considerado el mejor de las diluciones lixiviado: agua destilada y con base en esta se preparó 12 litros de muestra a la cual se midió y registró los parámetros iniciales de pH, conductividad, turbiedad y DQO, posteriormente se vació 2 litros en cada uno de los 6 vasos con los que cuenta el equipo. Después de esto se procedió con los siguientes pasos.

- Se preparó el equipo de prueba de jarras para el experimento indicándole el tiempo y la velocidad de la agitación rápida (100 rpm por 1 minuto) y lenta (40 rpm por 30 minutos).
- Se llenaron probetas con las siguientes dosificaciones de coagulante 10 ml, 20 ml, 30ml, 40 ml, 50 ml y 60 ml, a estas se les identifico con las letras A, B, C, D, E y F respectivamente.
- Se vertió cada una las dosificaciones anteriores en cada una de las 6 jarras con las que cuenta el equipo, justo al inicio de la agitación rápida, la cual duró 1 minuto. Cada jarra almacenó 2 litros de lixiviado, por lo tanto, las dosificaciones de coagulante por litro fueron de A = 5 ml/L, B = 10 ml/L, C = 15 ml/L, D = 20ml/L, E = 25 ml/L y F = 30 ml/L, o bien de acuerdo al cálculo del porcentaje de masa molar del $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ se tiene que A = 222 mg/L, B = 444 mg/L, C = 666 mg/L, D = 888 mg/L, E = 1110 mg/L y F = 1332 mg/L.
- Al terminar la agitación rápida el equipo programado dio inicio inmediatamente a la agitación lenta la cual sirvió como floculante y duró 30 minutos.

Cuando terminó la agitación lenta se tomó muestras de cada jarra pasados 15, 30 y 45 min para el registró de los datos de pH, conductividad, turbiedad y DQO. Lo anterior con la intención de encontrar la dosificación de coagulante y el tiempo de sedimentación óptimos que proporcionaran los mejores resultados.

Finalmente, con el propósito de tener un volumen de muestra apto para el módulo de oxidación y los posteriores análisis se repitieron 3 ensayos de coagulación-floculación con la dosificación de coagulante y tiempo de sedimentación considerados óptimos, se utilizó únicamente el sobrenadante de la jarra y se le midió los parámetros pH, conductividad, turbiedad y DQO para corroborar que los datos coincidieran con los datos óptimos de los primeros experimentos de coagulación-floculación.

Las pruebas de coagulación-floculación se realizaron en el laboratorio de Química Ambiental ubicado en el edificio de la División de Ciencias e Ingeniería de la Universidad de Quintana Roo, en la ciudad de Chetumal, México.

3.5 EXPERIMENTACIÓN CON EL PROCESO FOTO-FENTON

Para ser pasado por el módulo de oxidación avanzada tipo foto-Fenton se eligió a la dosificación de coagulante que mejores resultados presentó en proceso de coagulación-floculación para la disminución de los parámetros de conductividad y turbiedad en el menor lapso de tiempo de sedimentación, que tuviera materia orgánica remanente medida como DQO y que presentara también el pH más próximo a neutro para evitar la adición de ácidos o bases que incrementasen el costo del tratamiento.

Se prosiguió con los siguientes pasos:

- Se colocó el módulo de oxidación (CPC) en el patio de la División de Ciencias e Ingeniería con una inclinación de 18° con dirección al Sur, correspondiente a la latitud de Chetumal, Quintana Roo, en horas donde la irradiación solar es más alta.
- Se introdujo una manguera de aireación en cada uno de los dos extremos del tubo evacuado y en uno de ellos se instaló un termómetro que estuvo en contacto con el fluido a tratar.
- Posteriormente se vertió dentro del tubo evacuado 1.5 L de la muestra tratada con coagulación-floculación y a la cual se le había medido con anterioridad los parámetros pH, conductividad, turbidez y DQO.
- Inmediatamente después se encendieron los aireadores y se agregó la dosis establecida de 1.5 ml de H₂O₂ al 30% y 5 ml de solución de cloruro férrico al 5%, se inició así el proceso de oxidación avanzada.
- Después se tomó muestras del tubo evacuado a distintos tiempos de exposición solar, 30 min, 60 min y 90 min, para el análisis de los parámetros de monitoreo.

Se consideró óptimo al tiempo de exposición solar que aporó buenos resultados a los parámetros conductividad, turbidez y DQO, y que además tuvo el pH más próximo a neutro para evitar la adición de ácidos o bases que incrementasen el costo del tratamiento.

Finalmente, a la muestra con el tiempo de reacción óptimo después del proceso de oxidación avanzada tipo foto-Fenton, se le efectuó la caracterización final midiéndole los parámetros restantes de la tabla 3.1, para así comparar los datos obtenidos y evaluar la eficiencia de los procesos de tratamiento propuestos en esta tesis.

3.5.1 Descripción y operación del CPC

El colector solar implementado para el POA tipo foto-Fenton fue construido con un cilindro de PVC de 1.07 m de largo y 4 pulgadas de diámetro cortado por la mitad quedando dos partes semicirculares, las cuales fueron polarizadas con un material altamente reflejante, estos semicírculos fueron fijados a una base de madera de color negro con la finalidad de aprovechar al máximo la radiación solar (Figura 3.2).

Se colocó de forma central en el dispositivo un tubo evacuado de los empleados para calentadores solares, con las dimensiones de 1.20 m de largo y 6.5 cm de diámetro exterior por 3 mm de pared, con capacidad de 1.5 L. Este tubo fue recortado de los extremos y se le efectuaron adecuaciones. En dichos extremos fueron adaptados codos de PVC con la finalidad de evitar el derrame del líquido, así mismo a estos codos se les dejó orificios donde se introdujeron las mangueras de aireación y el termómetro para medir la temperatura durante el proceso.

El modulo del CPC forma un circuito cerrado por donde circula la solución contaminada, dicha circulación se lleva a cabo al introducir aire con un par bombas aireadoras por medio de 2 mangueras agujeradas de 1m de largo y 8 mm de diámetro exterior con 1 mm de pared.

Para la correcta interpretación de los datos se midió la radiación solar durante el tiempo que duraron los ensayos con un piranómetro fotocélula de sílice modelo WeatherHawk 916. Los datos generados por el mencionado equipo son de relevancia puesto que de ellos dependerá gran parte de la eficiencia del proceso al ser este el activador del catalizador.

Las pruebas con el CPC se realizaron en el patio del edificio de la División de Ciencias e Ingeniería ubicado en la Universidad de Quintana Roo, en la ciudad de Chetumal, México.



Figura 3.2. Colector solar empleado en el POA

3.6 Evaluación de la eficiencia del tratamiento de los lixiviados

La eficiencia de remoción de los procesos de tratamiento se calculó con la siguiente ecuación (ecuación general de eficiencia de remoción):

$$\begin{aligned} & \text{Eficiencia de remoción (\%)} \\ & = \frac{[\text{Parámetro de entrada} - \text{Parámetro de salida}] * 100}{[\text{Parámetro de entrada}]} \quad (\text{Ecuación 14}) \end{aligned}$$

Donde *Parámetro de entrada* es la concentración inicial del contaminante de interés y *Parámetro de salida* es la concentración del contaminante después del tratamiento, ambos medidos en mg/L.

CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 RESULTADOS DE LOS PARAMETROS FISICOQUIMICOS DEL LIXIVIADO ANTES Y DESPUES DEL TRATAMIENTO.

La cacterización fisicoquímica inicial y final del lixiviado del relleno sanitario de Bacalar, así como el porcentaje de eficiencia del tratamiento se presentan en la tabla 4.1.

Tabla 4.4. Tabla comparativa entre los resultados de la caracterización fisicoquímica inicial y final de los lixiviados del relleno sanitario de Bacalar.

Antes del tratamiento		Después del tratamiento		
Parámetro	Valor	Parámetro	Valor	Eficiencia
<i>Indicadores Generales</i>		<i>Indicadores Generales</i>		
pH	8.55	pH	6.17	N/A
Conductividad (mS/cm)	22.8	Conductividad (mS/cm)	3.5	84.6%
Turbiedad (NTU)	44	Turbiedad (NTU)	6.26	85.7%
OD (mg/L)	1.5	OD (mg/L)	7.1	N/A
<i>Indicadores de Materia Orgánica</i>		<i>Indicadores de Materia Orgánica</i>		
DBO ₅ (mg/L)	66.6	DBO ₅ (mg/L)	0	100%
DQO (mg/L)	1609	DQO (mg/L)	0	<LD
COT (mg/L)	224	COT (mg/L)	0	<LD
Relación DBO ₅ /DQO	0.041	Relación DBO ₅ /DQO	0	100%
<i>Perfil de Sólidos</i>		<i>Perfil de Sólidos</i>		
ST (mg/L)	3345	ST (mg/L)	993	70.3%
SST (mg/L)	12.3	SST (mg/L)	0	100%
SDT (mg/L)	3332.7	SDT (mg/L)	993	70.2%
SVT (mg/L)	1353	SVT (mg/L)	124.5	90.8%
<i>Metales Pesados (mg/L)</i>		<i>Metales Pesados (mg/L)</i>		
Hg	0.0047143	Hg	0.00129067	72.6%
As	0.003163	As	0.00060767	80.7%
Pb	<LD	Pb	<LD	<LD
Cd	<LD	Cd	<LD	<LD
Cu	0.2923	Cu	<LD	<LD
Cr	<LD	Cr	<LD	<LD
Ni	0.227	Ni	<LD	<LD

En la figura 4.1 se muestra el lixiviado sin tratamiento y después de ser tratado, se aprecia la diferencia que existe entre la tonalidad marrón fuerte inicial y la transparencia alcanzada por los procesos de coagulación-floculación y foto-Fenton.



Figura 4.1. Apariencia del lixiviado antes (izquierda) y después (derecha) del tratamiento.

4.1.1 Resultados de la caracterización inicial del lixiviado.

Los datos analizados y comparados en esta sección son extraídos de la tabla 4.1 en lo que refiere a la caracterización inicial del lixiviado.

Los lixiviados del relleno sanitario del municipio de Bacalar poseen una relación DBO_5/DQO igual a 0.041 y un pH de 8.55, de acuerdo con Renou *et al.*, (2008) y Kurniawan *et al.*, (2006) estos se encuentran químicamente estabilizados y pueden referirse a ellos como “Lixiviados Viejos”. La relación DQO/COT igual a 7.18 nos indica que estos tipos de lixiviados poseen una biodegradabilidad muy baja debido a la presencia de compuestos orgánicos difícilmente oxidables (Poznyak *et al.*, 2008), esta característica indica el uso de procesos fisicoquímicos para su tratamiento (Wiszniewski, 2006).

El OD medido *in situ* presenta un valor de 1.5 lo que indica que el lixiviado se encuentra en un estado hipóxico en el cual los organismos sensibles a la baja concentración de oxígeno no pueden vivir.

La turbidez de 44 NTU indica una alta cantidad de coloides en suspensión en forma ácidos húmicos y fulvicos (Renou *et al*, 2008), y la conductividad igual a 22.8 mS/cm refleja una alta concentración de iones, probablemente aportados por tipo sustrato usado para cierre y compactación de la celda, ambos parámetros presentan valores propios de los lixiviados químicamente estabilizados.

Los ST medidos fueron de 3345 mg/L de los cuales el 99.63 % son SDT y únicamente el 0.37% son SST, a su vez los SVT representan el 40.44 % de los ST que justifican la relativa alta carga orgánica presente en el lixiviado.

Los metales pesados Pb, Cd y Cr se encuentran fuera del límite de detección del instrumento de medición, mientras que la suma total de las concentraciones de Hg, As, Cu y Ni es igual a 0.5271773 mg/L. El bajo valor de concentración de estos elementos es característico de los lixiviados químicamente estabilizados (Renou, 2008).

4.1.2 Resultados de la caracterización después del tratamiento

En el proceso de coagulación-floculación, la dosis de coagulante seleccionada fue de 15 ml/ de FeCl₃ al 5% por litro de lixiviado, en un tiempo óptimo de sedimentación de 30 minutos. En el proceso de oxidación avanzada tipo foto-Fenton, el tiempo de reacción que ofreció mejores resultados fue de 60 min con la dosis establecida de reactivo Fenton de 1.5 ml H₂O₂ y 5 ml de FeCl₃ al 5% por litro de lixiviado.

Los datos analizados y comparados en lo que resta de esta sección son extraídos igualmente de la tabla 4.1 en lo que refiere a la caracterización final del lixiviado.

En el pH se observa que el tratamiento acidifica en 2.38 unidades al lixiviado tratado, esto debido a los reactivos usados en el proceso. Para la conductividad y la turbiedad la eficiencia de remoción es de 84.6% y 85.7% respectivamente.

El OD aumenta durante el proceso y pasa de estar en un estado de hipoxia a un estado aceptable, superando el valor mínimo de 4 mg/L para que la vida acuática no corra peligro (Oropeza, 1981).

Los indicadores de materia orgánica demuestran que el tratamiento es 100% eficiente en la remoción de DBO₅, DQO y COT, estos dos últimos se encuentran por debajo del límite de detección del equipo y por lo tanto su valor se puede considerar 0 mg/L.

El perfil de sólidos de igual forma arroja resultados positivos, la eficiencia de remoción para los ST es del 70.3% de su valor inicial de 3345 mg/L, llegando así a 993 mg/L de los cuales el 12.5% son SVT. El lixiviado tratado se encuentra sin presencia de SST por lo tanto el valor de los ST es igual al de los SDT.

Los metales pesados Cu y Ni medidos después del tratamiento se encuentran por debajo del límite de detección del equipo utilizado para su análisis, por lo tanto, se puede considerar que el tratamiento tiene un 100% de eficiencia en la eliminación de estos elementos químicos indeseables. Para los metales pesados Hg y As, los porcentajes de remoción son de 72.6% y 80.7% respectivamente.

En los siguientes apartados se presenta de manera detallada los resultados y discusiones de cada faceta del tratamiento propuesto en esta tesis.

4.2 Dilución del lixiviado

La experimentación y generación de datos con el tratamiento propuesto en esta tesis comienza desde esta fase.

El realizar las diluciones y medir su DQO correspondiente, se observó que los valores obtenidos de materia orgánica como DQO no poseen un punto óptimo de oxidación, los valores se mantienen relativamente proporcionales a la dilución como se muestra en la tabla 4.2. a pesar de que el lixiviado contiene gran variedad de sustancias que pueden interferir en la oxidación con Dicromato de Potasio.

De manera que usar la proporción de lixiviado: agua destilada de 0.5:0.5 es aceptable, así como usar cualquier otra dilución en función de la carga orgánica que se desee introducir al tratamiento. A partir de la dilución 0.5:0.5 que fue la considerada conveniente, se determinó las condiciones iniciales de los parámetros que se introdujeron a los procesos coagulación-floculación y foto-Fenton.

Tabla 4.2. Proporciones usadas de lixiviados en dilución con agua destilada y las mediciones de materia orgánica como DQO de cada una de ellas.

Proporción de solución (Lixiviado: Agua destilada)	DQO (mg/L)
1.0:0.0	1609
0.9:0.1	1465
0.8:0.2	1304
0.7:0.3	1146
0.6:0.4	983
0.5:0.5	814
0.4:0.6	673
0.3:0.7	502
0.2:0.8	324
0.1:0.9	177

La tabla 4.3 muestra los valores de inicio que se introdujeron a los procesos ya mencionados. Se observa como la turbidez, la conductividad y la DQO disminuyen de forma proporcional a la concentración inicial, de tal forma que la turbidez disminuye un 50%, la conductividad 50 %, la DQO disminuye un 49.4 % y el pH se mantiene básico.

Tabla 4.3. Tabla comparativa de los valores iniciales de lixiviado bruto y después de la dilución.

Indicador	Lixiviado Bruto	Dilución 0.5:0.5 (agua destilada : lixiviado)
pH	8.55	7.55
Conductividad (mS/cm)	22.8	11.4
Turbiedad (NTU)	44	22
DQO(mg/L)	1609	814

4.3 RESULTADOS DE LOS EXPERIMENTOS DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN.

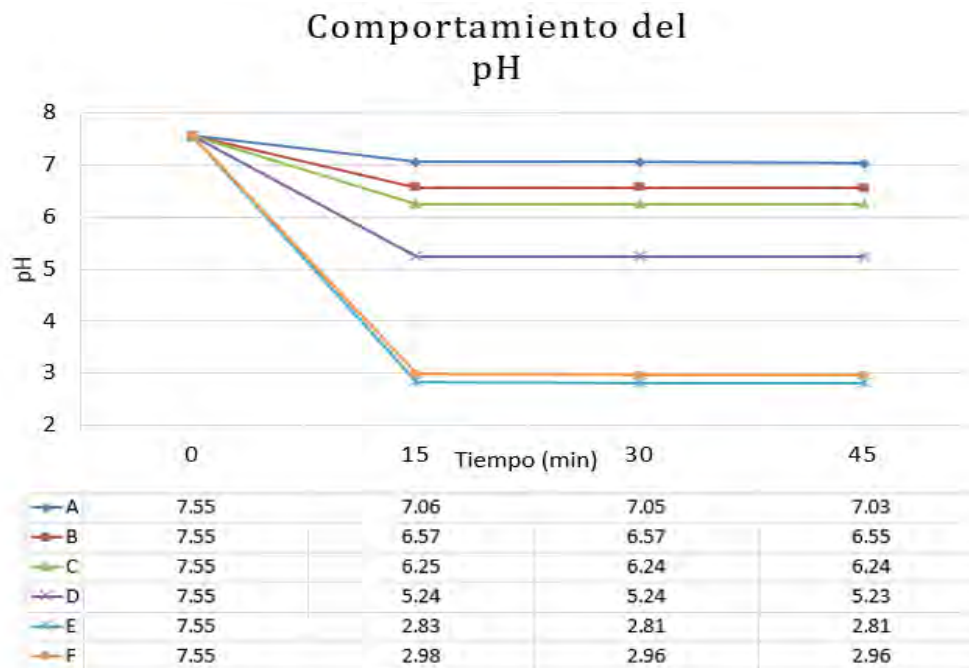
En la tabla 4.4 se presentan los resultados de los parámetros indicadores obtenidos durante la experimentación del proceso de coagulación-floculación en función del tiempo de sedimentación.

Tabla 4.45. Resultados de los parámetros indicadores obtenidos en la experimentación con coagulación-floculación.

Tiempo (Min)	pH	Conductividad (mS/cm)	Turbiedad (NTU)	DQO (mg/L)
Dosis "A" (5 ml/L)				
0	7.55	11.4	22	814
15	7.06	0.8	42.73	206
30	7.05	0.8	40.1	197
45	7.03	0.8	38.2	189
Dosis "B" (10 ml/L)				
0	7.55	11.4	22	814
15	6.57	0.9	13.92	163
30	6.57	0.9	8.65	151
45	6.55	0.7	8.02	146
Dosis "C" (15 ml/L)				
0	7.55	11.4	22	814
15	6.25	0.9	17.74	69
30	6.24	0.9	9.86	61
45	6.24	0.8	7.87	55
Dosis "D" (20 ml/L)				
0	7.55	11.4	22	814
15	5.24	1.4	8.96	32
30	5.24	1.2	4.42	0
45	5.23	1.2	3.87	0
Dosis "E" (25 ml/L)				
0	7.55	11.4	22	814
15	2.83	2	120.2	414
30	2.81	2	114	403
45	2.81	2	109.71	392
Dosis "F" (30 ml/L)				
0	7.55	11.4	22	814
15	2.98	3.3	67.97	385
30	2.96	3.3	64.8	377
45	2.96	3.2	61.9	368

pH

En la gráfica 4.1 se presenta el comportamiento del pH durante la experimentación con el proceso coagulación-floculación, se observa como el pH tiende a acidificarse en función de la cantidad suministrada de coagulante y se mantiene relativamente constante desde su primera medición a los 15 minutos de sedimentación hasta el final de 45 minutos en todos los casos. Tatsi *et al.*, (2003) y Yoo *et al.*, (2001) al realizar experimentos con FeCl_3 a lixiviados registran de igual forma una disminución en el pH.



Gráfica 4.1. pH monitoreado en función del tiempo de sedimentación del proceso coagulación-floculación.

Probablemente el pH es el mismo registrado desde los primeros minutos en el que el FeCl_3 termina de disolverse con el agua del lixiviado, de tal manera que a mayor concentración de FeCl_3 la acidez en la solución tratada aumentará, esto se puede explicar por las siguientes reacciones químicas.



O la secuencia:



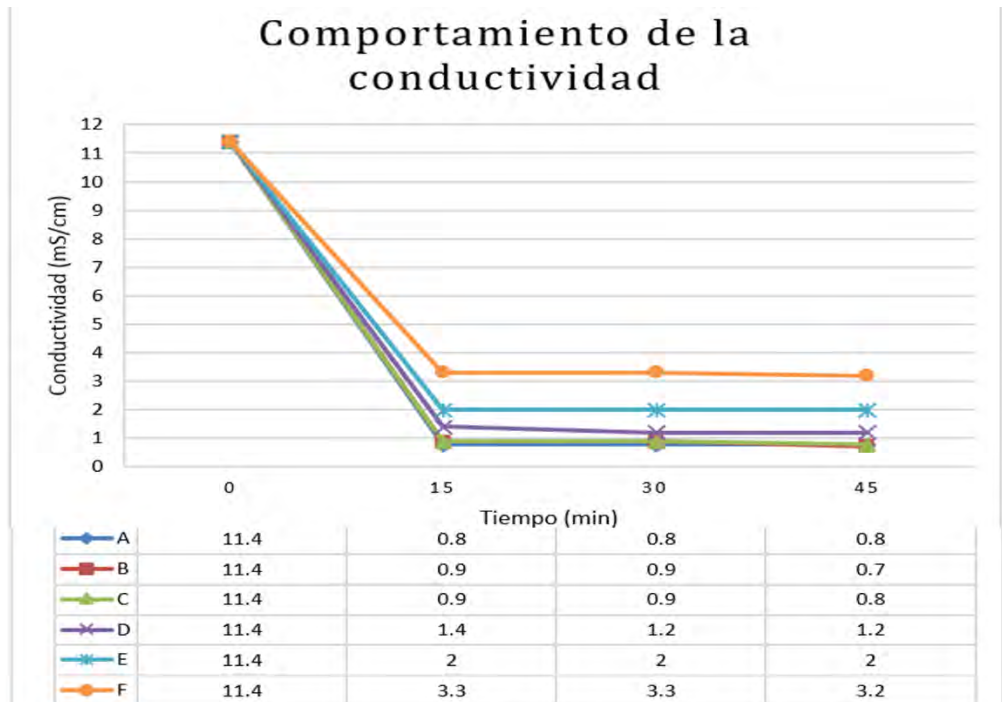
Donde la ecuación 17, nos dice que el Cl^- reacciona muy levemente con el H_2O produciendo pocos constituyentes OH^- , pero en secuencia el Fe^{3+} siendo el ácido conjugado fuerte (ácido de Lewis) de la base débil $Fe(OH)_3$, si reacciona con el H_2O presente en el lixiviado, produciendo de esta forma H_3O^+ (iones H^+) que son los causantes de la acides en el lixiviado en tratamiento.

Las jarras presentan durante todo el tiempo de sedimentación los siguientes promedios, Jarra A pH = 7.04, jarra B pH = 6.56, jarra C pH = 6.24, jarra D pH = 5.23, jarra E pH = 2.81 Y jarra F pH = 2.96.

Las dosificaciones E y F presentan valores similares en sus mediciones, no siguen el patrón de acidificación e incluso la dosificación F que tiene mayor concentración de $FeCl_3$ posee un pH ligeramente menos ácido, estos datos obtenidos pueden deberse a que el líquido tratado se encuentra saturado de iones H^+ o bien a reacciones secundarias que liberen OH^- .

Conductividad

En la gráfica 4.2 se muestra como la conductividad eléctrica tiene un comportamiento inverso al que tiene el pH, esta tiende a aumentar su valor en función de la cantidad suministrada de coagulante y no presenta cambios radicales desde su primera medición a los 15 minutos hasta los 45 minutos de sedimentación en todos los casos, de igual forma al terminar de homogeneizarse la dosificación de $FeCl_3$, la conductividad se mantiene relativamente constante durante todo el tiempo de sedimentación.



Gráfica 4.2. Comportamiento de la conductividad eléctrica en función del tiempo de sedimentación de la coagulación-floculación.

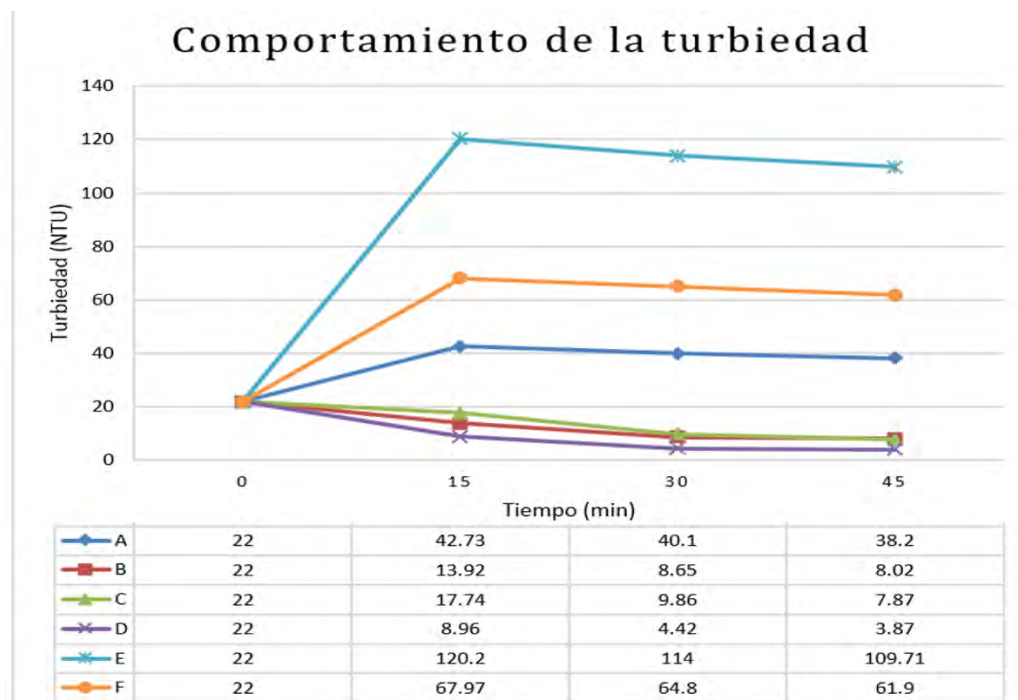
Se observa también que entre menor es la dosificación de FeCl_3 menor es la conductividad, esto es porque el FeCl_3 es una sal y se disocia en iones en una solución acuosa, los iones a su vez propician el flujo de una corriente eléctrica por medio de sus electrones sin aparear. Para este caso en particular el ion causante de la conductividad es el Cl^- , debido a que este reacciona de forma casi nula con el H_2O como se observa en la ecuación 3. Por lo tanto, al suministrar mayor cantidad de FeCl_3 solo reaccionaran los iones necesarios y quedara mayor cantidad de iones Cl^- sin reaccionar al finalizar el proceso de sedimentación en el líquido tratado.

La eficiencia de remoción de conductividad es de hasta el 93 % en el caso de la dosificación A y no existe diferencia representativa entre la dosificación B y C, puesto que sus valores promedios tienen un 92.7 % y 92.4% de eficiencia respectivamente.

Los valores promedios de las dosificaciones D, E y F presentan las eficiencias en disminución de conductividad de 88.9%, 82.4% y 71.3% respectivamente.

Turbiedad

La gráfica 4.3 señala que los resultados obtenidos para la turbidez no presentan un patrón de disminución de este parámetro en función de la cantidad de coagulante agregado, también se observa que a diferencia del pH y conductividad sus valores disminuyen levemente en función del tiempo de sedimentación. En el transcurso de 15 a 30 minutos de sedimentación se aprecia una mínima disminución en la turbidez, mientras que de 30 a 45 minutos la disminución es aún menor, por lo tanto, se sugiere 30 minutos como tiempo óptimo de sedimentación para este caso.



Gráfica 4.3. Variación de la turbiedad en función del tiempo de sedimentación del proceso de coagulación - floculación.

Se pueden descartar las dosificaciones A, E y F debido a que aumentan radicalmente la turbiedad del líquido tratado, estas dosificaciones a los 30 minutos de sedimentación (tiempo considerado óptimo) presentan los valores de 40.1, 114 y 64.8, lo que indica un alza en la turbidez de 182.3%, 518.2% y 294.5%, esto se puede deber a la formación de reacciones secundarias, como lo son los complejos químicos cuyos productos no precipitan y se mantienen suspendidos como coloides.

La dosificación óptima para la disminución de la turbidez se encuentra entre B, C y D, siendo la D con un 80% de eficiencia a los 30 minutos de sedimentación la que mejor resultados presenta. B y C presentan valores similares entre sí a los 30 minutos de sedimentación y tienen las eficiencias de 60.6% y 55.2% respectivamente.

Amokrane *et al* (1997) utilizó 5.6 g/L de FeCl_3 y un tiempo de sedimentación de 2 horas para el pretratamiento de lixiviados, reportó eficiencias en la remoción de turbiedad de hasta el 94% del valor inicial de 30 NTU. Comparando los resultados anteriores, se obtiene 80% de remoción de turbidez del valor inicial de 22 NTU, con la dosificación D(0.888 g/L) en un tiempo de sedimentación de 30 min, se observa que con 5.3 veces menos reactivo y con 3 veces menos tiempo de sedimentación se alcanzan eficiencias bastante aceptables en el tratamiento.

Después de la separación del lodo, se observó que con el aumento de la dosis de coagulante el color del lixiviado se hacía cada vez más marrón oscuro, de allí da un salto radical y queda con una transparencia muy notable (dosis óptima), conforme se alejó de la dosificación óptima se volvió amarillo claro y luego se empezó a oscurecer nuevamente con una tonalidad marrón tenue figura 4.2.

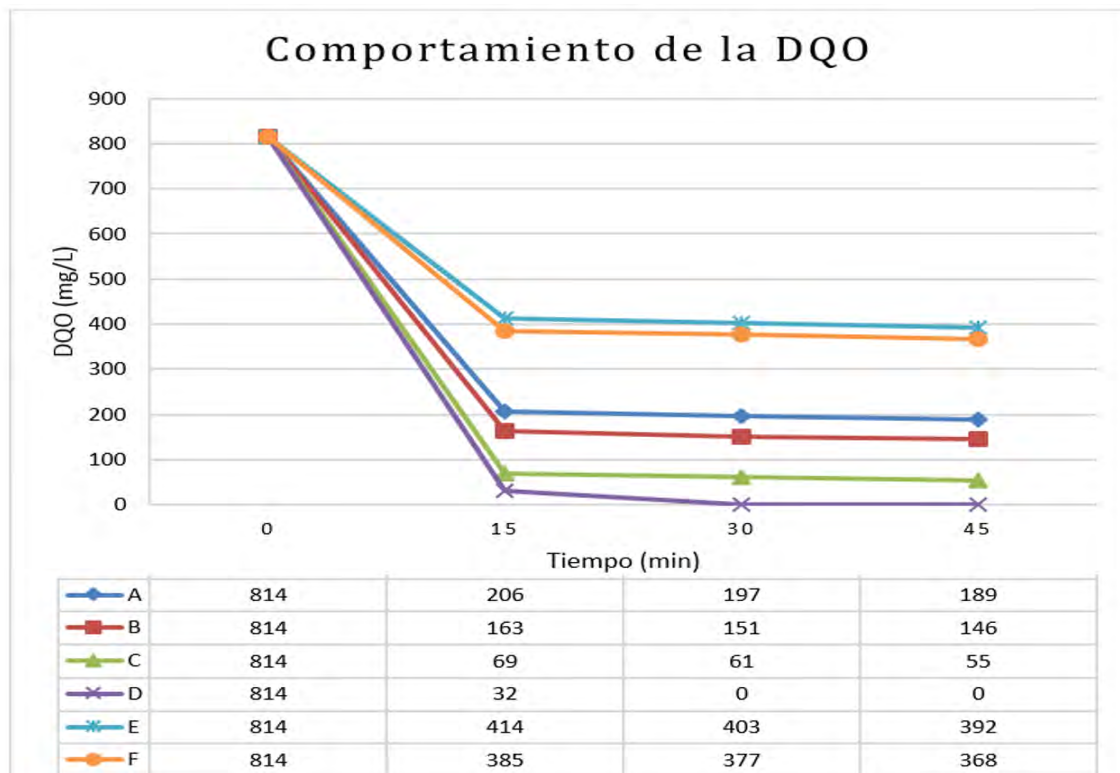


Figura 4.2. Variación de la tonalidad del lixiviado tratado en función de la cantidad de coagulante agregado. (De izquierda a derecha dosificación F, E, D, C, B, A)

Las dosificaciones B, C y D que se encuentran entre el rango de la dosis optima, produjeron 0.2L/1L, 0.3L/1L y 0.4L/1L de lodos respectivamente, lo anterior con base en la relación volumen/volumen (volumen producido de lodo por volumen de lixiviado tratado). Las dosificaciones A, E y F tienen una ligera producción de lodos, pero no es de importancia puesto que sus bajos rendimientos en el tratamiento los hacen quedar descartados como dosis de coagulante no considerados.

DQO

En la gráfica 4.4 se aprecia que la materia orgánica medida a los 15 min como DQO disminuye 49% como valor mínimo de eficiencia en todas las dosificaciones. De igual forma que con la turbidez no se encuentra un patrón de disminución de este parámetro en función de la cantidad de coagulante agregado, se observó también disminución de DQO en función del tiempo de sedimentación.



Gráfica 4.4. DQO monitoreado en función del tiempo de sedimentación después de la coagulación-floculación

En las mediciones de DQO de cada dosificación se obtienen buenas eficiencias desde la primera medición a los 15 minutos, en las siguientes mediciones a los 30 y 45 minutos de sedimentación no se aprecia un cambio representativo.

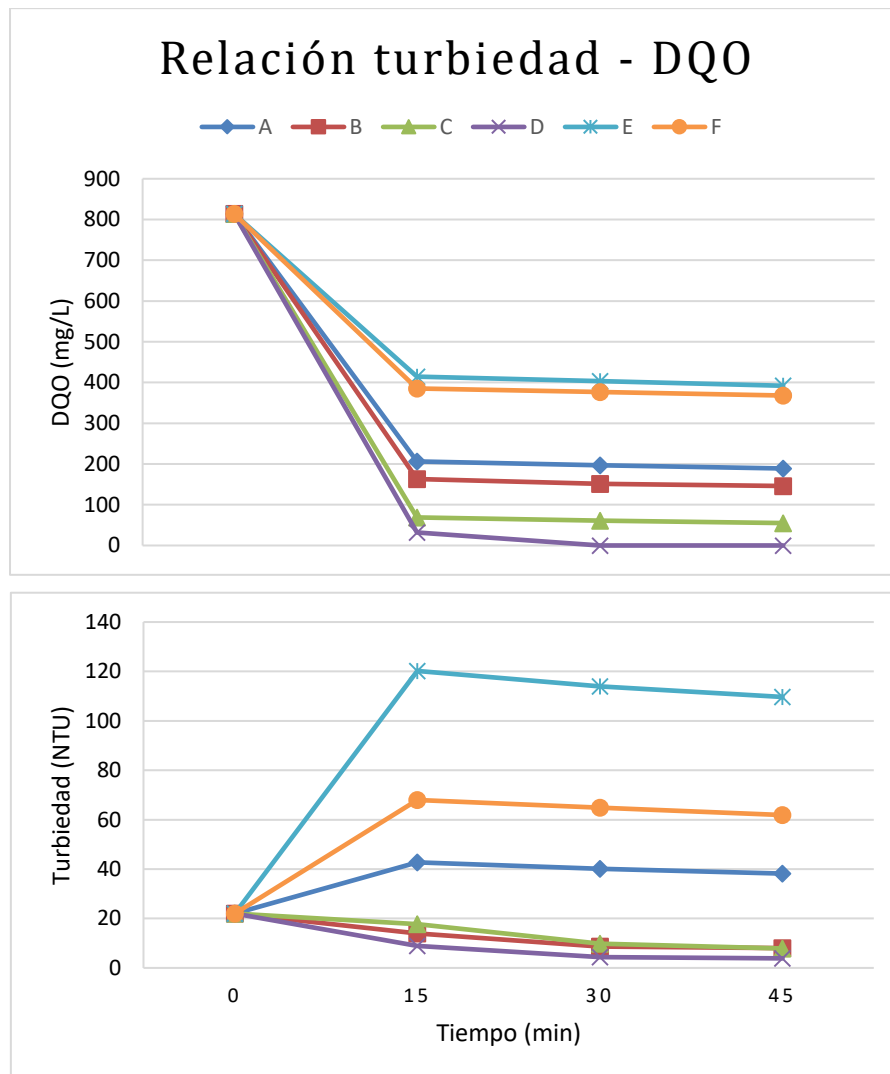
Sin embargo, para el caso particular de la dosificación D (0.888 g/L FeCl₃) la eliminación de DQO es del 100% de eficiencia a los 30 minutos de sedimentación, por lo tanto, se considera optimo dicho tiempo. La literatura sobre tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios con el proceso de coagulación-floculación usando FeCl₃ como coagulante, reporta por lo general eficiencias de entre 39% y 56% para la remoción de DQO en considerables tiempos de sedimentación, las anteriores eficiencias son obtenidas con dosis de FeCl₃ de entre 1.2- 2.0 g/L (Renou *et al*, 2008; Kurniawan *et al*, 2006). A pesar de lo anterior, existen autores que reportan eficiencias similares en condiciones parecidas, pero con dosis superiores a 5.6 g/L FeCl₃ (Amokrane, 1997). Probablemente la relativa baja eficiencia de esas dosificaciones es porque se aplica a lixiviados con altas cargas orgánicas superiores a 1500 mg/L.

Las dosificaciones A, B, C, E y F tienen a los 30 minutos de sedimentación las eficiencias en remoción de DQO de 75.8%, 81.5%, 92.5%, 50.5% y 53.68% respectivamente. Siendo la dosificación C (0.666 g/L) la más próxima a la eficiencia de la D (0.888 g/L) con una menor cantidad de reactivo (5 ml menos). De esta manera se observó que con un 25% menos de la dosificación D, se obtiene una eficiencia del 92.5% en relación con el 100% de la concentración inicial de 814 mg/L de DQO.

Relación Turbidez - DQO

Existe relación entre la turbidez y la DQO como se observa en la gráfica 4.5, de tal manera que conforme disminuye la DQO también disminuye la turbidez, ambos parámetros no tienen un patrón en función de la cantidad de coagulante suministrado, pero si se relacionan entre ellos, además los dos disminuyen ligeramente en función del tiempo de sedimentación. Lo anterior se debe a la presencia de coloides hidrofílicos que tienen básicamente origen orgánico con una parte R-NH₂ o R-OH, estos coloides se encuentran suspendidos en el lixiviado otorgándole turbidez.

De tal forma que cuando disminuye la DQO también disminuirá la turbidez otorgada por los coloides hidrofílicos y viceversa.



Grafica 4.5. Relación de la Turbidez y la DQO en función del tiempo de sedimentación.

Para las dosificaciones A, E y F el aumento en la turbidez es debido a reacciones secundarias entre el FeCl_3 con el lixiviado, en las cuales se generan coloides hidrofóbicos de carácter inorgánico.

Las dosificaciones B, C y D, otorgan los mejores resultados de eficiencia para la disminución de la DQO y la turbidez en el tiempo óptimo de 30 minutos de sedimentación. La turbidez que disminuye por las dosificaciones mencionadas, es debida a la precipitación de coloides hidrofílicos de carácter orgánico.

4.3.1 Selección de la dosis optima de coagulante

Se descarta a las dosificaciones A, E y F porque aumentan de forma radical la turbiedad del líquido tratado y porque las eficiencias que aportan en la remoción de DQO no son buenas en comparación con las dosificaciones B, C y D. Además, E y F aportan un pH muy ácido al líquido con valores promedios de 2.81 y 2.96 respectivamente, lo cual demandará neutralización con la agregación de sustancias con pH básico y esto elevará el precio del tratamiento.

La dosificación B se puede considerar buena, pero en comparación con C, se puede tener hasta 90 mg/L menos de DQO por 5 ml más de coagulante.

Las dosificaciones C y D presentan los mejores resultados de la experimentación de coagulación-floculación. La tabla 4.5 muestra los resultados obtenidos en el tiempo óptimo de 30 minutos de sedimentación y su valor inicial antes del tratamiento.

Tabla 4.56. Tabla comparativa de los parámetros indicadores de las dosificaciones C y D

pH		Conductividad (mS/cm)		Turbiedad (NTU)		DQO (mg/L)	
C	D	C	D	C	D	C	D
7.55	7.55	11.4	11.4	22	22	814	814
6.24	5.24	0.9	1.2	9.86	4.42	61	0

Como se observa ambas dosificaciones tienen sus ventajas y desventajas, en el pH y conductividad se considera mejor la dosificación C, puesto que mantiene un pH más cercano a neutro evitando así la agregación de sustancias básicas que incrementasen el costo del tratamiento y también posee una ligera menor conductividad. Mientras que en la turbidez y DQO, se nota superior la dosificación D, puesto que disminuye la concentración inicial de turbidez y DQO en un 80% y 100% respectivamente, mientras que la C disminuye 55.2% de la turbidez y 92.5% de la DQO.

Por lo tanto se considera a la dosificación D (0.888 gr/L) como la óptima en un tiempo de sedimentación de 30 minutos, los resultados que arroja lo hacen ideal para el tratamiento de materia orgánica, inclusive Urase *et al.*, (1997) hacen referencia a que

el FeCl_3 tiene importantes remociones de metales pesados al ser utilizado como coagulante para el tratamiento de lixiviados, por lo que se puede considerar que al efectuar dichas mediciones, los resultados que arrojará serán positivos en la eliminación de estos elementos indeseables.

Para ser pasado por el módulo de oxidación avanzada tipo foto-Fenton se seleccionó a la jarra con la dosificación C, debido a que aún poseía carga orgánica que podía ser tratada por este tipo de tratamiento de acuerdo a Wiszniowski *et al* (2006).

También se puede usar la dosificación B con los beneficios de que el pH promedio será de 6.56 y la conductividad promedio será 34.2% menor que la de la dosificación D. La carga orgánica a tratar con foto-Fenton será de 151 mg/L con una turbiedad de 8.65 NTU.

Las dosificaciones A, E y F quedan descartadas para pruebas posteriores por el alza excesiva en la turbiedad que presentan, estos valores aumentan desde 2 hasta en 6 veces el valor inicial de la turbiedad otorgándole al lixiviado tratado un color marrón oscuro lo cual es indeseable como se observa en la figura 4.2, además estas dosificaciones presentan las menores eficiencias en la eliminación de la DQO en comparación con B, C y D.

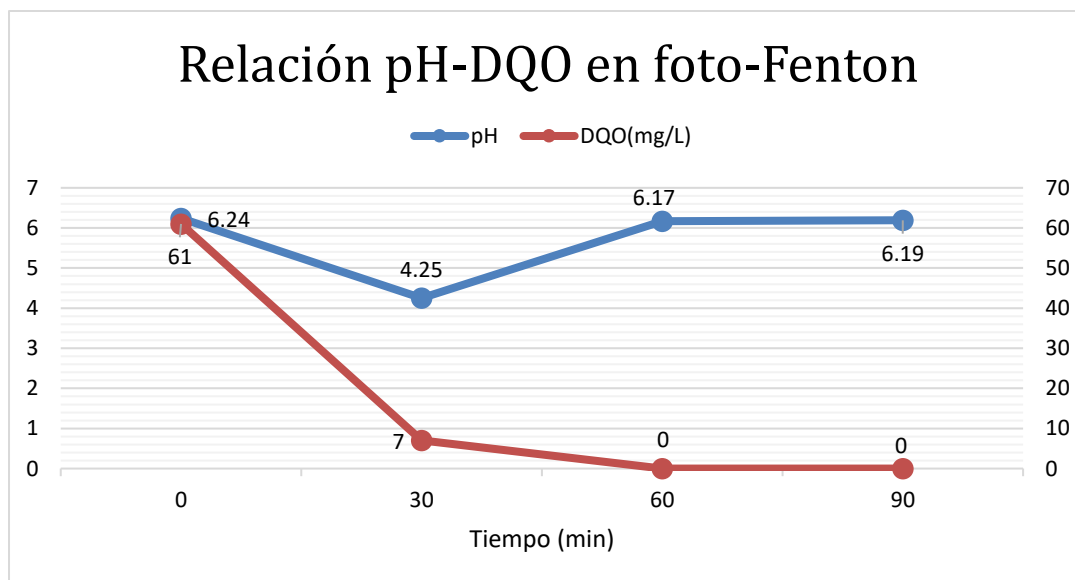
4.4 RESULTADOS DE LA EXPERIMENTACIÓN CON FOTO-FENTON

En la siguiente tabla se aprecian los valores iniciales en el tiempo 0 de los parámetros indicadores, estos son los de salida del proceso de coagulación-floculación de la dosificación C (0.666 g/L) en el tiempo óptimo de sedimentación de 30 minutos, se observa además el comportamiento de los parámetros indicadores durante el proceso foto-Fenton en función del tiempo de exposición a la radiación solar.

Tabla 4.67. Tabla comparativa de los parámetros indicadores en función del tiempo de exposición a radiación solar.

Tiempo (min)	pH	Conductividad (mS/cm)	Turbidez (NTU)	DQO (mg/L)
0	6.24	0.9	9.86	61
30	4.25	3.6	6.72	7
60	6.17	3.5	6.26	0
90	6.19	3.6	6.28	0

El pH tiene cambios de relevancia durante el proceso y al parecer tiene relación con la DQO (grafica 4.6). Se observa como el pH inicia ligeramente ácido con un valor de 6.24 y disminuye hasta el valor de 4.25 en los primeros 30 minutos del proceso justo cuando la DQO ha disminuido 88.5% de la concentración inicial, posteriormente a los 60 y 90 minutos el pH aumenta a 6.17 y 6.19 respectivamente y las mediciones de DQO se registran en 0 mg/L. Se aprecia que cuando el pH tiende a estabilizarse con valores

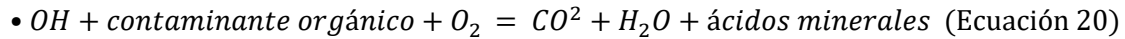


Gráfica 4.6. Relación de los parámetros pH y DQO en función del tiempo de exposición a radiación solar.

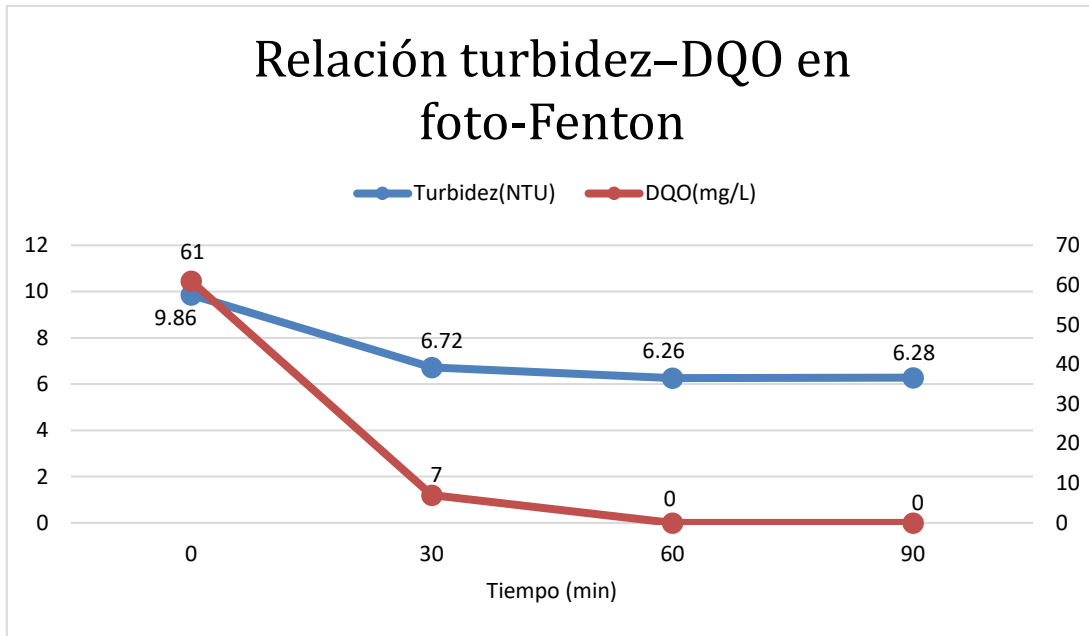
Esto se debe a que el reactivo foto-Fenton aporta ácidos al líquido tratado, dicho reactivo se conforma de la relación H_2O_2 : sal de metal en transición, en este caso la sal

utilizada fue el FeCl_3 , ambos compuestos químicos poseen un pH ácido para el caso del H_2O_2 su valor se registra en 5 y el del FeCl_3 se registra en 1.8 en la escala de pH.

Se puede concluir entonces que el pH disminuye en los primeros 30 minutos por las siguientes 2 razones: 1) La adición del reactivo foto-Fenton y 2) La mineralización de la materia orgánica de acuerdo a la siguiente reacción química (Salas, 2010).

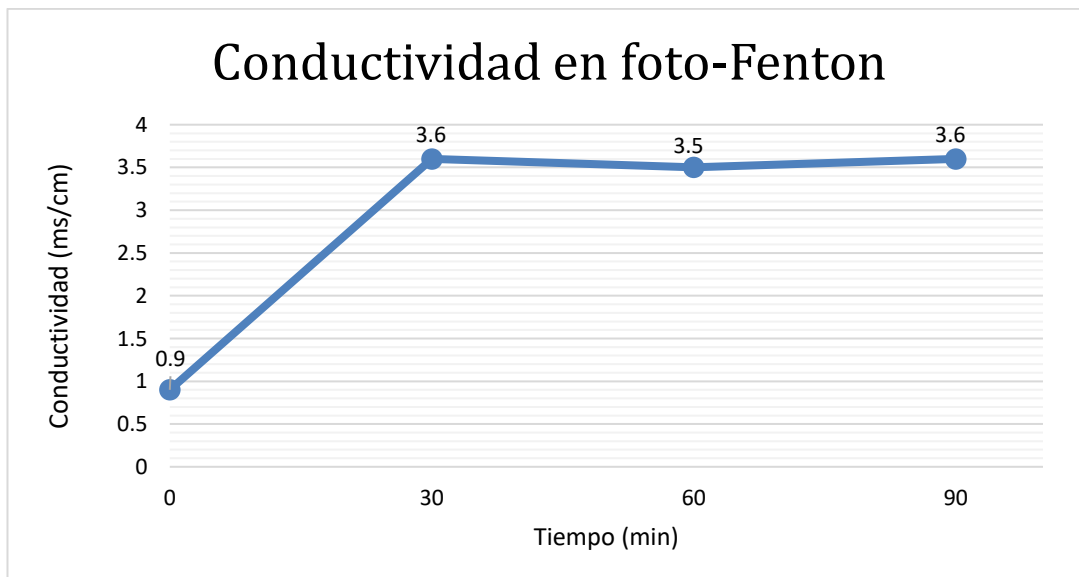


De igual forma se encuentra relación entre la DQO y la turbidez, en la gráfica 4.7 se aprecia que ambos disminuyen simultáneamente en función del tiempo de exposición a radiación solar, del tal modo que cuando la DQO disminuye también lo hace la turbidez, y cuando la DQO alcanza 0 mg/L el comportamiento de la turbidez es relativamente constante. Estos resultados son probablemente por la eliminación de la materia orgánica coloidal hidrofílica que le brinda cierta coloración al líquido tratado, por lo tanto, se concluye que la turbidez disminuye en función de la mineralización de la materia orgánica. Para el caso de la turbidez remanente, esta es debida a la presencia de coloides hidrofóbicos aportados por el catalizador FeCl_3 .



Gráfica 4.7. Relación de los parámetros turbidez y DQO en función del tiempo de exposición a radiación solar.

En la siguiente gráfica se presentan los resultados obtenidos de la conductividad en el proceso foto-Fenton. Este parámetro se mantiene relativamente constante durante todo el proceso presentando un valor promedio de 3.56.



Gráfica 4.8. Conductividad monitoreada durante el tiempo de exposición a radiación solar.

Se observa un aumento promedio de la conductividad igual a 396.3% en comparación con su valor inicial de 0.9 ms/cm. Esto es debido a que el FeCl_3 en medio acuoso sufre hidrólisis, este se separa en los respectivos iones Fe^{3+} y Cl^- los que a su vez propician un flujo de corriente eléctrica por tener electrones desapareados los cuales pueden movilizarse con facilidad ante una diferencia de potencial.

Con respecto a la temperatura esta se monitoreo durante el proceso y pasó de 28 °C hasta 37 °C, en todo momento se mantuvo debajo de los 40 °C, por lo tanto, no existe disminución en la eficiencia del proceso por descomposición del peróxido de hidrógeno y agua (Malíková *et al*, 2009). El aumento en la temperatura se debe a la radiación solar que incidió en él tuvo evacuado del módulo de oxidación, el promedio recibido durante el tiempo de reacción del proceso foto-Fenton fue de 641.5 W/m². De acuerdo a los análisis de Tzec., (2010), en Chetumal se puede recibir sin problema 641.5 W/m² durante la mayoría de los días del año a horas de mayor radiación solar, esto es de relevancia puesto que bacalar se encuentra a 30 Km de distancia con las mismas condiciones climáticas que Chetumal por lo tanto el análisis realizado es representativo. En conclusión, el tratamiento de oxidación avanzada tipo foto-Fenton es de rentable para esta zona geográfica.

CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES

Los lixiviados del relleno sanitario del municipio de Bacalar, poseen una relación DBO_5/DQO igual a 0.041 y un pH de 8.55, de acuerdo con Renou *et al.*, (2008) y Kurniawan *et al.*, (2006) estos se encuentran químicamente estabilizados y pueden referirse a ellos como “Lixiviados Viejos”.

Se observó que al diluir con agua destilada el lixiviado estabilizado y tratarlo mediante coagulación-floculación y foto-Fenton, se obtienen eficiencias del 100% en la eliminación de materia orgánica medidas en las modalidades de DBO_5 , DQO y COT , los parámetros anteriores tuvieron los valores iniciales siguientes 66.6 mg/L, 1609 mg/L y 224 mg/L respectivamente. Para la conductividad y la turbiedad la eficiencia de remoción es de 84.6% y 85.7%, de las concentraciones iniciales de 22.8 mS/cm y 44 NTU respectivamente.

En lo que concierne al perfil de sólidos, la eficiencia de remoción para los ST es del 70.3% de su valor inicial de 3345 mg/L, llegando así a 993 mg/L de los cuales el 12.5% son SVT. El lixiviado se encuentra sin presencia de SST después del tratamiento por lo tanto el valor de los ST es igual al de los SDT.

Los metales pesados Cu y Ni con valores iniciales 0.2923 mg/L y 0.227 mg/L respectivamente, medidos después del tratamiento se encontraron por debajo del límite de detección del equipo utilizado para su análisis, por lo tanto, se puede considerar que el tratamiento tiene un 100% de eficiencia en la eliminación de estos elementos químicos indeseables. Para los metales pesados Hg y As con valores iniciales 0.0047143 mg/L y 0.003163 mg/L respectivamente, los porcentajes de remoción son de 72.6% y 80.7%.

Los resultados obtenidos de los diferentes parámetros fisicoquímicos evaluados en esta tesis, demuestran que al diluir el lixiviado en la relación 0.5:0.5 (agua destilada: lixiviado) se obtienen mayores eficiencias en la depuración de este líquido, más aún de las que se obtendrían al ser tratado con sus cargas naturales por los mismos procesos, esto se puede comparar en los registros bibliográfico efectuados por Renou *et al.*, (2008) y Kurniawan *et al.*, (2006). A lo anterior, se suma el beneficio de que la cantidad

de reactivo utilizado en el proceso de coagulación-floculación disminuye hasta en 5 veces, lo que conlleva a el abaratamiento del tratamiento.

Los mejores resultados para el proceso de coagulación-floculación se presentaron en la dosificación D igual a 0.888 gr/L de FeCl_3 , con un tiempo de sedimentación de 30 minutos y para el proceso foto-Fenton el tiempo de exposición a radiación solar de 60 minutos fue el indicado. Las pruebas con foto-Fenton prosiguieron con la dosificación C igual a 0.666 g/L y no con D, debido a que esta aun contenía carga orgánica que podía ser tratada con este proceso.

Los resultados obtenidos después de la dilución y del proceso de coagulación-floculación, utilizando 0.888 g/L de FeCl_3 y 30 minutos sedimentación, arrojan en eficiencia de remoción un 94.7% en sales disueltas del valor inicial 22.8 mS/cm, 90% de remoción en la turbidez de la concentración inicial igual a 44 NTU y 100% en la eliminación de materia orgánica medida como DQO, con una acidificación de 3.31 unidades llegando 5.24 en la escala de pH. Si el objetivo es la materia orgánica, el tratamiento puede finalizar desde esta fase, tomando en consideración la acidificación que sufre el lixiviado. Por lo tanto, el proceso de oxidación avanzada tipo foto-Fenton puede ser opcional en el tratamiento, esta decisión estará en función de la cantidad remanente de materia orgánica presente en el lixiviado después del proceso de coagulación-floculación.

Si se hace referencia y se comparan los resultados obtenidos en la experimentación de esta investigación con la normatividad internacional de ciertos países para descarga de lixiviados o con la norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales, se puede constatar que el tratamiento propuesto en esta tesis alcanza a cumplir los límites máximos permisibles para los contaminantes básicos DQO, DBO_5 , SST, al igual que los límites dictados para los metales pesados Hg, As, Cu y Ni, y también aporta gran eficiencia de remoción a otros parámetros como conductividad, turbiedad, COT, ST, SVT, SDT y propicia el aumento del OD.

Es importante aplicar tecnologías para lograr la estabilización de los lodos producidos en el tratamiento.

Se necesita continuidad en el estudio de otros posibles diluyentes que abaraten aún más el tratamiento, así como más pruebas utilizando diferentes porcentajes de dilución al lixiviado para generar información que ayude a tratar de manera óptima a este líquido peligroso.

ANEXO

Tabla 6.1. *Compuestos orgánicos reportados en lixiviados de relleno sanitario (Scopiu y Gravilescu, 2010)*

Componente orgánico	Concentración (mg/L)		Componente orgánico	Concentración (mg/L)	
	Mínima	Máxima		Mínima	Máxima
Acetona	8	11,000	1,4-Diclorobenceno	1	52.1
Acroleína	270	270	Diclorodifluorometano	10.3	450
Benceno	4	1,080	1,1-Dicloroetano	4	44,000
Bromometano	170	170	1,2-Dicloroetano	1	11,000
Butanol	10,000	10,000	cis-1,2-Dicloroetano	190	470
1-Butanol	320	360	trans-1,2-Dicloroetano	2	4,800
2-Butanona	110	27,000	1,2-Dicloropropano	0.03	500
Butil bencil fenol	21	150	1,3-Dicloropropano	18	30
Endrin	0.04	50	Dietil ftalato	3	330
Clorobenceno	1	685	2,4-Dimetil fenol	10	28
Cloroetano	11.1	860	Ftalato de dimetilo	30	55
2-Cloronaftaleno	46	46	4,4'-DDT	0.042	0.22
2-Cloroetil vinil éter	2	1,100	Etanol	23,000	23,000
Cloroformo	7.27	1,300	Etilacetato	42	130
Clorometano	170	400	Etilbenceno	6	4,900
Bis(clorometil)éter	250	250	Bis(2-etil hexil)ftalato	16	750
Bis(2- cloroetiltio)	18	25	2- Hexanona (metil butil	6	690
<i>p</i> -Cresol	45.2	5,100	Isoforona	4	16,000
2,4-D	7.4	220	Lindano	0.017	0.023
1,1,2,2-Tetracloroetano	210	210	4-Metil-2-pentanona (metil isobutil quetona)	10	710
Dibrometano	5	5	Diclorometano	2	220,000
Di- <i>N</i> -Butil ftalato	12	150	Naftaleno	2	202
1,2-Diclorobenceno	3	21.9	Nitrobenceno	4	120
Tetracloroetileno	2	620	4-Nitrofenol	17	17
Tetrahidrofurano	18	1,300	Pentaclorofenol	3	470
Tolueno	5.55	18,000	Fenol	7.3	28,000
Toxafeno	1	1	1-Propanol	11,000	11,000
1,1,1-Tricloroetano	1	13,000	2-Propanol	94	26,000
1,1,2-Tricloroetano	30	630	Tricloroetileno	1	1,300
Cloruro de vinilo	8	61	Triclorofluorometano	4	150
Tetracloruro de carbono	6	397.5	1,2,3-Tricloropropano	230	230
			Xilenos	32	310

BIBLIOGRAFÍA

1. Abdulhussain, A. A., Guo, J., Liu, Z. P., Pan, Y. Y., & Wisaam, S. A.-R. (2009). Review on Landfill Leachate Treatments. *American Journal of Applied Sciences*, 6(4), 672-684.
2. Acosta García, L. (2009). *Proceso fotofenton de oxidación química para el tratamiento de aguas industriales (Tesis Licenciatura)*. Madrid: Universidad Carlos iii de Madrid.
3. Ahn, D. H., Chung, Y. C., & Chang, W. S. (2002). Use of coagulant and zeolite to enhance the biological treatment efficiency of high ammonia leachate. *Journal of Environmental Science and Health*, 37(2), 163-173.
4. Amokrane, A., Comel, C., & Veron, J. (1997). Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Research*, 31(11), 2775-2782.
5. Cáceres Vazquez, J. (2002). *Evaluación analítica y optimización de procesos de oxidación avanzada en planta piloto solar. (Tesis doctoral)*. Almería: Universidad de América.
6. Cerda Sandoval, I. (2007). *Aplicacion de foto-Fenton a lixiviados de rellenos sanitarios. (Tesis maestría)*. Ciudad de Mexico: UNAM.
7. Chiang, L. C., Chang, J. E., & Chung, C. T. (2004). Electrochemical Oxidation Combined with Physical-Chemical Pretreatment Processes for the Treatment of Refractory Landfill Leachate. *Environmental Engineering Science*, 18(6), 369-379.
8. Chiang, L., Chang, J., & Wen, T. (1995). Indirect oxidation efect in electrochemical oxidation treatment of landfill leachate. *Water Research*, 29(2), 671-678.
9. Corena Luna, M. D. (2008). *Sistemas de tratamiento para lixiviados generados en rellenos sanitarios. (Monografía)*. Sucre: Universidad de Sucre.
10. Cortijo, M., Hermosilla, D., Andrés Vela, M. P., Arrabal, C., & Gutierrez Martin, F. (2004). Tratamiento y oxidación avanzada de lixiviados de RSU. *Ingeniería Química*(409), 176-192.
11. Cruz, M. A. (2010). Reducción de contaminantes orgánicos e inorgánicos presentes en los lixiviados de residuos solidos urbanos del relleno sanitario bordo poniente. Tesis maestría. México D.F.
12. Diamadopoulos, E. (1994). Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate. *Water Research*, 28(12), 2439-2445.

13. Domènech, X., Jardim, W. F., & Litter, M. I. (2001). Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. Monografía: Eliminación de contaminantes por fotocatalisis. Barcelona: Cooperación Iberoamericana.
14. Droppelmann, C. V., & Oettinger, M. (2009). Tratamiento en Lodo Activado del Lixiviado de un relleno sanitario. *Información Tecnológica*, 20(1), 11-16.
15. Durán Pilotzi, A., Ramírez Zamora, R. M., & Durán Moreno, A. (2002). "Bioadsorción de lixiviados viejos clarificados", Memorias del XIII Congreso Nacional de la FEMISCA. pp 455-460.
16. Durmusoglu, E., & Yilmaz, C. (2006). Evaluation and temporal variation of raw and pre-treated leachate quality from an active solid waste landfill. *Water, Air, & Soil Pollution*, 171(1), 359-382.
17. Esplugas, S., Giménez, J., Contreras, S., Pascual, E., & Rodríguez, M. (2002). Comparison of different advanced oxidation processes for phenol degradation. *Water Research*, 36(4), 1034-1042.
18. Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2009). An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1), 54-60.
19. Gálvez Pérez, A. (2008). *Aplicabilidad de procesos de coagulación-floculación y de sistema de biopelícula en el tratamiento de lixiviados de vertederos de residuos urbanos. (Tesis Doctoral)*. Granada: Universidad de Granada.
20. García Montaña, J. (2007). *Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for commercial reactive azo dyes removal. Tesis de Maestría*. Barcelona: Universidad Autonoma de Barcelona.
21. García Ripoll, A. (2008). *Aumento de biodegradabilidad y eliminación de plaguicidas en efluentes acuosos mediante métodos de oxidación avanzada (Tesis Doctoral)*. Valencia: Universidad Politecnica de Valencia.
22. Ghosh, P., Samanta, A. N., & Ray, S. (2010). COD reduction of petrochemical industry wastewater using Fenton's oxidation. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 88(6), 1021-1026.
23. Gogate, P. R., & Pandit, A. B. (2004). A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions. *Advances in Environmental Research*, 8(3-4), 501-555.

24. Hecham, O., & Rohani, S. (2015). Treatment of landfill waste, leachate and landfill gas: A review. *Frontiers of Chemical Science and Engineering*, 9(1), 15–32.
25. Hernández, I., González, R. O., Sandoval, F., Galván, J. L., & Contreras, R. E. (2013). Evaluación de cal, sulfato e hidroxocloruro de aluminio en la coagulación-floculación del lixiviado del relleno sanitario de Poza Rica, Veracruz. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 4(3), 1-10.
26. Jiménez Cisneros, B. E. (2001). La Contaminación Ambiental en México. Ciudad de México: Limusa.
27. Kasiri, M. B., Aleboyeh, H., & Aleboyeh, A. (2008). Degradation of Acid Blue 74 using Fe-ZSM5 zeolite as a heterogeneous photo-Fenton catalyst. *Applied Catalysis B: Environmental*, 84, 9–15.
28. Kjeldsen, P., & Christophersen, M. (2001). Composition of leachate from old landfills in Denmark. *Waste Management & Research*, 19, 249–256.
29. Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336.
30. Kurniawan, T. A., Lo, W.-H., & Chan, G. Y. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant. *J hazard mater*, 129, 80-100.
31. Li, H., Zhou, S., Sun, Y., Feng, P., & Li, J. (2009). Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant. *Journal of Hazardous Materials*, 172(1), 408–415.
32. Lin, S. H., & Chang, C. C. (2000). Treatment of landfill leachate by combined electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method. *Water Research*, 34(17), 4243–4249.
33. Liu, S. (2013). *Landfill leachate treatment methods and evaluation of Hedeskoga and Måsalycke landfills (Tesis maestría)*. Hedeskoga: Lund University.
34. Lopes de Morais, J., & Peralta Zamora, P. (2005). Use of advance oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*, 123, 181-186.
35. Malato, S., Blanco, J., Caseres, J., Fernandez, A. R., Aguera, A., & Rodriguez, A. (2002). Photocatalytic treatment of water soluble pesticides by photo-Fenton and TiO₂. *Catalysis Today*, 76(2), 209-220.

36. Malíková, P., Hajduková, J., & Nezvalová, L. (2009). Oxidation of polycyclic aromatic hydrocarbons by fenton reaction. *GeoScience Engineering, LV(4)*, 23-28.
37. Martinez Lopez, A. G., Padrón Hernández, W., Rodríguez Bernal, O. F., Chiquito Coyotl, O., Escarola Rosas, M. A., Hernández Lara, J. M., . . . Martínez Castillo, J. (2014). Alternativas actuales del manejo de lixiviados. *Avances en Química, 9(1)*, 37-47.
38. Méndez Novelo, R. I., & Castillo Borges, E. R. (2009). Comparación de cuatro tratamientos fisicoquímicos de lixiviados. *Revista internacional de contaminación ambiental, 25(3)*, 133-145.
39. Méndez Novelo, R. I., Castillo Borges, E. R., Sauri Riancho, M. R., Quintal Franco, C. A., Giacoman Vallejos, G., & Jiménes Cisneros, B. (2009). Comparación de 4 tratamientos fisicoquímicos de lixiviados. *Revista internacional de contaminación ambiental, 25(3)*, 134-144.
40. Méndez Novelo, R. I., Medina Hernández, E., Quintal Franco, C., Castillo Borges, E. R., & Sauri Riancho, M. R. (2002). Tratamiento de lixiviados con carbón activado. *Ingeniería, 6(3)*, 19-27.
41. Méndez Novelo, R., Castillo Borges, E., Sauri Riancho, M. R., Quintal Franco, C., Giacoman Vallejos, G., & Jiménez Mejía, B. (2004). Tratamiento fisicoquímico de los lixiviados de un relleno sanitario. *Ingeniería, 8(2)*, 155-163.
42. Méndez Novelo, R., Novelo López, A., Coronado Peraza, V., Castillo Borges, E., & Sauri Riancho, M. R. (2008). Remoción de materia orgánica y metales pesados de lixiviados por flotación con aire disuelto. *Ingeniería, 12(1)*, 13-19.
43. Mercado Martinez, I. D., & Moncayo Benavides, C. F. (2009). Tratamiento de depuración de lixiviados generados en un relleno sanitario. *Ingeniería Química, N/A(467)*, 126-128.
44. Moraes, P. B., & Bertazolli, R. (2005). Electrodegradation of landfill leachate in a flow electrochemical reactor. *Chemosphere, 58(1)*, 41-46.
45. Morales, C. J. (2007). *Estudio para la remoción de metales pesados en los lixiviados de rellenos sanitarios. (Tesis de Licenciatura)*. Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
46. Nájera Aguilar, H. A., Castañón, J., & Figueroa, J. (2009). Caracterización y tratamiento fisicoquímico de lixiviados maduros producidos en el sitio de

- disposición final de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. *International Journal of Environmental Engineering*, 2(4), 372-382.
47. Neyens, E., & Baeyens, J. (2003). A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. *Journal of Hazardous Materials*, 98(1-3), 33-50.
48. Noeggerath Franco, I. M., & Salinas Castillo, M. A. (2011). *Análisis comparativos de tecnologías para el tratamiento de lixiviados en rellenos sanitarios. (Tesis de licenciatura)*. Veracruz: Universidad Veracruzana.
49. Oropeza Mendoza, M. L., & Chavarría Chavez, G. (1981). *Introducción a la Ingeniería sanitaria (Agua)*. Ciudad de Mexico: Direccion general de proteccion y ordanacion ecologica.
50. Ozturk, I., Altinbas, M., Koyuncu, I., Arikan, O., & Gomec-Yangin, C. (2003). Advanced physico-chemical treatment experiencies on Young municipal landfill leachates. *Waste Management*, 23(5), 441-446.
51. Pacheco Ávila, J., Cabrera Sansores, A., & Ceballos, R. P. (2004). Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el Estado de Yucatán, México. *Ingeniería*, 8(2), 165-179.
52. Peters, T. A. (1998). Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration. *Desalination*, 119(1), 289-293.
53. Pignatello, J. J., Oliveros, E., & MacKay, A. (2006). Advanced Oxidation Processes for Organic Contaminant Destruction Based on the Fenton Reaction and Related Chemistry. *Critical Reviews Environmental Science and Technology*, 36(1), 1-84.
54. Poyatos, J. M., Muñoz, M. M., & Almecija, M. C. (2010). Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment: State of the Art. *Water, Air, and Soil Pollution*, 205(1), 187-204.
55. Poznyak, T., Bautista, L., Chaírez, I., Córdova, I., & Ríos, E. (2008). Decomposition of toxic pollutants in landfill leachate by ozone after coagulation treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 152(3), 1108-1114.
56. Pozo, C., Armijo Canto, N., & Calmé, S. (2011). *Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un análisis para su conservación*. Ciudad de México: CONABIO.
57. Primo Martínez, O. (2008). *Tratamiento de lixiviados de vertedero de RSU mediante procesos de oxidación avanzada: procesos Fenton y foto-Fenton. (Tesis Doctoral)*. Cantabria: Universidad de Cantabria.

58. Renou, S., Givaudan, J., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P. (2007). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal Hazardous Materials*, 150(2008), 468-493.
59. Robles Martinez, F. (2005). *Generación de biogás y lixiviados en los rellenos sanitarios* (Primera Edición ed.). Ciudad de México: Instituto politécnico nacional.
60. Rubio Clemente, A., Chica, E. L., & Peñuela, G. A. (2014). Aplicación del proceso Fenton en el tratamiento de aguas residuales de origen petroquímico. *Ingeniería y Competitividad*, 16(2), 211 - 223.
61. Salas, G. C. (2010). Tratamiento por oxidación avanzada (reacción fenton) de aguas residuales de la industria. *Revista Peruana de Quimica he Ingenieria Quimica*, 13(1), 30-38.
62. Sanz, J., Lombraña, J., & de Luis, A. (2013). Estado del arte en la oxidación avanzada a efluentes industriales: nuevos desarrollos y futuras tendencias. *Afinidad*, 70(561), 25-33.
63. Schiopu, A. M., & Gavrilesu, M. (2010). Municipal solid waste landfilling and treatment of resulting liquid effluents. *Environmental Engineering and Management Journal*, 9(7), 993-1019.
64. Tabet, K., Moulin, P., Vilomet, J. D., Amberto, A., & Charbit, F. (2002). Purification of landfill leachate with membrane processes: preliminary studies for an industrial plant. *Separation Science and Technology*, 37(5), 1-23.
65. Tatsi, A. A., Zoubouli, S. A. I., Matis, K. A., & Samaras, P. (2003). Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, 53(7), 737-744.
66. Tchobanoglous, G., & Kreith, F. (2002). Handbook of solid waste management. New York: McGRAW-HILL.
67. Tzec Quiñones, I. U. (2010). *producción de hidrogeno en base a energias renovables. En caso de Chetumal y Cancun (Tesis licenciatura)*. Chetumal: Universidad de Quintana Roo.
68. Umar, M., Aziz, H. A., & Yusoff, M. S. (2010). Trends in the use of Fenton, electro Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. *Waste Management*, 30(11), 2113-2121.

69. Urase, T., Salequzzaman, M., Kobayashi, S., Matsuo, T., Yamamoto, K., & Suzuki, N. (1997). Effect of high concentration of organic and inorganic matters in landfill leachate on the treatment of heavy metals in very low concentration level. *Water Science and Technology*, 32(12), 349-356.
70. Visvanathan, C., Tränkler, J., & Gongming, Z. (2004). State of the Art Review Landfill Leachate Treatment. Shanghai, China: Tongji University and Asian Institute of Technology.
71. Wang, F., Smith, D. W., & El-Din, M. G. (2003). Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment – A review. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2(6), 413-427.
72. Wiszniowski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., & Weber, J. v. (2006). Landfill leachate treatment methods: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 4(1), 51–61.
73. Yoo, H. C., Cho, S. H., & Ko, S. O. (2001). Modification of coagulation and fenton oxidation processes for cost-effective leachate TREATMENT. *Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 36(1), 39-48.
74. Zhang, H., Choi, H. J., & Huang, C. P. (2005). Optimization of Fenton process for the treatment of landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 125(1-3), 166–174.
75. Zhao, B., Mele, G., Pio, I., Li, J., Palmisano, L., & Vasapollob, G. (2010). Degradation of 4-nitrophenol (4-NP) using Fe–TiO₂ as a heterogeneous photo-Fenton catalyst. *Journal of Hazardous Materials*, 176(1-3), 569–574.
76. Zouboulis, A. I., Jun, W., & Katsoyiannis, I. A. (2003). Removal of humic acids by flotation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 231(1), 181–193.