



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

**“REMOCIÓN DE GASOLINA EMULSIONADA EN AGUA UTILIZANDO
MEXICALCITA COMO MATERIAL ADSORBENTE EN UN PROCESO
CONTINUO”**

T E S I S

Que para obtener el Título de:

I N G E N I E R A P E T R O Q U Í M I C A

Presenta:

Liliana Rosas Vidal

Director de Tesis

Dr. en C. Julián Cruz Olivares

Toluca, Edo. de México.

Julio 2026.

ÍNDICE

Agradecimientos	4
Índice de tablas	5
Índice de figuras	5
Resumen	7
CAPÍTULO I. ANTECEDENTES	8
1.1 INTRODUCCIÓN	9
1.2 CONTAMINACIÓN POR DERIVADOS DEL PETRÓLEO	12
1.2.1 Producción, composición y propiedades de la gasolina	12
1.2.2 Liberaciones de hidrocarburos en aguas subterráneas	15
1.2.3 Efectos al medio ambiente y a la salud humana	22
1.3 MÉTODOS DE LIMPIEZA DE AGUAS SUBTERRÁNEAS	25
1.3.1 Métodos in situ	25
1.3.2 Métodos de tratamiento	27
1.4 ADSORCIÓN COMO MÉTODO DE TRATAMIENTO	33
1.4.1 Mecanismo de adsorción	33
1.4.2 Procesos de tratamiento en sistema continuo	36
1.4.3 Tipos de adsorbentes	37
1.5 CALCITAS COMO MATERIALES ADSORBENTES	46
1.5.1 Composición y origen	46
1.5.2 Propiedades fisicoquímicas	47
1.5.3 Aplicaciones ambientales	48
CAPÍTULO 2. JUSTIFICACIÓN	51
2.1 JUSTIFICACIÓN	52
2.2 HIPÓTESIS O PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	53
2.3 OBJETIVOS	53
CAPÍTULO 3. DESARROLLO EXPERIMENTAL	55
3.1 Materiales y reactivos	56

3.2 Procedimiento para obtener una curva de calibración	57
3.3 Tamizado de la mexicalcita	58
3.4 Diseño del sistema continuo de adsorción	60
3.5 Proceso de remoción de gasolina en columna	61
CAPÍTULO 4. RESULTADOS	63
4.1 Curva de calibración	64
4.2 Influencia de la altura del lecho (mexicalcita) en la remoción y capacidad de adsorción de gasolina emulsionada.	69
4.3 Evaluación de la columna en cada ciclo.	70
CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES	75
Referencias	77

Resumen

En esta tesis se evaluó la capacidad de adsorción de gasolina utilizando mexicalcita como adsorbente en una columna empacada, se consideraron dos tamaños de partícula (1.65 mm y 0.83 mm) y diferentes alturas de lecho. Los resultados muestran que hay una alta eficiencia de adsorción inicial; es decir, en el primer ciclo se logra la mayor remoción de gasolina debido al máximo gradiente de concentración, alcanzando porcentajes superiores al 67% y 77% para partículas de 1.65 mm y 0.83 mm, respectivamente. En cuanto a la influencia del tamaño de partícula, se encontró que las partículas más pequeñas (0.83 mm) presentan mejor desempeño, con porcentajes de remoción promedio de hasta 98.9%, frente a 92.3% para partículas más grandes. Esto se atribuye a la mayor área superficial disponible para la transferencia de masa. Por otro lado, el efecto de la altura del lecho muestra que, a mayor altura del lecho empacado, se incrementa el tiempo de servicio de la columna, aunque la capacidad de remoción por gramo disminuye. Esto implica un compromiso entre duración del proceso y eficiencia específica. Se demuestra también que mediante la espectrometría UV-Vis es posible confirmar la remoción efectiva de hidrocarburos, evidenciada por la disminución de absorbancia en la longitud de onda característica ($\sim 960\text{ cm}^{-1}$). Es posible también aseverar que la eficiencia disminuye en ciclos sucesivos debido a la saturación del adsorbente, lo que sugiere la necesidad de regeneración o reemplazo para mantener la efectividad. En general, la mexicalcita es un adsorbente eficaz para la remoción de gasolina, especialmente cuando se emplean partículas pequeñas y se optimiza la altura del lecho según los objetivos del proceso. El diseño del sistema debe considerar la regeneración del material y el monitoreo analítico para garantizar un desempeño sostenido.

CAPÍTULO I.

ANTECEDENTES

1.1 INTRODUCCIÓN

La industria petroquímica es importante para el desarrollo económico de los países ya que se obtienen de esta actividad muchos productos derivados del petróleo, entre estos, combustibles valiosos para el sector energético incluyendo gasolina, combustible de aviación y gasóleo para calefacción. La contaminación generada por los combustibles automotrices, especialmente las gasolinas, han sido un problema recurrente que afectan todo tipo de medios ambientales incluidas las grandes ciudades.

La principal fuente de contaminación en suelos y agua se debe a derrames accidentales en la exploración, extracción, transporte de hidrocarburos, ocurridos en su mayoría en zonas marítimas y costeras, pero las zonas urbanizadas también pueden verse afectadas aunque se encuentren lejos de las principales refinerías del país donde las causas más significativas de estos accidentes es debido a fugas y derrames de combustible en los tanques de almacenamiento de las estaciones de servicio y el rompimiento de tuberías. En México la distribución de los productos derivados del petróleo se realiza en un 70% a través de la red de ductos desde las refinerías hasta las estaciones de distribución y venta y el 30% restante se transporta por medio de autotanques. Otra fuente posible de contaminación del agua suelen ser otros productos petroquímicos como disolventes y productos derivados del carbón que pudiesen ser vertidos por los habitantes al sistema de drenaje.

Los pequeños derrames o fugas en el mismo lugar a lo largo del tiempo pueden generar grandes problemas, ocasionando altas concentraciones de hidrocarburos que suelen ser difíciles de limpiar, la probabilidad de que los consumidores detecten sabores y olores aumenta significativamente debido a las propiedades físicas de los hidrocarburos como la volatilidad que demuestran su presencia en el medio ambiente, generando el rechazo por los riesgos que representa para su salud

El hecho de que los productos derivados del petróleo son mezclas complejas de cientos de hidrocarburos individuales es un factor que complica la determinación de su toxicidad en caso de contaminación del agua, sin

embargo, los contaminantes en la gasolina que son de importante preocupación para la salud incluyen benceno, tolueno, xilenos, etilbenceno, y aditivos que pueden causar una variedad de efectos tóxicos. La exposición a la gasolina y el contacto con la piel provoca sensibilización, irritación, daños del sistema nervioso central y efectos en el sistema respiratorio.

Desafortunadamente estos accidentes ocurren con frecuencia y en el año 2024 algunas alcaldías de la Ciudad de México presenciaron un problema de este tipo. El agua suministrada no aparentaba ser de buena calidad, los habitantes reportaron que el agua que llegaba a sus grifos y regaderas tenía olor desagradable y consistencia oleosa, reconocieron específicamente un olor a gasolina que se intensificaba con el paso del tiempo, mismo en los algunos usuarios mantuvieron exposición con este recurso. Empezaron a notar algunas afecciones en la piel, según relatan, después de usar el agua para lavar los trastes, su piel se sintió reseca e irritada.

La situación empeoró porque no se atendió el problema con premura y la información compartida fue contradictoria entre las instituciones responsables del control de la calidad del agua en esta región, pues algunas declaraciones avisaban a la población que el grado de contaminante presente en el agua no era perjudicial para la salud, pero por otra parte se recomendaba a la población no beber agua de la llave y solo usarla para lavar patios y carros.

Como se mencionó anteriormente en este tipo de casos la causa más probable es por una fuga, en el caso de la Ciudad de México se señaló exactamente lo mismo. La teoría planteó que la contaminación surgió de un ducto de PEMEX que podría haberse fisurado provocando una fuga que se filtró al pozo de agua que abastece el recurso a los hogares. Investigaciones privadas encontraron compuestos orgánicos derivados del petróleo en muestras tomadas tanto de cisternas como de la red pública, a las cuales se le hicieron pruebas fisicoquímicas, en las que concluyeron que el agua mostraba una elevada turbidez, un pH ligeramente alto y una alteración en los parámetros básicos

de la calidad del agua, pruebas suficientes para descartar el uso del agua y considerarla un riesgo para la salud humana.

Todo parecía apuntar que el contaminante fue un combustible y aunque los resultados expuestos por las autoridades no mencionan datos precisos como la concentración, existen algunas metodologías para determinarla y hacer un análisis del agua que se suministra.

Los métodos de remoción tradicionales incluyen la extracción de hidrocarburos por bombeo y por compresión de aire en el sitio acuoso contaminado, los métodos de tratamiento convencionales son costosos, requieren infraestructura compleja y el uso de químicos, y requieren de otras técnicas para conocer la concentración. La adsorción es de las mejores metodologías de remoción y afortunadamente las investigaciones con este método cada vez son más y fundamentan la ventaja operativa a comparación de las tradicionales.



Figura 1 Muestra de agua de grifo contaminada en CDMX 2025

<https://www.publimetro.com.mx/noticias/2025/04/16/agua-contaminada-persiste-en-bj-y-se-extiende-a-otras-alcaldias-de-cdmx-van-por-nuevo-estudio/>

1.2 CONTAMINACIÓN POR DERIVADOS DEL PETRÓLEO

1.2.1 Producción, composición y propiedades de la gasolina

La gasolina es un derivado del petróleo que se clasifica entre los principales combustibles líquidos utilizados en motores de combustión interna. Se estima que la gasolina es una mezcla de más de 150 productos químicos y la proporción que constituyen la mezcla está determinada por el proceso de refinamiento. La gasolina se produce mediante la destilación directa del petróleo crudo, en este proceso el petróleo se fracciona en compuestos ligeros o pesados según su punto de ebullición. La fracción líquida más ligera es la nafta, que tiene un punto de ebullición que oscila los 39°C y los 200°C y tiene un índice de octano de 70, razón por la cuál es necesario continuar con una serie de procesos que hacen de la nafta y otras fracciones en un producto de mayor calidad.

Las compañías petroleras procesan químicamente algunas otras fracciones de la columna de destilación en unidades de conversión como craqueo catalítico fluidificado, hidro craqueo y coquización para producir gasolina, este procesamiento aumenta el rendimiento de gasolina de cada barril de petróleo crudo. En las refinerías orientadas a la producción de combustibles para transporte, la unidad de craqueo catalítico fluidificado representa más del 40% del total de la producción de gasolina y otros combustibles como el diésel, pero es el hidro craqueo el de mejor rendimiento y eficiencia para la conversión de flujos pesados

La mejor calidad en las gasolinas producidas es aquellas con bajo contenido de azufre y alto índice de octano. Los procesos de mejoramiento como el reformado catalítico procesan las naftas, principalmente la obtenida en la destilación directa, el producto de esta operación se denomina reformado con alta concentración de compuestos aromáticos que son la principal fuente de octano. Los compuestos aromáticos contenidos en la gasolina comercial son el benceno, tolueno y xileno, (BTEX), otros compuestos presentes en la gasolina son las olefinas e isobutanos, mezclados en un proceso llamado

alquilación, también se encuentran las parafinas ramificadas obtenidas mediante la isomerización de parafinas de bajo octano, por lo que este proceso y los anteriores incrementan el octanaje de la gasolina.

El control del contenido de azufre es un proceso que se logra en varias etapas del refinamiento, específicamente en una etapa de tratamiento conocida como hidrodesulfuración. La nafta de craqueo catalítico fluido es la fuente principal de azufre en la gasolina, que aporta hasta un 90% del azufre que ésta contiene, la nafta del proceso de coquización y de destilación directa aporta la mayor parte del azufre restante. La hidrodesulfuración es el proceso que extrae los heteroátomos de azufre del petróleo crudo y los flujos de refinación, con la finalidad de cumplir las especificaciones del contenido de azufre en la gasolina y el combustible diésel, el contenido de benceno en la gasolina.

La gasolina contiene varios otros aditivos, incluidos etanol, metanol, formaldehído, 1,3-butadieno, metil terc-butil éter (MTBE) y hexano para mejorar el rendimiento y la estabilidad de la gasolina. El uso del aditivo MTBE se implementó en la formulación de gasolina principalmente como un sustituto de los aditivos tradicionales como el tetrametilo y tetraetilo de plomo, que fueron restringidos por su alto impacto ambiental. El MTBE se fabrica mediante la reacción catalítica que combina metanol e isobutileno, la presencia de oxígeno en la molécula de MTBE facilita la combustión completa de la gasolina en un vehículo. Esto elimina del tubo de escape casi todos los hidrocarburos no quemados, que son precursores del ozono y contaminantes atmosféricos desagradables.

EL MTBE es miscible en agua, si la gasolina con MTBE se fuga de un tanque de almacenamiento, la gasolina permanece sobre cualquier fuente de agua subterránea, pero el MTBE se filtrará de la gasolina y se disolverá en agua, por esta razón en los últimos años este aditivo cayó en desuso principalmente en aquellos países con mayores exigencias ambientales. Estados Unidos ha ido eliminando el MTBE de sus gasolinas a partir del año 2006, pero continúa produciendo algunas cantidades de MTBE para exportación en los mercados europeo y mexicano, entre otros. En el año 2010, en México se consumieron

alrededor de 43 mil barriles/día de MTBE, mientras que en China el consumo fue de 49 mil barriles/día, (ICCT, 2011).

En México además de MTBE se permite el uso de, etil-ter-butil éter (ETBE) y ter-amil-metil-éter (TAME) como oxigenantes en gasolinas hasta en un contenido máximo de 2.7 % masa de oxígeno en el petrolífero. La tabla 1 muestra un resumen de los principales componentes de la gasolina Magna y Premium producidas en México, (CONUEE, 2019).

Familia química	Componentes	Composición Total (%)	
		Magna (89 Octanos)	Premium (92 Octanos)
n-alcanos	C ₅ C ₆ C ₇ C ₉ C ₁₀ -C ₁₃	9.06	7.48
Alcanos ramificados	C ₈ H ₁₈	38.13	39.68
Cicloalcanos (Naftenos)	C ₆ C ₇ C ₈	3.84	3.26
Olefinas (Alquenos)	C ₅ H ₁₀ C ₆ H ₁₂	5.60	6.22
Aromáticos	Benceno, Tolueno, Xileno (C ₆ H ₆ , C ₇ H ₈ , C ₈ H ₁₀)	43.36	43.46
Aditivos oxigenados	MTBE, ETBE (C ₅ H ₁₂ O, C ₆ H ₁₄ O)	5 -8	5-8

Tabla 1 Componentes de la gasolina (%) Recuperado de

<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/253452/GasolinaFT.pdf>

La gasolina producida se clasifica de acuerdo a su octanaje en gasolina regular, con un índice de octano de 87 y gasolina premium, con un índice de octano mínimo de 92, ambas son productos sin plomo. El contenido de azufre debe ser de 30 ppm en promedio, sin rebasar un máximo de 80 ppm (anteriormente se permitía 1000 ppm en gasolina Regular). El porcentaje de benceno se fijó en 1% en volumen.

1.2.2 Liberaciones de hidrocarburos en aguas subterráneas

El agua subterránea se sitúa por debajo de la superficie del suelo y representa más del 30% de las reservas de agua dulce del planeta y sustentan los ecosistemas, la agricultura y el consumo humano ya que suministra casi la mitad de toda el agua potable del mundo. Las aguas subterráneas forman parte del ciclo del agua, tras las precipitaciones, parte del agua que empapa el suelo migra hacia el subsuelo por efecto de la gravedad hasta que la detiene una roca compacta e impermeable. También pueden recibir agua de otros cuerpos de agua superficiales como ríos o lagos. Este recurso no siempre es potable, pero sí tiene un uso intensivo para otras actividades humanas como la agricultura y la industria, que implican una extracción de agua a una velocidad y volumen superiores al ritmo de recarga y supone un riesgo para la integridad de los acuíferos, (OIEA, 2024).

La contaminación de aguas subterráneas por hidrocarburos surge de varios escenarios, uno de ellos durante la comercialización de gasolina, donde hay un significativo número de accidentes que incluyen accidentes en la superficie que se filtran desde el suelo hasta llegar al cuerpo de agua, fugas en tanques de almacenamiento subterráneos de estaciones de servicio y fugas en tuberías de transporte de combustible asociados con sistemas en mal estado como corrosión, fisuras y abolladuras e incluso el robo de combustible. En los derrames terrestres, las volcaduras de los carros tanque que transportan gasolina a las estaciones de servicio y los derrames ocurridos durante el suministro de gasolina a los vehículos, son los accidentes más comunes. En México entre el año 2016 y 2025 se registraron alrededor de 374 accidentes

de pipas de combustible, lo que en promedio equivale a tres accidentes al mes o por lo menos uno cada diez días, (Vega Elena, 2026). En el 2024 se reportaron 10,396 casos de tomas clandestinas para el robo de combustible, las entidades con mayor número de casos son Hidalgo con 24%, Jalisco con 18% y Tamaulipas con 11%

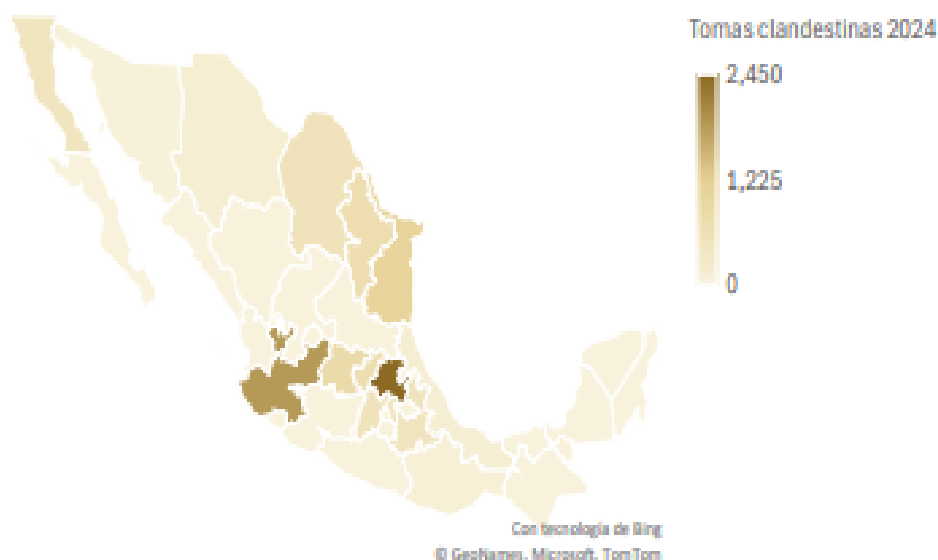


Figura 2 Entidades federativas con el mayor número de tomas clandestinas en ductos de hidrocarburos

Cuando estos accidentes suceden, el combustible derramado en el suelo se fracciona. Los alcanos se transportan hacia arriba por difusión de vapor y se esparcen en el aire ocasionando la emisión de gases tóxicos a la atmósfera. Los hidrocarburos de menor movilidad quedan impregnados en el suelo y otros como los BTEX y el MTBE pueden permear el suelo y finalmente llegar al agua subterránea, (Cecil et al., 2003).

Los tanques de combustible de las estaciones de servicio se encuentran ubicados en el subsuelo y representan la fuente de mayor impacto en la contaminación de las aguas subterráneas, estos accidentes son frecuentes en zonas de mayor asentamiento poblacional que en zonas con mayor actividad petrolera. Las grandes ciudades son zonas con mayor número de vehículos y zonas con mayor número de gasolineras con operaciones potencialmente contaminantes de suelo y agua. El Estado de México y Jalisco encabezan las

dos entidades con mayor número de estaciones de servicio de combustible para vehículos registradas, con 1,273 y 994 respectivamente, la Ciudad de México tiene 390 respecto a su superficie, (PETROIntelligence, 2023).

De acuerdo a la base de datos de (ASEA,2025), a nivel nacional del año 2018 al año 2024 se registraron 274 sitios contaminados, 224 de estos fueron ocasionados por derrames y fugas de hidrocarburos, principalmente en suelo y agua, y del año 2015 a 2023, los derrames de gasolina representaron 128 de los sitios contaminados. En 2024 se hizo un registro de 44 casos que afectaron los cuerpos de agua con el derrame de 132,033 litros de hidrocarburo, (Latinus, 2024).

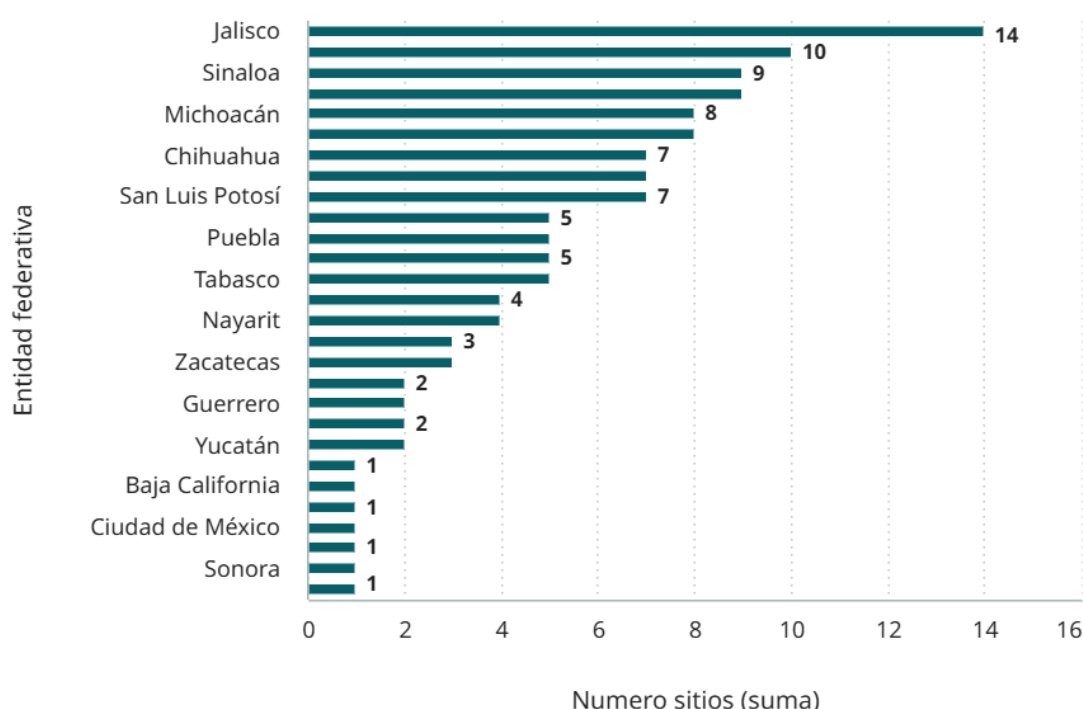


Figura 3 Entidades federativas con mayor número de sitios contaminados por gasolina 2015-2023

https://www.datos.gob.mx/dataset/sitios_contaminados-por-tipo-de-contaminante/resource/70333741-9295-4745-9d88-e58415a461a8

El número de accidentes posiblemente sea mucho mayor al que se conoce públicamente, ya que se estima que desde el año 1992 a 2024 existen 12 mil tanques de almacenamiento de combustibles con más de 30 años de funcionamiento, y se estima que 600 unidades más rebasan el límite de uso cada año, (Arias, 2024).

La vida útil de estos tanques es de hasta 20 años, ya que después de ese tiempo el tanque es propenso a corrosión. Daños físicos en los tanques subterráneos ocasionan fugas de combustible que resultan muy difíciles de detectar, lo que representa un peligro que puede estar oculto por varios años, en muchas ocasiones cuando se detecta una contaminación, está ya se ha dispersado por una zona importante o incluso que su causante ya no exista o haya cesado su actividad. Una pequeña fuga de gasolina de una gota por segundo, puede ocasionar la liberación de 400 galones de gasolina al año, (Harris et al., 1997), así que un porcentaje pequeño de combustible liberado puede provocar graves problemas ambientales considerando que estas fugas pueden presentarse en muchas estaciones de servicio de una misma ciudad y al propagarse aumentan el costo de la remediación.

Una vez que ocurre la liberación de combustibles por cualquiera de las causas mencionadas, el riesgo de contaminación aumenta al disminuir la trayectoria recorrida por el agente contaminante en el terreno y al aumentar la velocidad del agua en el acuífero y la movilidad del contaminante. La gasolina y el diésel se mueven fácilmente por las capas superficiales del suelo, pero el tiempo que tarda el combustible filtrado en llegar al agua subterránea también está influenciado por la composición del suelo, la geología, la hidrología y la distancia entre la fuente de combustible y el acuífero.

Los materiales que conforman el subsuelo pueden ser permeables o impermeables. Los permeables permiten la infiltración y la circulación del agua subterránea y de contaminantes, mientras que los impermeables limitan esta circulación debido a la ausencia de huecos o espacios libres. Es común que un acuífero se encuentre rodeado por subsuelo intercalado con ambos tipos de materiales, (Saval et al., 2004).

Los BTEX viajan verticalmente a través del suelo buscando la ruta más permeable. Algunas veces los hidrocarburos pueden formar lagunas temporales en la superficie del suelo cuando ésta tiene un alto contenido de arcilla y es poco permeable. Por otro lado, un suelo arenoso puede permitir una rápida infiltración, siendo más vulnerable a la contaminación. Cuando una masa de hidrocarburos entra a los espacios intergranulares, ésta lleva el agua fuera de los espacios que ocupaba creando grietas que pueden funcionar como conductos para la migración de hidrocarburos, esto produce un incremento considerable de la conductividad hidráulica del suelo, es decir que el suelo se vuelve incapaz de retener la fuga de combustible, (CENAPRED, 2001).

Sin embargo, el flujo contaminante puede mitigarse bajo ciertos mecanismos ocurridos durante su recorrido y durante su estancia en el agua subterránea. La viscosidad también determina la tasa de infiltración y es mayor con los más ligeros. La solubilidad en agua de los hidrocarburos tiene grandes efectos en su movimiento y distribución en las aguas subterráneas. Los componentes más solubles de los hidrocarburos aromáticos son los compuestos de menor peso molecular, por ende, la solubilidad disminuye a medida que aumentan el número de anillos aromáticos y el peso molecular. El benceno es apolar debido a su carga casi neutra, no es tan apolar como otros contaminantes del grupo BTEX y tiene la capacidad de disolverse en agua. Los demás compuestos tienen grupos metilos en sus anillos que los hace más hidrófobos, pero en conjunto, los BTEX son la fracción más soluble de la gasolina, (Adeniji et al., 2017). La tabla 2 muestra la solubilidad en agua de los BTEX

Compuesto	Solubilidad (mg/L)
<i>Benceno</i>	<i>1740-1860</i>
<i>Tolueno</i>	<i>500-620</i>
<i>Etilbenceno</i>	<i>131-208</i>
<i>Xileno</i>	<i>167-196</i>

Tabla 2 Solubilidad en agua de los componentes BTEX

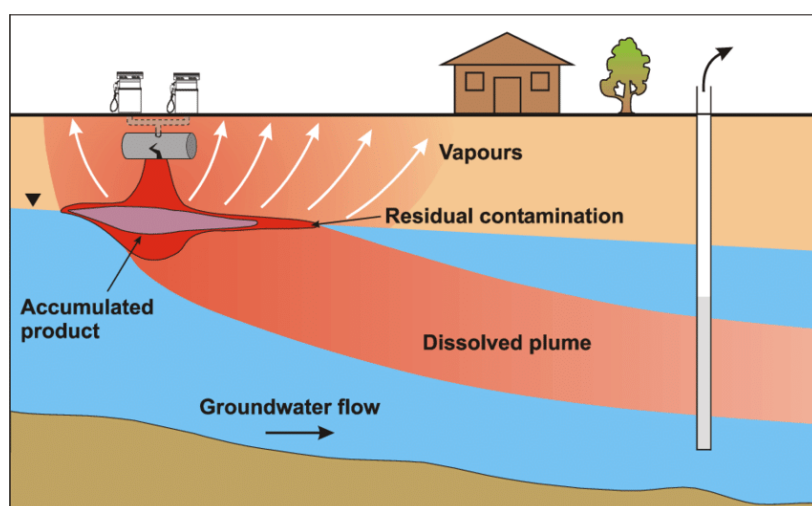


Figura 4 Esquema de migración de combustibles a cuerpos de agua subterráneos

El flujo contaminante puede mitigarse bajo ciertos mecanismos ocurridos durante su recorrido y durante su estancia en el agua subterránea. La degradación de los hidrocarburos se considera una forma de limpieza natural de derrames, como proceso se denomina atenuación natural y expresa la capacidad del material que se encuentra por encima y en el sistema de agua subterránea de dispersar o retardar contaminantes mediante procesos físicos, químicos y biológicos y hacen que el contaminante cambie su estado físico o forma química, (González Herrera et al., 2007).

La degradación mediante procesos físicos incluye la volatilización, dilución por la sorción del suelo y dispersión, pero es la biodegradación bacteriana el mecanismo predominante. Las condiciones ambientales que influyen en la degradación son el pH, la temperatura, el oxígeno, los compuestos de nitrógeno y la salinidad. (Van der Heul, 2011).

La biodegradación de hidrocarburos es un mecanismo de reacciones de oxidación-reducción con la presencia de microorganismos nativos que consumen hidrocarburos como fuente de energía. Los ambientes del subsuelo ofrecen aceptores de electrones como hierro, manganeso, sulfato, nitrato y oxígeno para completar la transferencia y, en consecuencia, convertir los compuestos originales en intermediarios. La biodegradación se clasifica en reacciones aeróbicas y anaeróbicas, (Yang *et al.*, 2024). El benceno y el xileno se biodegradan mediante reacciones aeróbicas, los microorganismos utilizan oxígeno como aceptor de electrones para degradar la materia orgánica, mientras que la degradación de tolueno ocurre a través de microorganismos que utilizan nitrato en lugar de oxígeno. (Cecil *et al.*, 2003).

Los hidrocarburos de menor peso molecular se degradan más fácilmente que los hidrocarburos complejos, la susceptibilidad de los hidrocarburos a la degradación microbiana es del siguiente orden de mayor a menor, alcanos lineales, alcanos ramificados, aromáticos pequeños, alcanos cíclicos. Sin embargo, algunos compuestos, como los hidrocarburos aromáticos policíclicos de alto peso molecular, pueden no degradarse, (Ahmed & Fakhruddin, 2018). Por su parte, el MTBE y éter etil terc-butílico (ETBE) con frecuencia no se degradan tan rápidamente como los compuestos BTEX, (Brown *et al.*, 2017).

1.2.3 Efectos al medio ambiente y a la salud humana

Los hidrocarburos derramados a nivel terrestre causan una disminución en la productividad agrícola de los suelos ya que impiden que los nutrientes esenciales de las plantas como el nitrógeno y oxígeno estén disponibles para su fertilidad. Se genera también una forma indirecta de ingestión de

compuestos tóxicos cuando se consumen vegetales o cereales crecidos en suelos contaminados por hidrocarburos.

Los derrames en el mar tienen consecuencias muy graves en los ecosistemas marinos causando la mortandad de la fauna. El hidrocarburo responsable en este tipo de escenarios mayormente es petróleo crudo, que debido a sus características físicas puede mantenerse en la superficie del agua, así que se genera una gran película contaminante que impide el paso de la luz solar necesaria para procesos vitales como la fotosíntesis, incluso la toxicidad de sus componentes puede inhibir la reproducción de especies.

Como se ha mencionado, una fracción de los derrames superficiales de hidrocarburos termina esparciéndose en el aire. La inhalación de compuestos químicos volátiles vaporizados del suelo contaminado o los liberados durante el suministro de combustible a los vehículos y la ingestión, son las principales fuentes de exposición humana. En una gasolinera se pueden liberar hasta 99 ppm. La mayoría de la gente puede comenzar a detectar el olor de la gasolina a 0.25 partes de gasolina por millón de partes de aire (ppm) y se tiene registro de ser peligroso y mortal al inhalar aproximadamente 20,000 ppm y 355 mL al ingerirse, (ATSDR, 1995).

La filtración de hidrocarburos en cuerpos de agua disponibles para el consumo humano, representan un grave riesgo debido a la gran exposición que se tiene en las actividades diarias. Los efectos menos nocivos a la salud humana incluyen irritación de la piel, dolor de cabeza y vómito, pero una exposición prolongada u ocupacional es mayormente riesgosa. El benceno es cancerígeno, puede ocasionar leucemia y deprimir el sistema nervioso, entre otras enfermedades complejas, el tolueno está relacionado a problemas renales. La tabla muestra los límites permitidos de los BTEX en agua de consumo humano.

Compuesto BTEX	Límite permisible en agua de consumo humano (mg/L)
-----------------------	---

Benceno	0.01
Tolueno	0.7
Etilbenceno	0.3
Xileno	0.5

Tabla 3 Concentraciones máximas permitidas de BTEX en agua de consumo humano



Figura 5 Derrames de hidrocarburos en cuerpos de agua

Lugar	Año	Siniestro	Efectos ambientales
Ixtoc Campeche	1979	Explosión de plataforma	Derrame de crudo que duro 280 días y liberó 4 millones de barriles en el medio marino Contaminación en la costa y fauna marina
San Juanico Estado de México	1984	Explosión en planta de gas LP desastre debido a una fuga por exceso de presión	El gas no quemado y el gas en combustión ingresaron a las casas cercanas de la planta
Analco Jalisco	1992	Flujo de combustibles atrapado en el drenaje ocasionó una explosión	Viviendas afectadas, destrucción de 8 km de calles
San Martín Texmelucan Puebla	2010	Explosión e incendio causada por una toma clandestina de combustibles	Liberación de y contaminación del suelo
Plataforma Deepwater Horizon Golfo de México	2010	Explosión de la plataforma petrolera de British Petroleum	Derrame de 5 millones de crudo barriles al mar. Mancha extensa de crudo y más de 160 km de costa afectadas. Desastre ecológico masivo por la amenaza de especies en peligro de extinción
Plataforma Abkatun Campecha	2015	Incendio de plataforma	Emisión de gases contaminantes y derrame de crudo en el mar
Tlahuelilpann Hidalgo	2019	Expulsión de gasolina ocasionad por una fuga en una toma clandestina	Contaminación del suelo por gasolina derramada (10 mil barriles)
Chiapas y Tabasco	2022	Derrame de hidrocarburos en un oleoducto a causa de actos vandálicos	Contaminación de ríos que ocasionó el corte de suministro de agua potable
Ciudad de México	2024	Toma clandestina y contaminación de agua potable por hidrocarburos	Contaminación de la red de suministro y cisternas

Tabla 4 Resumen de siniestros ocurridos en México debido al manejo de hidrocarburos.

1.3 MÉTODOS DE LIMPIEZA DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

1.3.1 Métodos in situ

La remediación de un cuerpo de agua contaminado comienza con la remediación in situ, que se refiere a aquellos métodos que tienen por objetivo eliminar la mayor cantidad de contaminante en el mismo sitio donde ocurrió el incidente. La técnica de Air Sparging o inyección de aire aprovecha la volatilidad de los hidrocarburos, los BTEX que son muy volátiles y a su vez solubles en agua pueden removerse con facilidad, caso contrario a el compuesto MTBE que, al ser más soluble, su transferencia es más compleja, (USEPA, 2004).

Al inyectar aire se desprenden los contaminantes del agua y se transfieren al aire, luego estos vapores suelen ser atrapados en la zona vadosa, o zona donde hay algún tipo de roca que se encuentra por encima de la superficie del cuerpo del agua. Debido a esto es necesario emplear un sistema de ventilación de suelo para recuperar esos vapores contaminantes. La inyección de aire puede resultar en una técnica de difícil operación ya que el aire inyectado no siempre logra atravesar las capas de roca, por esta razón, es efectivo en suelos de alta permeabilidad.

El método de oxidación química in situ está basado en la generación de iones y radicales en el cuerpo de agua para que destruyan la estructura de los contaminantes y convertirlos en especies menos tóxicas o incluso mineralizarlos a CO_2 y H_2O . Los agentes oxidantes más utilizados en la oxidación avanzada son el peróxido de hidrógeno (H_2O_2), el persulfato de sodio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$) y el permanganato de potasio (KMnO_4) y sodio (NaMnO_4) cada uno con mecanismos de reacción distintos. La reacción llevada a cabo con peróxido de hidrógeno utiliza catalizadores como hierro ferroso (Fe (II)), ambos son inyectados para generar radicales hidroxilos ($\cdot\text{OH}$), iones férricos (Fe (III)) e hidroxilo (OH^-), (Falconi et al., 2021).

La ruta de oxidación química del benceno implica una serie de reacciones en las que se producen subproductos como fenol que luego se transforma en catecol que también pueden oxidarse químicamente hasta las especies más

biodegradables. Una desventaja de este método es el efecto rebote en el que, si los oxidantes no alcanzan toda la contaminación, la concentración de los hidrocarburos se recupera.

La atenuación natural no consigue degradar eficazmente los hidrocarburos, sin embargo, el método de biodegradación se ha estudiado ampliamente para remediar los acuíferos de manera inducida con dos enfoques, el bioaumentación, en el que se agregan bacterias degradantes para complementar la población microbiana existente y mediante la bioestimulación para potenciar el crecimiento de los degradadores de derivados de petróleo mediante la adición de nutrientes especialmente nitrógeno, fósforo y, en algunos casos, hierro.

Los microorganismos (hongos, bacterias y levaduras) son los principales factores en la descomposición de moléculas contaminantes, incluidos los hidrocarburos en ambientes acuáticos. Los microorganismos selectivos deben ser capaces de aceptar los hidrocarburos como sustratos (primarios). Estos microorganismos deben tener la capacidad de sintetizar enzimas capaces de acelerar el proceso digestivo de los hidrocarburos, los productos nocivos producidos por ellos no deben ser dañinos para el medio ambiente. Los microorganismos pueden usar el carbono de los contaminantes como fuente de energía y los convierten en productos finales (dióxido de carbono y agua).



Figura 6 Biorremediación in situ de aguas contaminadas

https://www.biodyne-costa-rica.com/bio_gw.html

1.3.2 Métodos de tratamiento

Coagulación-Floculación y electrocoagulación

La coagulación utiliza agentes coagulantes de carga positiva como sulfato de aluminio o hierro, cloruro férrico, cloruro de calcio o magnesio entre otros. Estos agentes tienen la función de neutralizar las cargas negativas de las partículas de hidrocarburo, por lo que se reduce la repulsión electrostática, a este proceso se le conoce como desestabilización. Posteriormente con un floculante las partículas empiezan a agregarse a un sólido, por ejemplo, algunos polímeros para formar flóculos de mayor tamaño y finalmente ser separados del agua con un sistema de flotación de aire disuelto.



Figura 7 Coagulación y floculación de hidrocarburos en agua

<https://sigmadafclarifiers.com/tratamiento-aguas-residuales-industria-petroleo-gas/>

La electrocoagulación es un proceso mejorado que reemplaza los químicos utilizados en la coagulación convencional y emplea una corriente eléctrica con el fin de disociar los ánodos que son placas metálicas de hierro o aluminio, lo que da como resultado que el material del ánodo se disuelva en el agua, cuando el ánodo se disuelve se liberan iones en el agua y se forman hidróxidos metálicos que actúan como coagulantes para neutralizar las cargas de las partículas suspendidas. El cátodo por su parte produce gas hidrógeno como subproducto y contribuye a la flotación de los flóculos formados. La particularidad de este método es que es más eficaz para transformar los

contaminantes solubles en insolubles, por lo que es más fácil lograr la separación, (Al-Ajmi, Al-Marri, & Almomani, 2025).

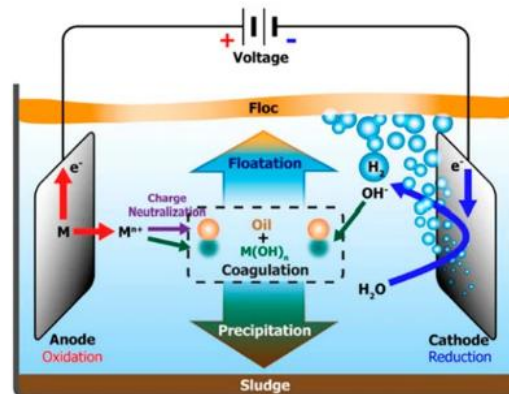


Figura 8 Esquema del proceso de electrocoagulación

<https://www.mdpi.com/2073-4441/17/1/23>

Coalescencia

Es una alternativa para separar hidrocarburos emulsionados en agua, se hace pasar el flujo contaminado sobre una placa o membrana fibrosa o granular donde las gotas contaminantes se adhieren y se fusionan para formar gotas más grandes, esto es posible ya que el impacto del agua con la barrera ocasiona un rompimiento de la película superficial de cada gota y se forma entre ellas una película interfacial, empezando un proceso de drenaje y la magnitud de la atracción electrostática es lo suficiente grande para producir la coalescencia, (Almeida et al., 2019). Este método no es precisamente un filtro ya que las barreras utilizadas deben promover el aumento del diámetro de las gotas, con la finalidad de que puedan ser separadas del flujo con mayor facilidad mediante otros métodos de recuperación.

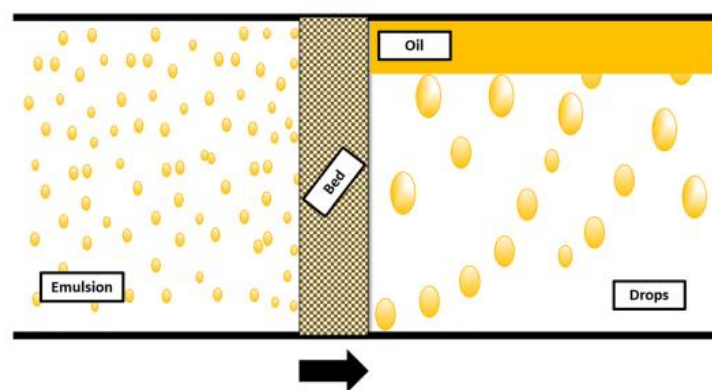


Figura 9 Método de coalescencia

Filtración por membrana

La filtración por membrana es básicamente un tamizado físico en el que se utilizan membranas selectivas para separar un contaminante de una fase líquida como el agua. Las membranas son delgadas y semipermeables comúnmente compuestas de materiales como polímeros y cerámicos. La separación se logra mediante un potencial impulsor, es decir se aplica alta presión al flujo contaminado lo que fuerza a las moléculas a pasar a través de la membrana y bloquear aquellas más grandes, así pues, la elección del tipo de membrana es importante. Existen varias técnicas para lograr la separación, se incluyen la microfiltración, ultrafiltración y ósmosis inversa.

La ósmosis inversa puede separar compuestos orgánicos de peso molecular por encima de los 120 como pesticidas y combustibles ligeros como gasolina, la ultrafiltración por otra parte separa aquellos compuestos orgánicos de peso molecular mayor a 300 en los que se incluyen algunas grasas y aceites, (MacNeil, s.f.). La ósmosis inversa es un proceso avanzado que consiste en hacer que el agua fluya a través de una membrana usando altas presiones para que el líquido contaminado pase de una solución más concentrada a una menos concentrada.

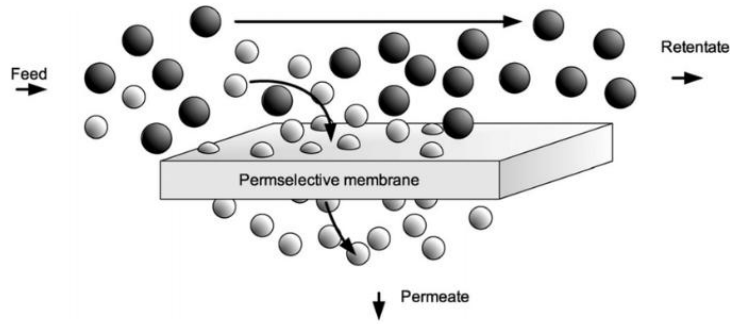


Figura 10 Esquema separación por membrana

https://www.researchgate.net/figure/Schematic-of-Membrane-separation_fig2_315797652

Tratamiento con oxidación avanzada: Ozonación, Plasma y Oxidación Fotocatalítica

Como se ha revisado, los procesos de oxidación avanzada contemplan varios agentes químicos, uno de ellos es el ozono (O_3) que a diferencia de los demás, su uso en la remediación in situ es mucho más compleja porque es un gas, lo que dificulta su acceso al subsuelo, el ozono es poco soluble y estable en el agua y su producción es costosa pero tiene la ventaja de requerir menos productos químicos que otros métodos de oxidación, su uso es muy beneficioso para tratar aguas contaminadas comúnmente después de su bombeo, ya que elimina con efectividad virus y bacterias, también elimina el mal olor, sabor y color del agua contaminada. La ozonización puede ocurrir mediante dos vías, por la reacción directa del ozono con el contaminante y mediante la generación de radicales hidroxilos que se producen a partir de la descomposición del ozono en medios acuosos. La reacción directa del ozono ocurre al transferir un átomo de oxígeno a los compuestos orgánicos, luego el ozono se descompone en oxígeno sin generar residuos. La reacción con los radicales hidroxilos consiste en remover hidrógeno y añadir los radicales para romper los enlaces de los compuestos objetivo.

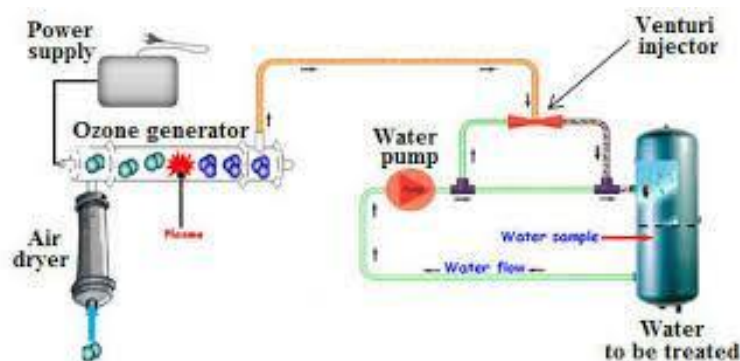


Figura 11 Sistema de tratamiento de agua con ozono

https://www.researchgate.net/figure/Descriptive-representation-of-the-water-treatment-process-using-ozone_fig7_303126810

Otro agente de oxidación avanzada es el plasma, es producido a partir de gases neutros que se calientan y se ionizan al hacerles pasar una corriente eléctrica que les proporciona energía a sus electrones. Una vez generado el plasma, es descargado directamente en el agua, la corriente eléctrica depositada genera especies radicales que hacen que las sustancias contaminantes ganen o pierdan electrones dando lugar a reacciones de oxidación y reducción en el que se rompen los enlaces de carbono de los orgánicos y se forman alcoholes o cetonas, (Du & Lin, 2020).

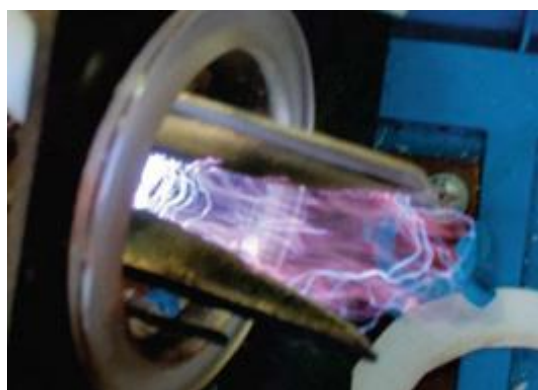


Figura 12 Proceso de descarga de plasma

https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-49347-3_41

La oxidación fotocatalítica es otro proceso avanzado que tampoco utiliza agentes químicos, así que es una alternativa que tiene el beneficio del ahorro de energía. Su proceso está basado en el uso de materiales semiconductores como el dióxido de titanio (TiO_2), a los cuales se les irradia una luz ultravioleta, de modo que absorben energía. Los semiconductores tienen una banda de valencia y una banda de conducción y están separadas por una banda prohibida. La energía absorbida por el semiconductor ocasiona que los electrones ubicados en la banda de valencia salten a la zona de conducción dejando un hueco en la banda de valencia, los electrones y los huecos en presencia de agua generan reacciones de reducción y oxidación respectivamente. La interacción de los huecos con las moléculas de agua genera el radical hidroxilo ($\cdot\text{OH}$), mientras que los electrones generan los radicales superóxidos ($\cdot\text{O}_2^-$) cuando interaccionan con el oxígeno disuelto en agua, (Al-Madanat et al., 2021).

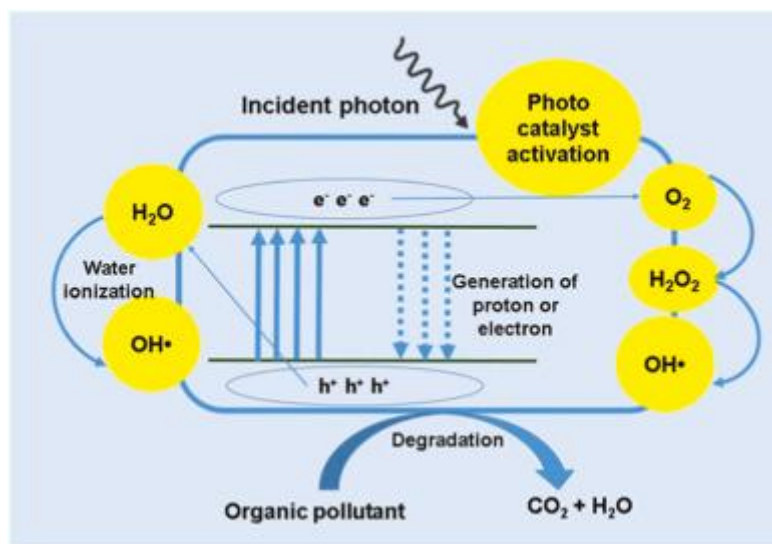


Figura 13 Proceso de degradación fotocatalítica de contaminantes orgánicos

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2666016423003043>

1.4 ADSORCIÓN COMO MÉTODO DE TRATAMIENTO

Los métodos convencionales de tratamiento y los más avanzados enfrentan limitaciones en el costo y adaptabilidad. Como se ha revisado, los procedimientos para la remoción de contaminantes son mucho más complejos. La adsorción es una tecnología de tratamiento muy empleada en distintas industrias como la farmacéutica, la alimentaria, química y petrolera para eliminar diversos contaminantes de agua como materia orgánica e inorgánica. La adsorción es muy recomendada debido a que es de sencilla operación, y es el proceso tratamiento de aguas más económico, ya que incluso algunos materiales adsorbentes provienen de desechos agroindustriales o de otros recursos abundantes y la infraestructura necesaria para llevar a cabo el proceso no requiere grandes inversiones.

1.4.1 Mecanismo de adsorción

La adsorción es un proceso de transferencia de masa que incluye el punto de interacción entre dos fases, es decir, es un proceso en el que una especie u soluto contaminante denominado adsorbato se transporta desde una fase líquida a la superficie de una fase sólida llamada adsorbente mediante interacciones fisicoquímicas, formando una película en la superficie. Las interfaces pueden ser del tipo líquido-líquido, gas-líquido y gas-sólido, pero es la interfaz líquido-sólido la usada en el tratamiento de aguas.

El mecanismo de adsorción depende de las características del soluto y del adsorbente, de manera generalizada, el proceso de intercambio de masa comienza con la migración del adsorbato a las capas del adsorbente, luego la difusión interna del adsorbato hacia los poros del adsorbente y finalmente la adsorción.

Existen dos tipos de adsorción, la adsorción física y la adsorción química, diferenciadas principalmente por la fuerza de interacción. En la adsorción física predominan las fuerzas de Van der Waals, y fuerzas electrostáticas que, al ser fuerzas débiles, el proceso puede ser reversible, la adsorción física se produce mediante la formación de una multicapa de adsorbato sobre el

adsorbente. Las fuerzas de interacción en la adsorción química son más fuertes debido a que los enlaces son de tipo químico covalente, (El-Naas & Alhaija, 2013). La adsorción química se produce con la formación de una monocapa de adsorbato sobre el adsorbente.

Para analizar el mecanismo de adsorción se utilizan isotermas como el de Langmuir que asume una adsorción monocapa en superficies homogéneas y sitios de adsorción equivalentes, la isoterma de Freundlich aplicado en sitios heterogéneos y sitios no uniformes y la isoterma BET que describe una adsorción multicapa, entre otros.

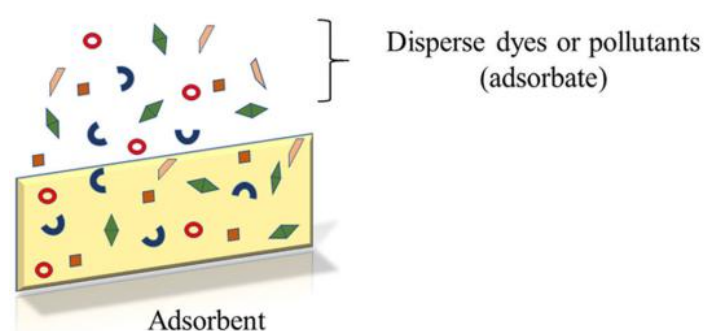


Figura 14 Mecanismo general de adsorción de contaminantes

Cinética de adsorción

La cinética de adsorción estima la cantidad de adsorbato adsorbido en función del tiempo, contempla la velocidad a la que se adhieren y el tipo de fuerza con la que se adhieren a la superficie. Aunque existen varios modelos cinéticos, dos de ellos son ampliamente utilizados, el modelo de pseudo primer orden y el modelo de pseudo segundo orden.

El modelo de pseudo primer orden supone que la superficie del adsorbente es homogénea, es decir que todos los sitios tienen energías iguales y la velocidad de adsorción depende de cuántos sitios libres quedan en la superficie. Este modelo es particularmente aplicable en sistemas donde predomina la adsorción física, que se basa en fuerzas débiles de Van der Waals y la interacción entre el adsorbato y el adsorbente consta de un proceso de

difusión hacia la superficie. Las moléculas de adsorbato pueden acumularse sobre otras moléculas adsorbidas en los sitios disponibles de la superficie del adsorbente, generando una multicapa, sin embargo, las últimas capas adsorbidas están fijadas débilmente y pueden desprenderse, por lo cual este modelo describe un proceso reversible.

El modelo de pseudo segundo orden supone que la interacción entre el adsorbato y los sitios activos de la superficie del adsorbente es fuerte debido a la formación de enlaces covalentes o intercambio de electrones, la velocidad de adsorción depende del número de sitios activos libres en la superficie y la afinidad química, así que la etapa limitante es la reacción química en la superficie. Cada sitio activo puede fijar una molécula de manera estable que da lugar a la formación de una sola capa ya que cuando los sitios activos se saturan no pueden seguir formando capas adicionales, la adsorción se produce de forma uniforme sobre la superficie del adsorbente.

Características de los materiales adsorbentes

Área Superficial: El área superficial específica representa el área por unidad de masa del adsorbente, un área superficial específica grande favorece la adsorción. Así que la capacidad de adsorción del adsorbente está relacionada con el área superficial y el número de sitios activos disponibles.

Tamaño de poro: El tamaño de poro es un factor importante en el mecanismo de adsorción debido a sus efectos en la accesibilidad del material adsorbente. El tamaño de poro óptimo depende también del tamaño de las moléculas del contaminante a eliminar. Los materiales adsorbentes con tamaños de poro pequeños pueden tener una alta relación área superficial- volumen, proporcionando muchos sitios de adsorción activos.

Otros factores que influyen la capacidad de adsorción.

Temperatura: La influencia de la temperatura en los procesos de adsorción está relacionada con la energía cinética, por ejemplo, las temperaturas más altas pueden aumentar la movilidad de contaminantes y ayudar a la difusión

hacia el material adsorbente, también las temperaturas más altas pueden aumentar el área superficial del material adsorbente debido a la expansión térmica, lo que resulta en un mayor número de sitios de adsorción activos.

pH: El pH interfiere en el interfaz sólido/líquido al cambiar las cargas superficiales y los grupos funcionales, modificando las propiedades superficiales y los sitios activos de los adsorbentes.

Masa del adsorbente: El uso de mayores cantidades de material adsorbente pueden aumentar el número de sitios de adsorción activos y ampliar la superficie disponible para la adsorción.

1.4.2 Procesos de tratamiento en sistema continuo

Existen distintos sistemas para la adsorción, por ejemplo, por lotes y flujo continuo de lecho móvil o de lecho fijo. El tratamiento en flujo continuo emplea una columna rellena de un lecho adsorbente que está en constante contacto con el soluto en un flujo vertical para garantizar un eficiente contacto. Antes de hacer pasar el flujo contaminante, el lecho contenido en la columna está fresco, así que una vez que empiezan las primeras etapas de adsorción, el adsorbente se impregna y se satura en la superficie o en las capas superficiales del lecho, a esta zona se le denomina zona saturada. En las siguientes etapas, a medida que el flujo desciende, la zona de saturación empieza a recorrer el lecho, y en algún momento de la adsorción la concentración del efluente comenzará a ser mayor, a esto se le conoce como punto de rotura, y cuando llega el momento en el que ya todo el lecho está saturado de contaminantes y no puede ser más eficiente para la remoción, la concentración del contaminante del efluente es la misma que la de la alimentación, es decir que el adsorbente ya no ha sido capaz de adsorber el contaminante, a este punto del proceso se le conoce como punto de escape, y como el lecho está totalmente agotado es necesario reemplazarlo. De este modo la adsorción es mucho más rápida y eficaz en las primeras etapas y pierde eficiencia en etapas posteriores, (Patel, 2019).

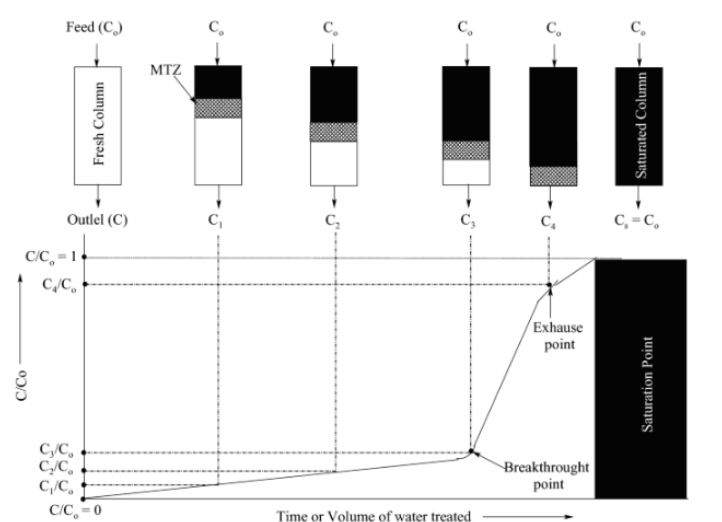


Figura 15 Movimiento de la zona saturada a través de un lecho fijo

<https://doi.org/10.1007/s13201-019-0927-7>

1.4.3 Tipos de adsorbentes

Una ventaja destacable del proceso de adsorción es que se pueden desarrollar variedad de materiales sólidos adsorbentes y con mejores posibilidades de recuperación de adsorbato y de adsorbente. La tabla 5, muestra un desglose de los materiales adsorbentes de acuerdo a su origen. Para remover hidrocarburos en agua se conoce que los adsorbentes utilizados para la remediación de agua contaminada deben ser hidrófobos y oleofílicos, lo que hace que no adsorban agua y atraigan preferentemente los hidrocarburos en la superficie.

A continuación, se ha intentado generalizar y analizar algunas investigaciones publicadas en la literatura sobre el desarrollo y la aplicación de materiales para la purificación de agua contaminada con hidrocarburos con la finalidad de obtener información que ayude a comprender qué características físicas, químicas y mecánicas son fundamentales para desarrollar un adsorbente de hidrocarburos en medios acuosos.

Orgánicos Naturales	Inorgánicos Naturales	Sintéticos
Turba	Arcilla	Polietileno
Paja	Perlita	Polipropileno
Aserrín	Vermiculita	Poliuretano
Bagazo	Lana de vidrio	
Productos de carbón	Arena	
	Ceniza volcánica	

Tabla 5 Tipos de adsorbentes según su origen

Materiales Sintéticos

Los materiales sintéticos son en su mayoría polímeros como el polipropileno, polietileno y son empleados como barreras en espacios abiertos contaminados. Estos materiales se sintetizan de tal manera que se les concede una alta área superficial específica y su capilaridad les atribuye adsorción tanto en la superficie como en el interior de los polímeros, son muy adecuados para la adsorción por su baja densidad y alta porosidad debido a su fabricación industrial, las espumas de polímero muestran una importante capacidad de adsorción, la mayoría de los adsorbentes de este tipo pueden adsorber hasta 70 veces su peso.

Debido a su origen derivado del petróleo son muy oleofílicos ofreciendo una excelente interacción entre adsorbente y adsorbato, y son los materiales más disponibles en el mercado, a pesar de esto, estas barreras son en realidad esponjas que suelen saturarse con facilidad y pueden presentar fugas de los hidrocarburos retenidos y limitar su eficiencia de recuperación porque terminan adsorbiendo agua. Su uso es de acción rápida para contener los hidrocarburos y evitar su expansión.

Ibarra Torres (2018), desarrollaron dos adsorbentes, uno a partir de desechos como envases de polietilentereftalato (PET) y otro a partir de esponjas de poliuretano, se usaron planillas de sal de mesa molida y de grano para los distintos tamaños de poro, se encontró que el adsorbente a base de PET con mayor tamaño de poro adsorbió 1.08 g de petróleo ligero, mientras que el de menor poro adsorbió 0.94 g. Por su parte las esponjas de polietileno de mayor poro adsorbieron 1.04 g/g y la de menor poro 1.13 g/g

Comparado con otros materiales adsorbentes, los sintéticos como la fibra de polipropileno tienen la mayor capacidad de adsorción. Rengasamy et al. (2011), hicieron esta comparación. La capacidad de adsorción de la fibra de polipropileno fue superior a los orgánicos, esto se atribuye a las características propias del polipropileno, mientras que la fibra de kapok presentó un 59% de región cristalina y un 41% de región amorfa, la fibra de algodoncillo presentó un 56% de región cristalina y un 44% de región amorfa y la fibra de polipropileno presentó un 64% de región cristalina. La densidad de las fibras de kapok, algodoncillo y polipropileno presentadas fueron de 1320 kg/ m³, 1480 kg/ m³ y 920 kg/ m³, respectivamente. Esta baja densidad contribuye a su capacidad de adsorción, la fibra de polipropileno empleada tuvo una porosidad de 0.95 y exhibió una capacidad de adsorción de hasta 16.5 g/g de un hidrocarburo de alta densidad emulsionado en agua. La adsorción de diésel en agua fue menor, los autores reportaron que esto se atribuye a que la viscosidad de ambos hidrocarburos es diferente, si el hidrocarburo es más viscoso puede retenerse mejor en los poros de las fibras de polipropileno, por el contrario, cuando la viscosidad es menor se escurre. En esta investigación las pruebas se hicieron en proceso discontinuo y se encontró que el adsorbente de polipropilenos se hundió en tan solo tres minutos, mucho más rápido que los materiales orgánicos.

El carbón activado, es conocido como adsorbente universal pues es un eficiente removedor de contaminantes orgánicos e inorgánicos, su uso puede eliminar el mal sabor y los olores del agua. Los carbones activados, por su gran porosidad y su extensa área superficial entre 500 y 2000 m²/g, su gran volumen de poro y la presencia de grupos funcionales superficiales,

especialmente grupos oxigenados, hacen que los materiales de carbono tengan un buen rendimiento en la separación de hidrocarburos aromáticos. Los materiales de carbono comúnmente utilizados para la separación por adsorción incluyen carbón activado, nanotubos de carbono y materiales de grafeno, que en su mayoría adsorben a través de las fuerzas de Van der Waals, enlaces de hidrógeno o interacciones π - π .

El carbón activado es preparado mediante precursores como carbón, lignito, turba y otros materiales residuales del petróleo. Es debido a que estos precursores son finitos que se han buscado nuevas materias para su producción, entre ellos, los más interesantes son los residuos agrícolas. Algunos trabajos de investigación han usado carbón activado obtenido a partir de residuos agrícolas como hueso de albaricoque, cáscara de coco y residuos de arroz, por mencionar algunos, esto es por su disponibilidad y bajo precio. A pesar de tener variedad de sustitutos agrícolas para su elaboración, todos ellos tienen que pasar por un proceso de preparación necesario para su activación. Los dos pasos esenciales para su producción son la carbonización y la activación. El proceso de preparación de carbón activado en un laboratorio requiere de una mufla a temperaturas mayores a los 250°C durante 4 horas aproximadamente. En este paso se obtiene una masa menor a la masa inicial del precursor, por ejemplo, de 260 gramos de cáscara de coco se logra recuperar 114 gramos proporcionando un rendimiento de 44%. El producto necesita ser triturado y tamizado. Para la activación se usa una solución de 400 mL ácido nítrico (HNO_3) 3.5M con 50 g del producto tamizado, la solución se mantiene a temperatura ambiente durante 4 horas en cabina de extracción y agitación constante. Luego el carbón se retira de la solución y se lava 5 veces con agua destilada en una centrífuga a 5000 rpm durante 3 min. El producto después se seca en una estufa durante 10 horas a 50°C y luego tres horas a 160°C. y la activación.

Las condiciones de la solución también influyen en la capacidad de adsorción del carbón activado y por lo general en la mayoría de los distintos tipos de adsorbentes. Principalmente se ve afectado por el pH y la concentración de iones de la solución, por lo general si se mejora el grado de salinidad en la en

la solución, la remoción del contaminante ocurre con mayor facilidad, pero se debe ser específico con la cantidad agregada de sales. Para el caso de hidrocarburos como el benceno y tolueno, la adsorción se favorece si la solución tiene un valor intermedio de NaCl 0.5 M. mientras que por encima de los 0.76M provoca oclusiones en los poros.

Las capacidades de adsorción del carbón activado han demostrado resultados favorables, en una investigación se probaron dos adsorbentes de carbón activado con distinto material precursor, uno de ceniza de cascarilla de arroz y otro de cáscara de coco. El de ceniza de cascarilla de arroz fue el de menor tamaño de poro y mostró mejores tasas de adsorción, pero al ser probado en un proceso continuo se obstruyó fácilmente y solo logró remover 58.5% de TPH en una muestra de agua, por su parte el de la cáscara de coco removió más del 90%.

Materiales Naturales Orgánicos

Las fibras naturales ofrecen varias ventajas, como la accesibilidad, la recolección segura y la rentabilidad. Entre los adsorbentes de este tipo se encuentra el bagazo de caña, el aserrín, el musgo. El bagazo de caña está compuesto principalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina. La materia lignocelulósica proporciona una fuerte fuerza de atracción para la fijación de iones contaminantes gracias a los grupos funcionales que actúan como sitios de adsorción.

Su preparación contempla pasos como la molienda, el secado térmico y la evaporación. Este material también puede ser modificado fisicoquímicamente, la mayoría de estas modificaciones tienen el objetivo de mejorar la hidrofobicidad. Boni et al. (2016), utilizaron bagazo de caña de azúcar modificado, con un tamaño de partícula óptimo de 0.710 mm, obteniendo una capacidad máxima de adsorción de 6,65 g/g de adsorbente. Al tratarse de un proceso discontinuo, se hicieron algunas pruebas variando el pH y la temperatura de la solución. La capacidad de adsorción aumenta ligeramente en medios básicos porque el bagazo contiene ceras que al entrar en contacto

con NaOH se produce una reacción de saponificación que atrae las moléculas de hidrocarburo.

También se ha descubierto que cuando las fibras naturales se enceran con parafina se puede aumentar la remoción de hidrocarburos. Danglad Flores et al. (2013), utilizaron parafina fundida en un rango de 0 a 60%. En proceso discontinuo, se encontró que el bagazo de caña sin tratar remueve aproximadamente 30% de hidrocarburos mientras que a partir del 30% de parafina, la remoción se mantiene en 77%. Se probaron distintos tamaños de partícula en el proceso discontinuo y el que mejor adsorción obtuvo fue el de 0.457mm, y logró remover 94% de hidrocarburos en 30 min usando 1 g de bagazo hidrofóbico. En proceso continuo se usaron 10 g de bagazo con esas características, pero el bagazo hidrofóbico tuvo una tasa muy rápida de adsorción, en tan solo 30 segundos se alcanzó la remoción máxima de 86% y después de ese tiempo la remoción fue disminuyendo, por lo que a pesar de las modificaciones los resultados no fueron muy favorables.

La fibra de coco tiene mejores proporciones de lignina, de 35 a 45% y es mayor al bagazo de caña que tiene 21%, naturalmente es mucho más hidrófobo y es más efectivo. (Quintana & Rodríguez, 2018), también encontraron altas capacidades de adsorción de la fibra de coco, en tamaños de partícula más grande. En forma de hebras de 2 a 3 cm de largo y con solamente 1 g de este material se puede remover queroseno, diésel y gasolina. La eficiencia máxima alcanzada es de 89% para queroseno, 94% de diésel y 87% de gasolina, las capacidades de adsorción a 50°C y 1500 mg NaCl/L son de aproximadamente 8.2, 7.7 y 6.3 g/g, respectivamente. Por su parte, Ifelebuegu & Momoh, (2015), encontraron que las fibras de coco que utilizaron tuvieron una capacidad de adsorción de diésel de 6.53 g/g, su propuesta fue añadir un material ceroso muy eficiente, como lo es el cabello humano. Con esta mezcla de materiales se consiguió aumentar la capacidad de adsorción a 7.9 g/g.

La eficiencia de remoción en proceso continuo se ha evaluado con la cáscara de coco en forma granular, con tamaño de malla de 2 mm y se alcanzó una

remoción del 85% con 165 g de adsorbente y 5 % de gasoil en la muestra contaminada (Velázquez et al., 2021).

El aserrín también puede adsorber hidrocarburos con una preparación sencilla, aunque es mucho menor que otros orgánicos, con tamaño de poro de 0.5 mm y área superficial de 1.256 m²/g este material puede adsorber 0.6 g de gasolina, (Hasheminejad et al., 2013).

Otro adsorbente orgánico usado es el musgo, que tiene una capacidad de adsorción de 4.4 gr diésel/ gr de adsorbente (Méndez et al., 2012), sin embargo poco se ha encontrado en la literatura acerca de la variedad de tratamientos del musgo con la finalidad de adsorber hidrocarburos, el más eficiente ha sido con tratamiento térmico a 250°C e impregnación con polimetilhidrosiloxano, tamaño de partícula de 0.2 a 2 mm, empleando una cantidad de 0.5 gr en una solución de 3.23 gramos de hidrocarburo con 50 ml de agua en una prueba discontinua. Mientras que el musgo sin tratar tiene una capacidad de adsorción de 6 g/g, el musgo tratado térmicamente e impregnado obtuvo una capacidad de adsorción de 10 g/g, (Porshnov y Klavins, 2019).

Materiales Naturales Inorgánicos

Los materiales inorgánicos naturales comprenden arenas, lana de vidrio, roca volcánica, arcillas, entre otros y al igual que los orgánicos, son una excelente alternativa por su disponibilidad, bajo costo y ser amigables con el medio ambiente, sin embargo, la diferencia notable y de especial interés se centra en que pueden adsorber aceites de 4 a 20 veces su peso. Su tamaño de partícula varía desde los nm a los mm, y su capacidad de adsorción natural suele estar entre los 0.20 a 0.50 g/g.

Los adsorbentes de sílice tienen porosidad significativa y la presencia de grupos hidroxilo superficiales. Generalmente los minerales se calcinan y se expanden para mejorar la adsorción y la funcionalización de su superficie. (Bandura et al., 2017). La expansión consiste en aumentar la temperatura

para que las moléculas de un mineral se muevan rápidamente y se alejen, lo que resulta en una expansión de volumen debido a la evaporación de agua que contienen, ejemplos de adsorbentes expandidos son la perlita y la vermiculita.

La perlita es una roca silíceo volcánica vítrea y se ha demostrado que es uno de los mejores adsorbentes de naturaleza inorgánica usados para la remoción de hidrocarburos en medios acuosos, Moussavi & Bhageri, (2012), utilizaron perlita expandida en polvo, (malla 100) en cantidades variables añadidas en soluciones de petróleo en agua, desde los 0.05 g hasta los 5g. La dosis más baja alcanzó una remoción de 84%, mientras que la más alta alcanzó el 97%, después de 200 min aproximadamente. Concluyeron que esta eficiencia está relacionada con un aumento en la superficie de adsorción y los sitios disponibles. La capacidad máxima de adsorción de hidrocarburos registrada fue de 0.031 g/g.

Por su parte la vermiculita expandida es capaz de remover hidrocarburos alrededor del 57%, mientras que hidrofobizada remueve 43% en proceso discontinuo, así que en ocasiones las mejoras realizadas en los materiales como el encerado pueden ocasionar la obstrucción de los poros y limitar la capacidad de adsorción, a pesar de esto, la vermiculita expandida al poseer alta porosidad tarda más tiempo en alcanzar el equilibrio, también se propuso la vermiculita expandida para utilizarse en columna, con una la altura de lecho adsorbente de 30 cm, se midieron las concentraciones de los efluentes hasta un tiempo de 8 hrs en el que se alcanzó remover 54%, (Mysore, D., 2005).

Arcilla

Los minerales arcillosos tienen propiedades especiales que son de interés para ser utilizados como potenciales adsorbentes, como su comportamiento de hinchamiento y capacidad de intercambio iónico, la presencia de grupos OH superficiales, (Blandura et al.,2017). Estos atributos están relacionados con su estructura de capas bidimensionales, cuyo espacio entre capas está ocupado por cationes hidratados que aumentan la afinidad de los minerales

arcillosos para eliminar contaminantes orgánicos e inorgánicos catiónicos, (Ewis et al., 2022). Sin embargo, su tamaño microscópico les impide usarse en lechos fijos o columnas.

Las metodologías de mejoramiento de las arcillas son principalmente la obtención de organoarcillas que aumentan su afinidad y su eficiencia en la adsorción de contaminantes orgánicos. Las arcillas se combinan con otros materiales como metales, materiales poliméricos y carbonáceos, para sustituir los cationes inorgánicos, por cationes orgánicos convirtiendo a la arcilla que por naturaleza es organofóbica, en organofilica. Barrios y Díaz (2019), llevaron a cabo modificaciones en bentonita de origen cubano. La bentonita modificada con yoduro de tetrabutilamonio consiguió adsorber hidrocarburos ligeros en promedio de 0.65g/g mientras que la bentonita sin tratar adsorbió 0.82 g/g.

Otra arcilla común es la caolinita, que, para la remoción de gasolina y queroseno, fue tamizada en malla 200 (0.074 mm), la dosis de caolinita fue de 0.5 g. La adsorción de queroseno y gasolina alcanzó el equilibrio en la primera hora, con una cantidad adsorbida de 5g/g y 6 g/g, considerada una adsorción alta ya que demostraron que la capacidad de adsorción aumenta considerablemente al aumentar la dosis del adsorbente, (El-Zahhar & Al-Hazmi, 2015).

Zeolitas

Las zeolitas son aluminosilicatos que tienen una estructura cristalina compuesta principalmente de Al, Si y O, la estructura tetraédrica básica, conocida como Unidad Primaria de Construcción (UPC), constituye la base de la estructura de la zeolita, por esta razón las zeolitas son conocidas como tamices moleculares porque la red de zeolita se comporta con partículas sólidas como un tamiz ordinario, (Dehmani et al., 2024).

Al igual que con las arcillas, las zeolitas también se pueden modificar a organozeolitas mediante la sustitución de átomos de aluminio por átomos de silicio que genera un exceso de carga negativa que le confiere una elevada

capacidad de intercambio catiónico, para compensar las sustituciones en su estructura, pero a diferencia de las arcillas, las zeolitas naturales suelen ser de mayor tamaño y exhibir mejores características hidráulicas, también son adecuadas para su uso en sistemas de filtración. Esta modificación se evaluó por Al-Jammal et al. (2019), y encontraron aumentos considerables en la capacidad de adsorción y remoción de una mezcla de queroseno en agua con concentración de 560 mg/L. El material adsorbente empleado fue una toba zeolítica de Jordania que se lavó previamente y se secó a 105°C durante 4 horas y luego se trató con ácido clorhídrico diluido (16%) durante 24 h con el fin de sustituir los átomos de aluminio la zeolita. Los análisis posteriores indicaron que esta modificación reduce la densidad del material de 1373 kg/m³ a 745 kg/m³ ocasionando un cambio en la estructura de cristalina a amorfa, se obtuvo un tamaño de partícula más pequeño, aumentó el área superficial de 74 m²/g a 185 m²/g y se consiguió aumentar la relación de Si-Al. Esta zeolita de nuevas características se usó para la eliminación de queroseno se usaron 100 mg de adsorbente con tamaño de partícula de 26 micras, se mezclaron durante 40 min y posteriormente se filtró. Por cromatografía de gases se analizó el agua filtrada para conocer el contenido de hidrocarburos. La toba zeolítica cruda removió 10.6% y su capacidad de adsorción fue de 0.15g/g, mientras que la toba zeolítica modificada removió 42.7% y su capacidad de adsorción fue de 0.6g/g.

1.5 CALCITAS COMO MATERIALES ADSORBENTES

1.5.1 Composición y origen

La calcita es el nombre común del compuesto carbonato de calcio (CaCO₃), y es uno de los formadores de la piedra caliza, siendo este, el mineral de mayor proporción, aproximadamente el 80%, así que es común nombrar a las piedras calizas como calcitas. Estas rocas pueden contener otros minerales como la alúmina, sílice y magnesio, responsables de darles un color específico ya sea blanco y gris y en algunos casos se pueden encontrar colores amarillos, rosados o rojizos. Otras piedras constituidas por (CaCO₃) se nombran de

acuerdo con el porcentaje de otros minerales, por ejemplo, cuando la caliza tiene un alto contenido de magnesio, el nombre apropiado es dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)$).

La formación de estos minerales se da dos formas, mediante carbonato de calcio que se precipita en lagos, lagunas, plataformas o cuencas marinas, bajo determinadas condiciones ambientales, y también pueden formarse por la acción de ciertos organismos que están formados por carbonatos de calcio. El territorio mexicano cuenta con grandes extensiones de superficies en las que se puede encontrar gran disponibilidad de piedras calizas, los principales yacimientos se encuentran en los estados de Coahuila, San Luis Potosí, Nuevo León, Quintana Roo, Tabasco, Oaxaca, Jalisco, Colima, Hidalgo, Estado de México, Baja California, Sonora y Chihuahua, (Hernández Ávila et al., 2015).

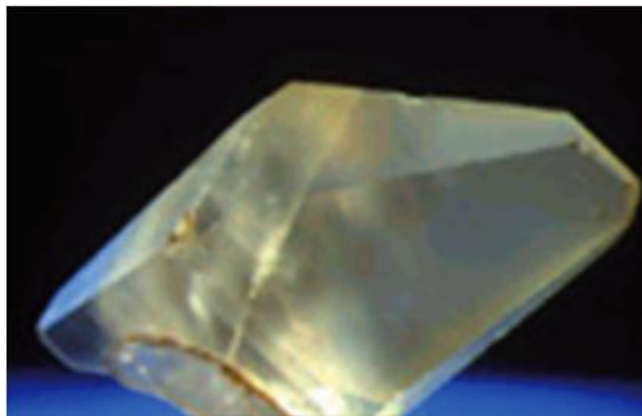


Figura 16 Cristal de calcita (CaCO_3)

1.5.2 Propiedades fisicoquímicas

La mayoría de las calizas tienen tamaños de partícula que varían desde los 0.001 mm hasta partículas visibles como el tamaño similar a la arena. Tienen texturas finas y gruesas. Su densidad depende de su porosidad que se encuentra en los rangos de 0.1% para la piedra caliza más densa y hasta el 40% de porosidad para las menos densas. La orientación de los cristales o granos que componen la roca sedimentaria constituye un aspecto de la estructura que controla su porosidad, permeabilidad y su capacidad para retener o transmitir fluidos como el petróleo y el agua. El carbonato de calcio

es insoluble en alcohol y poco soluble en agua, ya que su densidad es de 2.6 a 2.95 g/cm³, presenta buenas propiedades de resistencia mecánica, así que este mineral es adecuado para su uso como adsorbente en una columna en procesos. Las calcitas tienen una composición química promedio de 59.96% de carbonato y 40.04% de calcio. La dolomita se forma reemplazando un precursor de carbonato de calcio (calcita) y este proceso tiende a producir mayor espacio poroso debido al menor volumen molar; la disminución es de aproximadamente el 13 % cuando la calcita cambia a dolomita, (Hernández Ávila et al., 2015).

1.5.3 Aplicaciones ambientales

Dentro de la literatura se puede encontrar que se ha evaluado más la dolomita para remover compuestos orgánicos que otras piedras de carbonato, aunque es escasa la información. Una dolomita originaria de Canadá se modificó con recubrimiento de ácido palmítico por inmersión. En un proceso batch, se usaron 20 gr de adsorbente modificado en polvo en 100 mL de mezcla petróleo y agua. Se usaron dos tipos de petróleo para conocer la influencia de cada tipo en la adsorción, uno con presencia de hidrocarburos ramificados y cíclicos y otro con hidrocarburos saturados de cadena lineal. Después de la prueba de adsorción se encontró que la dolomita modificada adsorbía más crudo y adsorbía mejor el crudo con hidrocarburos saturados de cadena lineal, ya que el impedimento estérico en los hidrocarburos cíclicos limita la interacción con los sitios activos del adsorbente. Se encontró también que en la dolomita libera iones de calcio y magnesio en el agua, lo que cambia la carga de su superficie y la vuelve negativa. La adsorción de la dolomita natural fue de 14 y 11%, respectivamente, mientras que el adsorbente hidrófobo pudo eliminar el 84 y el 91%. Los estudios cinéticos mostraron un modelo cinético de pseudo-segundo orden que describió que la adsorción de petróleo está controlada por una fuerte reacción química entre moléculas de petróleo y sitios activos en la superficie del adsorbente. Sin embargo, la isoterma

encontrada describe que el proceso de adsorción comienza por interacciones físicas (Davoodi et al., 2019).

Los materiales compuestos mayormente de calcita, a diferencia de otros inorgánicos todavía no cuentan con un historial extenso de evaluación como adsorbente en medios acuosos, pero es bien sabido que es un material que tiene la capacidad de retención de crudos. De hecho, otras investigaciones están dirigidas a los esfuerzos de recuperación de crudo que se queda impregnado en la roca debido a cambios en su mojabilidad de agua a petróleo ocurrida en la extracción de los yacimientos petrolíferos. Marcano et al. (2019), observaron que los compuestos activos en superficie del crudo influyen encontraron que la adsorción en la calcita utilizada se daba preferentemente en la cara $\{101^{-4}\}$, misma que mostraba amplia área con exceso de cargas de signos alternados, por lo que se supone que los déficits de densidad electrónica dominante en los escalones superficiales de esa cara atraen grupos funcionales con carga negativa a la superficie, ésta interacción física es la responsable de iniciar y guiar el proceso de adsorción.

Por su parte, el análisis de adsorción de hidrocarburos aromáticos como el benceno y alcanos como el hexano en superficies carbonosas de Rigo et al. (2012), demostraron resultados similares, pues la superficie de la cara $\{10-14\}$ de la estructura hexagonal cristalina de la calcita y dolomita es neutra de carga y exhibe átomos de Ca y grupos carbonato y de Mg en el caso de la dolomita. Sugirieron que los sitios de Ca son los más energéticamente favorables para la adsorción de hidrocarburos en ambos minerales debido a el ordenamiento de nivel electrónico que conduce diferencias de cargas en los posibles sitios adsorbentes (Ca, Mg y CO_3) de las superficies carbonatadas.

Se ha preferido usar los materiales de calcita para remover metales pesados en agua. Estas investigaciones nos ayudan a conocer el desempeño de estas rocas en metodologías de adsorción y las características en su composición y estructura. El uso de calcitas ofrece la ventaja de tener una velocidad de adsorción muy comparable con otros materiales. La calcita puede adsorber algunos metales como zinc y cobre en menor tiempo que el carbón activado.

Una piedra caliza de origen ecuatoriano fue evaluada y comparada con carbón activado preparado a partir de cáscara de coco para eliminar estos metales entre otros. Se encontró que la piedra caliza adsorbe rápidamente Zn y Cu con una adsorción entre el 70 y 100% en 5 min, mientras que el carbón activado en los mismos 5 minutos remueve del 82 al 92% de los metales en suspensión en agua con concentraciones de 50 mg/L y 10 mg/L respectivamente. Se encontró que la calcita presenta una cinética de adsorción de pseudo segundo orden evidenciando un proceso inicial de adsorción por mecanismos de difusión externa y un segundo proceso lento de difusión hacia el interior de los granos, (Peñañiel et al., 2022).

CAPÍTULO 2.

JUSTIFICACIÓN

2.1 JUSTIFICACIÓN

Los procesos de adsorción son de metodología sencilla al mismo tiempo que se obtiene una remediación eficiente tal y como se ha demostrado en otras investigaciones, mismas en las cuales se han probado todo tipo de adsorbentes como los orgánicos, inorgánicos y sintéticos.

Por su parte, los adsorbentes inorgánicos han sido evaluados en menor medida que otros debido a que las investigaciones actuales están enfocadas en encontrar nuevas metodologías de modificación fisicoquímica mayormente en los orgánicos por anunciarse más sustentables con la finalidad de obtener cada vez un mejor valor numérico en la capacidad de adsorción pero que aumentan significativamente su complejidad y costo de producción. Es común encontrar artículos en los que el proceso de adsorción es discontinuo, simulando una remediación in situ en las que influyen otras variables que afectan el rendimiento del material, como su flotabilidad y otros como el pH, y la salinidad del medio acuoso, por lo que en casos así si resulta factible y conveniente modificar los materiales para lograr la adsorción.

Por otra parte, una metodología como la que se propone resulta necesaria debido a los constantes derrames de hidrocarburos en los medios acuosos, porque mucha de la información en la literatura está basada en la remediación de grandes cuerpos de agua como lagos, ríos y mares, sin embargo, aunque no lo parezca, este tipo de contaminaciones distan mucho de la contaminación ocurrida en los suburbios como el caso de la Ciudad de México en el que el agua contaminada con productos del petróleo refinado altamente tóxicos llegó hasta el grifo de los habitantes, por esta razón la adsorción en proceso continuo es un método adecuado para limpiar el agua contaminada hasta ese punto considerando que es un recurso cada vez más escaso en esta región y que no debería desperdiciarse más.

Uno de los cuestionamientos más importantes, fue en qué medida el agua estaba contaminada y si era seguro su consumo, lamentablemente en su momento la información para aclarar la calidad del agua fue deficiente, pero se sospechaba la presencia de hidrocarburos, como hicieron mención algunos ciudadanos, el olor era característico de estos compuestos orgánicos. Los métodos de análisis más precisos fueron utilizados hasta que se realizó una

petición colectiva, las conclusiones de estos análisis fueron compartidas después de varios días y el desconocimiento de la concentración ocasionó en el peor de los casos que se siguiera utilizando el agua.

Con esto en mente, en este trabajo se emplea una metodología sencilla y rápida usando mexicalcita en su forma natural, un mineral adsorbente compuesto mayormente de carbonato de calcio, aplicable en el contexto que se plantea porque presenta ventajas que compiten con los adsorbentes más estudiados como fácil disponibilidad y bajo precio y tiene una alta tasa de adsorción.

La obtención de una curva de calibración basada en la turbidez de una mezcla de agua y gasolina permitirá conocer la concentración contaminante. La turbidez es uno de los parámetros más confiables y de mayor exigencia que clasifican el agua como apta para consumo humano, de esta manera para cualquier muestra de agua contaminada con hidrocarburos se le podrá conocer su concentración y verificar su calidad de manera inmediata.

2.2 HIPÓTESIS O PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

La mexicalcita es capaz de remover por lo menos el 90% de la gasolina emulsionada en agua mediante el proceso de adsorción en columna.

2.3 OBJETIVOS

Objetivo general:

- Determinar la capacidad que tiene la mexicalcita para remover gasolina emulsionada en agua en un proceso continuo.

Objetivos específicos:

- Obtener una emulsión de gasolina en agua
- Utilizar el proceso de adsorción en columna para remover la gasolina

Diseño metodológico

1. Se evaluarán las propiedades fisicoquímicas como pH, índice de refracción, NTU, CE, SDT del agua destilada.
2. Se harán mezclas de gasolina en 50 mL de agua destilada, para obtener una curva de calibración.
3. Se utilizará el proceso de adsorción en una columna acondicionada con 5, 10 y 15 gr de mexicalcita de dos diferentes diámetros de partícula.
4. Se determinará la cinética del proceso continuo de adsorción midiendo la turbidez de la mezcla gasolina – agua en el efluente de la columna
5. Se evaluará la capacidad y porcentaje de remoción de gasolina de la mexicalcita.

CAPÍTULO 3.

DESARROLLO

EXPERIMENTAL

3.1 Materiales y reactivos

Adsorbente (Mexicalcita)

La mexicalcita es un mineral natural que se obtiene de las minas ubicadas en el estado de Oaxaca, México. La cual es comercializada por la empresa Lumogral S.A. de C.V. (Iztapalapa, Ciudad de México). Las características fisicoquímicas de este mineral que reporta el proveedor son las siguientes: densidad aparente de 1604 kg/m³; distribución de tamaño de partícula de 0.147 a 4.7 mm; 23.2% de porosidad; 4.5 µm de diámetro de poro; 1132 m² /kg de superficie; permeabilidad de 2.7×10^{-3} m/s y punto de carga cero a un valor de pH de 9.3.

Densidad aparente	1604 kg/m ³
Distribución de tamaño de partícula	0.147 a 4.7 mm
Porosidad	23.2%
Diámetro de poro	4.5 µm
Superficie	1132 m ² /kg
Permeabilidad	2.7×10^{-3} m/s
Punto de carga cero	pH=9.3

Tabla 6 Características fisicoquímicas de la mexicalcita

Gasolina Regular de 87 octanos.

La gasolina regular de 87 octanos fue adquirida en una estación de servicio PEMEX de la ciudad de Toluca.

Agua destilada

Se utilizó agua destilada obtenida en la Facultad de Química Unidad El Cerrillo, la cual tenía las siguientes características: Turbidez = 2.3 NTU, conductividad eléctrica = 3.2 µS/cm y pH = 6.5.

Turbidez	2.3 NTU
Conductividad eléctrica	3.2 $\mu\text{S}/\text{cm}$
pH	6.5

Tabla 7 Turbidez, conductividad y pH del agua destilada

3.2 Procedimiento para obtener una curva de calibración

Se prepara la emulsión en 50 g de agua destilada y se le añaden 50 gotas de gasolina regular 87 octanos. Posteriormente la mezcla es pesada en una balanza analítica y se registra la masa obtenida.

3.2.1 Preparación de soluciones emulsionadas

El procedimiento es el siguiente: Se pesaron 50 g de agua destilada en un vaso de precipitados, se le agregaron 5 gotas de gasolina y se pesó la mezcla, por diferencia de obtuvo la masa de gasolina agregada, se agitó la mezcla con la batidora a 200 rpm durante 30 seg., y se midió la Turbidez con un Turbidímetro modelo SGZ-200BS, marca NEWTRY. Este proceso se repitió hasta completar al menos 10 datos experimentales, los cuales se hicieron por duplicado.

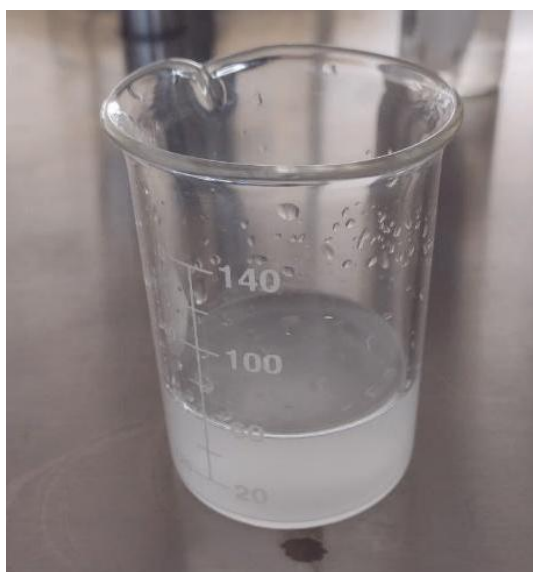


Figura 17 Preparación de emulsión gasolina-agua



Figura 18 Turbidímetro

3.3 Tamizado de la mexicalcita

El mineral fue separado utilizando una tamizadora RoTap RX-29 marca W.S. Tyler y una serie de tamices: Malla 8, malla 10, malla 20 y malla 35 (Escala Tyler). Para la parte experimental se usaron sólo las dos porciones con mayor cantidad obtenida que fueron las partículas que pasaron la malla 10 y se retuvieron en la malla 20 (0.883 – 1.651 mm) y las partículas que pasaron la malla 20 y se retuvieron en la malla 35 (0.417 – 0.833 mm).



Figura 19 Tamizadora

Tamices	Tamaño de partícula
Malla 10	0.883 – 1.651 mm
Malla 20	0.417 – 0.833 mm

Figura 20 Tamaños de partícula obtenidos en el tamizado



Figura 21 Mexicalcita malla 20.



Figura 22 Mexicalcita malla 10.

3.4 Diseño del sistema continuo de adsorción

Se acondicionó la columna de vidrio empacada con un tapón de algodón al fondo de la columna para mayor soporte, dado a que la cantidad añadida de emulsión es pequeña lo que ocasiona un flujo muy rápido y el tiempo de contacto no bastaría para lograr una remoción eficiente, la retención del material brinda mayor control en el proceso de adsorción. Las dimensiones de la columna de vidrio son 2 cm de diámetro interno.



Figura 23 Pesaje de mexicalcita (5g)

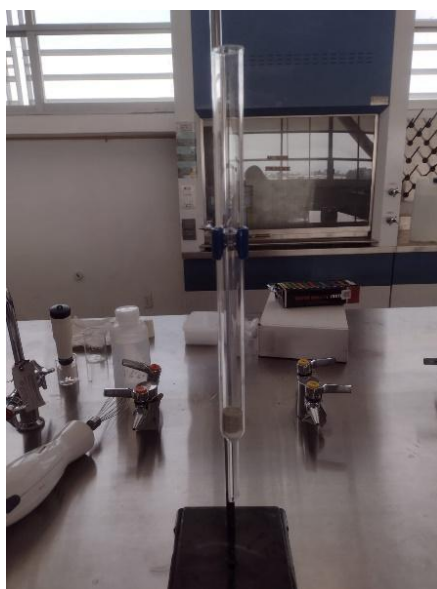


Figura 24 Acondicionamiento del lecho empacado en columna

3.5 Proceso de remoción de gasolina en columna

Se colocan la cantidad en gramos de mexicalcita en la columna de vidrio. Se hacen pasar 150 mL de agua destilada con la finalidad de lavar la mexicalcita y eliminar impurezas. Se mide la altura del lecho empacado. Se prepara la emulsión con 50 gotas de gasolina y 50 g de agua destilada. A esta emulsión se le mide la turbidez antes y después de pasar por el lecho empacado de mexicalcita. Se repite el procedimiento hasta la saturación del adsorbente (8 ciclos). Los experimentos se hicieron por duplicado.



Figura 25 Medición de la altura de lecho (3.5 cm)



Figura 26 Proceso de remoción de gasolina emulsionada en agua en flujo continuo y lecho fijo (1.8 cm)



Figura 27 Remoción de gasolina emulsionada en flujo continuo, en lecho fijo (3.5 cm)

CAPÍTULO 4.

RESULTADOS

4.1 Curva de calibración

En la tabla 8 se muestran las propiedades físicas como turbidez, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos y pH del agua a medida que se iba aumentando la cantidad de la gasolina en el agua para obtener las curvas de calibración de cada una. Se observa que la conductividad eléctrica, los sólidos totales disueltos tuvieron cambios ya que aumentaron sin seguir una correlación proporcional.

Masa de agua (g)	Masa de GR (g)	Masa de GR acumulada (g)	Masa total (g)	Concentración de GR ((% peso)	Turbidez (NTU)	CE (microS/cm)	STD (ppm)	pH
50.204	0	0	50.204	0	2.3	3.2	8	6.47
50.204	0.076	0.076	50.28	0.15	28.9	18	8	6.63
50.204	0.078	0.154	50.358	0.31	52.2	78	39	6.18
50.204	0.067	0.221	50.425	0.44	80.4	76	38	5.92
50.204	0.077	0.298	50.502	0.59	103.6	78	39	5.72
50.204	0.074	0.372	50.576	0.74	132.5	80	41	5.72
50.204	0.078	0.45	50.654	0.89	160.3	82	41	5.67
50.204	0.071	0.521	50.725	1.03	180.2	82	42	5.67
50.204	0.066	0.587	50.791	1.16	204.2	84	42	5.66
50.204	0.081	0.668	50.872	1.31	231.4	84	42	5.62
50.204	0.083	0.751	50.955	1.47	256.8	84	42	5.59

Tabla 8 Datos experimentales de Turbidez (NTU), Conductividad Eléctrica (CE), Sólidos totales disueltos (ppm) y pH de la emulsión con el incremento de la concentración de gasolina.

La conductividad eléctrica y los sólidos totales disueltos aumentan, pero no representan un cambio significativo, sin embargo, en este experimento este cambio es un indicador de que la emulsión de la gasolina se realizó con éxito ya que el agua aumenta su conductividad a través de que las sustancias contaminantes logren disolverse en el agua, así que cuanto mayor sea la conductividad más sustancias se disuelven en ella. Los hidrocarburos son poco conductivos, pero tienen el potencial de aumentar el contenido iónico del agua, cambios en la conductividad eléctrica del agua se deben a la presencia de sustancias inorgánicas, recordemos que la gasolina es una mezcla compleja de compuestos e incluso impurezas de naturaleza inorgánica. La Figura 26, muestra la curva de calibración obtenida a partir de la conductividad eléctrica de la emulsión, el valor $R^2=0.5457$ es poco confiable

para evaluar la calidad del agua, aunque no deja de ser un parámetro clave para el análisis de los cuerpos de agua contaminados, ya que estos en su mayoría a diferencia del agua destilada los valores de la conductividad eléctrica no deben rebasar los 1000 ms/cm, así que cualquier valor que supere el límite establecido es un indicador de que un agente externo a ingresado al cuerpo de agua. La conductividad eléctrica varía dependiendo la naturaleza del agua y su contenido de sales y otros minerales, Fei-Baffoe et al. (2024) analizan la contaminación de aguas subterráneas por hidrocarburos derivados del petróleo en zonas residenciales cercanas a estaciones de servicio en Ghana y encontraron que su valor natural era de 200 ms/cm aproximadamente, la muestra de agua con concentración de hidrocarburos más alta igual a 9.5 mg/L, tuvo una conductividad de 519.5 ms/cm. El límite permisible de THP según la USEPA es de 5.0 mg/L y el límite de CE establecido por la OMS es de 1000 ms/cm, los autores encontraron que este parámetro tenía un coeficiente de correlación con las concentraciones de hidrocarburos igual a 0.6, por lo tanto, este parámetro no muestra una correlación confiable, y si no se rebasan los límites permisibles, la contaminación podría pasar desapercibida a pesar de contener hidrocarburos en ella.

La curva de calibración de los sólidos totales disueltos se muestra en la Figura 27 y tiene un comportamiento similar a la CE, con un valor de $R^2=0.5471$ indica una ligera tendencia al alza, aunque con cierta dispersión. La gasolina contiene aditivos solubles como el BTEX y MTBE que sí se disuelven en agua, aumentando los STD. En aguas subterráneas el aumento en los STD se debe principalmente a la propia degradación microbiana de las aguas subterráneas por lo que este parámetro resulta afectado indirectamente por los hidrocarburos. La degradación de hidrocarburos en el subsuelo consume oxígeno y genera condiciones reductoras o anóxicas. Esto puede favorecer la disolución de minerales presentes en el suelo o rocas, liberando iones como Fe^{2+} , Mn^{2+} , Ca^{2+} , bicarbonatos y otros, los cuales incrementan los STD.

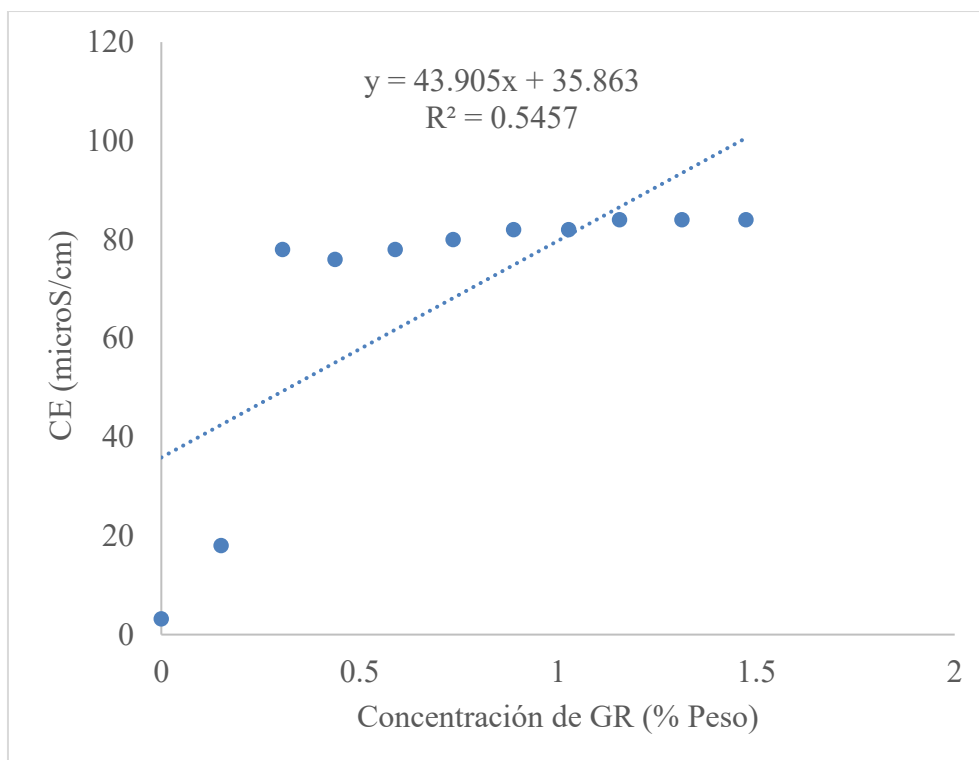


Figura 28 Curva de calibración del parámetro Conductividad Eléctrica (CE)

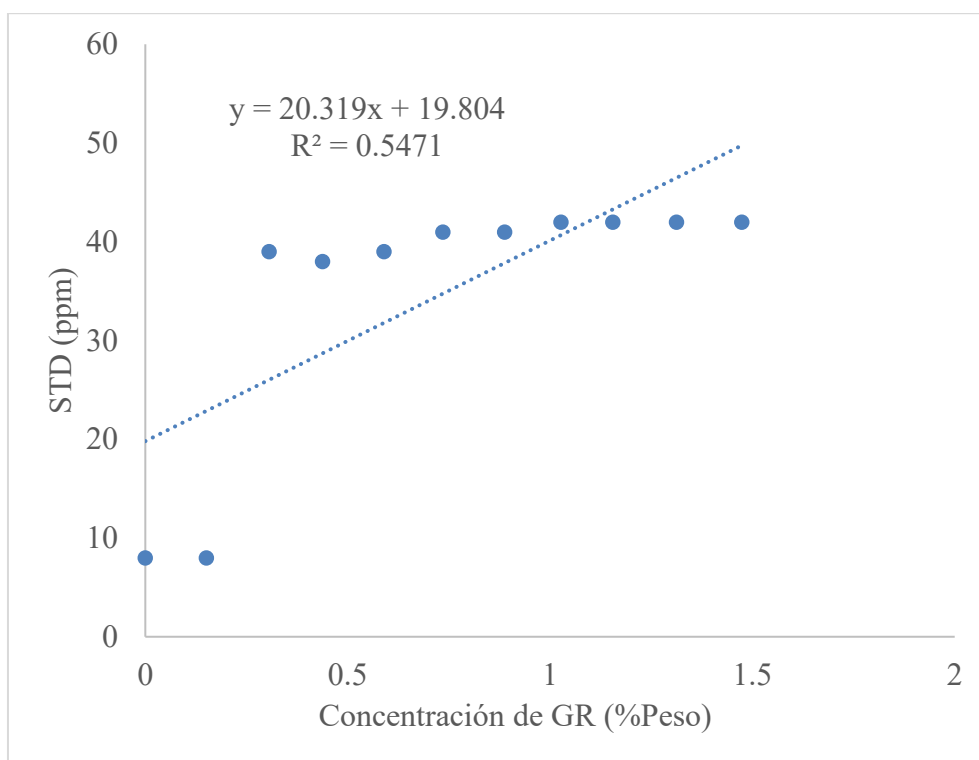


Figura 29 Curva de calibración del parámetro STD (ppm)

El pH disminuye variablemente respecto a la concentración de gasolina, pero se observa que el pH inicial de la muestra es de 6.47 y al agregar 50 g de gasolina el pH es de 5.5 haciendo el agua más ácida. A pesar de que los hidrocarburos no se mezclan bien en medios acuosos, los valores de pH registrados exhiben la presencia de contaminantes en el agua ya que, de no haberse mezclado, el valor del pH permanece inalterado. La Figura 28 muestra un valor de $R^2=0.7564$ por lo que se demuestra que este parámetro es muy variable. En situaciones reales, la medición del pH es necesaria para evaluar la calidad de los cuerpos de agua, pero por sí sola no es efectiva, ya que *no* permite conocer con precisión la concentración de hidrocarburos en el agua, pero puede ser una señal indirecta de que hay contaminación, sobre todo si ha ocurrido un cambio inusual en el pH. Este parámetro es útil para conocer la evolución de un derrame, pues en su mayoría en cuerpos de agua ocurre la biodegradación microbiana que cambia el pH del agua a uno más ácido.

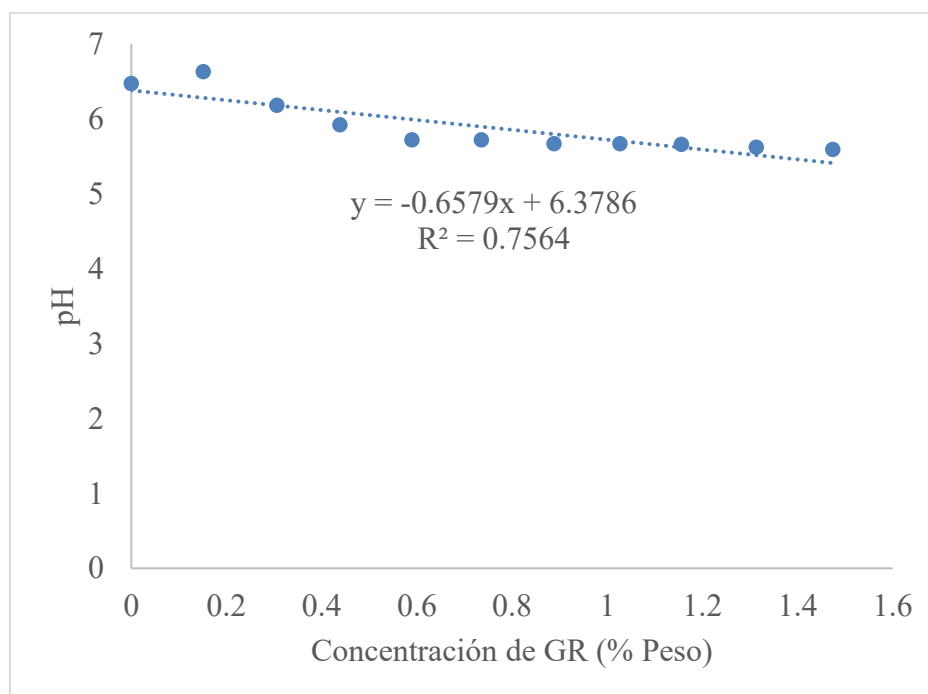


Figura 30 Curva de calibración del parámetro pH

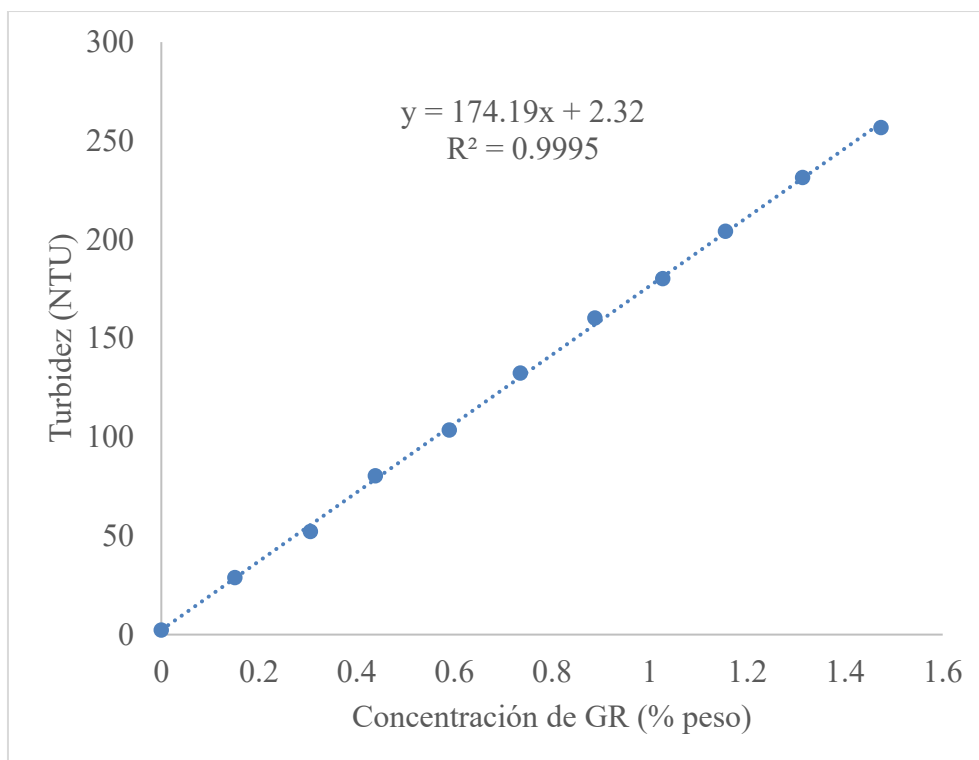


Figura 31 Curva de calibración del parámetro turbidez

El valor de $R^2 = 0.9995$ en la curva de calibración mostrado en la Figura 29 indica un ajuste casi perfecto, la relación entre turbidez y concentración de gasolina es altamente lineal y confiable esto permite estimar la concentración de gasolina con solo medir la turbidez. Aunque la gasolina no se disuelve completamente en agua, forma emulsiones y gotas dispersas, lo que incrementa las partículas suspendidas, y por tanto la turbidez. Este parámetro resulta el más sensible, práctico y aplicable en el contexto de esta investigación, ya que se requiere monitoreo rápido y continuo de la calidad del agua, el uso de un nefelómetro permite estimar la concentración de gasolina en agua. Es conveniente utilizar la ecuación obtenida en la curva de calibración de turbidez para conocer la concentración de gasolina emulsionada para cada prueba realizada.

$$NTU = 174.19(\%Peso\ GR) + 2.32$$

4.2 Influencia de la altura del lecho (mexicalcita) en la remoción y capacidad de adsorción de gasolina emulsionada.

Masa de adsorbente (g)	Altura de lecho empacado (cm)	Tamaño de partícula (mm)	Remoción de Gasolina (%)	Capacidad de remoción (mg/g)	Tiempo de servicio de la columna (min)
5	1.8	1.65 (malla 10)	82.0	87.3	11.0
		0.83 (malla 20)	92.3	122.3	12.9
10	3.5	1.65 (malla 10)	86.6	47.2	15.2
		0.83 (malla 20)	94.4	64.8	32.2
15	6	1.65 (malla 10)	89.4	32.8	26.1
		0.83 (malla 20)	95.6	45.8	36.4

Tabla 11 Resultados de % de remoción, capacidad de remoción y tiempo de servicio en función de la altura del lecho empacado para mexicalcita con tamaño de partícula 1.65 mm y 0.83 mm

En la Tabla 11, se muestra que la capacidad de adsorción de la mexicalcita malla 10 (1.65 mm) y malla 20 (0.83 mm), disminuye al aumentar la altura del lecho en la columna y la masa de adsorbente utilizada. Por lo que una altura de 1.8 cm de lecho en la columna alcanza las mayores capacidades de adsorción de 93.5 mg/g y 122.3 mg/g respectivamente. Esto se debe a que a medida que se incrementa la cantidad de adsorbente, la cantidad total de contaminante en solución se reparte entre más sitios activos, lo cual reduce la cantidad adsorbida por gramo de material.

También se muestra que la eficiencia en la remoción de gasolina emulsionada en agua incrementa a mayor altura del lecho empacado. Se observa que, en estas pruebas, el adsorbente puede tener un mayor porcentaje de remoción empleando una altura de lecho de 6 cm, que contiene en masa 15 g de adsorbente, la remoción máxima alcanzada para la malla 10 es de 89.4% mientras que para la malla 20 es de 95.6%.

De este modo, la reducción en la capacidad de adsorción y el incremento del porcentaje de remoción está directamente relacionada con la altura del lecho empacado y la masa del adsorbente. La Tabla 11 también muestra el tiempo de contacto de las partículas contaminantes con el adsorbente en la columna y evidentemente 6 cm de lecho ofrece el mayor tiempo de contacto, 36.4 min en total. El tamaño de partícula también influye en el desempeño de un adsorbente en sistema continuo, en este caso la mexicalcita malla 20 al ser más fina consigue un lecho más estrecho y de mayor densidad y hay un mayor número de sitios activos para la adsorción, por esta razón, la mexicalcita malla 20 tiene capacidades mayores de adsorción y porcentajes de remoción que la malla 10 a cualquier masa y altura.

4.3 Evaluación de la columna en cada ciclo.

# de ciclo	Tamaño de partícula = 10 mesh (1.65 mm)					
	Altura del lecho empacado (cm)					
	1.8		3.5		6	
	Masa de adsorbente (g)					
	5		10		15	
	Concentración de gasolina (% peso)					
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
1	1.056	0.380	1.087	0.350	1.092	0.312
2	0.380	0.226	0.350	0.190	0.312	0.151
3	0.226	0.168	0.190	0.132	0.151	0.092
4	0.168	0.157	0.132	0.111	0.092	0.085
5	0.157	0.151	0.111	0.110	0.085	0.081
6	0.151	0.143	0.110	0.104	0.081	0.073
7	0.143	0.142	0.104	0.102	0.073	0.068
8	0.142	0.141	0.102	0.053	0.068	0.048

Tabla 12 Concentración de gasolina en la entrada y salida de la columna en cada ciclo para mexicalcita con tamaño de partícula de 1.65mm

# de ciclo	Tamaño de partícula = 20 mesh (0.83 mm)					
	Altura del lecho empacado (cm)					
	1.8		3.5		6	
	Masa de adsorbente (g)					
	5		10		15	
	Concentración de gasolina (% peso)					
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
1	1.331	0.329	1.350	0.297	1.417	0.291
2	0.329	0.156	0.297	0.116	0.291	0.079
3	0.156	0.103	0.116	0.068	0.079	0.030
4	0.103	0.073	0.068	0.046	0.030	0.023
5	0.073	0.053	0.046	0.026	0.023	0.017
6	0.053	0.038	0.026	0.017	0.017	0.016
7	0.038	0.025	0.017	0.013	0.016	0.011
8	0.025	0.018	0.013	0.007	0.011	0.006

Tabla 13 Concentración de gasolina en la entrada y salida de la columna en cada ciclo para mexicalcita con tamaño de partícula de 0.83 mm

Como puede verse en las tablas 12 y 13, la diferencia en el valor de la concentración de gasolina entre la entrada y la salida de la columna se debe a la capacidad que tiene la mexicalcita de adsorber ese hidrocarburo. Es evidente que en el primer ciclo se adsorbe la mayor cantidad del hidrocarburo, esto se debe a que el gradiente de concentración de gasolina entre la superficie del adsorbente y el seno del líquido que fluye descendientemente es máximo al principio y conforme se va adsorbiendo la gasolina esta diferencia de concentración va disminuyendo, hasta que prácticamente se iguala la concentración de entrada y de salida cuando el adsorbente se satura. Este fenómeno de transferencia de masa es independiente del tamaño de partícula del adsorbente, la altura del lecho empacado y la concentración inicial de la mezcla.

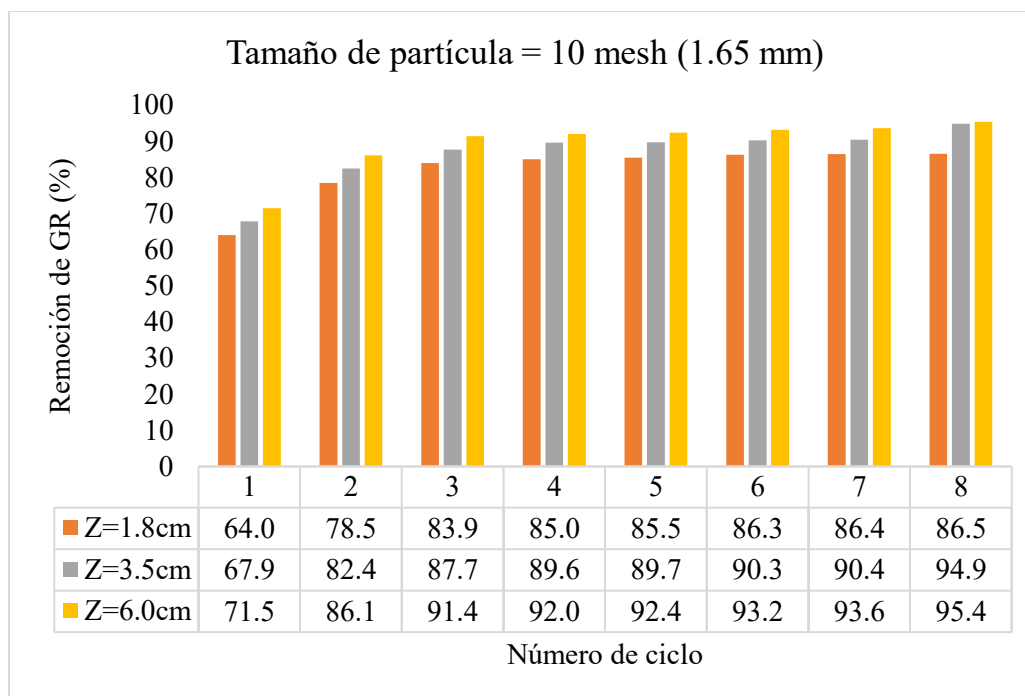


Figura 32 Porcentaje de remoción de gasolina en cada ciclo para mexicalcita con tamaño de partícula de 1.65mm.

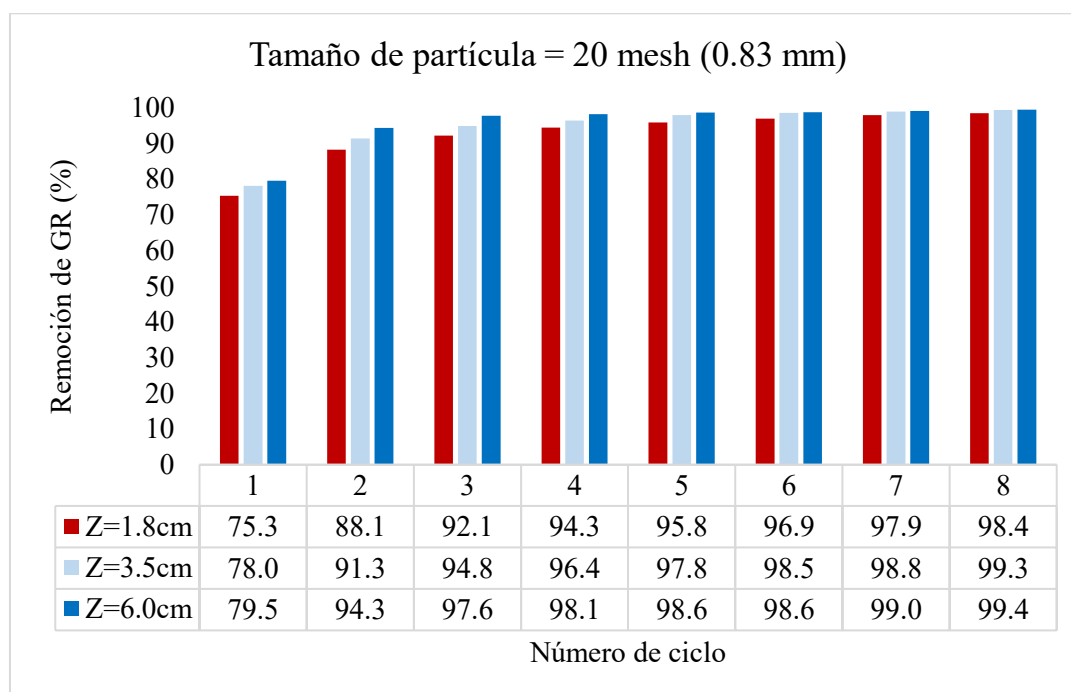


Figura 33 Porcentaje de remoción de gasolina en cada ciclo para mexicalcita con tamaño de partícula de 1.65mm

De la misma manera, como puede verse en las figuras 30 y 31, en promedio, el porcentaje de remoción en el primer ciclo supera el 67% y el 77%, para los experimentos con adsorbente de tamaño de partícula de 1.65 mm y 0.83 mm, respectivamente. Con los 7 ciclos posteriores se alcanzó un porcentaje máximo de remoción en promedio de 92.3% y 98.9% para uno y otro caso. Es evidente que el porcentaje de remoción es dependiente del tamaño de partícula. Cuanto más pequeño es el tamaño de la partícula del adsorbente mayor es el porcentaje de remoción, este fenómeno se explica precisamente por la mayor área superficial disponible para llevar a cabo la transferencia de masa, en las partículas de menor tamaño.

4.4 Comprobación de la remoción de gasolina con mexicalcita mediante espectrometría UV-Vis

En las figuras 3 y 4 se muestran los espectros Uv – Vis de dos emulsiones, una concentrada y otra diluida en gasolina, para constatar la capacidad de remoción de la mexicalcita. En ambos casos, es evidente la disminución de la intensidad de la señal de absorbancia de la muestra en la salida de la columna a una longitud de onda de aproximadamente 960 cm^{-1} . Es decir, los hidrocarburos que se adsorben a esa longitud de onda fueron removidos completamente por la mexicalcita.

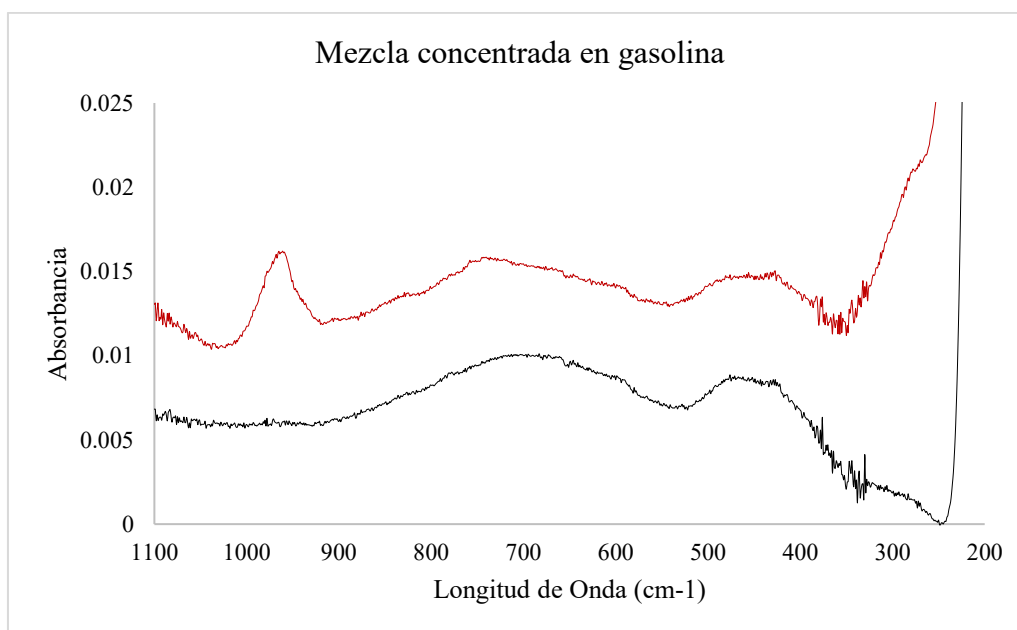


Figura 34 Espectro UV – Vis de una muestra concentrada en gasolina.

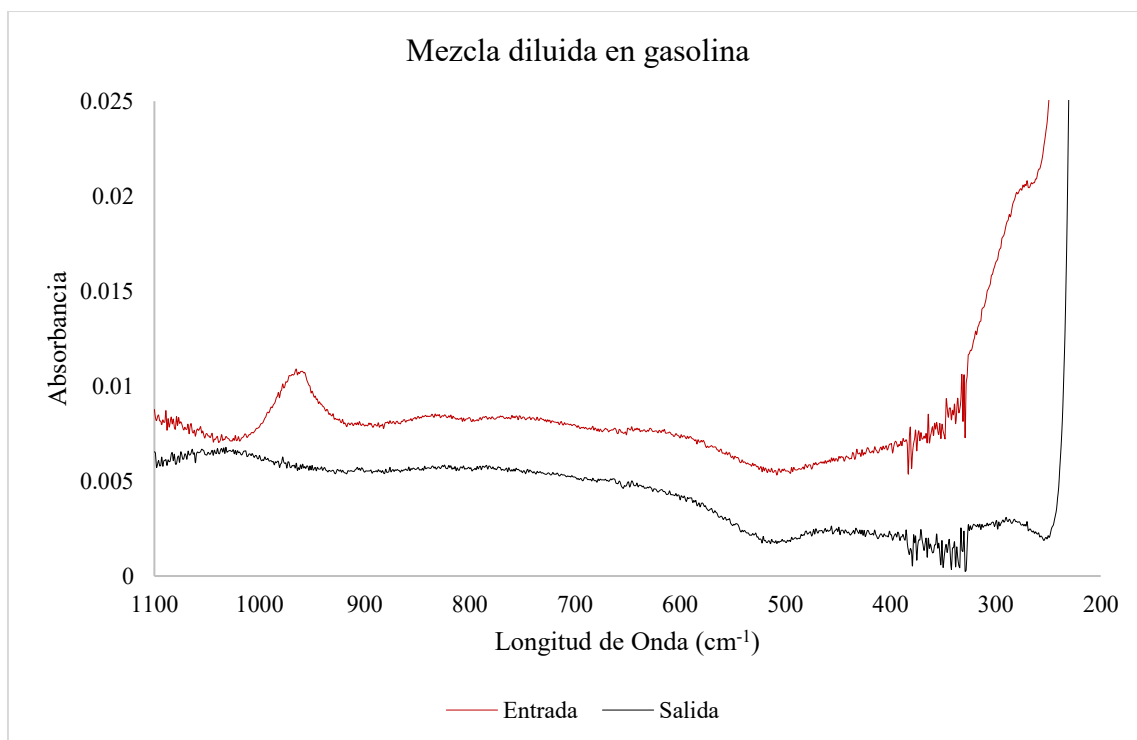


Figura 35 Espectro UV-Vis de una muestra diluida en gasolina

CAPÍTULO 5.

CONCLUSIONES

De los parámetros físicos medidos para la obtención de una curva de calibración, la turbidez es el parámetro más confiable, ya que los hidrocarburos en general no suelen influir directamente en los demás parámetros. Un agua turbia no solamente tiene un impacto estético negativo para el consumidor, la turbidez es también un indicativo de una mayor probabilidad de contaminación por compuestos tóxicos que se dispersan en el agua. En este trabajo la medición de la turbidez proporciona una indicación cuantitativa de la calidad del agua utilizando un nefelómetro y el uso de una escala de turbidez permite al usuario realizar una evaluación del contenido de hidrocarburos de una muestra en función del grado de turbidez.

La mexicalcita presenta una eficiencia inicial alta en el proceso de adsorción de gasolina, en el primer ciclo se logra la mayor remoción de gasolina debido al máximo gradiente de concentración entre el adsorbente y el líquido. Este comportamiento es característico de los procesos de transferencia de masa, donde la eficiencia disminuye conforme el adsorbente se aproxima a la saturación.

El tamaño de partícula de la mexicalcita tiene un efecto significativo en el porcentaje de remoción. Las partículas más pequeñas (0.83 mm) presentan mayor eficiencia (hasta 98.9%) que las más grandes (1.65 mm), lo cual se explica por la mayor área superficial disponible para la adsorción.

A mayor altura del lecho empacado (y por ende mayor masa de adsorbente), se incrementa el tiempo de servicio de la columna, permitiendo una adsorción más prolongada. Sin embargo, la capacidad de remoción por gramo disminuye, indicando que la eficiencia específica del material se reduce con mayor cantidad de adsorbente.

Los análisis UV-Vis corroboran la remoción efectiva de hidrocarburos, evidenciada por la disminución de la absorbancia en la longitud de onda característica ($\sim 960\text{ cm}^{-1}$), lo que confirma la capacidad de la mexicalcita para eliminar gasolina del medio.

Aunque la concentración inicial influye en el gradiente de adsorción, el fenómeno observado (disminución progresiva de la remoción en ciclos sucesivos) es consistente y no depende significativamente de la concentración inicial, sino del agotamiento gradual de la capacidad del adsorbente.

Referencias

1. Comisión Nacional para el Uso Eficiente de la Energía. (2019). *Derivados del petróleo. La Gasolina (ficha técnica)*. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/253452/GasolinaFT.pdf>
2. International Council on Clean Transportation (ICCT). (2011). *Introducción a la refinación del petróleo y producción de gasolina y diésel con contenido ultra bajo de azufre*. https://theicct.org/sites/default/files/ICCT_RefiningTutorial_Spanish.pdf
3. Organismo Internacional de Energía Atómica. (2024). *Aguas subterráneas: ¿cómo se estudia su polución y sostenibilidad?* <https://www.iaea.org/es/newscenter/news/aguas-subterraneas-como-se-estudia-su-polucion-y-sostenibilidad>
4. Vega, E. (2026, enero 24). Accidentes de pipas de combustible en México: Coahuila y Tamaulipas, entre los estados con más siniestros. *Vanguardia MX*. <https://vanguardia.com.mx/coahuila/accidentes-de-pipas-de-combustible-en-mexico-coahuila-y-tamaulipas-entre-los-estados-con-mas-siniestros-NN19052807>
5. Cecil, R., Ellison, R. J., Larnimaa, K., Margary, S. A., Mata, J. M., Morcillo, L., Muller, J.-M., Peterson, D. R., & Short, D. (2003). *Exposure*

- profile: Gasoline. https://www.concawe.eu/wp-content/uploads/rpt_97-52-2003-01970-01-e.pdf
6. PETROIntelligence. (2023). *Fotografías del sector gasolinero en México: abril 2023*.
https://petrointelligence.com/files/fotografias_del_sector_gasolinero_e_n_mexico/abril_2023.pdf
 7. Agencia Nacional de Seguridad Industrial y de Protección al Medio Ambiente del Sector Hidrocarburos. (2025). *Sitios contaminados por tipo de contaminante*
https://www.datos.gob.mx/dataset/sitios_contaminados-por-tipo-de-contaminante/resource/70333741-9295-4745-9d88-e58415a461a8
 8. Latinus. (2025, octubre 24). Derrames de hidrocarburo en los gobiernos de AMLO y Sheinbaum superan los 3 millones de litros. *Latinus*.
<https://latinus.us/mexico/2025/10/24/derrames-de-hidrocarburo-en-los-gobiernos-de-amlo-sheinbaum-superan-los-millones-de-litros-155165.html>
 9. Arias, A. (2024, 5 de junio). Detectan 12 mil tanques de almacenamiento de Pemex con más de 30 años. *Energy21*.
<https://energy21.com.mx/detectan-12-mil-tanques-de-almacenamiento-de-pemex-con-mas-de-30-anos/>
 10. Harris, B. L., Hoffman, D. W., & Mazac, F. J., Jr. (1997). *Reducing the risk of ground water contamination by improving petroleum product storage* (Publication B-6027). Texas Agricultural Extension Service.
<https://oaktrust.library.tamu.edu/server/api/core/bitstreams/8de5fec2-907a-4b32-aa4e-1bf96b3beb6a/content>
 11. Saval, S., Lara, F., Lesser, J. M., & Nieto, M. (2004). *Contaminación de acuíferos con hidrocarburos: causas, efectos, riesgos asociados y medidas de prevención* (pp. 233–249). <https://lesser.mx/files/04-1-Contaminacion-Acuiferos-con-Hidrocarburos.pdf>
 12. Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2001). *Informes técnicos: Capítulo IV: Contaminación de suelos y mantos acuíferos por gasolinas*
http://centro.paot.org.mx/documentos/cenapred/informes_tecnicos.pdf

13. Adeniji, A. O., Okoh, O. O., & Okoh, A. I. (2017). Analytical methods for the determination of the distribution of total petroleum hydrocarbons in the water and sediment of aquatic systems: A review. *Journal of Chemistry*, 2017, Article 5178937 <https://doi.org/10.1155/2017/5178937>
14. González Herrera, R., Rodríguez Castillo, R., & Coronado Peraza, V. (2007). Atenuación natural en el acuífero yucateco. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 23(1). https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-49992007000100001&script=sci_arttext
15. Van der Heul, R. M. (2011). *Reducing the risk of groundwater contamination by improving petroleum product storage* [Tesis de licenciatura, Utrecht University]. https://studenttheses.uu.nl/bitstream/handle/20.500.12932/8604/Scriptie_RMvanderHeul_3061655.pdf
16. Yang, M., Yang, Y., Yang, X., Song, X., Du, X., & Lu, Y. (2024). Molecular fingerprinting of the biodegradation of petroleum organic pollutants in groundwater and under site-specific environmental impacts. *Water*, 16(13), 1773. <https://doi.org/10.3390/w16131773>
17. Ahmed, F., & Fakhruddin, A. N. M. (2018). A review on environmental contamination of petroleum hydrocarbons and its biodegradation. *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources*, 11(3), 63–69. <https://doi.org/10.19080/IJESNR.2018.11.555811>
18. Brown, D., Fretwell, B., Harries, N., Johnstone, K., Smith, J., & Thomas, L. (2017). *Petroleum hydrocarbons in groundwater: Guidance on assessing petroleum hydrocarbons using existing hydrogeological risk assessment methodologies*. CL:AIRE. [http://studylib.net/doc/27033463/petroleum-hydrocarbon-guidance---final-version1.1?p=32#google_vignette\(studylib.net](http://studylib.net/doc/27033463/petroleum-hydrocarbon-guidance---final-version1.1?p=32#google_vignette(studylib.net)
19. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (1995). *Toxicological profile for gasoline*. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK594148/>

20. U.S. Environmental Protection Agency. (2004). *How to evaluate alternative cleanup technologies for underground storage tank sites: A guide for corrective action plan reviewers*.
https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-03/documents/tum_ch7.pdf
21. Falconi, M., Frank Swartjes, F., Benedetti, F., Fabbri, E., Grima, G., Gruz, D., ... & Wojciechowski, M. (2021). Oxidación Química “in situ” (ISCO). <https://www.impel.eu/contents/libraryfile/isco-impel-final-report-2020-09-isco-es.pdf>
22. Al-Ajmi, F., Al-Marri, M., & Almomani, F. (2025). Electrocoagulation process as an efficient method for the treatment of produced water treatment for possible recycling and reuse. *Water*, 17(1), 23.
<https://doi.org/10.3390/w17010023>
23. Almeida, F. B. P. S., Meili, L., Esquerre, K. P. S. O. R., Ribeiro, L. M. O., & Silva, C. E. D. F. (2019). Coalescence process to treat produced water: An updated overview and environmental outlook. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 28668–28688.
<https://doi.org/10.1007/s11356-019-06016-x>
24. MacNeil, J. C. (s. f.). *Membrane separation technologies for treatment of hazardous waste*. Environmental Strategies Corporation.
<https://p2infohouse.org/ref/39/38864.pdf>
25. Du, Z., & Lin, X. (2020). Research progress in application of low temperature plasma technology for wastewater treatment. *Earth and Environmental Science*, 512(1), 012031.
<https://doi.org/10.1088/1755-1315/512/1/012031>
26. Al-Madanat, O., AlSalka, Y., Ramadan, W., & Bahnemann, D. W. (2021). TiO₂ photocatalysis for the transformation of aromatic water pollutants into fuels. *Catalysts*, 11(3), 317.
<https://doi.org/10.3390/catal11030317>
27. El-Naas, M. H., & Alhaija, M. A. (2013). Modelling of adsorption processes (Cap.12). Nova Science Publishers
[https://www.researchgate.net/publication/288773735 Modelling of adsorption processe](https://www.researchgate.net/publication/288773735_Modelling_of_adsorption_process)

28. Patel, H. (2019). Fixed-bed column adsorption study: A comprehensive review. *Applied Water Science*, 9, 45. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-0927-7>
29. Ibarra Torres, C. E. (2018). *Materiales hidrofóbicos micro y nanoestructurados basados en desechos poliméricos para la remediación de derrames de petróleo*. [Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Nuevo León]. <https://eprints.uanl.mx/18637/1/1080289280.pdf>
30. Rengasamy, R. S., Das, D., & Praba Karan, C. (2011). Study of oil sorption behavior of filled and structured fiber assemblies made from polypropylene, kapok and milkweed fibers. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1), 526–532. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.031>
31. Boni, H. T., de Oliveira, D., Ulson de Souza, A. A., & Ulson de Souza, S. M. A. G. (2016). Bioadsorption by sugarcane bagasse for the reduction in oil and grease content in aqueous effluent. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 13(4), 1169–1176. <https://doi.org/10.1007/s13762-016-0962-y>
32. Danglad Flores, J. Á., Marfisi Valladares, S., Cova-Bonillo, A. J., & Linero Acosta, G. E. (2013). Partículas hidrofobadas de bagazo de caña de azúcar para el tratamiento de hidrocarburos en agua. *SABER. Revista Multidisciplinaria*, 25(1), pp. 97–103. <https://www.redalyc.org/pdf/4277/427739461011.pdf>
33. Abanto Quintana, F., & Taboada Rodríguez, E. M. (2019). *Uso de la fibra de coco para la adsorción de diferentes muestras de hidrocarburos - agua y su relación con la salinidad y temperatura*. https://alicia.concytec.gob.pe/vufind/Record/UPRG_ee8d26b47696d4ab8c86ce4ad60190a5
34. Ifelebuegu, A. O., & Momoh, Z. (2015). *An evaluation of the adsorptive properties of coconut husk for oil spill cleanup*. https://www.researchgate.net/publication/272795782_An_Evaluation_of_the_Adsorptive_Properties_of_Coconut_Husk_for_Oil_Spill_Cleanup

35. Marín-Velásquez, T. D., & Cóndor-Salvatierra, E. J. (2021). Capacidad de retención de hidrocarburos del endocarpio de coco en aguas aceitosas. *Tecnología y ciencias del agua*, 12(1), 1–36. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222021000100001
36. Hasheminejad, H., Karimi-Jashni, A., Talebbeydokhti, N., & Monajemi, P. (2013). *Remediation of petroleum-contaminated groundwater using sawdust as an adsorbent*. https://www.researchgate.net/publication/290946124_Remediation_of_petroleum_contaminated_groundwater_using_sawdust_as_an_adsorbent
37. Méndez-Tovar, M., Machado-Soberanes, J. A., & Guerra Sánchez, R. (2012). Estudio comparativo de la capacidad de adsorción de hidrocarburos sobre cinco materiales adsorbentes tipo II utilizando un método estandarizado internacional. *Tecnología, Ciencia, Educación*, 27(2), 94–100. <https://www.redalyc.org/pdf/482/48230177006.pdf>
38. Porshnov, D., & Klavins, M. (s. f.). *Peat based sorbent for oil removal*. 14th International Peat Congress. International Peatland Society. <https://peatlands.org/assets/uploads/2019/06/Porshnov-144.pdf>
39. Bandura, L., Wozzuk, A., Kołodyńska, D., & Franus, W. (2017). Application of mineral sorbents for removal of petroleum substances: A review. *Minerals*, 7(3), 37. <https://doi.org/10.3390/min7030037>
40. Moussavi, G., & Bagheri, A. (2012). Removal of petroleum hydrocarbons from contaminated groundwater by the combined technique of adsorption onto perlite followed by the O₃/H₂O₂ process. *Environmental Technology*, 33(16–18), 1905–1912. <https://doi.org/10.1080/09593330.2011.650223>
41. Zhu, Z. (2012). *Numerical investigation of solvent and thermal hybrid processes for thin heavy oil reservoirs* [Tesis de maestría, University of Regina]. University of Regina. <https://uregina.scholaris.ca/server/api/core/bitstreams/f3d410d0-3997-48cf-9486-9be8beabfb71/content>

42. Ewis, D., Ba-Abbad, M. M., Benamor, A., & El-Naas, M. H. (2022). Adsorption of organic water pollutants by clays and clay minerals composites: A comprehensive review. *Applied Clay Science*, 229, 106686. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2022.106686>
43. León Barrios, M. (2019). Modificación de bentonita cubana y su aplicación como adsorbente de hidrocarburos. *Revista Técnica Química*, 39(3), 87–95. <http://scielo.sld.cu/pdf/rtq/v39n3/2224-6185-rtq-39-03-552.pdf>
44. El-Zahhar, A. A., & Al-Hazmi, G. A. (2015). Organically modified clay for adsorption of petroleum hydrocarbon. *European Chemical Bulletin*, 4(2), 87–91. <http://www.bibliomed.org/mnsfulltext/246/246-1644993847.pdf>
45. Dehmani, Y., Ba Mohammed, B., Oukhrib, R., Dehbi, A., Lamhasni, T., Brahmi, Y., El-Kordy, A., Franco, D. S. P., Georgin, J., Lima, E. C., Alrashdi, A. A., Tijani, N., & Abouarnadasse, S. (2024). Adsorption of various inorganic and organic pollutants by natural and synthetic zeolites: A critical review. *Arabian Journal of Chemistry*, 17(1), 105474. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2023.105474>
46. Al-Jammal, N., Juzsakova, T., Zsirka, B., Sebestyén, V., Németh, J., Cretescu, I., Halmágyi, T., Domokos, E., & Rédey, Á. (2019). Modified Jordanian zeolitic tuff in hydrocarbon removal from surface water. *Journal of Environmental Management*, 239, 333–341. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.079>
47. Hernández Ávila, J., Salinas Rodríguez, E., Blanco Piñón, A., Cerecedo Sáenz, E., & Rodríguez Lugo, V. (2015). *Carbonato de calcio en México: Características geológicas, mineralógicas y aplicaciones*. OmniaScience. <https://doi.org/10.3926/oms.239>
48. Davoodi, S. M., Taheran, M., Brar, S. K., Galvez-Cloutier, R., & Martel, R. (2019). Hydrophobic dolomite sorbent for oil spill clean-ups: Kinetic modeling and isotherm study. *Fuel*, 251, 57–72. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.04.033>
49. Marcano, M. C., Kim, S., Taylor, S. D., & Becker, U. (2019). Exploring wettability by imaging the adsorption of crude oil, re-dissolved

- asphaltene, and phenol solutions onto calcite: Implications to sorption mechanisms and molecular structure of surface-active compounds in crude oil. *Chemical Geology*, 525, 462–478.
<https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2019.07.030>
50. Rigo, V.A., Metin, C.O., Nguyen, Q.P., & Miranda, C.R. (2012). Hydrocarbon adsorption on carbonate mineral surfaces: A first-principles study with van der Waals interactions. *The Journal of Physical Chemistry C*, 116(46), 24538–24548.
<https://doi.org/10.1021/jp306040n>
 51. Peñafiel, R., Mayacela Rojas, C. M., Morales Fiallos, F. R., & Maldonado Narváez, L. R. (2022). Cinética de adsorción de metales pesados sobre materiales adsorbentes naturales y comerciales de origen ecuatoriano. *Medwave* 22(Supl. 2), eUTA078.
<https://doi.org/10.5867/medwave.2022.S2.UTA078>
 52. Fei-Baffoe, B., Badu, E., Miezah, K., Adjiri Sackey, L. N., Sulemana, A., & Yahans Amuah, E. E. (2024). Contamination of groundwater by petroleum hydrocarbons: Impact of fuel stations in residential areas. *Heliyon*, 10(4), e25924.
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e25924>