



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO
FACULTAD DE QUÍMICA
MAESTRÍA EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA AMBIENTAL**

**“REMOCIÓN DE LEVONORGESTREL EN AGUAS RESIDUALES
DOMÉSTICAS POR MEDIO DE UN REACTOR BIOLÓGICO DE
LECHO FIJO ACOPLADO A UN PROCESO FOTO-FENTON”**

TESIS

**QUE COMO PARTE DE LOS REQUISITOS PARA OBTENER EL
GRADO EN MAESTRO EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA AMBIENTAL**

Presenta:

LBT. ANDREA PAOLA CERVANTES VENEGAS

Dirigido por:

DR. JOSÉ ALBERTO RODRÍGUEZ MORALES

Centro Universitario, Querétaro, Qro. México. 2026

La presente obra está bajo la licencia:
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.es>



CC BY-NC-ND 4.0 DEED

Atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0 Internacional

Usted es libre de:

Compartir — copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato

La licenciatario no puede revocar estas libertades en tanto usted siga los términos de la licencia

Bajo los siguientes términos:

 **Atribución** — Usted debe dar [crédito de manera adecuada](#), brindar un enlace a la licencia, e [indicar si se han realizado cambios](#). Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de forma tal que sugiera que usted o su uso tienen el apoyo de la licenciatario.

 **NoComercial** — Usted no puede hacer uso del material con [propósitos comerciales](#).

 **SinDerivadas** — Si [remezcla, transforma o crea a partir](#) del material, no podrá distribuir el material modificado.

No hay restricciones adicionales — No puede aplicar términos legales ni [medidas tecnológicas](#) que restrinjan legalmente a otras a hacer cualquier uso permitido por la licencia.

Avisos:

No tiene que cumplir con la licencia para elementos del material en el dominio público o cuando su uso esté permitido por una [excepción o limitación](#) aplicable.

No se dan garantías. La licencia podría no darle todos los permisos que necesita para el uso que tenga previsto. Por ejemplo, otros derechos como [publicidad, privacidad, o derechos morales](#) pueden limitar la forma en que utilice el material.



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO
FACULTAD DE QUÍMICA
MAESTRÍA EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA AMBIENTAL**

**“REMOCIÓN DE LEVONORGESTREL EN AGUAS RESIDUALES
DOMÉSTICAS POR MEDIO DE UN REACTOR BIOLÓGICO DE
LECHO FIJO ACOPLADO A UN PROCESO FOTO-FENTON”**

TESIS

**QUE COMO PARTE DE LOS REQUISITOS PARA OBTENER EL GRADO EN
MAESTRO EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA AMBIENTAL**

Presenta:

LBT. ANDREA PAOLA CERVANTES VENEGAS

Dirigido por:

DR. JOSÉ ALBERTO RODRÍGUEZ MORALES

Dr. José Alberto Rodríguez Morales

Presidente

Dr. Miguel Angel Ramos López

Secretario

Dr. Juan Campos Guillén

Vocal

Dr. Aldo Amaro Reyes

Sinodal

Dra. Janet Ledesma García

Sinodal

Centro Universitario, Querétaro, Qro. México. 2026

INDICE GENERAL

INDICE DE CUADROS	I
INDICE DE FIGURAS	II
DECLARACIÓN DE RESPONSABILIDAD DEL ESTUDIANTE	IV
RESUMEN	V
1. Introducción	1
2. Antecedentes.....	3
2.1. Contaminación del agua	3
2.2. Contaminantes emergentes	4
2.2.1. Hormonas como contaminantes emergentes.....	6
2.3. Levonorgestrel	7
2.3.1. Efectos de levonorgestrel en especies acuáticas	9
2.4. Agua residual y su tratamiento en México	10
2.4.1. Tratamiento de agua residual en México	12
2.5. Procesos de oxidación avanzada.....	14
2.5.1. Proceso foto-Fenton	15
2.5.2. Remoción de contaminantes emergentes con procesos de oxidación avanzada.....	16
3. Hipótesis	18
4. Objetivos	19
4.1. Objetivo General	19
4.2. Objetivos particulares	19
5. Metodología.....	20
5.1. Sitio de estudio	20
5.2. Identificación de levonorgestrel en agua residual doméstica.....	20
5.2.1. Toma de muestra de agua residual doméstica.	20
5.2.2. Identificación de levonorgestrel por medio de FTIR.....	20
5.2.3. Determinación de levonorgestrel por medio de cromatografía de líquidos de alta resolución (HPLC).	20
5.3.1. Construcción del sistema foto-Fenton.....	21
5.3.2. Tratamiento de agua residual doméstica por proceso foto-Fenton.....	21

5.4.2. Tratamiento de agua residual doméstica por medio de un reactor de biológico de lecho fijo.....	24
5.5. Diseño experimental y análisis estadístico.....	24
6. Resultados y discusión.	26
6.1. Identificación de levonorgestrel en agua residual doméstica.....	26
6.1.1. Identificación de LNG por medio de FTIR.....	26
6.1.2. Determinación de levonorgestrel por medio de cromatografía de líquidos de alta resolución (HPLC).	27
	29
6.2. Determinación la eficiencia de remoción de levonorgestrel en agua residual doméstica por un proceso foto-Fenton.	31
6.2.1. Construcción del sistema foto-Fenton.....	31
6.2.2. Remoción de LNG en agua residual doméstica por proceso foto-Fenton. 32	
6.3. Determinación de la eficiencia de remoción de levonorgestrel en agua residual doméstica por reactor biológico de lecho fijo acoplado a un proceso foto-Fenton.	39
6.3.1. Construcción del reactor biológico y acondicionamiento.	39
6.3.2. Remoción de levonorgestrel en agua residual doméstica por reactor biológico de lecho fijo acoplado a un proceso foto-Fenton.	40
7. Conclusión y perspectivas.	45
8. Bibliografía	46

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Contaminantes emergentes y sus efectos adversos (Milquez y Montagut, 2023).....	5
Cuadro 2. Concentración de LNG en efluentes de planta de tratamiento, agua superficial y aguas subterráneas (Zaruma, 2022).....	8
Cuadro 3. Normas Oficiales Mexicanas relacionadas al uso del agua residual y los tipos de parámetros que establecen.....	11
Cuadro 4. Diseño experimental factorial 2^3	24
Cuadro 5. Diseño factorial 2^3 con resultados de porcentaje de remoción.....	32

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura química de levonorgestrel modificado de NCBI (2023)...	8
Figura 2. Esquema de reactor para proceso foto-Fenton.....	21
Figura 3. Esquema reactor biológico (Zúñiga-Hernández <i>et al.</i> , 2023).....	22
Figura 4. Esquema cono trunco para determinación de superficie de contacto.....	23
Figura 5. Esquema cilindro para determinación de superficie de contacto.....	23
Figura 6. Espectro FTIR de muestra de estándar LNG-Metanol 25 mg/L, donde se muestran picos característicos de la hormona.....	26
Figura 7. Espectro FTIR para la identificación de LNG en agua residual doméstica obtenida de la planta de tratamiento No.4 CA-UAQ.....	27
Figura 8. Cromatograma de referencia LNG, se observa el tiempo de retención característico de LNG en 2.800 min, utilizando como fase móvil acetonitrilo, metanol, agua (60:15:25) y fase estacionaria columna c18.....	29
Figura 9. Cromatograma de muestra de agua residual obtenida de la planta de tratamiento No.4 UAQ-CA, se observa el tiempo de retención característico de LNG en 2.800 min. utilizando como fase móvil acetonitrilo, metanol, agua (60:15:25) y fase estacionaria columna c18.....	30
Figura 10. Sistema foto-Fenton utilizado para la remoción de LNG en agua residual doméstica.....	32
Figura 11. Grafica de cubos de porcentaje de remoción de LNG, en color azul se observa el mayor porcentaje de remoción correspondiente a la combinación 200 mg/L H ₂ O ₂ : 100 mg/L FeSO ₄ : 90 min. En color rojo se observa el menor porcentaje de remoción correspondiente a la combinación 100 mg/L H ₂ O ₂ : 100 mg/L FeSO ₄ : 30 min.....	34
Figura 12. Diagrama de Pareto de efectos estandarizados, donde podemos observar la línea de significancia estadística ($\alpha=0.05$) y el efecto que tienen los factores A= Concentración H ₂ O ₂ , B= Concentración FeSO ₄ y C= Tiempo y las interacciones de estos factores.....	35
Figura 13. Diagrama de interacción entre H ₂ O ₂ Y FeSO ₄ con respecto al porcentaje de remoción. La línea azul representa el comportamiento de la interacción con una concentración de FeSO ₄ de 20 mg/L, mientras que la línea roja representa el comportamiento con una concentración de 100 mg/L	36

Figura 14. Grafica de remoción de DQO con respecto al tiempo, en esta grafica podemos observar el comportamiento de remoción de DQO con los tratamientos, el mejor comportamiento se observa en los colores verde y azul, con concentraciones 200 mg/L H ₂ O ₂ : 20 mg/L FeSO ₄ y 200 mg/L H ₂ O ₂ : 100 mg/L FeSO ₄ respectivamente.....	37
Figura 15. Reactor biológico de lecho fijo para remoción de LNG presente en agua residual doméstica.....	39
Figura 16. Cromatograma obtenido del efluente del reactor biológico, obteniendo una concentración de LNG de 0.8 mg/L, el pico de LNG se observa cercano a los 3 min.....	41
Figura 17 Cromatograma obtenido del efluente del proceso foto-Fenton, obteniendo una concentración de 0.4 mg/L, el pico correspondiente a LNG se observa cercano a los 3 min.....	42
Figura 18. Apariencia de muestras de agua residual, sin tratamiento, efluente de reactor biológico y efluente reactor foto-Fenton, se observa una disminución evidente de color, sin embargo, aún el efluente del reactor foto-Fenton se puede observar la muestra turbia, esto debido a la precipitación del hierro.....	44

DECLARACIÓN DE RESPONSABILIDAD DEL ESTUDIANTE

Declaro que los datos propios obtenidos en esta investigación fueron generados durante el desarrollo de mi trabajo de tesis de forma ética y que reporto detalles necesarios para que los resultados de esta tesis sean reproducibles en eventuales investigaciones futuras.

Finalmente, este manuscrito de tesis es un trabajo original en el cual se declaró y dio reconocimiento a cualquier colaboración o cita textual presentadas en el documento.

RESUMEN

El levonorgestrel (LNG) es una progestina sintética ampliamente utilizada en tratamientos de terapia hormonal y en métodos anticonceptivos hormonales, tales como la anticoncepción de emergencia, dispositivos intrauterinos e implantes subdérmicos. Esta hormona puede considerarse parte de los contaminantes emergentes presentes en cuerpos de agua. El LNG en concentraciones muy pequeñas (ng/L) pueden generar efectos como daños en el ciclo reproductivo, disminución de la población, y feminización de los peces. Los tratamientos convencionales de aguas residuales no son capaces de eliminar a los contaminantes emergentes. Una alternativa para la remoción de este tipo de contaminantes son los procesos de oxidación avanzada, los cuales se basan en la capacidad del radical hidroxilo para oxidar a los contaminantes. El objetivo de este trabajo fue la eliminación de LNG de agua residual doméstica proveniente de la planta de tratamiento de la UAQ campus Aeropuerto, para este trabajo se aplicó un tren de tratamiento el cual consiste en un reactor biológico de lecho fijo acoplado a un proceso foto-Fenton. El reactor biológico se construyó utilizando un tanque de acrílico de 90 L y se utilizaron botellas de PET como soporte para la biopelícula. Para el proceso foto-Fenton se utilizó como fuente de radiación ultra violeta la luz solar (5.64 – 5.91 KW/m²). Se evaluó el efecto del tiempo de recirculación (60 y 120 min) y las concentraciones de peróxido de hidrógeno (100 y 200 mg/L,) y sulfato de hierro (1 y 5 mg/L) en la remoción de LNG. La concentración de LNG antes y después del tren de tratamiento se realizó por medio de cromatografía de líquidos de alta resolución, obteniendo una remoción del 30% de DQO con el proceso foto-Fenton y una remoción de 73.3 % de LNG con el tren de tratamiento. Los resultados demuestran que la combinación de un tratamiento biológico acoplado a un proceso foto-Fenton es una alternativa eficiente para la remoción de LNG en agua residual doméstica.

Palabras clave: Levonorgestrel, contaminantes emergentes, reactor biológico, foto-Fenton, tratamiento de aguas residuales.

ABSTRACT

Levonorgestrel (LNG) is a synthetic progestin widely used in hormone therapy treatments and hormonal contraceptive methods, such as emergency contraception, intrauterine devices, and subdermal implants. This hormone can be considered part of the emerging contaminants found in water bodies. LNG, even at very low concentrations (ng/L), can cause adverse effects such as reproductive cycle disruption, population decline, and feminization of fish. Conventional wastewater treatment processes are not capable of removing emerging contaminants. An alternative for the removal of this type of pollutant is the use of advanced oxidation processes, which rely on the ability of hydroxyl radicals to oxidize contaminants. The objective of this study was the removal of LNG from domestic wastewater obtained from the treatment plant of the Autonomous University of Querétaro (UAQ), Aeropuerto Campus. For this purpose, a treatment train was applied, consisting of a fixed-bed biological reactor coupled to a photo-Fenton process. The biological reactor was built using a 90 L acrylic tank, and PET bottles were used as support material for biofilm growth. For the photo-Fenton process, solar light (5.64–5.91 kW/m²) was used as the ultraviolet radiation source. The effect of recirculation time (60 and 120 min) and the concentrations of hydrogen peroxide (100 and 200 mg/L) and iron sulfate (1 and 5 mg/L) on LNG removal were evaluated. LNG concentrations before and after the treatment train were determined by high-performance liquid chromatography (HPLC), achieving a 30% COD removal with the photo-Fenton process and a 73.3% LNG removal with the treatment train. The results demonstrate that the combination of a biological treatment coupled with a solar photo-Fenton process is an efficient alternative for the removal of LNG from domestic wastewater.

Keywords: Levonorgestrel, emerging contaminants, biological reactor, photo-Fenton, wastewater treatment.

1. Introducción

El agua es un recurso indispensable para la vida, es necesaria para el desarrollo de los seres vivos. En los últimos años la preocupación por el recurso ha ido en aumento ya que cada vez es menor la cantidad de agua disponible para las personas y mayor la contaminación presente en ella. Aproximadamente el 70 % de nuestro planeta está constituido por agua, pero solo el 3 % del agua total del planeta es potable.

Debido al aumento de la población, la contaminación del agua también ha ido en aumento, las actividades humanas son las principales fuentes de contaminación del agua. La contaminación del agua puede generar efectos en el desarrollo, reproducción y sobrevivencia de microrganismos, plantas y animales.

En México los usos que se le pueden dar al agua según la Ley de Aguas Nacionales son agrícola, doméstico, industrial, pecuario, público urbano y ambiental, dependiendo del uso que se le dé al recurso son diferentes contaminantes los presentes en el agua, entre ellos los contaminantes emergentes (CE).

Los CE son sustancias de origen natural o sintético que están presentes en el ambiente. Algunos de los contaminantes emergentes son productos de cuidado personal, fármacos, químicos y hormonas. Estos contaminantes han tomado relevancia debido a la capacidad de persistencia de los compuestos lo que puede generar bioacumulación. Muchos de estos compuestos son capaces de generar efectos adversos en especies acuáticas en concentraciones de ng/L.

Las hormonas forman parte de los contaminantes emergentes, estas llegan al agua por medio de la orina y heces de las personas o animales que los consuman, cada vez es mayor el número de personas que utilizan hormonas, principalmente se utilizan en terapias hormonales, tratamientos dermatológicos y en anticonceptivos.

Uno de los principales compuestos activos de los anticonceptivos es el levonorgestrel (LNG), es una progestina sintética presente en los anticonceptivos

de emergencia, en el implante subdérmico y en los dispositivos intrauterinos. Aproximadamente el 45 % de LNG es eliminado por medio de orina y el 32 % en heces.

Actualmente en México el tratamiento de aguas residuales consiste en un pretratamiento físico en el cuál se busca remover los sólidos grandes por medio de rejillas, posteriormente se realiza un tratamiento primario en donde se genera sedimentación y por último un tratamiento secundario en donde se da un tratamiento biológico. Estos procesos no resultan eficientes para la remoción de los contaminantes emergentes, es por eso que se han implementado otras técnicas para la remoción de estos.

Los procesos de oxidación avanzada son técnicas que se han utilizado para complementar el tratamiento convencional de aguas residuales, generando la remoción completa de diversos tipos de contaminantes.

El objetivo de este trabajo fue establecer un tren de tratamiento para la remoción de levonorgestrel en aguas residuales domésticas utilizando un reactor biológico de lecho fijo acoplado a un proceso foto-Fenton utilizando la luz solar como fuente de energía para la reacción fenton, la cual generará radicales hidroxilo, los cuales permitirán la oxidación de levonorgestrel.

2. Antecedentes

2.1. Contaminación del agua

El agua es un recurso indispensable para la vida, diversos procesos biológicos y físicos dependen de ella. El desarrollo económico está relacionado con el recurso debido a que se involucra en la producción de alimentos, energía, conservación de ecosistemas y biodiversidad (Sharma y Bhattacharya, 2017; ONU, 2023).

El crecimiento de la población y la mala gestión del agua ha generado una degradación en la calidad del agua, teniendo efectos en la salud y en la calidad de vida de la población (CONAGUA, 2019). El uso desmedido de los recursos naturales ha ocasionado que el planeta no tenga la capacidad para cubrir las necesidades de los seres humanos de manera sustentable (SEMARNAT PROMARNAT, 2020).

En México se han identificado 408 sitios de agua subterránea y 649 sitios de aguas superficiales con disponibilidad del recurso. El 70% de los cuerpos de agua del país se encuentran contaminados, además de que la mayoría de los acuíferos y cuentas del país son sobreexplotados (Arreguín-Cortés *et. al.*, 2020).

Las principales fuentes de contaminación son los campos agrícolas generando una gran cantidad de nutrientes y plaguicidas, la actividad industrial generando residuos de compuestos tóxicos, además de que el crecimiento de la población aumenta el consumo del recurso y también aporta a la contaminación (SEMARNAT PROMARNAT, 2020).

En México el sistema de tratamiento de aguas residuales es ineficiente, la SEMARNAT en el Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2020) menciona que, en el año 2016 el 37 % de las aguas residuales que se recolectaron en el sistema de alcantarillado no fueron tratadas y terminaron contaminando aguas superficiales, acuíferos y suelos. Además de que un gran porcentaje de las aguas residuales no son tratadas, muchas de las plantas de tratamiento son insuficientes, no cuentan con el mantenimiento adecuado y consumen grandes cantidades de electricidad.

Las plantas tratadoras de agua residual en muchos casos no tienen la capacidad de eliminar diversos contaminantes, debido a esto algunos compuestos pueden ingresar a aguas superficiales y acuíferos, estos contaminantes provienen de diferentes fuentes y generalmente se presentan concentraciones muy pequeñas de ng/L o de µg/L (Jacobo-Marín y Santacruz, 2021).

2.2. Contaminantes emergentes

Los contaminantes emergentes (CE) son compuestos cuya presencia en el medio ambiente no se considera significativa. La presencia de estos contaminantes no es regulada ni monitoreada, han tomado relevancia debido que pueden generar efectos negativos en el ambiente (Rodríguez *et al.*, 2017). Algunos de los productos que se consideran contaminantes emergentes son: antibióticos, plaguicidas, hormonas, productos de cuidado personal, surfactantes, emulsificantes y edulcorantes (Gil *et al.*, 2012).

La importancia de tratar estos compuestos radica en su persistencia y en su capacidad de generar bioacumulación y toxicidad. El medio de entrada de los CE al ambiente son las aguas residuales de diversas fuentes pueden ser de origen industrial, doméstico, agrícola y hospitalarias. En su mayoría los CE pueden generar efectos adversos en el ambiente en concentraciones de ng/L y de µg/L (Busayo *et al.*, 2024).

Algunos de los efectos que pueden causar estos contaminantes son microrganismos resistentes a antibióticos y disruptión endocrina generando un efecto negativo en procesos de desarrollo, reproductivos, inmunológicos y fisiológicos (Robledo-Zacarías *et al.*, 2017; Gil *et al.*, 2012; Mukherjee y Maitra, 2023). En el Cuadro 1 se presentan algunos de los contaminantes emergentes y sus efectos adversos.

Cuadro 1. Contaminantes emergentes y sus efectos adversos (Milquez y Montagut, 2023).

Contaminantes emergentes	Efectos adversos que producen
Antibióticos	Generan resistencia microbiana, altera la estructura de la comunidad microbiana, disminución de algas, bacterias, nematodos, etc.
Fragancias	Causa estrés oxidativo en peces dorados, carcinogénico en roedores, en humanos puede generar daños en el sistema nervioso.
Retardantes de fuego	Afectan el sistema nervioso, la actividad hormona, la reproducción y fertilidad.
Químicos disruptivos endocrinos	Afectan el sistema endocrino, feminización en los hombres, defectos de nacimiento y retrasos en el desarrollo.
Antiinflamatorios	Incrementa el riesgo de las ulceras gastrointestinales, enfermedades del riñón y alteración en las branquias de trucha.
Beta bloqueadores	Afecta la reproducción y crecimiento de los peces, impacto en los ciclos de respiración y los ritmos de actividad. Afecta el sistema nervioso central.
Hidrocarburos poliaromáticos	Efectos cancerígenos, enfermedades cardiovasculares, desarrollo pobre en los fetos.
Sustancias alquiladas perfluorados	Enfermedades tiroideas, daño del hígado, efectos negativos fetos, reducción de la respuesta a vacunas.
Nanomateriales	Afectan el sistema respiratorio.
Microbios	Afectan el sistema gastrointestinal e inmune.
Hormonas	Afectan la reproducción y fertilidad, produce masculinización de las hembras y en machos su feminización.

Como se mencionó algunos de los contaminantes emergentes se consideran disruptores endocrinos, estos son compuestos capaces de imitar o bloquear el funcionamiento de algunas hormonas responsables de diversos procesos

biológicos. Los principales compuestos considerados disruptores endocrinos son pesticidas, bisfenoles, hormonas naturales y sintéticas (Vieira *et al.*, 2020).

Los efectos adversos que se presentan en humanos son generados por una exposición crónica a los disruptores endocrinos presentes en aguas contaminadas tratadas o no tratadas, por comida contaminada o por exposición dérmica (Durcik *et al.*, 2023).

2.2.1. Hormonas como contaminantes emergentes

Las hormonas pueden ingresar al ambiente de manera natural o antropogénicamente, de manera natural debido a las excreciones de los seres humanos y de algunos animales, de manera antropogénica debido a las descargas de industrias donde se utilicen estos compuestos (Ramírez *et al.*, 2015).

Debido al aumento del uso de hormonas para fines médicos en tratamientos en humanos como en el área veterinaria, se ha detectado la presencia de hormonas en distintos cuerpos de agua. Existen hormonas naturales y sintéticas, siendo las segundas las más utilizadas para tratamientos médicos tales como terapias hormonales, enfermedades de la piel, alergias y planificación familiar (Almazrouer *et al.*, 2023; Ojogoro *et al.*, 2021). La exposición crónica a estas hormonas puede generar efectos negativos neurológicos, metabólicos, cardiovasculares y disminuir las tasas de fertilización (Durcik *et al.*, 2023).

En el 2018 en México el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) realizó la Encuesta Nacional de la Dinámica Demográfica (ENADID), en esta se menciona que el porcentaje de mujeres en edad fértil que utilizan métodos anticonceptivos es del 53 %, en la misma encuesta, pero del año 2014 este valor fue del 51.6 %, además menciona que 7 de cada 10 mujeres mexicanas han utilizado alguna vez en su vida algún método anticonceptivo (INEGI, 2018).

Almazrouei *et al.* (2023), mencionan que al año la descarga de hormonas de pastillas anticonceptivas es de 700 Kg. Las concentraciones que encontraron en influentes de plantas de tratamiento fueron de 0.07- 1137, 0.3-670, 1.54-1900 ng/L

para progestinas, estrógenos y andrógenos respectivamente. En efluentes encontraron concentraciones de 0.06-265 ng/L para progestinas, 0.2-196.7 ng/L de estrógenos y 0.12-30.5 ng/L de andrógenos, estas concentraciones las encontraron en países como Republica Checa, Alemania, China, Canadá y Estados Unidos.

Las progestinas son moléculas naturales o sintéticas que tienen actividad gestacional, son diseñadas para unirse a los receptores de progesterona, estos receptores regulan la expresión de diversos genes involucrados en la diferenciación, proliferación de tejidos y regulación del ritmo circadiano. La preocupación ambiental por la presencia de progestinas sintéticas en cuerpos de agua es debido a que en concentraciones de ng/L pueden generar efectos en el desarrollo sexual y reproductivo en diversas especies (Varticovski *et al.*, 2022).

2.3. Levonorgestrel

El levonorgestrel (LNG) es una progestina sintética utilizada ampliamente en terapias hormonales y como método anticonceptivo hormonal. Comúnmente se utiliza como pastilla anticonceptiva de emergencia, también se puede encontrar en otros métodos anticonceptivos hormonales como los dispositivos intrauterinos (DIU) y en implantes subdérmicos y en combinación con otros compuestos en anticonceptivos de 28 días. (Drugbank, 2023).

La estructura química de LNG se puede observar en la Figura 1, fórmula química es C₂₁H₂₈O₂, es una molécula hidrofóbica insoluble en agua, soluble en solventes como etanol, cloroformo y dioxano. Su peso molecular es de 312.4 g/mol, inodoro y su forma es de polvo blanco o cristalino, su punto de fusión es de 206 °C (NCBI, 2023).

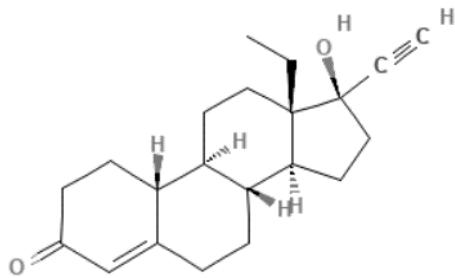


Figura 1. Estructura química de levonorgestrel modificado de NCBI (2023).

El mecanismo de acción de LNG en la ovulación consiste en la unión de la hormona con los receptores de progesterona y andrógenos generando un retardo en la liberación de la hormona gonadotropina, generando la supresión de la hormona luteinizante la cual está involucrada en el proceso de ovulación. En el caso de utilizar DIU, el mecanismo de acción consiste en espesar el moco cervical generando interferencia en el movimiento de los espermatozoides y reducir la supervivencia de estos (Drugbank, 2023).

La vida media del LNG en el cuerpo humano es de 20-60 h después de la administración, el 45 % del levonorgestrel y sus metabolitos se excretan en orina, mientras que el 32 % se excreta en heces (Drugbank, 2023).

Alrededor del mundo se han detectado concentraciones de LNG en cuerpos de agua superficial, en aguas subterráneas y en efluentes de plantas de tratamiento como se muestra en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Concentración de LNG en efluentes de planta de tratamiento, agua superficial y aguas subterráneas (Zaruma, 2022).

	Concentración (ng/L)	País
Efluentes de plantas de tratamiento	1	Alemania
	4	España
	7.2 – 17.9	Francia
	10	Estados Unidos

	0.008 - 6.7	China
	66	Malasia
	2.5 – 5	Australia
	20.1	Canadá
Agua superficial	38	Malasia
	0.003 – 22.2	China
	3.6 – 33	Francia
	0.1 – 1.4	República Checa
	0.7	Alemania
	6	Canadá
Aguas subterráneas	4 – 11	Francia

2.3.1. Efectos de levonorgestrel en especies acuáticas

El levonorgestrel puede generar efectos adversos en especies acuáticas, normalmente estos efectos se presentan en concentraciones de ng/L, la eliminación de este tipo de contaminantes ha tomado relevancia, ya que en concentraciones muy pequeñas generan efectos adversos.

Ilyas y Van Hullebusch (2020), mencionan que la progestina levonorgestrel en pastilla asociada con 17 α -etinilestradiol pueden generar efectos como la masculinización de peces. También mencionan que en concentraciones de 6 ng/L el LNG puede inhibir la espermatogénesis, reducir la producción de huevos y por lo tanto disminuir la reproducción de los peces, además de aumentar el peso y longitud de los peces hembra.

Cardoso *et al.* (2018), evaluaron el efecto que tiene la combinación de la temperatura con LNG en *Danio rerio* (pez cebra), mencionan que se muestra una disminución en la etapa de maduración del ovario y gónadas. Teigeler *et al.* (2021), identificaron como afecta la hormona en las diferentes etapas del ciclo de vida de *D. rerio*, evaluaron el efecto en el crecimiento juvenil, maduración sexual y reproducción, el principal efecto que observaron fue el aumento del número peces macho en la población con concentraciones de 1.64 ng/L de LNG.

El LNG en etapas tempranas del ciclo de vida del pez cebra no genera efectos negativos, sin embargo, después de la eclosión concentraciones de mayores a 0.47 ng/L de la hormona pueden dificultar la sobrevivencia de los peces (Teigeler *et al.*, 2021).

En *Pimephales promelas* se evaluó como el LNG afecta en etapas tempranas del ciclo teniendo un impacto en la supervivencia de las larvas. A demás observaron cambios en los perfiles de ARNm en receptores de esteroides, enzimas, esteroidogénicas y gonadotropinas, estos cambios pueden generar una disminución en la producción de esteroides en las larvas de los peces (Overturf *et al.*, 2014).

2.4. Agua residual y su tratamiento en México

La Constitución Política Mexicana en su artículo 4º se menciona que [...] “toda persona tiene derecho a un medio ambiente sano para su desarrollo y bienestar... toda persona tiene derecho al acceso, disposición y saneamiento de agua para consumo personal y doméstico en forma suficiente, salubre, aceptable y asequible”.

Los municipios y gobiernos estatales son los responsables de los servicios de alcantarillado, drenaje, tratamiento y disposición de aguas residuales, esto se menciona la Ley de Aguas Nacionales.

En la mayoría de las actividades humanas ya sea industriales, agropecuarias o domesticas es necesario el uso del agua, el desecho de esta se conoce como agua residual. En la Ley de Aguas Nacionales se define como aguas residuales a “Aguas de composición variada provenientes de las descargas de agua... de cualquier uso, así como la mezcla de ellas”.

En la misma Ley se definen algunos unos que se le pueden dar al agua como el agrícola, ambiental, consuntivo, doméstico, industrial, en la minería, público urbano y pecuario. Las aguas de uso doméstico son aquellas que son de uso particular de las personas y del hogar, las aguas de uso público urbano son aquellas que se utilizan para asentamientos humanos y centros de población a través de la red municipal.

En la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), en su artículo 117 se menciona que las aguas residuales de origen urbano tienen que recibir tratamiento previo a la descarga de estas en ríos, aguas marinas, corrientes de agua y aguas del subsuelo.

En México existen normas relacionadas con la calidad del agua, en el Cuadro 3 se presentan las Normas Oficiales Mexicanas (NOM) relacionadas con los parámetros que establecen para la descarga de contaminantes de aguas residuales tratadas. Estos parámetros son útiles para conocer si el agua tratada se puede utilizar de forma segura.

Cuadro 3. Normas Oficiales Mexicanas relacionadas al uso del agua residual y los tipos de parámetros que establecen.

Norma Oficial Mexicana	Tipos de parámetros que establece
NOM-001-SEMARNAT-2021	Establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación como ríos, lagos, lagunas y zonas marinas. Se establecen los límites permisibles parámetros como temperatura, grasas y aceites, sólidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), carbono orgánico total, nitrógeno total, fósforo total, pH, color y algunos metales y cianuros.
NOM-002-SEMARNAT-1996	Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. Establece los límites permisibles de arsénico total, cadmio total, cianuro total, cobre total, cromo total, cromo hexavalente, mercurio total, níquel total, plomo total y zinc total.

NOM-003-SEMARNAT-1997	<p>Establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.</p> <p>En esta se establecen los límites permisibles de coliformes fecales, huevos de helminto, grasas y aceites, DBO₅ y SST.</p>
-----------------------	--

2.4.1. Tratamiento de agua residual en México

La cantidad de agua que se consume debido a actividades industriales, agrícolas y domésticas genera que la contaminación vaya en aumento, debido a esto es necesario que el agua residual reciba un tratamiento previo a su reuso.

El agua residual se somete a diferentes procesos de tratamiento para reducir el contenido de contaminantes hasta llegar a los niveles permitidos por las NOM. El pre-tratamiento del agua residual consiste en eliminar los sólidos, arenas y algunos aceites y grasas presentes en el agua (Ramis, 2019), esto se realiza debido a que la presencia de estos contaminantes puede afectar en las siguientes etapas del proceso de tratamiento.

La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) en el manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento (MAPAS, 2019) mencionan algunas de las operaciones utilizadas para pretratamiento del agua residual, tales como el cribado y el desarenado, el primero de estos consiste en la remoción de los sólidos gruesos por medio de rejillas o rejillas y en el segundo se separa la arena de otras materias presentes en el agua principalmente del material orgánico. En algunas ocasiones se remueven las grasas y aceites por medio de sistemas de flotación o sedimentadores primarios.

En el MAPAS (2019), se menciona que para el tratamiento primario se utiliza la sedimentación primaria en la cual se reduce la carga orgánica de las aguas residuales, en esta etapa se elimina una gran cantidad de sólidos suspendidos y de materias flotantes del agua, generando un efluente más claro. El pre-tratamiento y

tratamiento primario son esenciales para el buen funcionamiento del proceso, debido a que los sólidos no removidos pueden afectar en el rendimiento.

Los tratamientos secundarios son responsables de la remoción de la mayoría de la carga orgánica presente en el agua residual (Núñez-García *et al.*, 2023), en estos los microorganismos utilizan los contaminantes como fuente de carbono o como fuente de energía, convirtiéndolos en dióxido de carbono y otros compuestos inocuos. Los principales organismos involucrados en los tratamientos biológicos son bacterias, hongos, algas, protozoos, nematos y rotíferos (Ferrer y Seco, 2008).

Ferro y Seco (2008), mencionan que existen dos tipos de tratamientos biológicos los de cultivo en suspensión y los de soporte sólido. Algunos de los procesos tratamientos biológicos de cultivo en suspensión son lodos activados, lagunas aireadas, eliminación biológica de nutrientes y tratamiento de lodos.

En el MAPAS (2019), se menciona que las lagunas de estabilización son el proceso de tratamiento de mayor aplicación en México debido a su facilidad de operación y mantenimiento, estas lagunas son creadas artificialmente para el tratamiento del agua el cual es una combinación de sedimentación y digestión de desechos orgánicos por bacterias y algas, puede ser anaerobia, aerobia o combinación de ambas.

También los lodos activados se utilizan ampliamente en el país, consisten en un conglomerado de bacterias o microorganismos que forman flóculos, estos se constituyen de materia orgánica e inorgánica (MAPAS, 2019; Ferrer y Seco, 2008). Los lodos activados son sencillos de mantener, introduciendo oxígeno y manteniendo la mezcla entre la biomasa y el agua residual (Busayo *et al.*, 2024). Los procesos de las plantas de tratamiento convencionales tienen como prioridad la eliminación de sólidos suspendidos, carbono orgánico, nitrógeno, fósforo y organismos patógenos (Estrada-Arriaga *et al.*, 2013).

Sin embargo, las plantas de tratamiento residual no son eficientes para la remoción de los CE, Ghazal *et al.* (2022), mencionan que se han encontrado concentraciones

de fármacos en aguas superficiales y en sitios cercanos a las plantas de tratamiento, lo que indica que este tipo de compuestos no son removidos por los procesos de tratamiento convencionales.

2.5. Procesos de oxidación avanzada

Los procesos tradicionales de tratamientos de agua como lo son los tratamientos primarios y secundarios no son capaces de remover muchos de los contaminantes. En la actualidad los CE han tomado mayor importancia en el tratamiento de agua debido a la capacidad que tienen de persistir y generar bioacumulación en especies acuáticas, aumentando la posibilidad de que el contaminante ingresen a la cadena trófica (Busayo, *et al.*, 2024).

Los procesos de oxidación avanzada (POA) son tratamientos químicos capaces de remover materiales persistentes en el agua residual mediante reacciones de oxidación generadas por el radical hidroxilo ($\cdot\text{OH}$), el cual oxida los contaminantes orgánicos remanentes después de los tratamientos tradicionales, teóricamente los POA podrían mineralizar los compuestos orgánicos a dióxido de carbono y agua (Rekhate y Srivastava, 2020), de acuerdo a la Ecuación 1.



Los POA se pueden clasificar en tres grupos principalmente, los procesos fotocatalíticos, los basados en la reacción Fenton y los de ozonización. El ozono puede degradar contaminantes con dos mecanismos, el primero es un ataque electrofilico directo por el ozono molecular y el segundo es un ataque indirecto por los radicales hidroxilos producidos en el proceso de descomposición del ozono (Rekhate y Srivastava, 2020).

La reacción de fotocatálisis es inducida por un catalizador, usando sólidos semiconductores como óxidos y sulfuros, el catalizador más utilizado es TiO_2 . El semiconductor es activado por una fuente de luz, generando un aumento en la

energía cuántica de un electrón, el movimiento de electrones forma un hueco en la superficie del photocatalizador, dando un sitio a las reacciones de oxidación y donde se genera el radical hidroxilo (Ghazal *et al.*, 2022; Xiong y Tang, 2021; Zangeneh *et al.*, 2014).

La ozonización consiste en introducir ozono al agua, normalmente se realiza mediante burbujeo, generando una reacción directa del ozono o indirecta por las reacciones en cadena de oxidación que se generan. El ozono al tener contacto con el agua reacción con los iones hidróxido disponibles generando el radical hidroxilo (Ghazal *et al.*, 2022).

2.5.1. Proceso foto-Fenton

El proceso Fenton fue descrito en 1876 por Henry Fenton al observar un gran poder de oxidación con la mezcla de peróxido de hidrógeno (H_2O_2), bajas concentraciones de iones de hierro (Fe^{2+}) y ácido tartárico. La solución se tornaba de color morado al mezclar H_2O_2 , sal ferrosa (Fe^{2+}) y el ácido tartárico, pero al utilizar sal férrica (Fe^{3+}) en lugar de sal ferrosa la coloración obtenida no era la misma (Cabral-Silva *et al.*, 2022).

Fue en 1930 que Haber y Waiss propusieron el mecanismo de generación de radicales por el proceso Fenton, las reacciones se observan en las ecuaciones 2-5. (Cabral-Silva *et al.*, 2022).



El proceso Fenton consiste en la adición del reactivo Fenton, el cual está formado por sales de hierro en presencia de peróxido de hidrógeno (H_2O_2), a un medio ácido para la formación de radicales $\cdot OH$ y radicales perhidroxilo (HO_2°), los cuales

generan una reacción de oxidación en cadena eliminando la materia oxidable. El hierro puede ser añadido en su forma ferrosa (Fe^{2+}) o férrica (Fe^{3+}) (Rubio-Clemente *et al.*, 2014).

A la combinación del proceso Fenton con radiación ultravioleta (UV) se le conoce como foto-Fenton (Ecuación 6), la radiación UV aumenta la eficiencia de la reacción ya que favorece la regeneración de Fe^{2+} y aumenta la cantidad de radicales $^{\circ}\text{OH}$ que se generan, esto debido a que a la acidificación del complejo acuoso de Fe^{3+} , lo que produce fotoreducción (Rubio-Clemente *et al.*, 2014; Rodríguez-Chueca *et al.*, 2023).



La degradación de los contaminantes a través de estos procesos se da a través del radical hidroxilo, primero se extrae H de los enlaces CH o NH y se añaden enlaces de carbono. El radical generado en este proceso interacciona con Fe^{3+} y H_2O_2 , generando el radical R^+ y ${}^{\circ}\text{OH}$ que se pueden seguir oxidando, terminando la reacción en CO_2 , H_2O y ácidos orgánicos. La eficiencia del proceso puede cambiar por las concentraciones de Fe, H_2O_2 y los valores de temperatura y pH (Haq *et al.*, 2023).

2.5.2. Remoción de contaminantes emergentes con procesos de oxidación avanzada

Broséus *et al.* (2009), utilizaron ozono para la oxidación de disruptores endocrinos, utilizaron diferentes compuestos como cafeína, progesterona, levonorgestrel, medroxiprogesterona, algunos fármacos y pesticidas. Con el proceso de ozonización obtuvieron una remoción de 80 % en hormonas, fármacos y cafeína, con los pesticidas obtuvieron una remoción del 65 %.

Las hormonas no se logran eliminar completamente en las plantas de tratamiento convencionales, para su completa eliminación es necesario la combinación con otros procesos. Frontistis *et al.* (2011), utilizaron foto-Fenton para la degradación de 17 α -etinilestradiol y de 17 β -estradiol y estrona, utilizaron como fuente de radiación una lámpara de xenón de 150 W, en su trabajo evaluaron la velocidad de degradación obteniendo resultados de oxidación en 5-10 min, mencionan que el proceso foto-Fenton es efectivo para la remoción rápida de contaminantes y además puede ayudar para la desinfección del efluente.

Jimenez-Bambague *et al.* (2023) utilizan los procesos foto-Fenton y electro-Fenton para la remoción de fármacos en aguas residuales urbanas, en la prueba de foto-Fenton, no cambian el pH del agua residual, utilizan una concentración de 50 mg/L de carbamacepina, diclofenaco, ibuprofeno, naproxeno y ketorolaco, obtienen un porcentaje de remoción de 50.8 – 56 %.

Para el tratamiento de agua residual textil Gutiérrez y Pilco (2020) utilizaron el proceso foto-Fenton con las siguientes condiciones 17 mg/mg del reactivo Fenton (H_2O_2/Fe^{2+}), lámpara UV con 4 W de potencia, pH de 3 y una duración del tratamiento de 180 min. Evaluaron la disminución de DQO obteniendo una remoción de 86 %.

Se han combinado los procesos de coagulación y foto-Fenton para el tratamiento de aguas residuales de la industria química, Metin y Izlen (2023), evaluaron la cantidad de DQO y SST, teniendo una eficiencia de remoción 82.8 y 36.1 % respectivamente. A demás observaron una disminución en la turbidez con una concentración de H_2O_2 mayor a 3250 mg/L, con el aumento este aumento de concentración también aumentó la remoción de SST de 67.6 a 76.1 %.

Los procesos avanzados de oxidación tienen en su mayoría eficiencias de remoción mayores al 60 %, combinados con otros procesos de tratamiento este valor puede aumentar. Las desventajas de este tipo de procesos es que son costosos, debido a esto su uso aún no es común.

3. Hipótesis

El tren de tratamiento constituido por un reactor biológico de lecho fijo y un proceso foto-Fenton puede remover el levonorgestrel en agua residual doméstica en un 70%, aprovechando la degradación biológica y los radicales hidroxilos que se generan en el proceso foto-Fenton, utilizando la radiación solar para hacer más eficiente el proceso.

4. Objetivos

4.1. Objetivo General

Evaluar la remoción de levonorgestrel en agua residual doméstica tratada en un reactor biológico de lecho fijo acoplado a un proceso foto-Fenton.

4.2. Objetivos particulares

- Identificación de levonorgestrel en agua residual doméstica.
- Determinación la eficiencia de remoción de levonorgestrel en agua residual doméstica por un proceso foto-Fenton.
- Determinación de la eficiencia de remoción de levonorgestrel en agua residual doméstica por reactor biológico de lecho fijo acoplado a un proceso foto-Fenton.

5. Metodología.

5.1. Sitio de estudio

Esta investigación se realizó en el laboratorio de Tratamiento de Aguas Residuales ubicado en el Campus Aeropuerto de la Universidad Autónoma de Querétaro (UAQ-CA). Carretera Chichimequillas S/N, Ejido bolaños, 76140.

5.2. Identificación de levonorgestrel en agua residual doméstica.

5.2.1. Toma de muestra de agua residual doméstica.

La muestra de agua residual doméstica se recolectó de la planta de tratamiento No. 4, ubicada en UAQ-CA (20.6247511537889,-100.3686571), se tomó muestra de la llave de entrada de agua de la planta de tratamiento y se almacenó en garrafones de 10 L, a temperatura 20-25°C.

5.2.2. Identificación de levonorgestrel por medio de FTIR.

Se utilizó FTIR con reflectancia atenuada, el modelo del equipo es Spectrum 100 Perkin Elmer, con un rango de 4000-650 cm⁻¹. Se analizaron las muestras de agua residual y la solución de LNG en metanol de 25 mg/L. Para la muestra de agua residual se realizó una filtración para su posterior análisis, la solución LNG/ metanol se preparó una solución madre de 60 mg/L y se realizó una dilución para obtener una concentración de 25 mg/L.

5.2.3. Determinación de levonorgestrel por medio de cromatografía de líquidos de alta resolución (HPLC).

Para la determinación de LNG se utilizaron muestras de agua residual, siguiendo la metodología de Qingmiao *et al.* (2022). El análisis se realizó en el laboratorio de análisis químico-analíticos de la Facultad de Química-UAQ. Se utilizó HPLC Agilent 1260 Infinity en fase reversa con un detector de foto diodos (PDA), como fase estacionaria se utilizó una columna C18 con un tamaño de partícula de 5 µm. Como fase móvil se utilizó acetonitrilo, metanol y agua (60:15:25), con un caudal de 1 mL/min, el volumen de inyección será de 20 µL, la temperatura de la columna se

mantuvo a 25 °C, se utilizó una longitud de onda de 250 nm, a la cual el LNG tiene su máximo de absorción (Ravindra *et al.* 2013; Suhendi, 2016). El límite de cuantificación con el método utilizado es de 0.4 mg/L.

5.3. Determinación la eficiencia de remoción de levonorgestrel en agua residual doméstica por un proceso foto-Fenton.

5.3.1. Construcción del sistema foto-Fenton

Para la construcción del reactor del proceso foto-Fenton (Figura 5) se emplearon 6 tubos de acrílico de 1 ¼" de 80 cm de longitud, 10 codos de acrílico de 90° de 1 ¼".

Se colocaron sobre un soporte de metal que tiene una inclinación de 45°, se utilizó una bomba de 1.5 Hp para generar la recirculación de agua residual. La luz solar se utilizó como fuente de radiación ultra violeta, Aguayo-Pérez (2019), menciona que los valores aproximados de radiación en Querétaro varían entre 5.64 – 5.01 Kw/m².

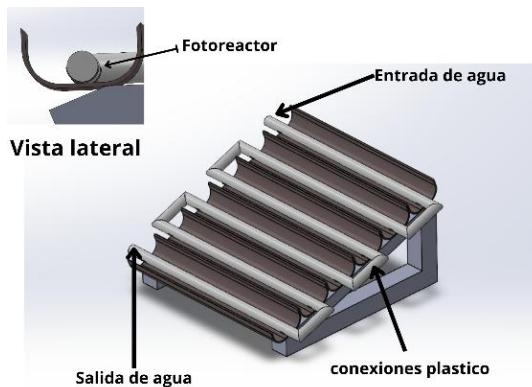


Figura 2. Esquema reactor para proceso foto-Fenton.

5.3.2. Tratamiento de agua residual doméstica por proceso foto-Fenton.

Para este proceso se utilizó el efluente del reactor biológico, el cual se trató por el sistema foto-Fenton, y se añadieron las concentraciones 100 y 200 mg/L de H₂O₂ (30% purificado, Fermont, Mx) y 20 y 100 mg/L de FeSO₄ 7H₂O (99%, Meyer, Mx.), se mantendrá en recirculación durante 30, 60 y 90 min, posterior al tratamiento se realizó la determinación de la concentración de LNG, y los parámetros fisicoquímicos del efluente del proceso foto-Fenton.

5.4. Determinación de la eficiencia de remoción de levonorgestrel en agua residual doméstica por reactor biológico de lecho fijo acoplado a un proceso foto-Fenton.

5.4.1. Construcción de reactor biológico de lecho fijo.

El reactor se constituye por un tanque de acrílico con volumen de 90 L, con una válvula para salida de agua y una para eliminación de biomasa. En el fondo del tanque se colocaron cuatro difusores (2 de 80 cm y 2 de 30 cm) conectados a dos bombas de aireación Optima HA807 (120 V, 4.5 w, 4 psi), y una bomba de aireación Optima HA802 (120 V, 3.5 w, 3.5 psi), como se muestra en la figura 2.

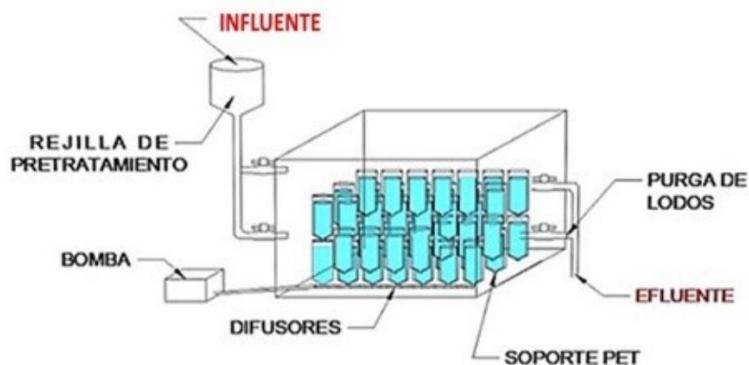


Figura 3. Esquema de reactor biológico (Zúñiga-Hernández et al., 2023)

Para el soporte de lecho fijo se utilizaron 16 botellas de polietileno tereftalato (PET) de 2.5, 0.6 y 0.35 L, las cuales se colocaron de manera concéntrica de acuerdo con el modelo establecido por Zúñiga-Hernández *et al* (2023). Para realizar la determinación del área de contacto entre el soporte y la biomasa se utilizaron las ecuaciones de cono trunco (Ec. 7) y del cilindro (Ec. 8).

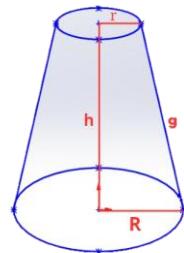


Figura 4. Esquema cono truncado para determinación de superficie de contacto.

$$A = \pi(R_1^2 + R_2^2 + g(R_1 + R_2)) \quad (\text{Ec. 8})$$

Donde:

A = Área total (m^2)
 R₁ = Radio mayor (m)
 R₂ = Radio menor (m)
 g = Longitud del cono (m)

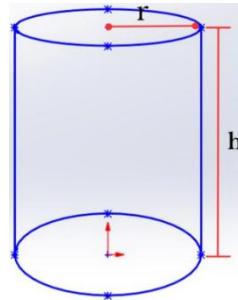


Figura 5. Esquema cilindro para determinación de superficie de contacto.

$$A = 2\pi r(h + r) \quad (\text{Ec. 9})$$

Donde:

A = Área total (m^2)
 r = Radio (m)
 h = Altura (m)

Para la formación de biopelícula se inoculo el reactor biológico con 6 L de lodos activados de lodos activados provenientes de la planta de tratamiento No. 4 de la UAQ-CA, se alimentó con 10 L de agua residual obtenidos de la misma planta de

tratamiento cada 24 h durante 150 d. Se operó en modo de lotes con una temperatura de 20 – 25 °C (Zúñiga- Hernández *et al*, 2023).

5.4.2. Tratamiento de agua residual doméstica por medio de un reactor de biológico de lecho fijo.

Para el tratamiento del agua residual doméstica en el reactor biológico de lecho fijo, se añadieron 100 L de agua residual doméstica proveniente de la planta de tratamiento No. 4 de UAQ-CA, y se determinaron las propiedades fisicoquímicas del agua residual doméstica, además de la concentración presente de LNG.

El reactor se mantuvo con una temperatura de 20-25°C y con aireación constante durante 24 horas, posteriormente se determinó la remoción de LNG y las propiedades fisicoquímicas en el efluente del reactor.

5.4.3. Tratamiento del efluente del reactor biológico de lecho fijo.

Para este proceso se utilizó el efluente del reactor biológico, el cual se trató por el sistema foto-Fenton, para la preparación del reactivo Fenton se utilizaron las siguientes concentraciones de H₂O₂ (30% purificado, Fermont, Mx) y FeSO₄ 7H₂O (99%, Meyer, Mx.) del tratamiento con mayor porcentaje de remoción del apartado 4.3.2., se mantuvo en recirculación durante 30, 60 y 90 min, posterior al tratamiento se realizó la determinación de la concentración de LNG, y los parámetros fisicoquímicos del efluente del proceso foto-Fenton.

5.5. Diseño experimental y análisis estadístico.

Se utilizó un diseño experimental factorial 2³ para el proceso foto-Fenton, en donde se evaluaron los siguientes factores tiempo recirculación, concentración de H₂O₂ y FeSO₄, en el cuadro 4 se puede observar el diseño experimental factorial.

Cuadro 4. Diseño experimental factorial 2³

Corrida	H ₂ O ₂ (mg/L)	FeSO ₄ (mg/L)	Tiempo (min)
1	1	1	-1

2	-1	-1	1
3	-1	1	-1
4	-1	-1	-1
5	-1	-1	1
6	1	-1	-1
7	1	1	-1
8	-1	1	-1
9	1	1	1
10	-1	1	-1
11	1	-1	-1
12	-1	-1	-1
13	-1	1	1
14	1	-1	-1
15	1	1	-1
16	1	-1	1
17	1	1	1
18	1	-1	1
19	-1	-1	-1
20	1	-1	1
21	-1	-1	1
22	1	1	1
23	-1	1	1
24	-1	1	1

El análisis estadístico para evaluar el efecto de los factores en la degradación de LNG y la disminución de los parámetros de DQO y SST se realizó con el Software estadístico Minitab 21.

6. Resultados y discusión.

6.1. Identificación de levonorgestrel en agua residual doméstica.

6.1.1. Identificación de LNG por medio de FTIR.

Para la identificación de LNG por medio de FTIR, se tomaron dos muestras, una de agua residual doméstica y la otra fue una solución de LNG con metanol con una concentración de 25 mg/L. En la Figura 6 se muestra el espectro FTIR de la muestra de LNG-Metanol, en esta se pueden ver los picos característicos de LNG, entre 3200-3500 cm⁻¹ se encuentra el grupo hidroxilo, el grupo metil y metileno se encuentra entre 2800-3000 cm⁻¹, también se puede encontrar entre 650-700 cm⁻¹, el pico del doble enlace se observa en 1600-1680 cm⁻¹.

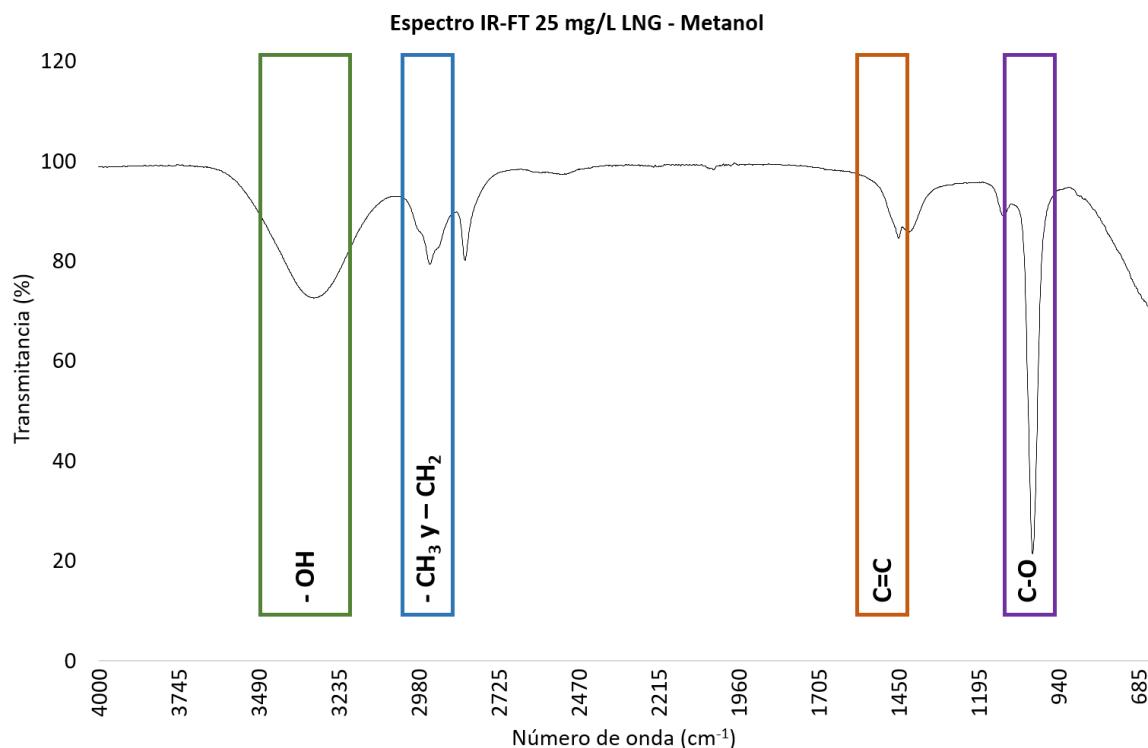


Figura 6. Espectro FTIR de muestra de estándar LNG-Metanol 25 mg/L, donde se muestran picos característicos de la hormona.

En el análisis FTIR del agua residual doméstica de la planta de tratamiento No.4 de CA-UAQ (Figura 7), se observa el espectro obtenido en el cuál se observa un pico

ancho entre 3500-3000 cm⁻¹ característico del agua, además podemos el pico del grupo metil y metileno entre los 2800-3000 cm⁻¹, el grupo carbonilo en los 1700 cm⁻¹, los cuales concuerdan con los picos característicos observados el estándar de levonorgestrel (Figura 6).

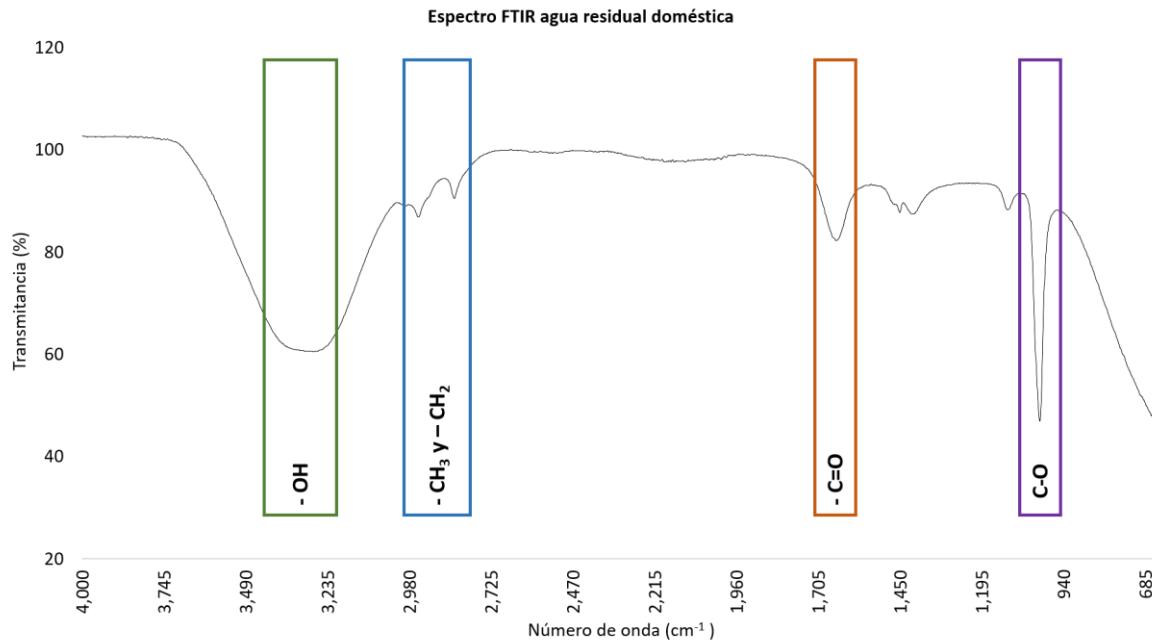


Figura 7. Espectro FTIR para la identificación de LNG en agua residual doméstica obtenida de la planta de tratamiento No.4 CA-UAQ.

De acuerdo con Karad & Shinde (2017), el LNG presenta varios picos de absorción característicos en FTIR. Entre los 3430-3300 cm⁻¹ se presenta el pico característico de la vibración del grupo hidroxilo, entre los 2932 cm⁻¹ se presenta un pico característico de la unión C-O. Ridichie *et al.* (2023), realizaron un análisis sobre el espectro FTIR de LNG en tabletas mencionando que las vibraciones de los grupos C-H de los cicloalcanos adsorben entre 2979-2932 cm⁻¹ y del grupo C=C aparece entre 1617 cm⁻¹. Estos picos característicos coinciden con lo obtenido en este trabajo como se observa en la Figura 7.

6.1.2. Determinación de levonorgestrel por medio de cromatografía de líquidos de alta resolución (HPLC).

La determinación de LNG por HPLC, se realizó en el laboratorio de análisis químico-analíticos de la Facultad de Química-UAQ, en la Figura 8 se observa el cromatograma de la muestra de referencia de LNG, para este se utilizaron tabletas de LNG de 1.5 mg diluidas en metanol. En la Figura 9 se observa el cromatograma de la muestra de agua residual obtenida de la planta de tratamiento No.4 de la UAQ-CA, esta fue filtrada para eliminar el exceso de contaminantes sólidos y se añadió una concentración de 4.5 mg/L de LNG, para asegurar la presencia de LNG. Obteniendo una concentración en la muestra de agua residual de 4.7 mg/L de LNG, lo que indica que en el agua residual se encontraba una concentración de 0.2 mg/L de LNG. En la Figura 8 se puede apreciar el pico de levonorgestrel en el tiempo de retención de 2.868 min, los demás picos presentes en la muestra se deben a compuestos presentes en el agua residual.

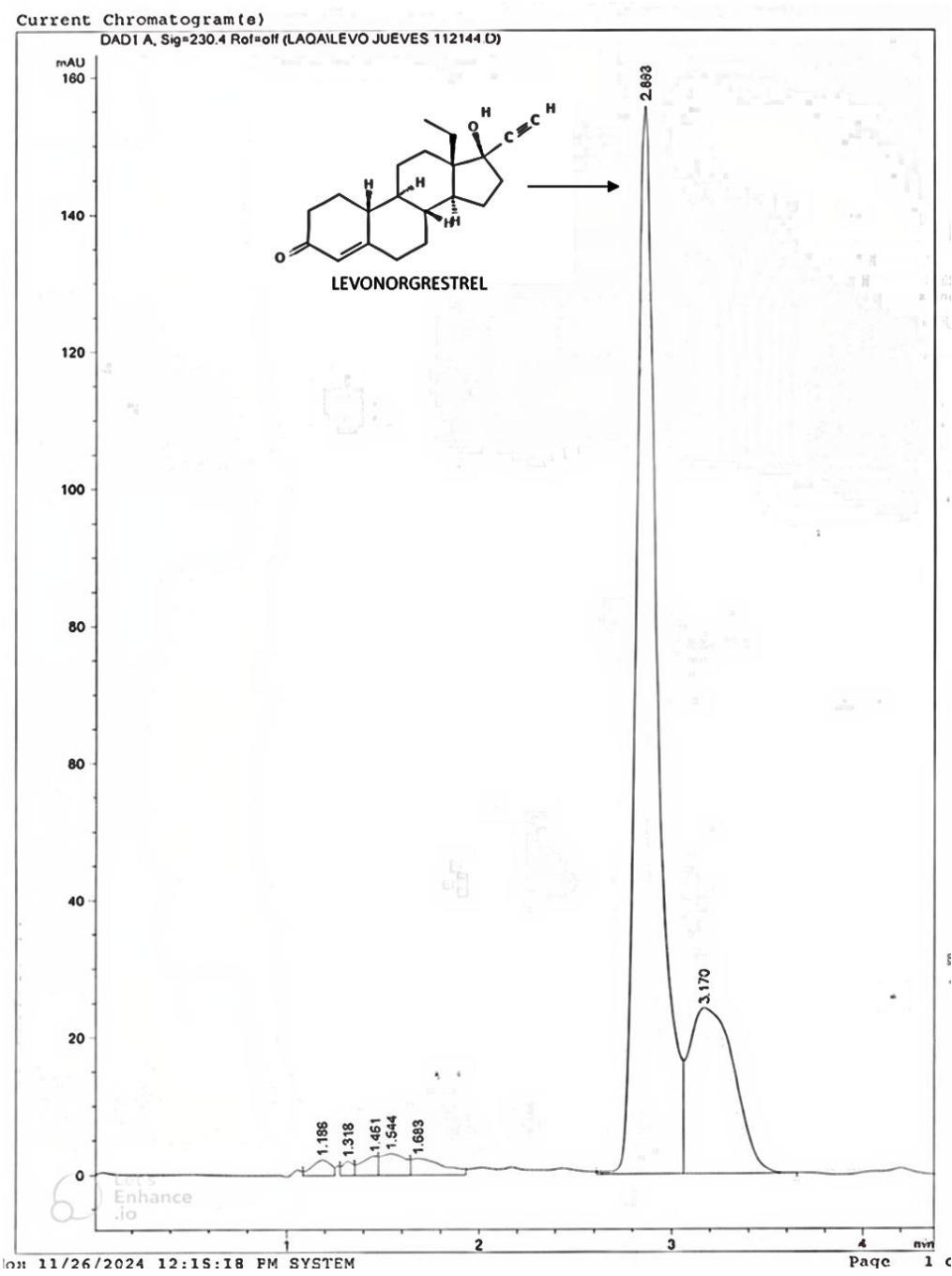


Figura 8. Cromatograma de referencia LNG, se observa el tiempo de retención característico de LNG en 2.800 min, utilizando como fase móvil acetonitrilo, metanol, agua (60:15:25) y fase estacionaria columna c18.

Current Chromatogram(s)

DAD1 A. Sig=230.4 Rcl=off (LAOALEVO JUEVES 112M2D)

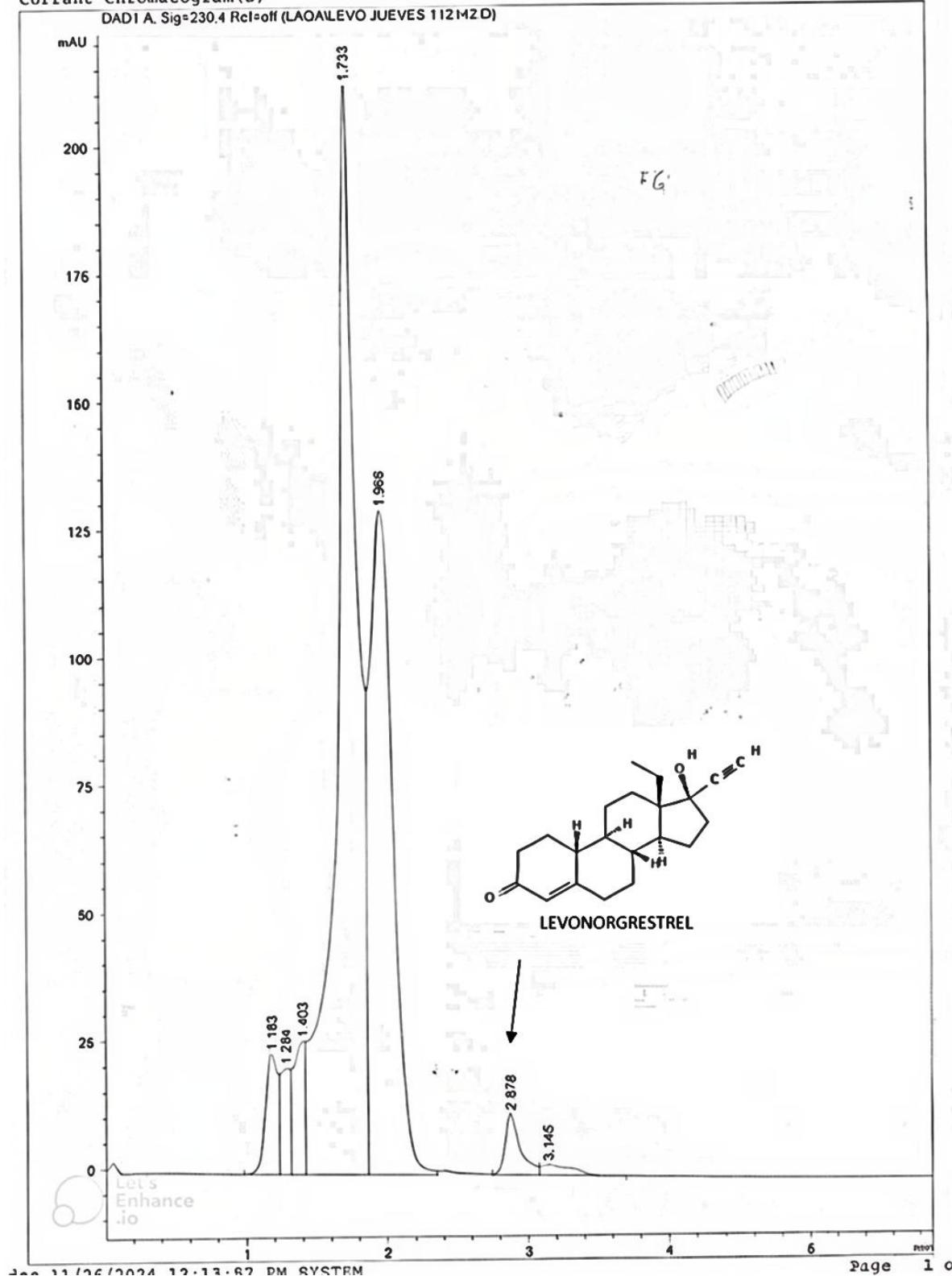


Figura 9. Cromatograma de muestra de agua residual obtenida de la planta de tratamiento No.4 UAQ-CA, se observa el tiempo de retención característico de LNG en 2.800 min. utilizando como fase móvil acetonitrilo, metanol, agua (60:15:25) y fase estacionaria columna c18.

La presencia de LNG en el agua residual se debe a su uso por personas que frecuentan la UAQ-CA, el levonorgestrel normalmente es consumido por mujeres con edades de 20-29 años (INEGI, 2018). La concentración obtenida de LNG en el agua residual doméstica obtenida de la planta de tratamiento No.4 UAQ-CA fue de 0.2 mg/L en agua residual sin tratamiento previo. En otros trabajos se han reportado concentraciones de LNG en cuerpos de agua de Sur África en concentración de 8.29 ng/L (Munzhelele *et al*, 2024), en Colombia de 0.325 mg/L (Ríos-Sossa *et al*, 2022), en España de 0.0893mg/L (Méndez-Catalán *et al*, 2024). En México se ha encontrado LNG en el efluente de la planta de tratamiento de Atotonilco en concentración de 88.3 ng/L (Garduño-Jiménez, 2023).

6.2. Determinación la eficiencia de remoción de levonorgestrel en agua residual doméstica por un proceso foto-Fenton.

6.2.1. Construcción del sistema foto-Fenton.

Para el sistema foto-Fenton se emplearos tubos y codos de acrílico colocados sobre un soporte de metal con una inclinación de 45°, esto con el fin de tener mejor exposición a la luz solar. El reactor foto-Fenton se muestra en la figura 10.



Figura 10. Sistema foto-Fenton utilizado para la remoción de LNG en agua residual doméstica.

6.2.2. Remoción de LNG en agua residual doméstica por proceso foto-Fenton.

Para la remoción de LNG por el proceso foto-Fenton, se tomó muestra de la planta de tratamiento No. 4 UAQ-CA, posteriormente se agregó una concentración conocida de LNG (0.1 mg/L), se añadieron concentraciones de 100 y 200 mg/L de H₂O₂ y de 20 y 100 mg/L de FeSO₄. Se mantuvo en recirculación durante 30 y 90 min. Se expuso a la radiación solar entre las 10:00 y 15:00 horas (UTC-6), con un rango de radiación de 4952 – 6913 w/m². La remoción de LNG se determinó por concentración de DQO en el agua residual.

Para evaluar el efecto de los factores se realizó un análisis factorial 2³ (Cuadro 5) donde se tomaron en cuenta los factores de concentración de H₂O₂, FeSO₄ y tiempo de recirculación, obteniendo los siguientes resultados de remoción.

Cuadro 5. Diseño factorial 2³ con resultados de porcentaje de remoción.

Corrida	H ₂ O ₂ (mg/L)	FeSO ₄ (mg/L)	Tiempo (min)	%Remoción
1	100	100	30	5
2	100	20	30	57
3	100	20	90	27

4	100	100	90	0
5	200	20	90	47
6	200	100	30	54
7	100	100	90	7
8	100	100	90	0
9	100	20	90	10
10	200	20	30	50
11	200	100	30	4
12	200	100	30	0
13	200	100	90	24
14	100	20	30	7
15	200	20	30	10
16	200	20	30	0
17	100	100	30	0
18	200	20	90	14
19	200	100	90	34
20	100	100	30	0
21	100	20	30	15
22	200	20	90	0
23	100	20	90	43
24	200	100	90	32

Con el diseño factorial se determinó la mejor combinación para la remoción de LNG, en la Figura 11 se muestra la gráfica de cubos para el porcentaje de remoción en donde se muestra que la combinación de con una concentración de 100 mg/L de FeSO₄, 200 mg/L de H₂O₂ y 90 min de recirculación se obtiene un porcentaje de 30%, mientras que el menor porcentaje obtenido fue de 1.66% con una combinación de 100 mg/L de FeSO₄, 100 mg/L de H₂O₂ y 30 min de recirculación.

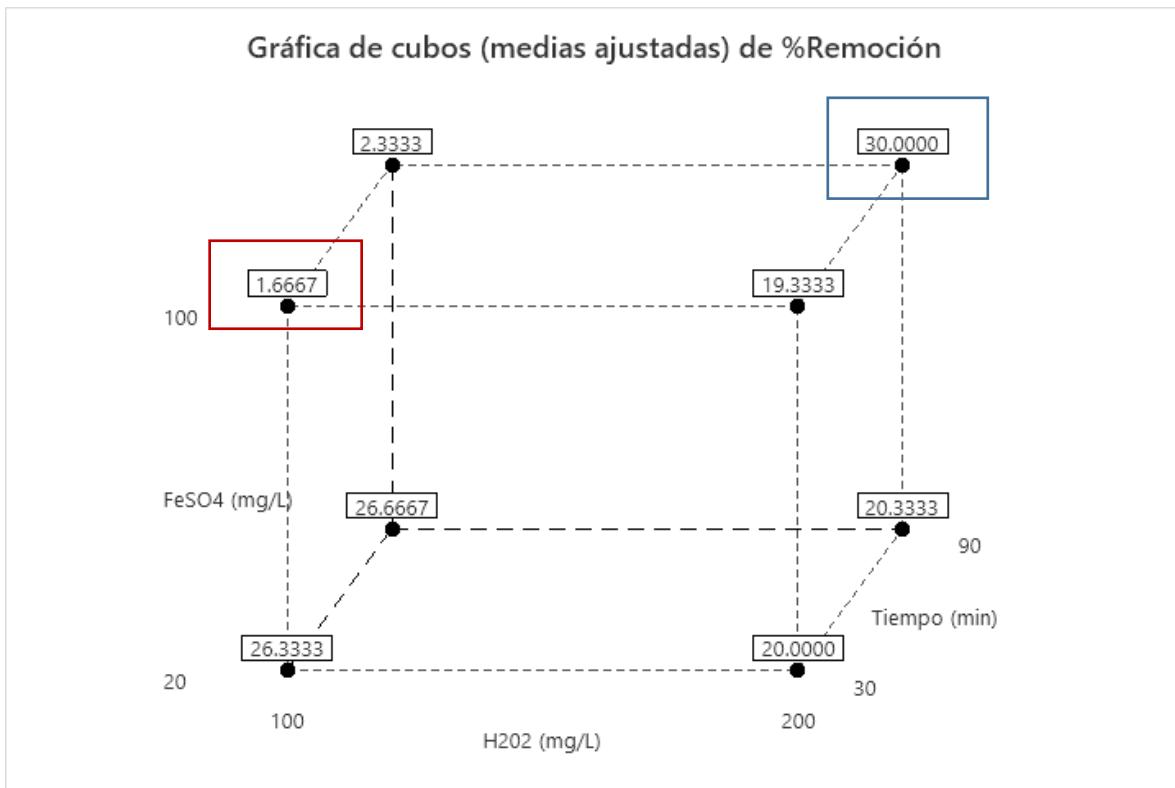


Figura 11. Grafica de cubos de porcentaje de remoción de LNG, en color azul se observa el mayor porcentaje de remoción correspondiente a la combinación 200 mg/L H₂O₂: 100 mg/L FeSO₄: 90 min. En color rojo se observa el menor porcentaje de remoción correspondiente a la combinación 100 mg/L H₂O₂: 100 mg/L FeSO₄: 30 min.

También se determinaron los factores que tienen efecto en la remoción de LNG, para esto se elaboró un diagrama de Pareto (Figura 12), en este se observan los efectos principales y las interacciones entre los factores. La interacción entre los factores FeSO₄ y H₂O₂ es la que tiene un efecto significativo en la remoción de LNG.

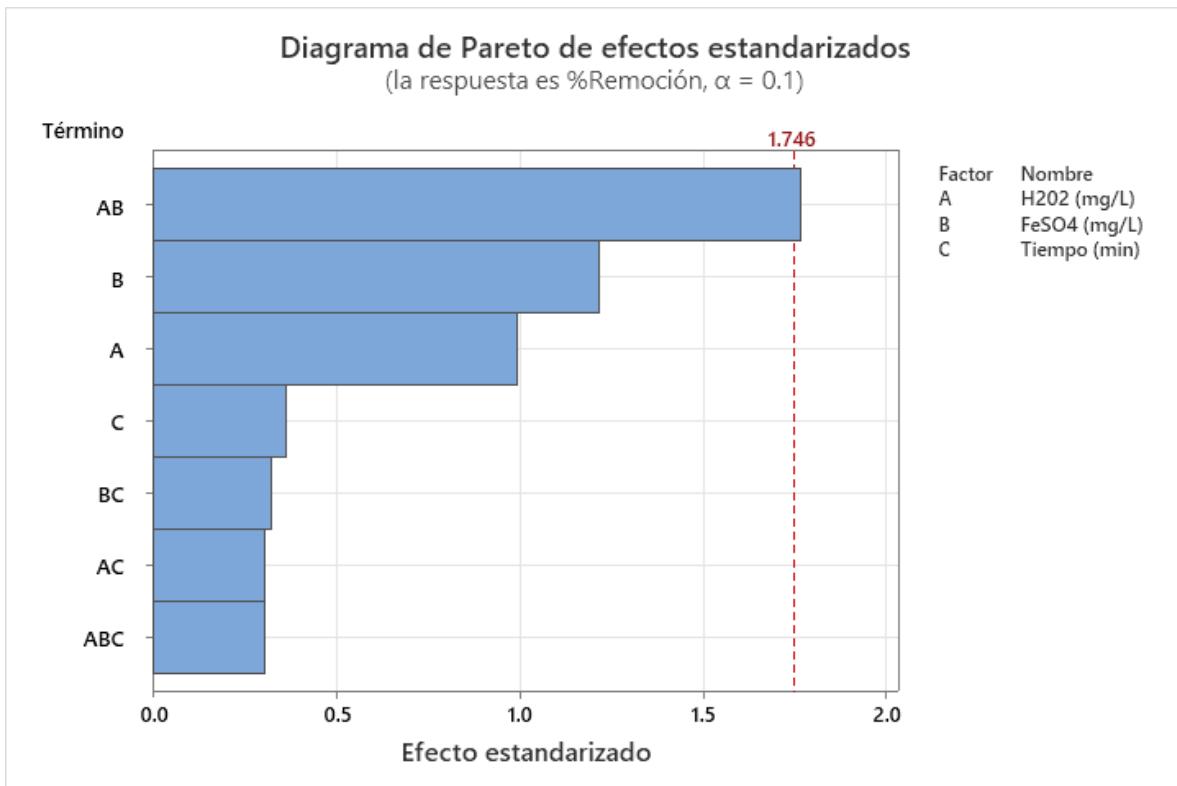


Figura 12. Diagrama de Pareto de efectos estandarizados, donde podemos observar la línea de significancia estadística ($\alpha=0.05$) y el efecto que tienen los factores A= Concentración H₂O₂, B= Concentración FeSO₄ y C= Tiempo y las interacciones de estos factores.

Determinada la interacción con mayor efecto se realizó una gráfica de interacción para entender el comportamiento de esta en la remoción de LNG, en la Figura 13 se puede apreciar que con concentraciones de 20 mg/L de FeSO₄ la remoción de LNG no se ve significativamente afectada por las concentraciones de H₂O₂. Caso contrario cuando añadimos concentraciones de 100 mg/L de FeSO₄, en donde se observa que si se añade la concentración más baja de H₂O₂ (100 mg/L) el porcentaje de remoción es más bajo en comparación a cuando utilizamos la concentración alta de H₂O₂ (200 mg/L).

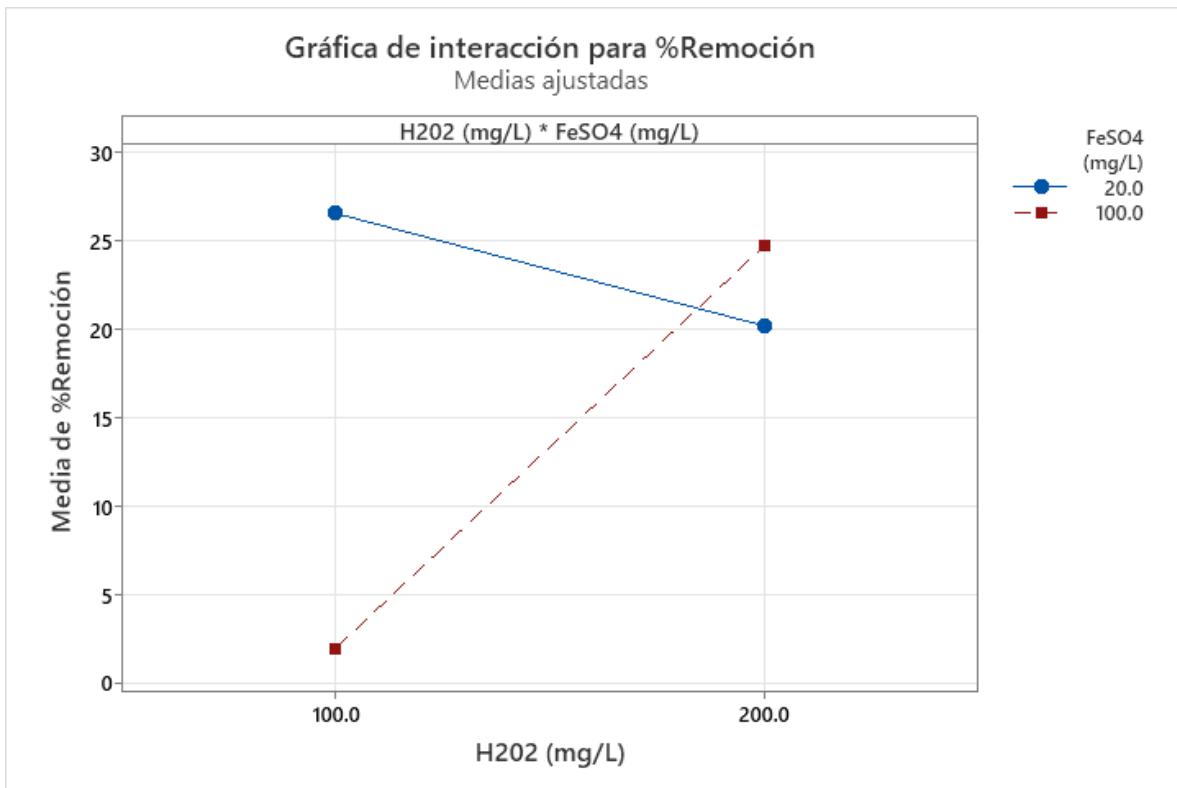


Figura 13. Diagrama de interacción entre H₂O₂ Y FeSO₄ con respecto al porcentaje de remoción. La línea azul representa el comportamiento de la interacción con una concentración de FeSO₄ de 20 mg/L, mientras que la línea roja representa el comportamiento con una concentración de 100 mg/L.

La interacción entre FeSO₄ y H₂O₂ es la que mayor efecto tiene en la remoción debido a que el H₂O₂ es el responsable de la producción de OH°, sin embargo, a concentraciones altas el H₂O₂ puede actuar como secuestrados de los mismos OH°. Por otra parte, el FeSO₄ actúa como catalizador de la reacción, pero su concentración en la mayoría de los casos tiene que ser menor a la de H₂O₂ debido a que un aumento en la concentración de FeSO₄ puede fomentar la formación de complejos ferrosos, aumentando la turbidez en el medio (Gungor *et al.* 2016; Gutierrez-Mata *et al.* 2017; Ramírez-Moreno *et al.* 2025).

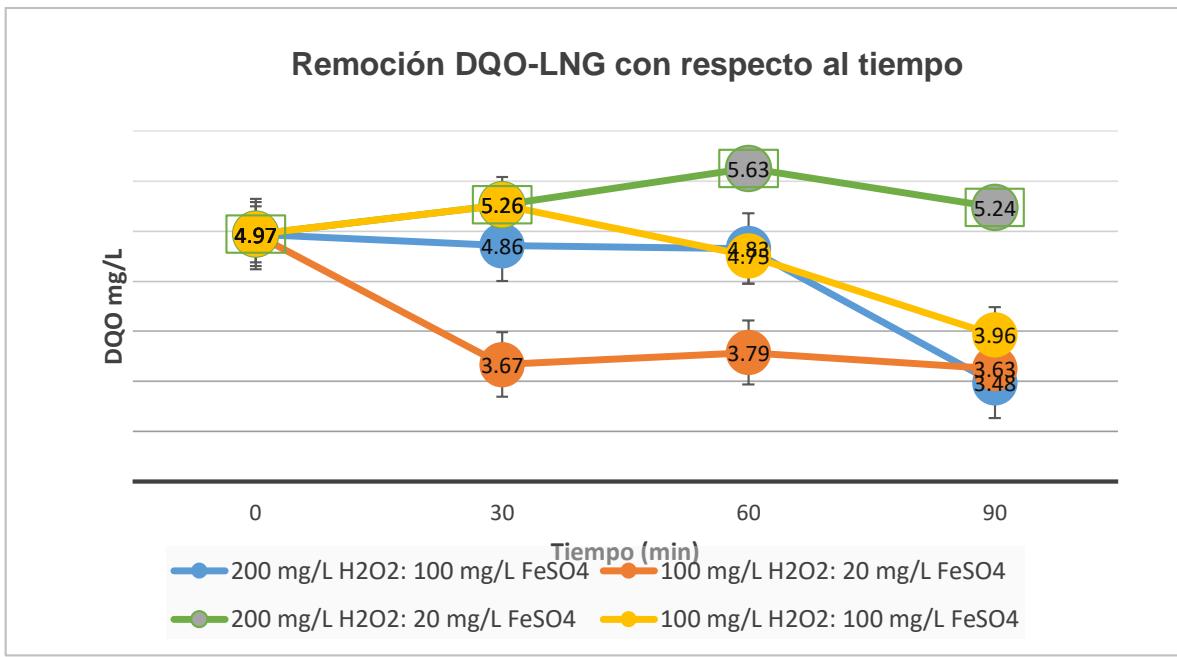


Figura 14. Grafica de remoción de DQO con respecto al tiempo, en esta grafica podemos observar el comportamiento de remoción de DQO con los tratamientos, el mejor comportamiento se observa en los colores verde y azul, con concentraciones 200 mg/L H₂O₂: 20 mg/L FeSO₄ y 200 mg/L H₂O₂: 100 mg/L FeSO₄ respectivamente.

El proceso foto-Fenton es eficiente puede remover el levonorgestrel gracias a los radicales hidroxilo ($\cdot\text{OH}$) generados en el proceso, estos son altamente reactivos capaces de degradar compuestos como el LNG, por si solo el proceso Fenton puede ser capaz de remover contaminantes emergentes, sin embargo, el uso de radiación solar favorece la reacción, regenerando continuamente el catalizador Fe^{2+} , lo que favorece la producción de radicales $\cdot\text{OH}$ (Rodriguez-Chueca *et al.* 2023). En la ecuación 8 se muestra la reacción principal del proceso Fenton, mientras que en la ecuación 9 se presenta el efecto de la radiación solar en la reacción.



De Suosa (2022), menciona que este comportamiento de estabilización se debe a una concentración alta de FeSO_4 , la mayoría de las veces se supone que el incremento en la concentración de hierro va a sugerir un incremento en la eficiencia de la reacción, sin embargo, se pueden formar complejos ferrosos y precipitar, esto afecta el paso de la radiación, haciendo menos eficiente la reacción. Por otra parte, Ramírez-Moreno *et al.* (2025), menciona que la concentración de FeSO_4 tiene que ser menor que la de H_2O_2 , debido a que el peróxido es el que promueve la generación de los radicales $^{\bullet}\text{OH}$.

La combinación que resultó con el mayor porcentaje de remoción de LNG en este trabajo fue la de 200 mg/L H_2O_2 : 100 mg/L FeSO_4 por 90 min, para estos experimentos se utilizó un pH neutro sin agentes quelantes, radiación solar (4952 – 6913 w/m²). En trabajos similares Pinoargote-Chang *et al.* (2022), obtuvieron una remoción de 100% en un sistema foto-Fenton solar, mientras que utilizando una lámpara UV-C obtuvieron una remoción de 89.48 de etinilestradiol en agua sintética en 180 min, Cardona *et al.* (2023), obtuvieron remoción de 80.14 de BPA en agua sintética. Maniakova & Rizzo (2023), con una mezcla de fármacos obtuvieron una remoción 60% a pH neutro utilizando agentes quelantes, con luz UV-C.

El uso de agua residual obtenida de la planta de tratamiento supone una disminución en la eficiencia de remoción ya que los compuestos y la materia orgánica presentes en el agua interfieren con el proceso (Ramírez-Moreno *et al.*, 2025). Otro parámetro que puede afectar la eficiencia de remoción es el pH, ya que este ayuda a controlar la precipitación del hierro, normalmente la reacción foto-Fenton se realiza a pH ácido, sin embargo, esto supone una acidificación del medio la cual posteriormente tendría que volver a tratarse para regresar a pH neutro. El proceso foto-Fenton es posible realizarlo a pH neutro, aunque la eficiencia de remoción sea menor, esto se puede mejorar utilizando agentes quelantes, que forman complejos con el hierro evitando su precipitación (Ortiz *et al.*, 2023; Hinojosa *et al.*, 2023). En la ecuación 10 se muestra la reacción del hierro al utilizar pH neutro,

en donde se forman complejos acuosos que tienen a precipitar, afectando la eficiencia de la reacción.



6.3. Determinación de la eficiencia de remoción de levonorgestrel en agua residual doméstica por reactor biológico de lecho fijo acoplado a un proceso foto-Fenton.

6.3.1. Construcción del reactor biológico y acondicionamiento.

El reactor biológico que se utilizó en este trabajo se muestra en la Figura 9, para su construcción se empleó un tanque de acrílico con volumen de 90 L, se colocó una válvula de salida de agua y una de eliminación de biomasa. En el fondo de tanque se colocaron difusores para promover el movimiento de la biomasa. El soporte de lecho fijo está constituido por botellas de PET de 0.3, 0.6 y 3 L colocadas de manera concéntrica, obteniendo una superficie de contacto de 5.55 m² entre el soporte y la biomasa.

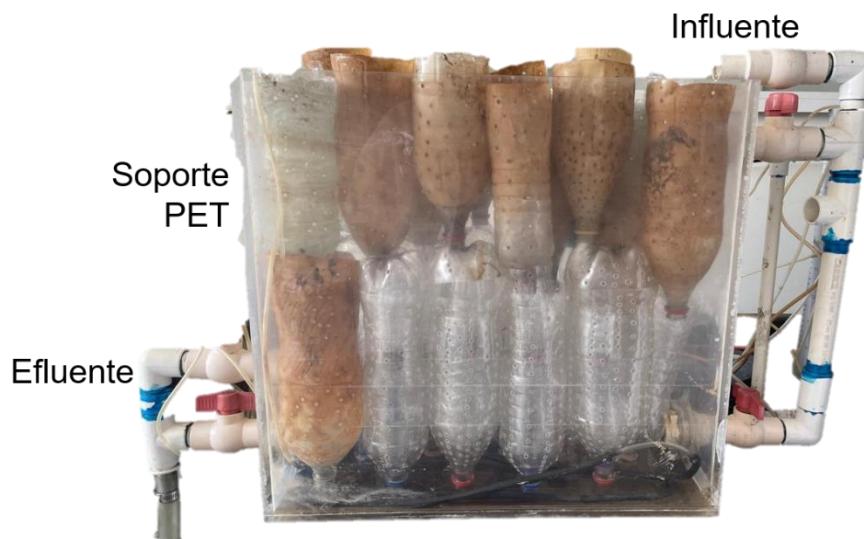


Figura 15. Reactor biológico de lecho fijo para remoción de LNG presente en agua residual doméstica.

6.3.2. Remoción de levonorgestrel en agua residual doméstica por reactor biológico de lecho fijo acoplado a un proceso foto-Fenton.

Para evaluación de la remoción de levonorgestrel en agua residual doméstica por medio del tren de tratamiento constituido por el reactor biológico de lecho fijo acoplado a en reactor foto-Fenton, se añadieron 1.5 mg/L de levonorgestrel al agua residual antes de cada ciclo de tratamiento. El ciclo constaba de 24 h de tratamiento del agua residual en el reactor biológico de lecho fijo, en esta etapa el agua residual se introducía en el reactor y se mantenía en recirculación, con aireación constante y con temperatura entre 20-25 °C. La segunda etapa del ciclo consistió en el tratamiento foto-Fenton, para eso se utilizaron las condiciones ideales, determinadas en el punto 6.2.2, se utilizaron 200 mg/L H₂O₂: 100 mg/L FeSO₄ por 90 min para el tratamiento del efluente del reactor biológico, la remoción se determinó por medio de HPLC.

A continuación, se presentan los cromatogramas obtenidos. La figura 16 corresponde al cromatograma obtenido del efluente de reactor biológico después de 24 h de tratamiento, donde se obtuvo una concentración de LNG de 0.8 mg/L, la figura 17 corresponde a el cromatograma obtenido del efluente del reactor foto-Fenton después del tratamiento, obteniendo una concentración por debajo del límite de cuantificación de 0.4 mg/L.

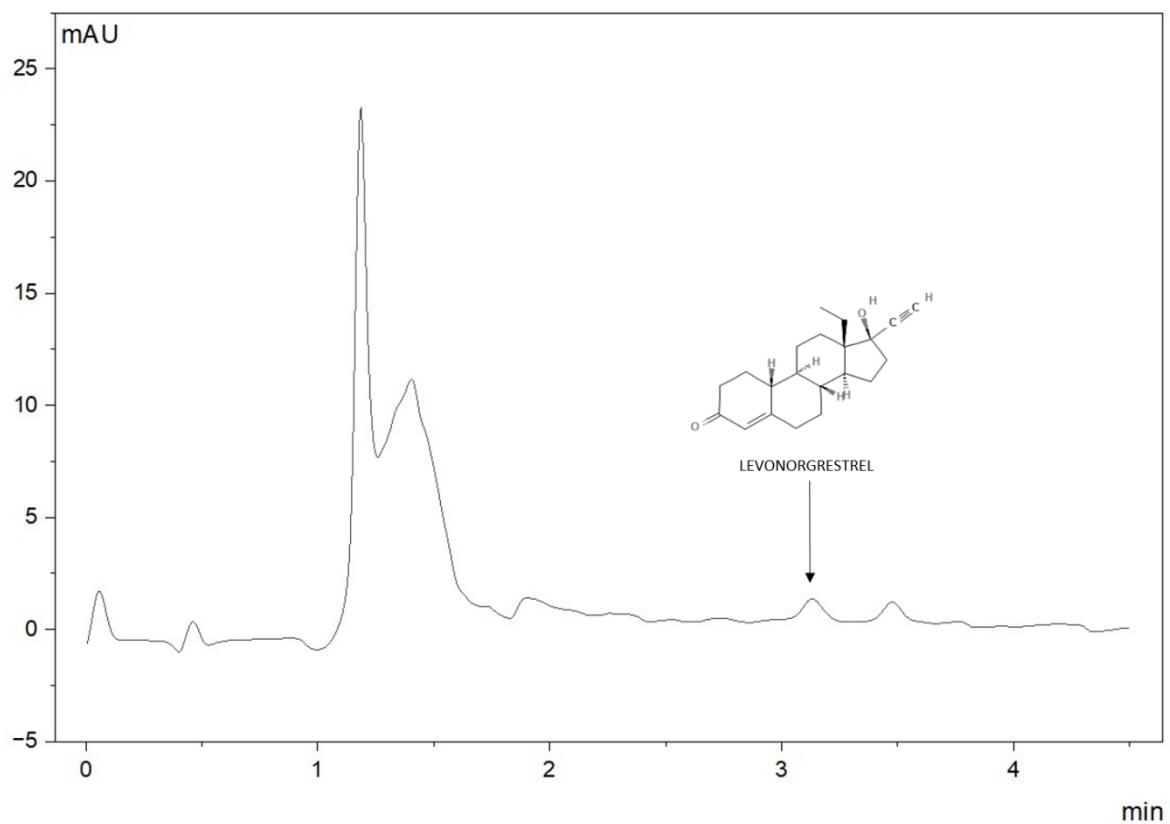


Figura 16. Cromatograma obtenido del efluente del reactor biológico, obteniendo una concentración de LNG de 0.8 mg/L, el pico de LNG se observa cercano a los 3 min.

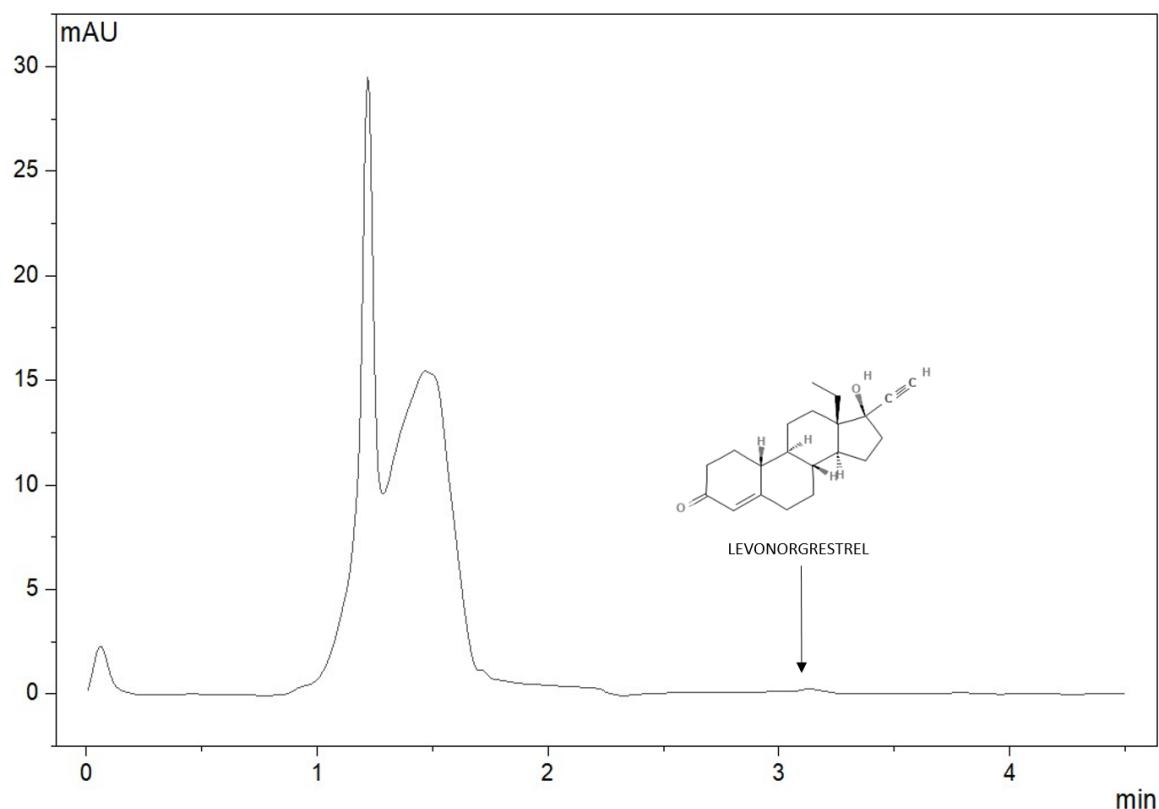


Figura 17. Cromatograma obtenido del efluente del proceso foto-Fenton, obteniendo una concentración de 0.4 mg/L, el pico correspondiente a LNG se observa cercano a los 3 min.

Partiendo de la concentración inicial del agua residual doméstica de 1.5 mg/L, en la primera etapa del tratamiento, es decir, después del tratamiento biológico, se obtuvo una concentración de 0.8 mg/L de LNG, obteniendo una remoción de 46.67% en esta etapa. Añadiendo el proceso de oxidación avanzada, en este caso se utilizó un proceso foto-Fenton, la concentración final del efluente resultó de menor a 0.4 mg/L de LNG, lo que representa una remoción de 73.3% con respecto a la concentración inicial del LNG.

La combinación de los procesos biológico y avanzado de oxidación aumentan la eficiencia de remoción de LNG, cómo se observó en el apartado 6.2.2, la remoción obtenida solo del proceso foto-Fenton fue de 30%, al combinar el proceso foto-

Fenton con el tratamiento biológico el porcentaje de remoción fue de 73.3%. De acuerdo con Ledakowicz & Pazdzior (2021), la aplicación de métodos biológicos acoplados a procesos de oxidación avanzada es una propuesta eficiente ya que el pretratamiento biológico elimina los componentes biodegradables, para después utilizar el proceso de oxidación avanzada para poder remover los contaminantes recalcitrantes.

El tratamiento biológico supone una remoción efectiva, Wu *et al.*, (2023) mencionan que las técnicas de remediación biológicas utilizando microorganismos son una opción efectiva y con bajos costos de aplicación. Sin embargo, la remoción utilizando este tipo de técnicas no logra ser suficiente para los contaminantes como el LNG, debido a que en bajas concentraciones aún pueden generar efectos adversos, en este trabajo se obtuvo una remoción de 46.67%, es decir se obtuvo una concentración de 0.8 mg/L después del tratamiento biológico.

Burzio *et al.* (2024), removieron fármacos incluido el LNG, utilizando lodos aerobios, en su trabajo obtuvieron una remoción de 20% de LNG, atribuyendo la remoción a las interacciones electrostáticas y a la afinidad lipofílica que tienen los lodos con el LNG, además mencionan que la espuma generada en el proceso también influye en la remoción debido a que se adsorbe el LNG en la interfaz líquido-gas.

Posterior al tratamiento biológico se realizó un tratamiento con el proceso foto-Fenton obteniendo una remoción del 50% con respecto a la etapa anterior, esto se debe a la formación de radicales °OH durante la reacción Fenton (Gopalakrishnan *et al.*, 2023), estos radicales son capaces de oxidar el LNG disminuyendo su concentración en el agua residual, para así obtener una remoción total del proceso de 73.3 %.

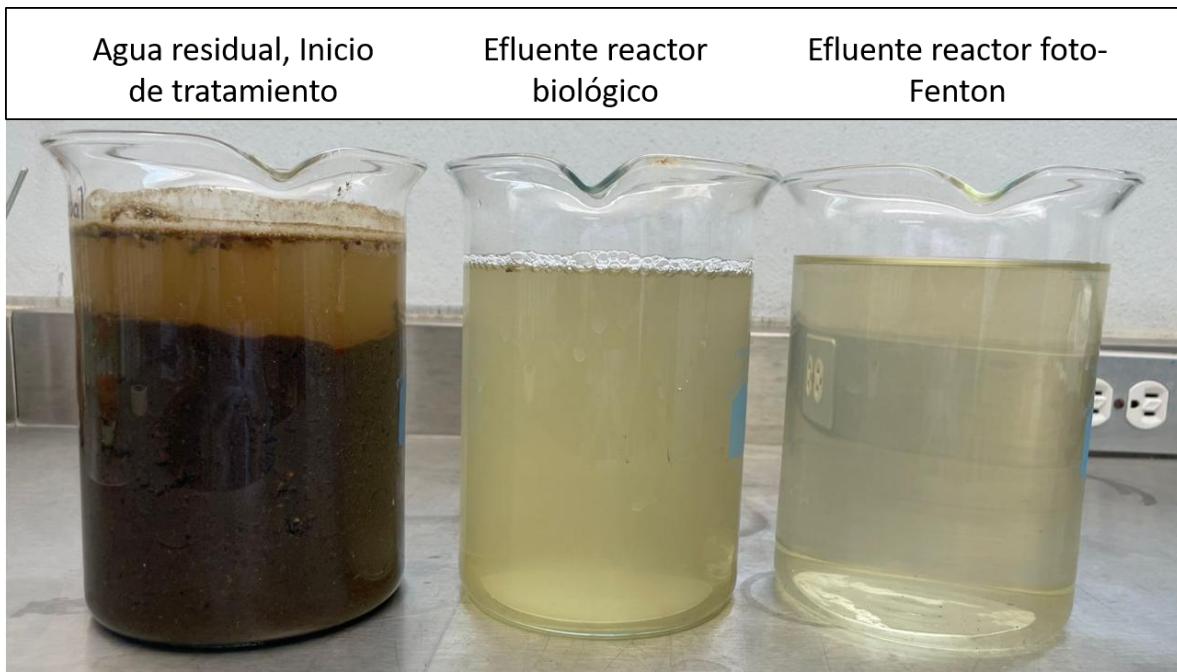


Figura 18. Apariencia de muestras de agua residual, sin tratamiento, efluente de reactor biológico y efluente reactor foto-Fenton, se observa una disminución evidente de color, sin embargo, aún el efluente del reactor foto-Fenton se puede observar la muestra turbia, esto debido a la precipitación del hierro.

Es importante mencionar que para el proceso foto-Fenton utilizado para este tratamiento las condiciones de pH utilizadas fueron de 6-7, Tolédo *et al.* (2025) y Ledakowicz & Pazdzior (2021), mencionan que el pH óptimo para la reacción Fenton es de 2-3, en este trabajo se decidió utilizar un pH neutro para evitar un tratamiento posterior con el fin de neutralizar el efluente del tren de tratamiento. Debido al pH que se utilizó la muestra del efluente del tren de tratamiento se sigue apreciando con turbidez, esto debido a que a pH neutro el hierro presente en la muestra precipita, O'Dowd & Pillai (2020), mencionan que a pH mayores a 3.5 el hierro tiende a precipitar, también mencionan que un pH mayor a 5 produce radicales hidroxilo con menor potencial de oxidación, lo que genera una disminución en la efectividad de la remoción.

En este trabajo utilizando un pH de 6-7 se logra una remoción de LNG del 73.3% después del tren de tratamiento constituido por un reactor biológico de lecho fijo acoplado a un proceso foto-Fenton, demostrando que la combinación del proceso biológico con el proceso avanzado de oxidación genera una remoción significativa de LNG.

7. Conclusión y perspectivas.

Los resultados obtenidos demuestran que la combinación de un tratamiento biológico con procesos avanzados de oxidación, en este caso un reactor de lecho fijo acoplado a un proceso foto-Fenton, son efectivos para la eliminación de contaminantes emergentes como el LNG.

El tratamiento logra un 73.3 % de remoción de LNG, utilizando como fuente de radiación la luz solar y utilizando pH neutro, utilizar la luz solar como fuente de radiación aumenta las posibilidades de aplicación del tratamiento debido a que no se necesita implementar luces UV.

Las principales limitaciones de este trabajo fueron la complejidad de la muestra, al realizar este trabajo con agua residual doméstica, esta tiene presente muchos contaminantes no objetivo que podrían llegar a afectar nuestros resultados; otro factor que también influye es la variación de la radiación solar, lo que puede afectar la eficiencia de la reacción foto-Fenton.

Para futuros trabajos sería importante evaluar la mineralización total del LNG, además de analizar la formación de subproductos de degradación y aunque en este trabajo se utilizó un volumen de 90 L, podrían realizarse pruebas con volúmenes mayores con el fin de escalar el proceso de tratamiento propuesto.

8. Bibliografía

- Aguayo-Pérez, L. (2019). Estrategia para la optimización de la generación distribuida con paneles fotovoltaicos en la ciudad de Santiago de Querétaro. Tesis para obtener el grado de Maestría en Ciencias de la Energía. Universidad Autónoma de Querétaro. Consultado el 08/12/2023. Disponible en: <https://ring.uaq.mx/bitstream/123456789/1882/1/RI004946.pdf>
- Alalm, M., Tawfik, A., Ookawara, S. (2015). Degradation of four pharmaceuticals by solar photo-Fenton process: Kinetics and costs estimation. *Jornal of Environmental Chemical Engineering*. 46-51. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.12.009>
- Almazrouei, B., Islayem D., Alskafi, F., Catacutan, M., Amna, R., Nasrat, S., Sizirici, B., Yildiz, I. (2023). Steroid hormones in wastewater: Sources, treatments, environmental risk and regulations. *Emerging Contaminants*. 9 (2), 100210. DOI 10.1016/j.emcon.2023.100210
- Arreguín-Cortes, F., López-Pérez, M., Cervantes-Jaimes, C. (2020). Los retos del agua en México: Water Challenges in Mexico. *Tecnología y Ciencias del Agua*. 11 (2), 341 - 371. DOI 10.24850/j-tyca-2020-02-10
- Bozyigit, G., Ayyildiz, M., Chormey, D., Turan, N., Kapukiran, F., Engin, G., Bakirdere, S. (2021). Removal of selected pesticides, alkylphenols, hormones and bisphenol A from domestic wastewater by electrooxidation process. *Water Science & Technology*. 85 (1), 220. DOI 10.2166/wst.2021.635
- Broséus, R., Vincent, S., Aboufadl, K., Daneshvar, A., Sauvé, S., Barbeau, B., Prévost, M. (2009). Ozone oxidation of pharmaceuticals, endocrine disruptors and pesticides during drinking water treatment. *Water Research*. 43 (18), 4707 - 4717. DOI 10.1016/j.watres.2009.07.031
- Burzio, C., Mohammadi, A., Smith, S., Abadikhah, M., Svahn, O., Modin, O. Persson, F., Wilén, B. (2024). Sorption of pharmaceuticals to foam and aerobic granular

sludge with different morphologies. *Resources, Environment and Sustainability*, 15, 1-9. DOI: 10.1016/j.resenv.2024.100149

Busayo, J., Hua, Y., Yong, Y., Chiong, T., Mujawar, N., Khalid, M. (2024). Advanced oxidation and biological integrated processes for pharmaceutical wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*. 353, 120170. DOI 10.1016/j.jenvman.2024.120170

Cabral-Silva, H., Da Silva, L., Dos Santos-Pereira, A., Cavallini, G. Pereira, D. (2022). Fenton Processes in Dye Removal. *Advanced Oxidation Processes in Dye-Containing Wastewater*. 1. DOI 10.1007/978-981-19-0987-0_2

Cardoso, P., Rodrigues, D., Madureira, T., Rocha, M., Rocha, E. (2018). Histopathological Evaluation of Combined Impacts Of the Synthetic Progestin Levonorgestrel and Temperature on the Female Zebrafish Maturation Using a Semi-quantitative Grading Analysis- Is it Enough? *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 101, 417 – 422. DOI 10.1007/s00128-018-2436-z

CONAGUA. (2019). Estadísticas del agua en México 2019. CONAGUA: México. Consultado el 21/11/2023. Disponible en: https://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/EAM_2019.pdf

CONAGUA. (2019). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (MAPAS). Libro 25, 46, 47, 48, 49 y 51. Consultado el 21/11/2023. Disponible en: <https://www.gob.mx/conagua/documentos/biblioteca-digital-de-mapas>

Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos. (2023). DOF 06-06-2023. Consultado el 06/03/2024. Disponible en: <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/CPEUM.pdf>

De Soussa, C. (2022). Foto-Fenton a ph neutro usando um foto-reactor de membrana tubular para dosagem radical de Fe (II): Avaliação de degradação de contaminantes de preocupação emergente en águas residuais. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ingeniería del Ambiente. Universidad Do Porto. Faculdade De

Engenharia. Colsultado el 19/05/2025. Disponible en: <https://repositorio-aberto.up.pt/handle/10216/140387?mode=full>

DOF. Diario Oficial de la Federación (2022). NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. Consultado el 21/11/2023.

Disponible en:

https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gs_c.tab=0

DOF. Diario Oficial de la Federación DOF. (1998). NOM-002-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado. Consultado el 21/11/2023.

Disponible en:

https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4881304&fecha=03/06/1998

DOF. Diario Oficial de la Federación. (1998). NOM-003-SEMARNAT-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. Consultado el 21/11/2023.

Disponible en: <https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3297/1/nom-003-semarnat-1997.pdf>

DOF. Diario Oficial de la Federación. (2020). Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2020-2024. Consultado el 21/11/2023. Recuperado de: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5596232&fecha=07/07/2020#gs_c.tab=0

DrugBank. (2023). Levonorgestrel. Consultado el 24/11/2023. Disponible en: <https://go.drugbank.com/drugs/DB00367>

Durcik, M., Grobin, A., Roskar, R., Trontelj, J., Masic, L. (2023). Estrogenic potency of endocrine disrupting chemicals and their mixtures detected in environmental waters and wastewaters. *Chemosphere*. 330: 138712. DOI 10.1016/j.chemosphere.2023.138712

Estrada-Arriaga, E., Mantilla-Morales, G., Mijaylova-Nacheva, P., Ramírez-Salinas, N., Moeller-Chavez, G., Sánchez-Zarza, M. (2013). Presencia y tratamiento de compuestos disruptores endócrinos en aguas residuales de la Ciudad de México empleando un biorreactor con membranas sumergidas. *Ingeniería Investigación y Tecnología*. 14 (2), 275 – 284.

Ferrer, J., Seco, A. (2008). Tratamientos biológicos de aguas residuales. Alfaomega: México. 9, 29-30, 153-167. ISBN: 978-970-15-1423-8

Frontistis, Z., Xekoukoulotakis, N., Hapeshi, E., Venieri, D., Fatta-Kassinos, D., Mantzavinos, D. (2011). Fast degradation of estrogen hormones in environmental matrices by photo-Fenton oxidation under simulated solar radiation. *Chemical Engineering Journal*. 178 (15), 175 - 182. DOI 10.1016/j.cej.2011.10.041

Garduño-Jiménez, A., Durán-Álvarez, J., Ortori, C., Abdelrazig, S., Barrett, D., Gomes, R. (2023). Delivering on sustainable development goals in wastewater reuse for agriculture: Initial prioritization of emerging pollutants in the Tula Valley, Mexico. *Water Research*. 238. 119903. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119903>

Ghazal, H., Koumaki, E., Hoslett, J., Malamis, S., Katsou, E., Barcelo, D., Jouhara, H. (2022). Insights into current physical, chemical and hybrid technologies used for the treatment of wastewater contaminated with pharmaceuticals. *Journal of Cleaner Production*. 361 (10). DOI 10.1016/j.jclepro.2022.132079

Gil, M., Soto, A., Usma, J., Gutiérrez, O. (2012). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción+Limpia*. 7(2), 52-73

Gopalakrishnan, G., Jeyakumar, R., Somanathan, A. (2023). Challenges and Emerging Trends in Advanced Oxidation Technologies and Integration of Advanced Oxidation Processes with Biological Processes for Wastewater Treatment. *Sustainability*. 15, 4235. <https://doi.org/10.3390/su15054235>

Gungor, A., Nadaroglu, H., Kalkan, E., Celebi, N. (2016). Fenton process-driven decolorization of Allura Red AC in wastewater using apolaccase-modified or native

nanomagnetite immobilized on silica fume. *Desalination and Water Treatment*. 57. 15889-15899. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2015.1074620>

Gutiérrez, C., Pilco, A. (2020). Optimización de la remoción de compuestos orgánicos persistentes mediante el proceso foto-Fenton. *Revista de la Sociedad Química del Perú*. 86 (1), 58 – 69.

Gutiérrez-Mata, A., Velazquez-Martínez, S. Álvarez-Gallegos, A., Ahmadi, M., Hernández-Pérez, J., Ghanbari, F., Silva-Martínez, S. (2017). Recent Overview of Solar Photocatalysis and Solar Photo-Fenton Processes for Wastewater Treatment. *International Journal of Photoenergy*. <https://doi.org/10.1155/2017/8528063>

Hinojosa, M., Oller, I., Quiroga, J., Malato, S., Egea-Corbacho, A. Acevedo-Merino, A. (2023). Solar photo-Fenton optimization at neutral pH for microcontmainant removal at pilot plant scale. *Environmental Science and Pollution Research*. 30. 96208-96218. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-28988-7>

Ilyas, H., Van Hullenbusch, E. (2020). A review on the occurrence, fate and removal of steroid hormones during treatment with different types of constructed wetlands. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 8 (3). DOI 10.1016/j.jece.2020.103793

Haq, Z., Shad, N., Sabahat, S., Sun, J., Tahir, K., Samad, N., Muhammad, N., Rahim, A., Imran, M., Iqbal, J., Malook, T., Khasim, S., Farooq, U., Wu, J. (2023). Removal of organic pollutants through hydroxyl radical-based advanced oxidation processes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 267: 115564 DOI 10.1016/j.ecoenv.2023.115564

INEGI. (2018). Resultados de la Encuesta Nacional de la Dinámica Demográfica 2018 (ENADID). Recuperado el 08/12/2023. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/contenidos/saladeprensa/boletines/2019/EstSociodemo/ENADID2018.pdf>

Jacobo-Marín, D., Santacruz, G. (2021). Contaminantes emergentes en el agua: Regulación en México, principio precautorio y perspectiva comparada. *Revista de Derecho Ambiental*. 1(15), 51 - 75. DOI 10.5354/0719-4633.2021.57414

Jiménez-Bambague, E., Madera-Parra, C., Rangel-Delgado, M., Quintero-Martínez, I., Miranda-Mosquera, D., Aristizabal-Apolinar, J., Machuca-Martínez, F. (2023). Photo-Fenton and Electro-Fenton performance for the removal of pharmaceutical compounds in real urban wastewater. *Electrochimica Acta*. 442 :141905. DOI 10.1016/j.electacta.2023.141905

Ledakowicz, S., Padzior, K. (2021). Recent Achievements in Dyes Removal Focused on Advanced Oxidation Processes Integrates with Biological Methods. *Molecules*. 28, 870. <https://doi.org/10.3390/molecules26040870>

Ley de Aguas Nacionales. (2023). DOF 08-05-2023. Recuperado el 21/11/2023. Disponible en: <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LAN.pdf>

Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. LGEEPA. (2023). DOF 08-05-2023. Recuperado el 06/03/2024. Disponible en: <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGEEPA.pdf>

Maniakova, G., Rizzo, L. (2023). Pharmaceuticals degradation and pathogens inactivation in municipal wastewater: A comparison among UVC photo-Fenton with chelating agents, UVC/H₂O₂ and ozonation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 11. 111356. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111356>

Méndez-Catalán, J., Socas-Hernández, C., Jiménez-Skrzypek, G., Hernández-Borges, J., González-Salamo. (2024). Evaluation of the presence of emerging contaminants in wastewater and seawater using automated solid-phase extraction and ultra-high-performance liquid chromatography coupled to tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography Open*. 6. 100178. <https://doi.org/10.1016/j.jcoa.2024.100178>

Metin, S., Izlen, D. (2023). Chemical industry wastewater treatment by coagulation combined with Fenton and photo-Fenton processes. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. 98 (5), 1158 – 1165. DOI 10.1002/jctb.7321

Milquez, H., Montagut, J. (2023). Impacto de los contaminantes emergentes en el entorno acuático y los tratamientos para el control y remoción en los cuerpos hídricos. Revisión literaria. *Ingeniería y Competitividad*. 28 (3). DOI 10.25100/iyc.v25i3.12551

Munzhelele, E., Ayinde, W., Fitari, W., Pindihama, G., Mudzielwana, R. (2024). Occurrence of efavirenz, levonorgestrel, ibuprofen, and diclofenac in wastewaters of Limpopo Province, South Africa. *Heliyon*.
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e41524>

Murkherjee, U., Maitra, S. (2023). Impact of Metabolic Disrupting chemicals on redox homeostasis, energy sensors, receptor modulation, and hormone metabolism: A comparative account in Teleost and mammalian model organisms. *Aquaculture and Fisheries*. Doi 10.1016/j.aaf.2023.05.004

National Center for Biotechnology Information (NCBI). (2023). PubChem Compound Summary for Levonorgestrel. Recuperado el 24/11/2023. Disponible en: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Levonorgestrel>

Núñez-García, U., Navarro-Gómez, H., González-Sandoval, M., Flores-Badillo, J. (2023). Tratamiento biológico de aguas residuales con perspectiva de economía circular. *Publicación Semestral Pädi Boletín Científico de Ciencias e Ingenierías del ICBI*. 11 (3), 112 - 122. DOI 10.29057/icbi.v11iEspecial3.11486

O'Dwod, K., Pillai, S. (2020). Photo-Fenton disinfection at near neutral pH: Process, parameter optimization and recent advances. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 104063. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104063>

Ojogoro, J., Scrimshaw, M., Sumpter, J. (2021). Steroid hormones in the aquatic environment. *Science of the Total Environment.* 792 :148306. DOI 10.1016/j.scitotenv.2021.148306

Ortiz, D., Munoz, M., Garcia, J., Cirés, S., De Pedro, Z., Quesada, A., Casas, J. (2023). Photo-Fenton oxidation of cylindrospermopsin at neutral pH with LEDs. *Environmental Science and Pollution Research.* 30. 21598-21607. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23681-7>

Overturf, M., Overturf, C., Carty, D., Hala, D., Huggett, D. (2014). Levonorgestrel exposure to fathead minnows (*Pimephales promelas*) alters survival, growth, steroidogenic gene expression and hormone production. *Aquatic Toxicology.* 148, 152 – 161. DOI 10.1016/j.aquatox.2014.01.012

Pinoargote-Chang, M., Fernández-Andrade, A., Zambrano-Intriago, L., Quiroz-Fernández, L., Villanueva-Ramos, G., Montenegro, M., Rodríguez-Díaz, J. (2022). Photo-Fenton process for the degradation of blue 1 dye and estradiol benzoate hormone in binary system: Application of sunlight and UV-C radiation. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering.* 6 :100226. DOI 10.1016/j.cscee.2022.100226

Qingmiao, Y., Xugong, Y., Fuzheng, Z., Xianda, H., FanFan, Hongqiang, R., Jinju, G. (2022). Occurrence and removal of progestogens from wastewater treatment plants in China: Spatiotemporal variation and process comparison. *Water Research.* 211: 118038. DOI 10.1016/j.watres.2022.118038

Ramírez, I., Martínez, P., Quiroz, M., Bandala, E. (2015). Efectos de los estrógenos como contaminantes emergentes en la salud y el ambiente. *Tecnología y Ciencias del Agua.* 6 (5), 31-42.

Ramírez-Moreno, J., Romo-Gómez, C., Camacho-López, C., Acevedo-Sandoval, O., Leyva-Morales, J., González-Ramírez, C. (2025). Degradación de farmacéuticos y colorantes por foto-Fenton con luz solar. *Pädi boletín Científico de Ciencias*

Ramis, J. (2019). Aguas Residuales Urbanas. Elearning, S.L. 37-39.

Ravindra, A., Hima, P., Narayana, K., Vinod, K. (2013). Validated RP-HPLC Method for Simultaneous Estimation of Levonorgestrel and Ethinylestradiol in Combined Dosage Form. *Journal of Scientific and Innovative Research*. 2 (3), 642 - 650.

Rekhate, C., Srivastava, J. (2020). Recent advances in ozone-based advances oxidation processes for treatment of wastewater- A review. *Chemical Engineering Journal Advances*. 3 :100031. DOI 10.1016/j.ceja.2020.100031

Rios-Sossa, R., García-Londoño, J., Gil-Ramírez, D., Patiño, A., Cardona-Maya, W., Quintana-Castillo, J., Narváez-Valderrama, J. (2022). Assessment of Levonorgestrel leaching in Landfill and its effects on Placental Cell Lines and Sperm Cells. *Water*. 14, 871. <https://doi.org/10.3390/w14060871>

Robledo-Zacarías, V., Velázquez-Machuca M., Montañez-Soto, J., Pimentel-Equihua, J., Vallejo-Cardona, A., López-Calvillo, M., Venegas-González, J. (2017). Hidroquímica y contaminantes emergentes en aguas residuales urbano industriales de Morelia, Michoacán, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 33 (2), 221 – 235. DOI 10.20937/RICA.2017.33.02.04

Rodríguez, O., Peralta-Hernández, J., Goonetilleke, A., Bandala, E. (2017). Treatment Technologies for Emerging Contaminants in Water: A review. *Chemical Engineering Journal*. 323, 361 - 380. DOI 10.1016/j.cej.2017.04.106

Rodríguez-Chueca, Giannakis, S., Senyuz, T., Decker, J., Oulego, P., Bensimon, M., Guillaume, T., Pulgarín, C. (2023). Sunshine and a pinch of tropical soils: A natural, low-cost photo-Fenton variation for safer water, assisted by H₂O₂ or percarbonate. *Separation and Purification Technology*. 321, 124221. DOI 10.1016/j.seppur.2023.124221

Rodríguez-Hernández, J., Araújo, R., López-Pacheco, I., Rodas-Zuluaga, L., González-González, R., Parra-Arroyo, L., Sosa-Hernández, J., Melchor-Martínez, E., Martínez-Ruiz, M., Barceló, D., Pastrana, L., Iqbal, H., Parra-Saldívar, R. (2022). Environmental persistence, detection and mitigation of endocrine disrupting contaminants in wastewater treatment plants- a review with a focus on tertiary treatment technologies. *Environmental Science Advances*. 1. 680. DOI: 10.1039/d2va00179a

Rubio-Clemente, A., Chica, E., Peñuela, G. (2014). Aplicación del proceso Fenton en el tratamiento de aguas residuales de origen petroquímico. *Ingeniería y competitividad*. 16 (2), 211-223

SEMARNAT. (2020). Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Consultado el 25/11/2023. Disponible en: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/566832/PROMARNAT-2020-2024.pdf>

Sharma, S., Bhattacharya, A. (2017). Drinking water contamination and treatment techniques. *Applied Water Science*. 7, 1043 – 1067. DOI 10.1007/s13201-016-0455-7

Suhendi, A. (2015). Validation of High Performance of Liquid Chromatography Method for the Determination of Levonorgestrel and Ethinyl Estradiol in Tablets. *Journal of Pharmaceutical Sciences and Research*. 8 (1), 6 – 9.

Teigeler, M., Shaudien, D., Böhmer, W., Länge, R., Schäfers, C. (2021). Effects of the Gestagen Levonorgestrel in a Life Cycle Test with Zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 4(3), 580-591. DOI 10.1002/etc.5008

Toledo, C., Bila, D., Campos, J. (2025). Sulfate Radical-Based Oxidation Processes for Emerging Contaminants: Advances and Perspectives on Degradation of Hormones. *Processes*. 13, 1949. <https://doi.org/10.3390/pr13071949>

Varticovski, L., Satavreva, D., Raziuddin, R., Hager, G. (2022). Endocrine disruptors of sex hormone activities. *Molecular and Cellular Endocrinology*. 539, 111415. DOI 10.1016/j.mce.2021.111415

Vieira, W., De Farias, M., Spaolonzi, M., Da Silva, M., Vieira, M. (2020). Removal of endocrine disruptors in waters by adsorption, membrane filtration and biodegradation. A review. *Environmental Chemistry Letters*. 18, 1113 – 1143. DOI 10.1007/s10311-020-01000-1

Wu, Y., Liu, Y., Kamyab, H., Rajasimman, M.n Rajamohan, N., Huy Ngo, G., Xia, C. (2023). Physico-chemical and biological remediation techniques for the elimination of endocrine-disrupting hazardous chemicals. *Environmental Research*. 116363. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116363>

Xiong, L., Tang, J. (2021). Strategies and Challenges on Selectivity of Photocatalytic Oxidation of Organic Substances. *Advanced Energy Materials*. 11 (8), 2003216. DOI 10.1002/aenm.202003216

Zangeneh, H., Zinatizadeh, M., Habibi, M., Akia, M., Hasnain, I. (2014). Photocatalytic oxidation of organic dyes and pollutants in wastewater using different modified titanium dioxides: A comparative review. *Engineering Chemistry*. 26, 1-36
8DOI 10.1016/j.jiec.2014.10.043

Zaruma, P. (2022). Optimización de la degradación de contaminantes emergentes en solución acuosa por procesos de oxidación avanzada: Levonorgestrel y cloruro de metiltionina. Tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias en Biotecnología. Instituto Politécnico Nacional. Consultado el 21/11/2023. Disponible en: <http://repositoriodigital.ipn.mx/handle/123456789/26529>

Zia, S., Grahamn, D., Dolfig, J. (2013). Wastewater Treatment: Biological. *Encyclopedia of Environmental Management*. DOI 10.1081/E-EEM-120046063

Zúñiga-Hernández, E., Ramos-López, M., Zavala-Gómez, C., Campos-Guillén, J., Ledesma-García, J., Arriaga-Hurtado, L., Amaro-Reyes, A., Sandoval-Cárdenas, D.,

Rodríguez-Morales, J. (2023). Caracterización de comunidades bacterianas establecidas en un reactor biológico fijo para el tratamiento de efluentes domésticos. *Nova Scientia*. 31 (15), 1 – 23. DOI 10.21640/ns.v15i31.3095