



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO

DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BÁSICAS



EVALUACIÓN DE MÉTODOS DE REMEDIACIÓN APLICADOS A SUELOS
AGRÍCOLAS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS

TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTOR(A) EN CIENCIAS EN QUÍMICA APLICADA

PRESENTA

M.C. BEATRIZ ADRIANA ALEGRÍA HERNÁNDEZ

BAJO LA DIRECCIÓN DE:

DR. CARLOS MARIO MORALES BAUTISTA
DACB-UJAT

EN CODIRECCIÓN:

DRA. SONIA ALEJANDRA TORRES SÁNCHEZ
UASLP

CUNDUACÁN, TABASCO, AGOSTO 2026

Declaración de autoría y originalidad

En la Ciudad de Cunduacán, Tabasco, el día 28 de agosto del 2026, el que suscribe M.C. Beatriz Adriana Alegria Hernández, alumna del Programa de Doctorado en Ciencias en Química Aplicada con número de matrícula 192A28007, adscrito a la División Académica de Ciencias Básicas, de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, como autora de la Tesis presentada para la obtención del grado de Doctor en Ciencias en Química Aplicada y titulada Evaluación de Métodos de Remediación Aplicados a Suelos Agrícolas Contaminados con Hidrocarburos dirigida por el Dr. Carlos Mario Morales Bautista y la Dra. Sonia Alejandra Torres Sánchez.

DECLARO QUE:

La tesis es una obra original que no infringe los derechos de propiedad intelectual, ni los derechos de propiedad industrial u otros derechos, de acuerdo con el ordenamiento jurídico vigente, en particular, la LEY FEDERAL DEL DERECHO DE AUTOR (Decreto por el que se reforman y adicionan diversas disposiciones de la Ley Federal del Derecho de Autor del 01 de Julio de 2020, regularizando, aclarando y armonizando las disposiciones referidas al derecho de cita). Del mismo modo, asumo frente a la Universidad cualquier responsabilidad que pudiera derivarse de la autoría, de la falta de originalidad o del contenido de la tesis presentada de conformidad con el ordenamiento jurídico vigente.



Beatriz Adriana Alegria Hernández

Nombre y firma



UJAT

UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



División
Académica
de Ciencias
Básicas



2026
año de
Margarita
Maza

DIRECCIÓN

07 de agosto de 2026

M.C. BEATRIZ ADRIANA ALEGRÍA HERNÁNDEZ
EGRESADA DE DOCTORADO EN CIENCIAS
EN QUÍMICA APLICADA
PRESENTE

Por medio del presente y de la manera más atenta, me dirijo a Usted para hacer de su conocimiento que, se le **AUTORIZA** la impresión del trabajo de Tesis titulada **"EVALUACIÓN DE MÉTODOS DE REMEDIACIÓN APLICADOS A SUELOS AGRÍCOLAS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS"**; bajo la Dirección del Dr. Carlos Mario Morales Bautista y la Dra. Sonia Alejandra Torres Sánchez.

La Comisión revisora conformada por el **Dr. José Guadalupe Pacheco Sosa, Dr. Carlos Mario Morales Bautista, Dr. Raúl García Morales, Dra. María Antonia Lunagómez Rocha, Dr. Srinivas Godavarthi y Dra. Sonia Alejandra Torres Sánchez** aprobó el documento en virtud de reunir los requisitos para el **EXAMEN PROFESIONAL** y obtener el grado de **Doctor en Ciencias en Química Aplicada** bajo la modalidad de titulación por Tesis.

Sin más por el momento, reciba un cordial saludo.

ATENTAMENTE

DRA. HERMICENDA PÉREZ VIDAL
DIRECTORA



DIVISIÓN ACADÉMICA DE
CIENCIAS BÁSICAS

C.C.P.- Archivo.

Dir'Dra.HPV/JP'Dra.LAR/jkal**

Km.1 Carretera Cunduacán-Jalpa de Méndez, A.P. 24, C.P. 86690, Cunduacán, Tab., México.
Tel/Fax: (993) 3581500 Ext. 6702,6701 E-Mail: direccion.dacb@ujat.mx

www.ujat.mx

Carta de cesión de derechos

Por medio de la presente manifestamos haber colaborado como AUTORA y AUTORES en la producción, creación y/o realización de la obra denominada Evaluación de Métodos de Remediación Aplicados a Suelos Agrícolas Contaminados con Hidrocarburos.

Con fundamento en el artículo 83 de la Ley Federal del Derecho de Autor y toda vez que, la creación y/o realización de la obra antes mencionada se realizó bajo la comisión de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco; entendemos y aceptamos el alcance del artículo en mención, de que tenemos el derecho al reconocimiento como autores de la obra, y la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco mantendrá en un 100% la titularidad de los derechos patrimoniales por un periodo de 20 años sobre la obra en la que colaboramos, por lo anterior, cedemos el derecho patrimonial exclusivo en favor de la Universidad.

COLABORADORES



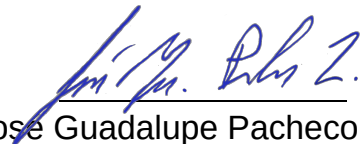
MCQA. Beatriz Adriana
Alegria Hernández
EGRESADA



Dr. Carlos Mario Morales
Bautista
DIRECTOR



Dra. Sonia Alejandra
Torres Sánchez
CODIRECTORA



Dr. José Guadalupe Pacheco Sosa



Lic. Kleyver Valencia Gallegos

Testigos

Agradecimientos

Agradezco a **Dios** por enseñarme que cada esfuerzo tiene su tiempo perfecto y que, con fe, todo se puede alcanzar.

Agradezco a **mi esposo, Kleyver, y a mis hijos, Aryana y Kleyver** por ser mi refugio, mi fortaleza y mi mayor inspiración. Gracias por comprender mis ausencias, por alentarme en los momentos de cansancio y por celebrar conmigo cada pequeño avance. Este logro es tan suyo como mío, porque sin su amor y paciencia, este camino habría sido mucho más difícil.

A la **Universidad Juárez Autónoma de Tabasco**, por permitirme formar parte de la comunidad universitaria y contribuir a mi formación académica, brindándome las herramientas y el conocimiento para crecer tanto académicamente como personalmente.

A la **Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI)** por su valioso apoyo económico; fue fundamental para el desarrollo de este trabajo durante el posgrado.

A mis directores de tesis, el **Dr. Carlos Mario Morales Bautista** y la **Dra. Sonia Torres Sánchez**, por su guía experta, paciencia y compromiso durante mi formación. Gracias por exigirme siempre lo mejor.

A **los profesores**, por su dedicación, compromiso y entrega en cada clase. Sus enseñanzas tanto académicas como humanas, han sido una base sólida para mi formación.

Al **comité tutorial**, por su valiosa orientación, su seguimiento constante y su compromiso con mi formación. Sus observaciones, sugerencias y retroalimentación oportuna fueron esenciales para el desarrollo y calidad de este trabajo.

A todo el **personal técnico de laboratorio**, por su invaluable apoyo en la realización de los experimentos y procedimientos de esta investigación, lo cual contribuyó a garantizar la confiabilidad de los resultados obtenidos.

ÍNDICE

RESUMEN	13
ABSTRACT	14
I. INTRODUCCIÓN	15
II. MARCO TEÓRICO	16
2.1 SUELOS.....	16
2.2 TIPOS DE SUELOS.....	18
2.3 SUELOS EN MÉXICO	19
2.4 SUELOS EN EL ESTADO DE TABASCO	19
2.5 PROVINCIA PETROLERA DEL SURESTE.....	20
2.6 PETRÓLEO CRUDO	23
2.6.1 <i>Clasificación Petróleo</i>	23
2.7 CONTAMINACIÓN DE SUELOS.....	25
2.8 TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS.....	26
2.8.1 <i>Remediación biológica</i>	27
2.8.2 <i>Remediación Fisicoquímica</i>	28
2.8.3 <i>Remediación Térmica</i>	29
2.8.4 <i>Atenuación Natural</i>	30
2.9 TÉCNICAS CUALITATIVAS Y CUANTITATIVAS APLICADAS AL DIAGNÓSTICO DE LOS SUELOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS	30
2.9.1 <i>Espectrometría Infrarroja con Transformada de Fourier</i>	31
2.9.2 <i>Extracción Continua con Equipo Soxhlet</i>	31
2.9.3 <i>Análisis de Fracción de Hidrocarburos (SARA)</i>	33
2.10 FUENTES DE CONTAMINACIÓN	34
2.11 PROPIEDADES AFECTADAS EN SUELOS CONTAMINADOS.....	35
2.12 REMEDIACIÓN DE SUELOS	36
III. JUSTIFICACIÓN.....	36
IV. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	37
V. HIPÓTESIS.....	37
VI. OBJETIVOS.....	38
6.1 OBJETIVOS GENERALES	38
6.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	38
VII. METODOLOGÍA.....	38
7.1 MUESTREO DE SUELOS	38
7.2 PERFILES EDAFOLÓGICOS.....	39
7.3 CARACTERIZACIÓN DE SUELOS TESTIGOS.....	40
7.4 DETERMINACIÓN DE LOS GRADOS API (°API)	40
7.5 CONTAMINACIÓN DE SUELO CON PETRÓLEO CRUDO	41
7.6 CARACTERIZACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON PETRÓLEO CRUDO	42
7.6.1 <i>Extracción de Hidrocarburos Totales del Petróleo con Equipo Soxhlet</i>	42

7.6.2	Identificación de Grupos Funcionales por Espectrofotometría Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR)	42
7.6.3	Análisis de Fracción SARA por Selectividad de Solvente	43
7.7	• REMEDIACIÓN EN SUELOS CONTAMINADOS	44
7.7.1	Atenuación Natural	44
7.7.2	Estabilización Química-Biológica	45
7.8	EXTRACCIÓN DE CONSTITUYENTES TÓXICOS (PECT)	46
7.8.1	Preparación del Reactivo de Extracción	47
7.8.2	Procedimientos de Extracción	47
7.8.3	Extracción Líquido-Líquido	47
7.8.4	Lectura de Absorbancia	47
VIII.	RESULTADOS Y DISCUSIONES	50
8.1	DETERMINACIÓN DE LOS GRADOS °API	50
8.1.1	Método Directo	50
8.1.2	Método Indirecto	53
8.2	HIDROCARBUROS TOTALES DEL PETRÓLEO (HTP) Y DETERMINACIÓN DE FRACCIÓN SARA POR SELECTIVIDAD DE SOLVENTES	54
8.3	CARACTERIZACIÓN DE LOS HIDROCARBUROS MEDIANTE ESPECTROSCOPÍA INFRARROJA POR TRANSFORMADA DE FOURIER (FTIR)	57
8.4	ÍNDICES DE COMPUESTOS POLARES (I-RAP)	63
8.4.1	Comparación de los Cambios en pH según el I-RAP y Tipo de Derrame Fresco-Intemperizado	66
8.4.2	Cambios en la Conductividad Eléctrica según el I-RAP y Tipo de Derrame Fresco-Intemperizado	68
8.4.3	Cambios en la Densidad Aparente según el I-RAP y Tipo de Derrame Fresco-Intemperizado	70
8.4.4	Comparación de los Cambios en la Porosidad según el I-RAP y Tipo de Derrame Fresco-Intemperizado	71
8.4.5	Capacidad de Campo (CC)	73
8.5	CARACTERIZACIÓN DEL SUELO TESTIGO MEDIANTE LA NOM-021-SEMARNAT-2000	76
8.5.1	Descripción de perfil edafológico	76
8.5.2	Centla	76
8.5.3	Cunduacán	78
8.5.4	Macuspana	79
8.5.5	Paraíso	80
8.6	EVALUACIÓN DE LOS PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS DE SUELO REMEDIADO POR ATENUACIÓN NATURAL Y ESTABILIZACIÓN QUÍMICA-BIOLÓGICA	81
8.6.1	Atenuación Natural	81
8.6.2	Estabilización química-biológica	82
8.7	CUANTIFICACIÓN DE HTP EN PROCESO DE ATENUACIÓN NATURAL	88
IX.	CONCLUSIÓN	91
X.	RECOMENDACIONES Y PERSPECTIVAS	92
XI.	REFERENCIAS	93

XII. ANEXOS.....	104
12.1 <i>Alojamiento de la tesis en el Repositorio Institucional.....</i>	<i>104</i>
12.2 <i>Artículo publicado (portada).....</i>	<i>117</i>

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Descripción de los principales tipos de suelos.	18
Tabla 2 Clasificación del petróleo crudo según su densidad °API	25
Tabla 3 Clasificación de los principales métodos de tratamientos de suelos según su enfoque y mecanismo de acción	27
Tabla 4 Diseño experimental de muestras de suelos contaminados con petróleo crudo mediano y pesado	41
Tabla 5 Número de onda característicos de grupo funcionales según I-RAP	43
Tabla 6 Mezcla de solventes para extracción de fracciones de hidrocarburos.....	44
Tabla 7 Resultados de los datos obtenidos por el método directo	50
Tabla 8 Resultado de las muestras analizadas utilizando el método indirecto	53
Tabla 9 Resultados de las concentraciones de HTP y de las fracciones SARA en el petróleo crudo, así como en el suelo contaminado fresco (SCF) y suelo contaminado intemperizado (SCI)	54
Tabla 10 Identificación de grupos funcionales en el suelo contaminado de Centla	58
Tabla 11 Identificación de grupos funcionales mediante análisis de FTIR en suelos contaminados de Centla y Paraíso	60
Tabla 12 Grupos funcionales identificados mediante análisis de FTIR en la muestra A), B) y C).....	62
Tabla 13 Resultados de absorbancias de los grupos funcionales identificados en suelos contaminados con hidrocarburo fracción mediana	63
Tabla 14 Resultados de los parámetros físicos y químicos evaluados con el índice I-RAP en suelo contaminado con petróleo crudo mediano en derrame fresco	65
Tabla 15 Resultados de los parámetros físicos y químicos evaluados mediante el índice I-RAP en suelo contaminado con petróleo crudo mediano en condición intemperizada.....	66
Tabla 16 Perfil edafológico representativo del sitio de estudio en Centla.....	77
Tabla 17 Perfil edafológico representativo del sitio de estudio en Cunduacán.....	78
Tabla 18 Perfil edafológico representativo del sitio de estudio en Macuspana	79
Tabla 19 Perfil edafológico representativo del sitio de estudio en Paraíso.....	80
Tabla 20 Parámetros del suelo de Centla y Cunduacán en fracciones mediana y pesada después de seis meses de intemperización	81
Tabla 21 Parámetros fisicoquímicos del suelo de Macuspana y Paraíso en fracciones mediana y pesada después de seis meses de intemperización	82
Tabla 22 Parámetros fisicoquímicos en suelo de Centla, Cunduacán, Macuspana y Paraíso a los 7 días de tratamiento.....	82
Tabla 23 Parámetros fisicoquímicos del suelo Centla, Cunduacán, Macuspana y Paraíso a 45 días de tratamiento en fracción mediana y pesada	83

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Perfil del suelo con identificación de horizontes edafológicos.....	17
Figura 2 Suelos predominantes del estado de Tabasco, de acuerdo con la clasificación FAO-WRB.....	20
Figura 3 Provincia del sureste y cinturón de Chiapas.....	21
Figura 4 Distribución de la provincia geológica del sureste.....	22
Figura 5 Provincias de petróleo y gas más prolíferas del suroeste mexicano.....	22
Figura 6 Clasificación de los hidrocarburos de acuerdo con su estructura.....	24
Figura 7 Ubicación geográfica de los puntos de muestreo en el estado de Tabasco, México	39
Figura 8 Muestras de suelos contaminados expuestas a condiciones ambientales.....	45
Figura 9 Residuo de plátano seco como agente biológico a). Fertilizante Triplemix como portador de nutriente.....	46
Figura 10 Filtrado del extracto PECT en suelo contaminado.....	48
Figura 11 Determinación de °API por el método directo.....	51
Figura 12 Determinación de °API utilizando el método directo.....	52
Figura 13 Relación de cantidad de hidrocarburo y °API del método indirecto.....	53
Figura 14 Distribución porcentual de fracciones SARA en suelos contaminados Centla y Macuspana.....	56
Figura 15 Comparación de extractos de suelo de Centla contaminados con hidrocarburo pesado fresco.....	57
Figura 16 Espectros de los extractos de suelos contaminados a 17 600 mg/kg.....	59
Figura 17 Análisis comparativo de espectros de FTIR en suelos contaminados de las muestras A, B y C.....	61
Figura 18 Resultados del pH en suelos contaminados considerando la condición fresca e intemperizada.....	67
Figura 19 Resultados de conductividad eléctrica en suelos contaminados derrame fresco e intemperizado.....	69
Figura 20 Variación de la densidad aparente en suelos contaminados en derrames frescos e intemperizados.....	70
Figura 21 Relación entre el porcentaje de porosidad y el índice IRA-P en suelos contaminados bajo condiciones de derrame fresco e intemperizado.....	72
Figura 22 Relación entre la capacidad de campo (%) y el índice I-RAP en suelos contaminados en condiciones de derrame fresco e intemperizados.....	73
Figura 23 Mapa temático de capacidad de campo en suelos contaminados en condiciones de derrame fresco e intemperizados.....	75

Figura 24 Variación del pH en suelos bajo tratamiento a 7 días y 45 días.....	84
Figura 25 Variación de la densidad aparente en suelos bajo tratamiento a los 7 y 45 días	85
Figura 26 Variación de la densidad real en suelos bajo tratamiento a los 7 y 45 días.....	87
Figura 27 Variación de la porosidad del suelo bajo condiciones testigo, contaminado y tratamiento a 7 y 45 días	88
Figura 28 Porcentaje de degradación de hidrocarburos totales del petróleo (HTP) durante seis meses de atenuación natural	89

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

**EVALUACIÓN DE MÉTODOS DE REMEDIACIÓN APLICADOS A SUELOS
AGRÍCOLAS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS**

Resumen

La presente investigación tuvo como objetivo evaluar la eficiencia de la estabilización química-biológica y la atenuación natural como métodos de remediación en suelos agrícolas contaminados con hidrocarburos. La hipótesis planteada fue que los métodos propuestos de remediación podrían verse afectados de manera significativa por las propiedades fisicoquímicas del suelo, así como por la concentración y el tipo de contaminante. En primer lugar, se realizó el muestreo de cuatro tipos de suelo en el estado de Tabasco: Centla, Cunduacán, Macuspana y Paraíso, debido a que se encuentran cerca de instalaciones petroleras y son suelos vulnerables a derrames de hidrocarburos. En segundo lugar, se caracterizó el suelo testigo (blanco); posteriormente, se contaminó con los dos tipos de hidrocarburo, fracción mediana y fracción pesada, a diferentes concentraciones; finalmente, se aplicaron los métodos de remediación para evaluar las propiedades fisicoquímicas del suelo mediante técnicas analíticas como FTIR, índice I-RAP, análisis SARA, grados API y extracción continua en Soxhlet.

De acuerdo con los resultados obtenidos, los métodos de remediación utilizados resultaron viables según el tipo de hidrocarburo y las propiedades del suelo. Se determinó que la selección y combinación del método de remediación deben adaptarse a las condiciones específicas de cada sitio, considerando tanto las propiedades fisicoquímicas del suelo como el tipo de contaminante. Este trabajo proporciona información para la recuperación de suelos agrícolas contaminados y establece una base para futuras investigaciones sobre métodos de remediación sostenibles.

Palabras claves: Remediación de suelos, hidrocarburos, atenuación natural, estabilización química-biológica, suelos agrícolas.

Abstract

This researched aimed to assess the efficiency of chemical-biological stabilization and natural attenuation as remediation methods in agricultural soils contaminated with hydrocarbons. It was hypothesized that the effectiveness of the proposed remediation methods would be significantly affected by the physicochemical soil properties, as well as by the concentration and type of contaminant. Four types of soil were sampled in the municipalities of Centla, Cunduacán, Macuspana, and Paraíso, Tabasco, because these soils are vulnerable to hydrocarbon spills, as they are located near oil facilities. The control soil (white) was characterized; subsequently, the soil was contaminated with the two types of hydrocarbons, medium fraction and heavy fraction, at different concentrations. Finally, remediation methods were applied to evaluate the physicochemical properties of the soil using analytical techniques such as FTIR, I-RAP index, SARA analysis, °API degrees, and continuous Soxhlet extraction. According to the obtained results, the remediation methods used were feasible depending on the type of hydrocarbon and the soil properties. It was determined that the selection and combination of the remediation method must be adapted to the specific conditions of each site, considering both the physicochemical properties of the soil and the type of contaminant. This work provides information for the recovery of contaminated agricultural soil and establishes a basis for future research on sustainable remediation methods.

Keywords: *Soil remediation, hydrocarbons, natural attenuation, chemical-biological stabilization, agricultural soils.*

I. Introducción

La extracción de hidrocarburos es una actividad económica de gran importancia a nivel mundial, ya que constituye la principal fuente de energía para la sociedad; sin embargo, se han generado graves problemas de contaminación ambiental que afectan considerablemente la flora, la fauna, los microorganismos, así como la fertilidad del suelo (Peña *et al.*, 2025). Además, pueden causar afectaciones en el ámbito social, como en la economía, la salud y la producción del sector primario, debido a los efectos tóxicos de los componentes del petróleo crudo (Cavos-Arroyo *et al.*, 2014). En este sentido, una de las principales fuentes de contaminación son los derrames de distintos productos del petróleo crudo. Diversos reportes señalan que las causas más frecuentes de estos derrames se encuentran la falta de mantenimiento, la rotura de tuberías, fenómenos ambientales y vandalismos, como el robo de tuberías o de combustible (Velázquez-Arias, 2017).

Algunos estudios han establecido que el comportamiento de los hidrocarburos dependerá de sus propias características (Mazarji *et al.*, 2021). Algunos de los impactos han sido evaluados con base en los valores °API (American Petroleum Institute), que mide la densidad del petróleo y las fracciones SARA (Saturados, Aromáticos, Resinas y Asfáltenos), que indican los distintos tipos de compuestos en los hidrocarburos y su influencia en la repelencia y toxicidad, así como la clasificación edafológica (relativa a las características del suelo). Existen diferencias en la magnitud del nivel de impacto entre derrames recientes y antiguos; estos últimos constituyen pasivos ambientales (Alegría-Hernández *et al.*, 2019). Por lo anterior, se observó que las afectaciones en las propiedades del suelo dependen de su clasificación y del tipo de petróleo crudo, por lo que el presente trabajo se orientó en evaluar métodos de remediación mediante atenuación natural y estabilización química-biológica para la recuperación de los suelos agrícolas contaminados, en los que se realizaron análisis previa y posteriormente al tratamiento para establecer la factibilidad del método de remediación con base en las propiedades de los suelos afectados.

II. Marco Teórico

En la siguiente sección, se presentan los conceptos fundamentales que sustentan el presente trabajo de investigación, incluyendo la definición del suelo y su clasificación, la provincia petrolera del sureste, la clasificación de los hidrocarburos, así como los métodos de remediación y las técnicas analíticas empleadas para el diagnóstico de suelos contaminados.

2.1 Suelos

El suelo es un cuerpo natural dinámico constituido por una combinación de sólidos (minerales y materia orgánica), líquidos y gases, que se forma sobre la superficie terrestre y ocupa un espacio definido. Presenta características, de horizontes o capas que se diferencian del material parental como resultado de procesos de adición, pérdida, transferencia y transformación de energía y materia, o bien por su capacidad para sostener el crecimiento de las plantas en condiciones naturales (Palma-López *et al.*, 2007).

De acuerdo con Jordán-López (2006), el suelo puede considerarse un ente natural organizado e independiente, cuyas propiedades, constituyentes y génesis son el resultado de la interacción de diversos factores, tales como el clima, los organismos, el relieve, el tiempo y la roca madre. Desde un enfoque sistémico, el suelo es un sistema abierto y dinámico, integrado por tres fases: fase sólida compuesta por partículas de arena, limo y arcilla, que representa aproximadamente el 45% del volumen total; la fase líquida está constituida por el agua que ocupa parcial o totalmente los espacios porosos, la fase gaseosa llena los poros no ocupados por el agua (United States Department of Agriculture (USDA), 2020; Food and Agriculture Organization (FAO), 2022).

El sustrato edafológico comprende una colección de cuerpos naturales que soportan la vegetación y se extiende desde los materiales no consolidados hasta horizontes en los que la acción de factores edáficos ha generado capas que limitan el crecimiento radicular. Dichos horizontes se desarrollan como resultado de la acción conjunta de los organismos vivos, del clima, del relieve y de la roca madre (Castellanos-Barliza y León Peláez, 2011).

La composición del suelo varía según la región de procedencia; sin embargo, de manera general está constituida por cuatro componentes principales: 1) materia orgánica que se genera a partir de la descomposición de organismos como lombrices, hongos bacterias y restos vegetales; 2) los nutrientes solubles incluyen principalmente nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio; 3) la fracción mineral está compuesta por grava, arena, limo y arcilla; mientras que el 4) agua y los gases ocupan los espacios porosos del suelo (Brandy y Weil, 2017; Soil Survey Staff, 2020; FAO, 2022). Los procesos edáficos fundamentales, como la fragmentación

de rocas, la alteración química de minerales y el movimiento de materiales, originan la diferencia vertical del suelo en una serie de horizontes, donde cada uno se caracteriza por sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Figura 1).

- Horizonte O: capa superficial rica en materia orgánica en distintos grados de descomposición.
- Horizonte A. Material mineral con contenido variable de materia orgánica.
- Horizonte E. Horizonte mineral caracterizado por la pérdida de arcilla, hierro y aluminio, con acumulación relativa de arena y limo.
- Horizonte B: capa del subsuelo donde se acumulan materiales lixiviados de los horizontes superiores.
- Horizonte (C). Zona de transición entre el suelo y material parental o roca.
- Material parental no alterado (R).

Figura 1

Perfil del suelo con identificación de horizontes edafológicos



Nota: Se describen los perfiles edafológicos de acuerdo con las características presente.
Elaboración propia.

2.2 Tipos de Suelos

La clasificación de los suelos se basa en sus propiedades morfológicas, físicas, químicas y mineralógicas, definidas a partir de la presencia de horizontes y de características diagnósticas observables y medibles en campo. Estas características se describen mediante el análisis del perfil edafológico, el cual, aunque varía entre tipos de suelo, generalmente puede representarse por cuatro horizontes principales (Jordán-López, 2006).

La selección de horizontes y rasgos diagnósticos considera su relación directa con los procesos formadores del suelo, lo que permite establecer una clasificación sistemática que facilite su estudio, manejo y aprovechamiento. En la tabla 1 se describen algunos de los principales tipos de suelos presentes en México, de acuerdo con Palma-López *et al.* (2007).

Tabla 1

Descripción de los principales tipos de suelos

Tipo de suelo	Descripción
Vertisol	Suelos con alto contenido de arcilla expansiva, que se dilatan al humedecerse y se contraen durante la sequía, generando grietas profundas.
Regosol	Son suelos poco desarrollados, con escasa diferenciación de horizontes y bajo contenido de materia orgánica, formados a partir de depósitos recientes, generalmente de origen marino.
Luvisol	Suelos bien desarrollados, con acumulación de arcillas en el horizonte B (argílico) y saturación de base superior al 35%, lo que indica fertilidad moderada a alta.
Fluvisol	Suelos formados a partir de depósitos aluviales recientes, débilmente desarrollados, con estratificaciones frecuentes y, en muchos casos, nivel freático somero.

Nota. Adaptado de Palma López *et al.*, 2007.

2.3 Suelos en México

México presenta una alta diversidad edáfica como resultado de su compleja geología, variabilidad climática y diversidad fisiográfica. De acuerdo con la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo (WRB), en el territorio nacional se reconocen 26 grupos de suelos, lo que posiciona al país como uno de los más diversos en términos edafológicos a nivel mundial (WRB, IUSS *et al.*, 2015). Una proporción significativa del territorio mexicano está dominada por suelos con bajo grado de desarrollo, lo que limita el aprovechamiento agrícola y productivo. No obstante, los suelos con mayor fertilidad natural y potencial agrícola representan aproximadamente el 18% del territorio nacional, concentrándose principalmente en regiones con condiciones climáticas y de relieve favorables (SEMARNAT, 2020). La diversidad y distribución de los suelos en México influyen directamente en el uso del suelo, la productividad agrícola, la conservación ambiental y la vulnerabilidad a procesos de degradación, como la erosión, la salinización y la contaminación por actividades antropogénicas.

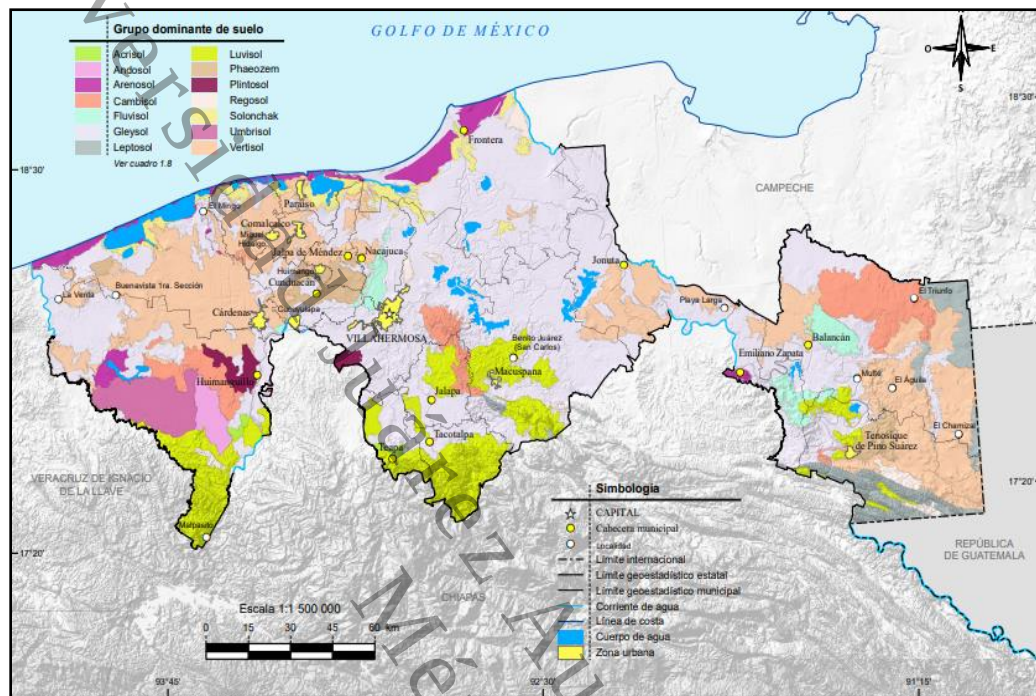
2.4 Suelos en el estado de Tabasco

El estado de Tabasco se localiza en la planicie costera del Golfo de México y se caracteriza por la geología predominante del Cuaternario, con presencia de aluviales, arenas y sedimentos recientes. Estas condiciones, junto con un clima cálido-húmedo y una topografía mayormente plana, favorecen el desarrollo de una amplia variedad de suelos (INEGI, 2021). En el territorio tabasqueño se identifican aproximadamente 19 grupos de suelos, siendo los más representativos los Gleysoles (22.9%), Vertisoles (17.5%), Fluvisoles (10.8%) y Luvisoles (10.8%), distribuidos principalmente en zonas de llanuras y lomeríos. Otros suelos presentes incluyen Solonchak, Leptosoles, Acrisoles, Histosoles, Arenosoles, Plintosoles y Cambisoles, entre otros (Palma-López *et al.*, 2007; INEGI, 2021).

La predominancia de suelos con alta humedad, drenaje deficiente y contenido variable de arcilla en el estado de Tabasco incrementa su susceptibilidad a procesos de degradación física y química. Estas condiciones favorecen fenómenos como la compactación, la reducción de la aireación y la alteración de la estructura del suelo, lo que afecta sus propiedades hidráulicas y su capacidad de intercambio catiónico (Brandy y Weil, 2017). Asimismo, el contenido de arcilla y materia orgánica influye significativamente en los procesos de adsorción, retención y movilidad de hidrocarburos en el suelo y degradación depende de gran medida del contenido de arcilla, materia orgánica y del régimen hídrico del suelo. Esta situación resulta especialmente relevante en zonas con intensa actividad petrolera (Figura 2).

Figura 2

Suelos predominantes del estado de Tabasco, de acuerdo con la clasificación FAO-WRB



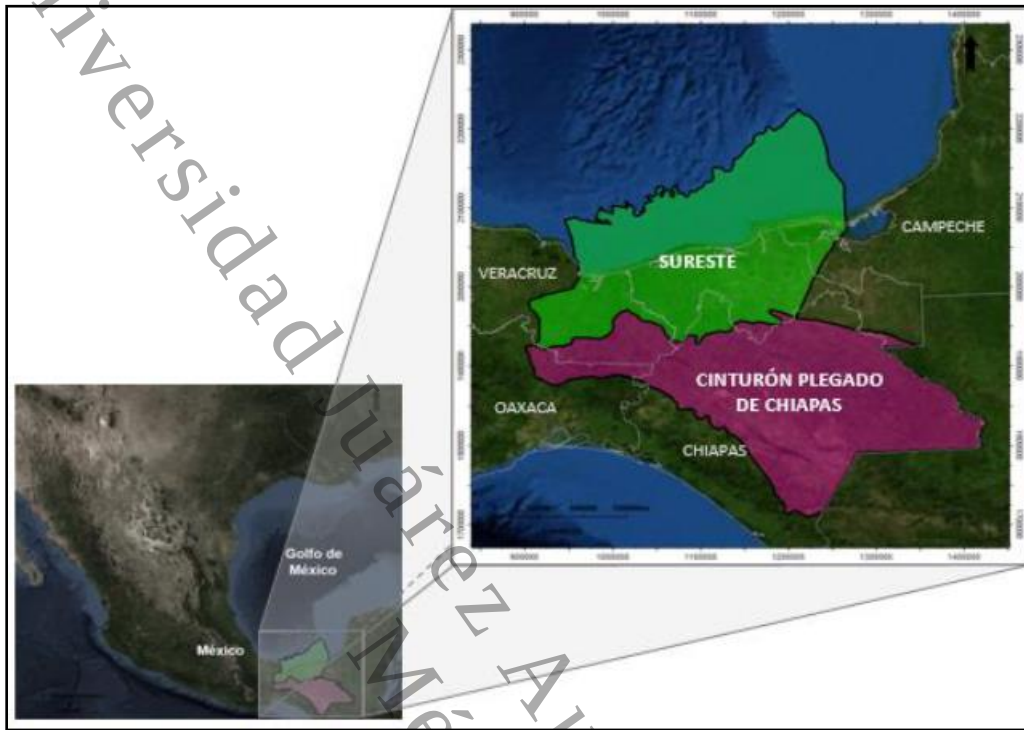
Fuente: Carta edafológica del estado de Tabasco Adaptado de INEGI, 2001.

2.5 Provincia petrolera del sureste

La provincia petrolera del Sureste se localiza en la planicie costera del Golfo de México y en la plataforma continental del sureste del país. Comprende áreas tanto terrestres como marinas y se encuentra delimitada al norte por la isobata de 500 m de profundidad, al sur por el Cinturón plegado de Chiapas, al oeste por la Cuenca de Veracruz y al este por la Plataforma de Yucatán (Comisión Nacional de Hidrocarburos (CNH), 2020) (Figura 3). Esta provincia cubre una superficie aproximada de 59.000 km² y representa la región con mayor producción histórica de petróleo y gas natural en México, debido a sus condiciones geológicas favorables para la generación, migración y acumulación de hidrocarburos (CNH, 2014).

Figura 3

Provincias petroleras del sureste y cinturón de Chiapas

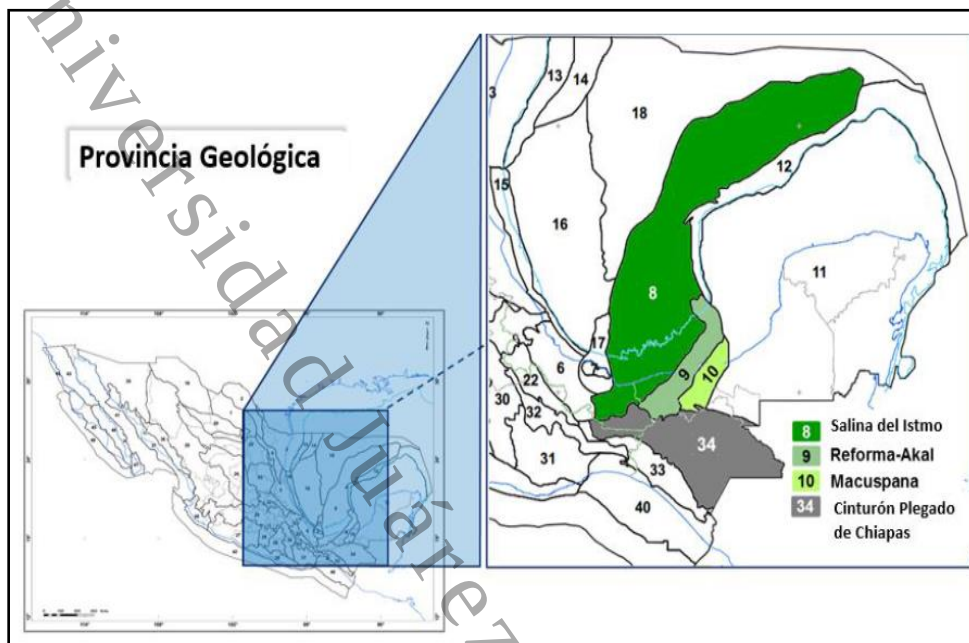


Nota: Delimitación geográfica de las principales áreas productoras de hidrocarburos en el sureste de México (CNH, 2020).

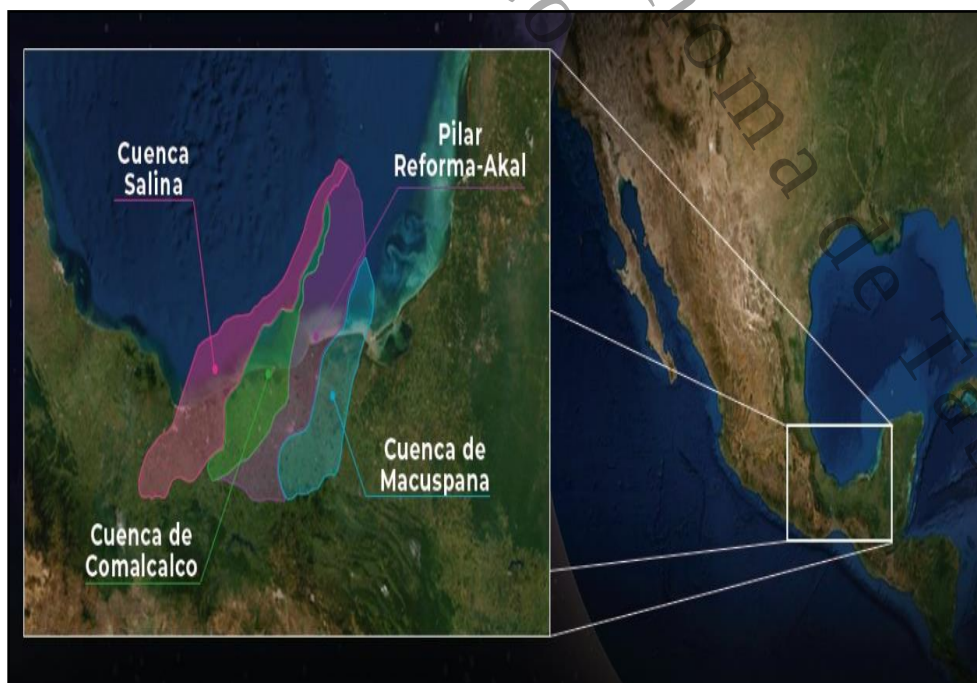
Desde el punto de vista geológico, la provincia petrolera del sureste se subdivide en cuatro provincias geológicas principales:

- Salinas del Istmo,
- Reformas-Akal,
- Macuspana y
- Cinturón Plegado de Chiapas

Presenta estructuras complejas, asociadas a plegamientos y fallas, que favorecen la acumulación de hidrocarburos (Figura 4).

Figura 4
Distribución de la provincia geológica del sureste


Nota: Zonas estratégicas para la explotación y producción de hidrocarburos en la región (CNH,2020).

Figura 5
Provincias de petróleo y gas más prolíferas del suroeste mexicano CNH (2020).


La provincia integra las cuencas petroleras más prolífera del país, tales como Salina del Istmo, Comalcalco, Macuspana y Pilar Reforma Akal, las cuales han sido explotadas desde mediados del siglo XX, la alta densidad de infraestructura petrolera en estas zonas ha incrementado el riesgo de impactos ambientales, particularmente la contaminación de suelos por derrames de hidrocarburos durante las etapas de explotación, producción y transporte Figura 5 (CNH, 2014).

2.6 Petróleo Crudo

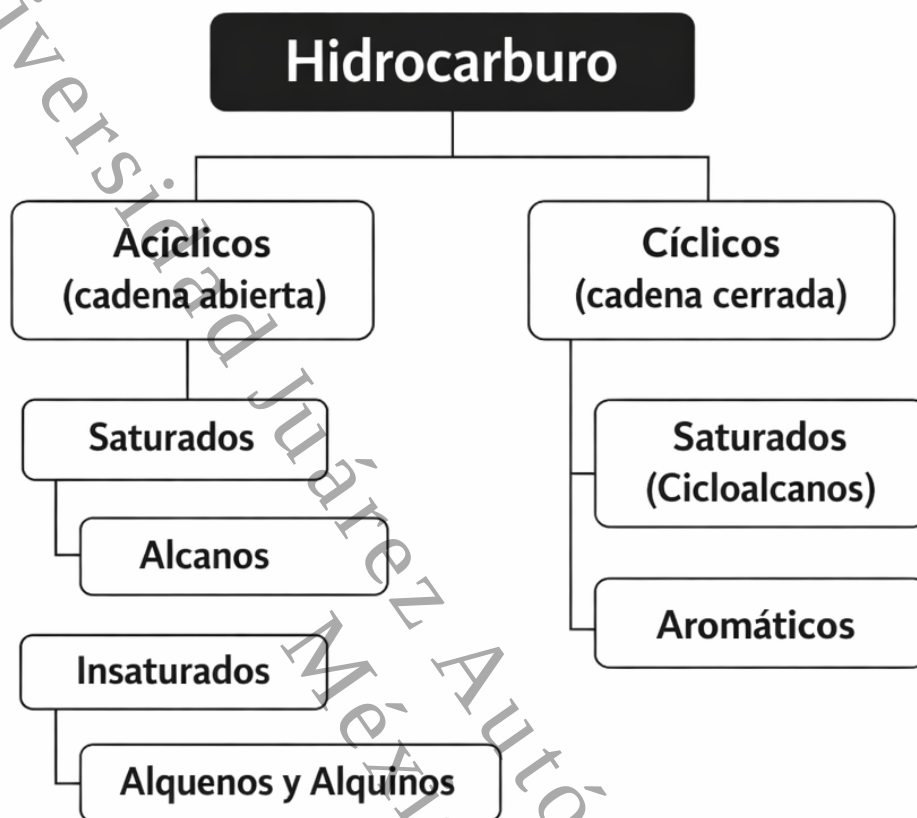
El petróleo crudo es una mezcla compleja de hidrocarburos compuesta principalmente por átomos de carbono e hidrógeno, unidos por enlaces covalentes, junto con cantidades menores de compuestos que contienen azufre, nitrógeno y oxígeno, y trazas de metales como vanadio, níquel, hierro y cromo. La proporción y la estructura molecular de estos compuestos determinan sus propiedades físicas y químicas (Speight, 2014). La composición elemental promedio del petróleo crudo se encuentra entre 83 y 86% de carbono y entre 11 y 13% de hidrógeno, mientras que el resto corresponde a heteroátomos y metales. Esta composición varía significativamente en función del origen geológico del yacimiento, de las condiciones de formación y de los procesos de biodegradación y maduración térmica a los que ha sido sometido (Chow Pangtay, 2002; Speight, 2014).

2.6.1 Clasificación Petróleo

La clasificación es fundamental en química orgánica y en ingeniería petrolera, ya que la estructura molecular influye directamente en propiedades como la densidad, la volatilidad, la reactividad y el comportamiento durante los procesos (Figura 6). Los hidrocarburos se clasifican en acíclicos y cíclicos, los cuales se subclasifican según el tipo de enlace y la disposición estructural de la cadena carbonatada (Vega & Hernández, 2014).

Figura 6

Clasificación de los hidrocarburos de acuerdo con su estructura



Nota. Adaptado de Vega y Hernández (2014), elaboración propia.

La industria petrolera clasifica el petróleo crudo principalmente en función de su densidad relativa, expresada en grados °API, un parámetro establecido por el American Petroleum Institute (API). Este criterio permite diferenciar la calidad del crudo y prever su comportamiento durante los procesos de refinación, ya que valores más altos de °API indican crudos más ligeros y de mayor valor comercial (Speight, 2014; Instituto Mexicano del Petróleo (IMP), 2019).

En función de su densidad °API, el petróleo crudo se clasifica como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2

Clasificación del petróleo crudo según su densidad °API

Aceite crudo	Densidad	Densidad °API
Extrapesado	>1.0	<10
Pesado	1.0-0.92	10.0-22.3
Mediano	0.92-0.87	22.3-31.1
Ligero	0.87-0.83	31.1-39
Super ligero	<0.83	>39

En México, para fines de comercialización y exportación, se producen principalmente tres tipos de crudo Maya, Istmo y Olmeca, los cuales difieren en densidad y contenido de azufre. El crudo Maya es pesado y con alto contenido de azufre. El crudo Maya, con grado API alrededor de 22 y mayor contenido de azufre, se clasifica como pesado; el crudo istmo, con 33° API, es considerado ligero y el crudo Olmeca, con 39° API y bajo contenido de azufre es considerado extra ligero o superligero, presentando mejores características, siendo este último el de mayor calidad comercial (Urpí, 2012; INEGI, 2024).

2.7 Contaminación de Suelos

La contaminación de suelos se define como la presencia de sustancias químicas, residuos sólidos o agentes biológicos en concentraciones que alteran negativamente sus propiedades físicas, químicas y biológicas, afectando su capacidad productiva y funcional, representando riesgos para la salud humana y el equilibrio de los ecosistemas (Porta *et al.*, 2019; United Nations Environment Programme (UNEP), 2021). Los hidrocarburos contienen fracciones volátiles, algunas altamente tóxicas para la salud humana, como el benceno, tolueno y xileno, entre otros compuestos aromáticos. Por esta razón, es indispensable implementar acciones de descontaminación de inmediato tras la ocurrencia de un derrame (Maldonado *et al.*, 2010).

El contacto de hidrocarburos con el suelo provoca alteraciones en su estructura, modificando la distribución de los poros y generando repelencia al agua. Este fenómeno repercute directamente en los procesos de infiltración dificultando el

movimiento del agua en el perfil edáfico (Li *et al.*, 2024). Asimismo, diversos estudios han demostrado que la contaminación por petróleo incrementa la capacidad de retención hídrica en las capas superficiales lo que se traduce en un aumento del potencial hídrico del suelo (Chen *et al.*, 2026). También se ha reportado cambios en la disminución del pH, en el incremento de la conductividad eléctrica (CE) y capacidad de intercambio catiónico (CIC) indicadores de la afectación en sus propiedades fisicoquímicas (Zaherman *et al.*, 2020). El impacto de los hidrocarburos en suelos asociado a actividades de exploración y explotación ha sido comúnmente evaluado con base en el contenido total de hidrocarburos de petróleo (HTP) (Trujillo-Narcía *et al.*, 2012; Bahar *et al.*, 2024).

Las concentraciones de HTP se utilizan como criterio para determinar cuándo un suelo debe ser sometido a acciones de remediación o de manejo ambiental, tanto en suelos como en cuerpos de agua. En general, diversos estudios han demostrado que la migración de hidrocarburos no representa un riesgo significativo a bajas concentraciones, ya que el petróleo crudo tiende a permanecer en los primeros 20 cm del suelo incluso después de un año. Con base en estos y otros estudios, se considera justificable una concentración del 1% de HTP (Pérez Robles *et al.*, 2015; Wu Y *et al.*, 2024).

Tomando en cuenta lo anteriormente mencionado el suelo es el medio que recibe directamente el contaminante, por lo que resulta el más afectado en sus propiedades físicas, químicas y biológicas. La presencia de hidrocarburos modifica la estructura del suelo, incrementa el contenido de carbono orgánico y la capacidad de intercambio catiónico, además de favorecer la acidificación, lo que ocasiona una disminución de la fertilidad y afecta el crecimiento de las plantas (Sigala, 2004; Porta *et al.*, 2019). En la actualidad, uno de los principales objetivos es la conservación del medio ambiente, que se ha visto seriamente comprometido por la contaminación por hidrocarburos. En este sentido, el suelo actúa como un filtro natural frente a los contaminantes, reduciendo su biodisponibilidad y minimizando los efectos adversos sobre los organismos nativos (Jiménez-Ballesta, 2017).

2.8 Técnicas de Remediación de Suelos Contaminados

En la remediación de suelos contaminados se dispone de una amplia variedad de tecnologías que pueden clasificarse, de manera general, en técnicas biológicas, fisicoquímicas y térmicas, así como en la atenuación natural. Estas tecnologías comprenden desde procesos biológicos, como la biorremediación, hasta la aplicación de tecnologías avanzadas, entre ellas la nanorremediación, que se basan en procesos físicos, químicos y biológicos que permiten reducir progresivamente la toxicidad, la movilidad o la concentración del contaminante (Chan-Quijano *et al.*, 2015; Environmental Protection Agency (EPA), 2023).

En la tabla 3 se presentan los principales métodos de tratamiento de suelos contaminados, clasificados de acuerdo con su enfoque y mecanismo de acción.

Tabla 3

Clasificación de los principales tratamientos para suelos contaminados según su enfoque y mecanismo de acción

Tipo de tratamiento	Tecnologías representativas	Mecanismo de acción
Biológicas	Biorremediación, fitorremediación, bioaugmentación	Degradación, transformación o inmovilización de contaminantes mediante actividades de microorganismos y/o plantas.
Fisicoquímicas	Solidificación, estabilización, lavado de suelos y reacciones de oxidación-reducción	Separación, extracción o transformación química de los contaminantes para reducir su movilidad o toxicidad.
Térmicas	Desorción térmica mediante inyección de vapor, incineración y pirólisis	Volatilización o destrucción de contaminantes mediante la aplicación de altas temperaturas.
Atenuación Natural	Procesos naturales del suelo	Reducciones progresivas de la concentración, toxicidad o movilización del contaminante a través de procesos físicos, químicos y biológicos naturales, bajo condiciones controladas.

Nota. Adaptado de Chan-Quijano et al., 2015.

2.8.1 Remediación biológica

La remediación biológica es una estrategia de restauración de suelos contaminados que aprovecha la actividad metabólica de microorganismos (bacterias y hongos) y plantas para degradar, transformar o inmovilizar compuestos tóxicos hasta niveles aceptables conforme a la normativa ambiental. En comparación con métodos físicos o químicos, suele presentar costos menores, un impacto ambiental menor y riesgos mínimos para la salud humana y los ecosistemas.

(Rivera Ortiz *et al.*, 2018; Verma *et al.*, 2024; Santos *et al.*, 2025). Tanto los enfoques *in situ* como *ex situ* han mostrado eficacia frente a una amplia gama de contaminantes orgánicos y algunos inorgánicos persistentes, dependiendo de factores como la biodisponibilidad de los contaminantes, la población microbiana nativa y las características fisicoquímicas del suelo (Chan Quijano *et al.*, 2015; Pérez-Vázquez *et al.*, 2024).

Diversos estudios destacan avances y tendencias emergentes en biorremediación que integran bioenmiendas como biochar, consorcios microbianos mejorados y enfoques de fito y rizoremediación que optimizan la degradación de hidrocarburos, pesticidas y otros contaminantes (Velázquez-Arias, 2017; Mazzurco-Miritana *et al.*, 2025). De acuerdo con los criterios comparativos presentados en la Tabla 3, la remediación biológica presenta ventajas significativas en términos de costos, impacto ambiental y aplicabilidad *in situ*, aunque su eficiencia puede depender de factores como el tipo de contaminante, las condiciones del suelo y tiempo de tratamiento requerido. Entre los métodos más comunes se encuentran la bioaumentación, el bioventeo, la fitorremediación, la bioestimulación y el uso de biopilas (Adams *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2025).

2.8.2 Remediación Fisicoquímica

La remediación fisicoquímica aborda los suelos contaminados mediante procesos que aprovechan las propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes; las estrategias básicas de actuación sobre los contaminantes son la destrucción, la separación y la inmovilización de sustancias nocivas. Estos métodos suelen ofrecer resultados rápidos y control cuantificable, lo que los hace útiles en situaciones con riesgo inmediato o cuando se requiere una reducción acelerada de contaminantes. Sin embargo, tienden a implicar mayores costos operativos y, en algunos casos, un mayor impacto ambiental (regeneración de residuos secundarios o necesidad de reactivos químicos) en comparación con los métodos biológicos (Verma *et al.*, 2024). Al igual que otras técnicas de restauración, las fisicoquímicas pueden realizarse *in situ* o *ex situ*. Entre las más utilizadas se encuentran la remediación electrocinética, el lavado de suelo, la extracción con solventes, la extracción de vapores y la solidificación/estabilización. La elección de la técnica específica depende del tipo y la concentración de los contaminantes, de la geografía del sitio y de los objetivos de restauración ambiental y de salud pública (SEMARNAT, 2002; Verma *et al.*, 2024).

2.8.2.1 Estabilización Fisicoquímica

Este tipo de estrategias de remediación no busca la eliminación directa de los contaminantes del suelo, sino reducir su movilidad, toxicidad y biodisponibilidad

mediante la adición de aditivos orgánicos o inorgánicos que promueven la formación de matrices más estable (Hoang *et al.*, 2021) Este proceso disminuye la lixiviación y, por tanto, el riesgo de migración de los contaminantes hacia aguas subterráneas u otros comportamientos ambientales, sin modificar necesariamente su concentración total en el suelo (Liyuan *et al.*, 2023).

El mecanismo de acción de la estabilización implica la conversión de los contaminantes en formas menos solubles, menos móviles y tóxicas, mediante procesos fisicoquímicos como la adsorción, la precipitación, la complejación y los cambios en las propiedades del suelo (pH, redox). Estos procesos pueden incluir desde la encapsulación física de partículas contaminantes hasta reacciones químicas que transforman especies químicas altamente móviles en compuestos más estables dentro de la matriz del suelo (Hao HZ *et al.*, 2011; Chen *et al.*, 2023).

Diversos aditivos utilizados incluyen cementos Portland, cal, materiales puzolánicos y residuos industriales ricos en sílice o en metales, que actúan como agentes estabilizadores o de solidificación. La elección específica de estos aditivos depende del tipo de contaminante, la textura del suelo y las condiciones ambientales, y puede influir tanto en la eficiencia de móvil tanto en la eficiencia de inmovilización como las propiedades mecánicas resultantes del suelo tratado (Chen., 2023).

2.8.3 Remediación Térmica

Al igual que los tratamientos fisicoquímicos, se fundamenta en procesos de destrucción, separación y/o inmovilización de los contaminantes mediante la aplicación de calor. En las técnicas térmicas de separación, el calentamiento del suelo genera vapores contaminantes que deben ser captados y tratados adecuadamente, mientras que los métodos destructivos pueden producir residuos sólidos y en algunos casos, efluentes líquidos que también requieren tratamiento posterior (Fundación Chile, 2015).

Este tipo de tratamientos es una alternativa eficaz para la remediación rápida de sitios altamente contaminados; sin embargo, sus costos operativos suelen ser elevados debido a la necesidad de equipos especializados y a su alto consumo energético. Se emplean principalmente para la descontaminación de suelos afectados por compuestos orgánicos persistentes, tales como dioxinas, derivados del petróleo, hidrocarburos clorados y aceites, que son sometidos a altas temperaturas. Durante el proceso, los vapores generados por el calentamiento se separan de la fase sólida y se tratan según la tecnología térmica seleccionada, lo que garantiza una reducción efectiva del riesgo ambiental (Martínez *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2025).

Estudios recientes confirman que, aunque la remediación térmica puede ser intensiva en energía y costos, su rapidez y capacidad para abordar contaminantes

difíciles la mantienen como una herramienta valiosa en escenarios específicos de remediación de suelos contaminados (Ministerio del Medio Ambiente de Chile, 2024).

2.8.4 Atenuación Natural

Es un proceso de remediación pasiva que se basa en la acción de los mecanismos naturales del sitio para disminuir la concentración, movilidad y/o toxicidad de los contaminantes sin intervención humana directa, aunque puede requerirse su monitoreo para asegurar que los objetivos ambientales se alcancen. Entre los procesos implicados se encuentran la biodegradación microbiana, la adsorción, la volatilización y las transformaciones químicas, que, en conjunto, contribuyen a la reducción de contaminantes, como los hidrocarburos, en suelos afectados por derrames o infiltraciones (Ministerio del Medio Ambiente de Chile, 2024).

La biodegradación por microorganismos autóctonos juega un papel central en la atenuación natural, ya que las poblaciones microbianas predominantes en el suelo pueden metabolizar parcial o totalmente compuestos orgánicos, reduciendo así su presencia y sus efectos ambientales (Mazzurco-Miritana et al., 2025). Sin embargo, la eficacia de la atenuación natural está condicionada por múltiples factores ambientales y biológicos. La disponibilidad de nutrientes esenciales (nitrógeno y fósforo), la presencia de aceptores de electrones, como el oxígeno, y las condiciones ambientales óptimas de pH, humedad y temperatura son determinantes para que los procesos naturales de degradación ocurran a tasas significativas. La ausencia de estos factores, o la falta de microorganismos capaces de degradar los contaminantes debido a la toxicidad del sitio, puede limitar severamente la efectividad de la atenuación natural (Rodríguez Bernal., 2018; Xinyu Shi y Xiujun Guo, 2024).

2.9 Técnicas cualitativas y cuantitativas aplicadas al diagnóstico de los suelos contaminados con hidrocarburos

El diagnóstico de suelos contaminados con hidrocarburos requiere el uso de técnicas analíticas que permitan caracterizar tanto la composición mineralógica como los compuestos orgánicos presentes, de manera cualitativa y cuantitativa. Entre las principales se encuentran:

2.9.1 Espectrometría Infrarroja con Transformada de Fourier

Es una técnica analítica que permite identificar grupos funcionales y tipos de enlaces químicos en una molécula mediante la medición de vibraciones moleculares (estiramiento y flexión) cuando estas absorben energía en la región infrarroja del espectro electromagnético. Cada grupo funcional presenta frecuencias de absorción, lo que facilita su identificación y cuantificación (Smith, 2023). Los métodos de HTP basados en midiendo frecuencias típicas como 2930 cm^{-1} correspondientes al estiramiento de C-H alifático (Acevedo-Barrios *et al.*, 2022).

En algunos protocolos europeos, se utilizan frecuencias múltiples, incluyendo 2960 cm^{-1} para CH_3 y $2900\text{-}3000\text{ cm}^{-1}$ para enlaces aromáticos. Para ello, las muestras se extraen con disolventes adecuados que no contienen enlaces C-H y los materiales polares biogénicos se eliminan mediante gel de sílice. Es importante señalar que algunos hidrocarburos polares pueden perderse durante esta limpieza, por lo que la absorbancia se mide a frecuencias específicas y se compara con estándares de concentración conocida, obteniéndose así una estimación de los HTP presentes en la muestra. (IUSS Working Group, 2023).

Se pueden usar técnicas de espectroscopía de infrarrojo para identificar con precisión las clases de compuestos y propiedades químicas de los suelos, constituyendo una alternativa eficiente frente a los métodos convencionales que requieren largos tiempos de análisis y el uso de reactivos que podrían generar impactos ambientales (Nkang & Edwin-Wosu, 2019; Camacho-Tamayo *et al.*, 2017).

Estudios recientes han demostrado el uso de la espectroscopía infrarroja para FTIR se enfocan principalmente en la absorbancia de enlace C-H, la caracterización de los grupos funcionales presentes en los hidrocarburos, proporcionando información clave sobre las transformaciones químicas que ocurren en derrames frescos al interactuar con distintos tipos de suelos. Wang *et al.* (2019) y Morales-Bautista *et al.* (2016) reportaron que los enlaces C-H, C=O y aromáticos presentes en los petróleos crudos permiten monitorear procesos de adsorción, degradación y volatilización de los hidrocarburos en suelos contaminados.

Estudios más recientes han aplicado las técnicas de FTIR para evaluar modificaciones o transformaciones químicas inducidas por la contaminación y el progreso de tratamientos de remediación, demostrando que esta técnica es rápida, no destructiva y altamente sensible (Hernández *et al.*, 2022, Li *et al.*, 2023).

2.9.2 Extracción Continua con Equipo Soxhlet

Para la mayoría de los análisis de suelos y sedimentos, es necesario separar los analitos de interés de la matriz, y la extracción continua con Soxhlet es uno de los métodos más utilizados. Este procedimiento permite extraer

hidrocarburos de petróleo de manera eficiente mediante un disolvente orgánico, aplicando calor en un sistema cerrado y repitiendo ciclos de vaporización-condensación para maximizar la recuperación del analito (Núñez, 2022).

Durante el proceso, la muestra sólida se coloca en un cartucho de celulosa dentro de la cámara de extracción. El disolvente previamente vaporizado se condensa y pasa por la muestra, disolviendo los compuestos de interés, que luego se concentran en el matraz de recolección. Este ciclo se repite automáticamente, lo que incrementa la eficiencia de extracción. La efectividad del método depende directamente del tipo de disolvente, de la duración del proceso y de la naturaleza de la matriz. (Angurell *et al.*, 2023).

La extracción del Soxhlet sigue siendo un estándar de referencia en el análisis de hidrocarburos en suelos, ya que garantiza una recuperación alta y reproducible, y es útil tanto para análisis cuantitativos como cualitativos.

Diversas investigaciones han empleado el método normado de extracción Soxhlet (utilizando hexano durante 8 h); sin embargo, también se han utilizado otros solventes, como metanol, éter etílico, diclorometano, butanol, acetato de etilo, acetona y ciclohexano, así como combinaciones de ellos. El propósito de estas variaciones es optimizar la extracción de fracciones específicas o determinar los hidrocarburos totales del petróleo (HTP). Asimismo, algunos estudios han correlacionado las fracciones obtenidas con el fin de validar métodos analíticos y establecer modelos predictivos para evaluar la calidad de los petróleos crudos (Serrano *et al.*, 2008; Lau *et al.*, 2010). Estas técnicas ambientales, han servido como base para la identificación de las distintas familias de los hidrocarburos y para el análisis de su relación con la toxicidad en el ambiente. Diversos estudios reportan que la cuantificación puede variar en función del solvente empleado y, en algunos casos, también del tiempo de extracción. Aunque dichos trabajos no siempre especifican el tipo de suelo ni la naturaleza del hidrocarburo analizado, evidenciaron diferencias significativas en los resultados que no suelen considerarse en los procesos de remediación (Pons-Jiménez *et al.*, 2011; Palma-Cruz *et al.*, 2016).

Diversos estudios confirman que la composición del petróleo crudo varía en función de la abundancia relativa de las distintas familias de hidrocarburos, lo cual se relaciona directamente con su gravedad $^{\circ}\text{API}$. Asimismo, dado que los suelos presentan características físicoquímicas particulares, la interacción del hidrocarburo con cada tipo de suelo difiere en cuanto a adsorción, retención y movilidad. En este contexto, la normativa ambiental establece el uso de hexano como solvente para la extracción de HTP en distintos tipos de suelos. No obstante, diversas investigaciones han demostrado que este solvente puede presentar limitaciones en la recuperación de fracciones pesadas de hidrocarburo, debido a su menor eficiencia para solubilizar compuestos de alto peso molecular (Wang *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2012). Por lo tanto, el uso de un solvente específico, adecuado al tipo de

hidrocarburo presente, que coadyuve o sustituya al hexano establecido en el método 1664-A Soxhlet (DOF, 2012), podría mejorar significativamente la eficiencia del proceso de extracción.

En este sentido, el estudio de Martínez-Chávez *et al.*, (2017) reporta que el diclorometano presenta una mayor capacidad de extracción para crudos pesados, alcanzando eficiencias del 80% en un tiempo de 8 horas, en comparación con el hexano, que obtuvo un 67% bajo las mismas condiciones.

2.9.3 Análisis de Fracción de Hidrocarburos (SARA)

Es un método ampliamente empleado para la caracterización del petróleo crudo y sus derivados, que facilita la separación y la determinación de la muestra en cuatro fracciones fundamentales: saturados, aromáticos, resinas y asfálticos. Para realizar esta separación, se utilizan disolventes de polaridad variable que permiten precipitar y aislar cada fracción según sus propiedades químicas y físicas (ASTM D4124, 2018).

Separar cada compuesto del petróleo crudo resulta ineficiente y poco viable desde el punto de vista económico y operativo, debido a la complejidad y la diversidad de sus componentes. Por ello, el análisis SARA clasifica los principales grupos de hidrocarburos según su solubilidad y polaridad, lo que permite obtener un perfil representativo del crudo o producto derivado (Marín Velásquez, 2021). Este método es especialmente útil para la caracterización de fracciones pesadas, ya que permite analizar la muestra completa y realizar comparaciones consistentes entre hidrocarburos de composición similar, siguiendo estándares uniformes. No obstante, el análisis SARA tiene limitaciones, puede haber pérdida de compuestos volátiles en muestras con puntos de ebullición iniciales inferiores a 260 °C y los tiempos de análisis suelen ser relativamente prolongados (Lamus *et al.*, 2011).

Estudios recientes han optimizado el procedimiento SARA mediante el uso de técnicas complementarias como cromatografía líquida y la espectrometría de masas, lo que ha permitido mejorar la resolución de las fracciones y reducir la pérdida de componentes volátiles, incrementando la precisión en la caracterización de crudos complejos (Rezaee *et al.*, 2019; Abou-Dib *et al.*, 2022). Lache-García *et al.*, (2011) caracterizaron muestras de petróleo crudo mediante el análisis SARA (fracciones de saturados, aromáticos, resinas y asfáltenos), empleando una combinación de espectroscopía infrarroja en la región media (FTIR- MIR) con reflectancia total atenuada (ATR). Los espectros FTIR-ATR fueron procesados mediante análisis de componentes principales (PCA), lo que permitió reducir su dimensionalidad e identificar las regiones espectrales con mayor variabilidad, facilitando así la diferenciación y caracterización de las fracciones de crudo.

Estas regiones se emplearon en el desarrollo de modelos predictivos de la composición SARA mediante regresión de mínimos cuadrados parciales (PLS). En este sentido, diversos estudios han desarrollado modelos quimiométricos para predecir la composición de saturados, aromáticos, resinas y asfáltenos (SARA) a partir de espectroscopía, logrando una adecuada correlación entre las variables espectrales y la composición química de diferentes muestras de crudo. (Lache-García *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2020).

2.10 Fuentes de contaminación

En México, los estudios básicos sobre la caracterización de suelos en zonas tropicales son limitados, a pesar de que estos suelos, por sus características intrínsecas, pueden permanecer saturados de manera continua, lo que favorece la movilidad de contaminantes. Entre las principales causas de contaminación de suelos y cuerpos de agua en el país se encuentran el manejo inadecuado, el abandono de materiales y residuos peligrosos, así como el mantenimiento insuficiente o inexistente de las instalaciones petroleras. A ello se suman eventos como explosiones en infraestructuras de alto riesgo, fugas en líneas de conducción y derrames accidentales de hidrocarburos derivados de actividades de explotación y producción, como en pozos, ductos y campos petroleros, a lo largo del país (Centro Nacional de Prevención de Desastres CENAPRED, 2014; Ortega-Ramírez, 2023).

Particularmente en el estado de Tabasco, diversos sitios han sufrido deterioro debido a derrames de petróleo y subproductos de la extracción, lo que ha provocado una alteración significativa de la composición fisicoquímica de los suelos. Estos lugares presentan alta humedad y un alto contenido de materia orgánica, lo que favorece la persistencia de contaminantes y complica la movilización y la remediación de los suelos (Ortega-Ramírez, 2023).

Otro factor relevante son los lodos y los recortes de perforación generados durante las operaciones petroleras. Estos residuos, que contienen mezclas de hidrocarburos y materiales arcillosos, han sido identificados como fuentes importantes de contaminación cuando se disponen sin un manejo ambiental adecuado, debido a su potencial para afectar las propiedades del suelo y contaminar cuerpos de agua (Neff *et al.*, 2011; American Petroleum Institute (API), 2019). Tradicionalmente, estos residuos eran depositados en fosas o sitios de confinamiento contruidos con materiales de baja impermeabilidad o sin recubrimientos adecuados, lo que facilitaba la infiltración de hidrocarburos hacia el subsuelo y aumentaba el riesgo de contaminación ambiental (Neff *et al.*, 2011; United State Enviromental Protection Agency EPA, 2017). Los suelos más afectados suelen localizarse en zonas bajas, caracterizadas por altos contenidos de materia orgánica y arcilla, que generalmente corresponden a terrenos fértiles y

aptos para la agricultura. La contaminación en estas áreas resulta particularmente preocupante en regiones de planicie costera, donde la permeabilidad del suelo y la cercanía a acuíferos favorecen la migración de contaminantes hacia fuentes de agua subterránea, lo que incrementa los riesgos ambientales y para la salud humana (Balseiro-Romero *et al.*, 2018; FAO, 2022; Díaz Vega *et al.*, 2023).

2.11 Propiedades afectadas en suelos contaminados

El comportamiento de los contaminantes orgánicos en el suelo depende de sus propiedades físicas y químicas, así como de las del medio. Factores como la unidad de suelo, la permeabilidad, la estructura, el tamaño de las partículas, el contenido de humedad y de materia orgánica, así como la profundidad del manto freático, influyen de manera determinante en la movilidad y persistencia de los hidrocarburos. Además, variables climatológicas como la temperatura y la precipitación afectan la distribución y degradación de los contaminantes, definiendo en conjunto la extensión y la geometría tridimensional del frente de contaminante en un sitio específico (Ortínez *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2022).

La estructura del suelo es una de las propiedades físicas más afectadas a causa de derrames de hidrocarburos ya que generan la ruptura de agregados, y la retención de agua en la capa superficial, la cual puede incrementarse debido a la presencia de compuestos oleosos. Asimismo, el potencial hídrico y el contenido de arcilla son factores críticos, ya que las partículas finas proporcionan una mayor área superficial para la adsorción de contaminantes, lo que favorece la persistencia de los hidrocarburos en el suelo (Adams *et al.*, 2008; Balseiro-Romero *et al.*, 2018). En cuanto a las propiedades químicas, los derrames de hidrocarburos tienden a aumentar el contenido de carbono orgánico del suelo, dado que aproximadamente el 75% del carbono del petróleo crudo es oxidable. Además, se observa una disminución del pH, asociada a la acumulación de carbono orgánico y a la formación de ácidos orgánicos durante la degradación parcial de hidrocarburos. Otros cambios incluyen un incremento de materiales intercambiables como hierro y magnesio, así como de fósforo disponible, lo que modifica la fertilidad y la capacidad de retención de nutrientes del suelo (Trujillo *et al.*, 2012; Jiménez-Ballesta, 2017; Nkang & Edwin-Wosu, 2019).

Estos cambios en las propiedades físicas y químicas no solo afectan la capacidad de soporte del suelo y la actividad biológica, sino que también condicionan la eficacia de los procesos de remediación, tanto biológicos como físicoquímicos. Por ello, la evaluación integral de estas propiedades resulta fundamental para el diagnóstico y el diseño de estrategias de restauración de suelos contaminados por hidrocarburos (Grifoni *et al.*, 2020; Ossai *et al.*, 2022).

Diversos estudios han demostrado que la presencia de hidrocarburos en suelos arcillosos incrementa la repelencia al agua, lo que afecta la capacidad de

infiltración y la retención de humedad en la capa superficial. Marín-García *et al.*, (2016) evaluaron suelos aluviales arcillosos contaminado con crudos de diferente densidad (ligero, medio y pesado) observaron que los tiempos de penetración de la gota de agua aumentaba conforme se incrementaba la concentración y densidad del petróleo; estos resultados pudieron modelarse mediante funciones logarítmicas en función de la gravedad API y la concentración del petróleo, con un alto coeficiente de determinación ($R^2 = 0.986$), lo que evidencia la relación entre la contaminación y la hidrofobicidad del suelo.

2.12 Remedación de suelos

Para la selección de una tecnología de remediación es fundamental contar con información detallada del sitio contaminado, así como una caracterización completa del suelo y del contaminante, ya que estas condiciones determinan el comportamiento de los agentes contaminantes en el medio. Esta evaluación inicial permite estimar el riesgo potencial que representa para el ambiente y la salud humana, y apoyar la toma de decisiones sobre si la estrategia más adecuada consiste en inmovilizar, degradar o remover el contaminante, considerando las propiedades del suelo, la naturaleza del agente y los objetivos de restauración (Mulligan *et al.*, 2001; Ossai *et al.*, 2020). No obstante, los resultados de un mismo tratamiento pueden variar significativamente entre diferentes tipos de suelo, debido a la heterogeneidad de sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Por ejemplo, Nkang & Edwin-Wosu (2019) documentaron cambios inducidos por hidrocarburos en propiedades fisicoquímicas de suelos del Delta del Níger, mostrando como distintos suelos responden de manera distinta a la contaminación petrolera. Además, revisiones recientes destacan que los factores como la textura, el contenido de materia orgánica, la permeabilidad y la actividad microbiana afecta la eficiencia de biorremediación, haciendo impredecible la adaptación de estrategias de restauración sin una caracterización detallada del sitio (Daassi *et al.*, 2022; Mekonnen *et al.*, 2024).

III. Justificación

La contaminación de suelos con petróleo crudo es un problema ambiental importante en áreas petroleras, porque impacta negativamente sobre la capacidad funcional del suelo, la biodiversidad y la salud pública (Benavides *et al.*, 2006; UNEP, 2021). El petróleo crudo modifica las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, disminuyendo la capacidad de crecimiento de las plantas y alterando los ciclos biogeoquímicos (Díaz Vega *et al.*, 2023). Por lo anterior, es esencial generar conocimiento científico que permita comprender de manera

integral los procesos de daño y recuperación del suelo, con el fin de crear estrategias de manejo ambiental sostenible (Palma-Cruz *et al.*, 2016). Se han desarrollado diversas propuestas para remediar, eliminar o estabilizar hidrocarburos; sin embargo, estudios han demostrado que los impactos residuales persisten incluso después de su aplicación (Pons-Jiménez *et al.*, 2011; Ossai *et al.*, 2020) indicando que en muchos casos, no se consideran características físicoquímicas del suelo, el contaminante, las condiciones ambientales de los sistemas tropicales, uso futuro del territorio, y los posibles efectos a mediano y largo plazo sobre la calidad y fertilidad del suelo.

En este sentido, la caracterización físicoquímica del suelo es una variable fundamental en el análisis comparativo entre el suelo testigo, el suelo contaminado y el suelo sometido a algún tratamiento. Este análisis permitirá evaluar los efectos de la contaminación y determinar hasta qué punto los procesos de degradación y recuperación están influidos por las propiedades físicoquímicas. Desde la perspectiva científica del estudio propuesto, los resultados aportarán bases técnicas para optimizar los procesos de extracción y remediación de hidrocarburos totales del petróleo (HTP), considerando la variabilidad edáfica y la composición del crudo. Asimismo, fortalecerá la toma de decisiones en materia de gestión ambiental promoviendo estrategias más eficientes para la restauración de los suelos impactados por la industria petrolera.

IV. Pregunta de Investigación

¿Cuál es la eficiencia de los diferentes métodos de remediación en la recuperación de la calidad y la fertilidad de suelos agrícolas contaminados con hidrocarburos, considerando las propiedades físicoquímicas del suelo y la composición del petróleo crudo?

V. Hipótesis

Las propiedades físicoquímicas del suelo, así como la composición y la concentración del petróleo crudo, influyen significativamente en la eficiencia de los procesos de remediación y, por ende, en la recuperación de la fertilidad de los suelos agrícolas contaminados.

VI. Objetivos

6.1 Objetivos Generales

Evaluar métodos de remediación mediante atenuación natural y estabilización químico-biológica aplicados a la recuperación de suelos agrícolas contaminados con hidrocarburos.

6.2 Objetivos Específicos

1. Caracterizar (cualitativa y cuantitativa) el suelo testigo y contaminado mediante los métodos de la NOM-021-SEMARNAT-2000.
2. Establecer las variaciones de Hidrocarburos Totales del Petróleo (HTP) en suelos contaminados mediante análisis gravimétrico y determinar las fracciones de Saturados, Aromáticos, Resinas y Asfáltenos (SARA), así como el índice I-RAP mediante la técnica de FTIR.
3. Aplicar métodos de remediación a suelos contaminados por Atenuación Natural y Estabilización Química-Biológica.
4. Analizar los resultados mediante el modelo ANOVA para establecer la factibilidad del método de remediación con base en las propiedades afectadas.

VII. Metodología

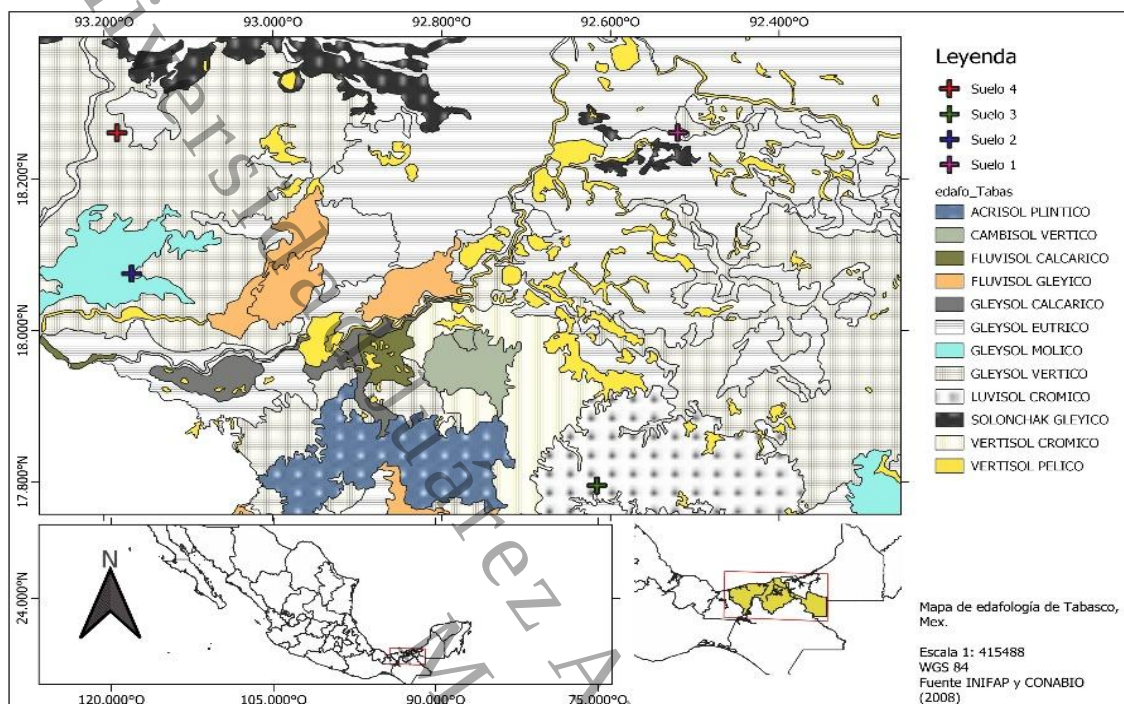
Objetivo 1. Caracterizar (cualitativa y cuantitativa) el suelo testigo y contaminado mediante los métodos de la NOM-021-SEMARNAT-2000.

7.1 Muestreo de Suelos

El estado de Tabasco es considerado ser uno de los estados con mayor producción de hidrocarburos a nivel nacional, en los últimos ocho años (2015-2022) Petróleos Mexicanos ha reportado en promedio cinco accidentes cada semana acumulando un total, de 2 mil 250 eventos causados por derrames, fugas y actos vandálicos, que afectan cuerpos de agua, flora, fauna y suelos (Arias, 2022), por lo anterior, se seleccionó como zona de estudio los municipios de Centla (18.2618, -92.5200), Cunduacán (18.0754, -93.1675), Macuspana (17.79483, -92.61588) y Paraíso (18.2612, -93.1848) sitios cercanos a activos petroleros Figura 7.

Figura 7

Ubicación geográfica de los puntos de muestreo en el estado de Tabasco, México



Se realizó un muestreo aleatorio, se emplearon herramientas para la excavación de 1 m de ancho por 2 m de largo; la profundidad dependió del manto freático; aproximadamente se extrajo 10 kg de muestra. Posteriormente, fueron transportados al laboratorio de análisis de suelos e hidrocarburos de la DACB-UJAT para su caracterización correspondiente, con base en la NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012. Se realizaron dos tipos de análisis; el primero fue cualitativo para la identificación de los suelos de acuerdo con Cuanalo (1998); el segundo análisis fue cuantitativo con base a la norma NOM-021-SEMARNAT-2000 como: pH, densidad aparente (DA), densidad real (DR), conductividad eléctrica (CE) y textura (arenas (A%), limo (L%), arcillas (R%)), así como, materia orgánica (MO) y capacidad de campo (CC).

7.2 Perfiles edafológicos

Se realizó un reporte de las características encontradas en el campo donde fueron descritos con base en lo expresado por Cuanalo (1990) y Salgado-García *et al.*, (2005), adaptando las tablas a las condiciones geomorfológicas que se determinaron en este estudio con el fin de determinar las características que presentaron los suelos en cada región.

7.3 Caracterización de suelos testigos

Las muestras de suelo se secaron en el horno a 105 °C durante 48 h. Seguidamente, se trituraron con ayuda de un molino manual y se pasaron por una malla de 2 mm con un tamiz del laboratorio para obtener una muestra pulverizada. Las propiedades físicas que se realizaron fueron textura, densidad real, densidad aparente, capacidad de intercambio catiónico y porosidad. Las propiedades químicas analizadas fueron el pH, la conductividad eléctrica y la capacidad de campo, de acuerdo con los métodos especificados en la norma 021-SEMARNAT-2000.

Objetivo 2. Establecer las variaciones de Hidrocarburos Totales del petróleo (HTP) en suelos contaminados, por medio de análisis gravimétrico y determinar Fracciones de Saturados, Aromáticos, Resinas y Asfáltenos (SARA) así como I-RAP mediante la técnica de FTIR.

7.4 Determinación de los grados API (°API)

La determinación de los grados API (°API) de los hidrocarburos utilizados en este estudio se realizó de acuerdo con el método ASTM D287-A, basado en el uso del picnómetro, con las modificaciones propuestas por Morales-Bautista *et al.*, (2013).

▪ Método directo

Se utilizaron matraces aforados de 10 ml a peso constante (m1). Se agregó hidrocarburo hasta el aforo. Previamente, se expusieron a temperatura, de tal forma que se obtuvo diversidad de muestras a diferentes masas y temperaturas (T). Se calculó la densidad específica (ecuación 1) y la densidad API (ecuación 2). Después, se realizó una regresión lineal entre T y °API para obtener los °API reales, asimismo se obtuvo una ecuación que relaciona los °API de alguna muestra de hidrocarburo a la temperatura normalizada (15.5°C), los valores de T se le restó la temperatura normalizada y se contrastó entre el cociente de los °API a diferente temperatura contra los °API reales (°API_{observados}/°API_{reales}).

Ecuación 1. Densidad específica

$$DE = \frac{m2-m1}{10}$$

Ecuación 2. Densidad °API

$$\text{Densidad } ^\circ\text{API} = \left(\frac{141.5}{DE} \right) - 131.5$$

▪ Método indirecto

Para caracterizar por el método indirecto, se utilizaron matraces aforados a peso constante, en los cuales se agregó una mezcla de hidrocarburo (%WHC) y diésel (%W_{sol}), de modo que se obtuvieron diferentes masas a temperatura constante (T). Para determinar el método indirecto, se calcularon los °API de la mezcla (°API_{mix}) conociendo el °API del solvente (32.37 °API: °API_{sol}). Para los °API de cada muestra (%W_{HC}) se aplicó la fórmula propuesta de Morales-Bautista *et al.*, (2013) (Ecuación 3). Se llevo a cabo una regresión lineal de %W_{HC} frente a los °API extrapolando los valores al 100% para obtener los °API observados (°API_{obs}) a temperatura constante (T), con el objetivo de identificar los °API reales (°API_{reales}).

Ecuación 3. Determinación de °API

$$^\circ\text{API}_{HC} = [(100\% * ^\circ\text{API}_{HC}) - (\%W_{Sol} * ^\circ\text{API}_{Sol})] / [\%W_{HC}]$$

7.5 Contaminación de Suelo con Petróleo Crudo

Se contaminaron 2000 g de cada muestra de suelo en concentraciones de 2200, 4400, 8800 y 17600 mg/kg en fracción media y pesada se fue agregando cuidadosamente a la superficie para evitar pérdidas de hidrocarburo. Las unidades experimentales por suelo quedaron de la siguiente manera (ver Tabla 4).

Tabla 4

Diseño experimental de muestras de suelo contaminadas con petróleo crudo mediano y pesado

Suelo	Muestra 1	Muestra 2 (suelo contaminado)	
		Contaminante	Concentración (mg/kg)
Centla Cunduacán Macuspana Paraíso	Suelo testigo	Petróleo crudo mediano	2 200
			4 400
			8 800
			17 600
			2 200

Petróleo crudo	4 400
pesado	8 800
	17 600

Nota: El análisis SARA (Saturado, Aromático, Resinas y Asfáltenos) se basa en la solubilidad de los componentes de hidrocarburos en una mezcla de solventes. Cada fracción corresponde a una clase de solubilidad y contiene un rango de diferentes especies de peso molecular. En este método, se fraccionó el petróleo crudo en cuatro clases de solubilidad, saturadas, aromáticas, resinas y asfáltenos. Los saturados son, en general, iso y ciclo parafinas, mientras que los aromáticos, las resinas y los asfáltenos forman un continuo de moléculas con peso molecular, aromaticidad y contenido de heteroátomos en aumento. Los asfáltenos también pueden contener metales como níquel y Vanadio (Meza-Avila et al., 2016).

7.6 Caracterización de Suelos Contaminados con Petróleo Crudo

Se analizaron las muestras contaminadas para verificar los cambios en las propiedades del petróleo simulando un derrame fresco e intemperizado (seis meses), tomando como referencia el suelo testigo previamente analizado.

7.6.1 Extracción de Hidrocarburos Totales del Petróleo con Equipo Soxhlet

Para la caracterización de los suelos contaminados se determinó la concentración de hidrocarburos totales del petróleo, extrayendo los hidrocarburos de la matriz sólida (suelo) por el método Soxhlet estandarizado en los métodos EPA 116 A modificado por Martínez-Chávez *et al.*, (2017), D5369-93 ASTM, 2003 y 3540C 1996 y 3541 1994 de la US EPA (Morales-Bautista *et al.*, 2016). Como base sólida, se pesaron 5 g de muestra; posteriormente, se empacó en papel de filtro, formando un cartucho para introducirlo en el sifón del equipo. Como base continua, se utilizaron 150 ml de diclorometano colocados en un matraz de bola previamente pesado durante un tiempo de extracción de ocho horas (Martínez-Chávez *et al.*, 2017).

7.6.2 Identificación de Grupos Funcionales por Espectrofotometría Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR)

Para identificar los grupos funcionales presentes en las muestras analizadas, se utilizó el extracto obtenido previamente mediante extracción continua en equipo Soxhlet, aplicado a la técnica Espectrofotometría Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR). El análisis se realizó en un equipo modelo Nicole is5 ZNSE con detector ID7 AIR DIAMOND de la marca Thermo Scientific, capaz de cubrir el rango del infrarrojo medio entre 4000 – 650 cm^{-1} , operado mediante el software OMNIC

Spectra. A partir de los resultados obtenidos con FTIR, también se determinaron los índices de compuestos polares (I-RAP) para evaluar la posible repelencia al agua de los suelos contaminados con hidrocarburos a diferentes concentraciones (Morales-Bautista *et al.*, 2016; Guzmán-Osorio *et al.*, 2021, Tabla 5).

Tabla 5

Número de onda característicos de grupos funcionales según I-RAP

Grupo funcionales polares	Numero de onda (cm ⁻¹)
Saturado (SAT)	1376
Éter (COC)	1021
Sulfonilo (SOS)	1152
Carbonilo aromático (ArCOR)	1700

Nota: adaptado de Morales-Bautista *et al.*, 2016; Guzmán-Osorio *et al.*, 2021.

Además, a los suelos contaminados frescos (SCF) y a los suelos contaminados intemperizados (SCI) se les determinaron propiedades físicas y químicas según la NOM-021-SEMARNAT-2000: pH, densidad aparente (DA), densidad real (DR), conductividad eléctrica (CE) y textura (arenas (A%), limo (L%), arcillas (R%). Los resultados de las muestras de suelo testigo (ST), SCF y SCI se analizaron mediante la prueba estadística ANOVA de Tukey (Flores-Ruiz *et al.*, 2017; Boza-Torres *et al.*, 2022).

7.6.3 Análisis de Fracción SARA por Selectividad de Solvente

Para determinar las fracciones de hidrocarburos (Saturado, Aromáticos, Resinas y Asfáltenos) se aplicó la técnica de cromatografía en columna mediante la solubilidad de los hidrocarburos con diversos solventes. Cada fracción corresponde a una clase de solubilidad y contiene un rango de diferentes especies de peso molecular. En este método, se fraccionó el petróleo crudo en cuatro clases de solubilidad, saturadas, aromáticas, resinas y asfáltenos. Los saturados son, en general, iso y cicloparafinas, mientras que los aromáticos, las resinas y los asfálticos forman un continuo de moléculas con peso molecular, aromaticidad y contenido de heteroátomos en aumento (Meza-Ávila *et al.*, 2016).

En una microcolumna (pipeta Pasteur), se añadió un tapón de algodón en la punta, se rellenó con sílica previamente activada (48 h a 105 °C). Posteriormente, se agregó sulfato de sodio como absorbente de humedad. Una vez empacada la columna, se agregó la muestra del extracto (extraído por el método Soxhlet), en la

que se hicieron pasar diferentes combinaciones de solventes, con el fin de recuperar cada una de las fracciones (Tabla 6). Por selectividad de solventes (Marín-García et al., 2016), se registraron los pesos iniciales de los matraces para recuperar cada una de las fracciones.

Tabla 6

Mezcla de solventes para extracción de fracciones de hidrocarburos

Saturados	Aromáticos	Resinas	Asfáltenos
Metanol-Cetona	Tolueno-Metanol	Hexano-Tolueno	Teórico

Una vez evaporado el solvente de cada muestra, se registró el peso final y se realizaron los cálculos pertinentes para cada fracción de hidrocarburo.

Objetivo 3. Aplicar Métodos de Remediación a Suelos Contaminados mediante Atenuación Natural y Estabilización Química-Biológica.

7.7 Remediación en Suelos Contaminados

7.7.1 Atenuación Natural

El estudio de remediación se realizó en el laboratorio de análisis de suelos e hidrocarburos de la DACB-UJAT (18.0755812, -93.1675702), el sitio fue adaptado con un marco de tela mosquitera para evitar cualquier tipo de basura que pueda interferir en los resultados, posteriormente las muestras se colocaron previamente contaminadas en recipientes de 10cm x 8.5cm debidamente identificadas con el tipo de suelo, tipo de hidrocarburo y concentración, en el fondo de los recipientes se colocó un filtro para evitar perder suelo. Las muestras fueron intemperizadas durante seis meses (junio-noviembre de 2021).

Figura 8

Muestras de suelos contaminados expuestas a condiciones ambientales



Al cumplir el tiempo de intemperización se procedió a recuperar las muestras resguardándolas en bolsas de plástico, posteriormente se determinó la concentración de los Hidrocarburos Totales del Petróleo tomando como referencia el suelo contaminado fresco para cuantificar la concentración de hidrocarburos después de ser expuesto a intemperización, se utilizó el método Soxhlet EPA 116 A modificado por Martínez-Chávez *et al.*, (2017).

Se colocó dentro del equipo Soxhlet un cartucho de celulosa con 5 g de suelo intemperizado, donde se agregaron 150 ml de diclorometano recirculando por 8 horas a 65 °C. Una vez transcurrido el tiempo de extracción, se recuperó el extracto. De acuerdo con Pons-Jiménez *et al.*, (2011) el diclorometano es un disolvente que muestra cuantificaciones muy altas de HTP en comparación con otros, este ha mostrado ser el extráctate más eficiente en suelos contaminados al igual que el tiempo de extracción. El extracto recuperado se analizó mediante la técnica FTIR para determinar los grupos funcionales presentes y cuantificar la concentración de HTP, y evaluar si el tipo de suelo y el tipo de hidrocarburo influyen en el porcentaje de degradación.

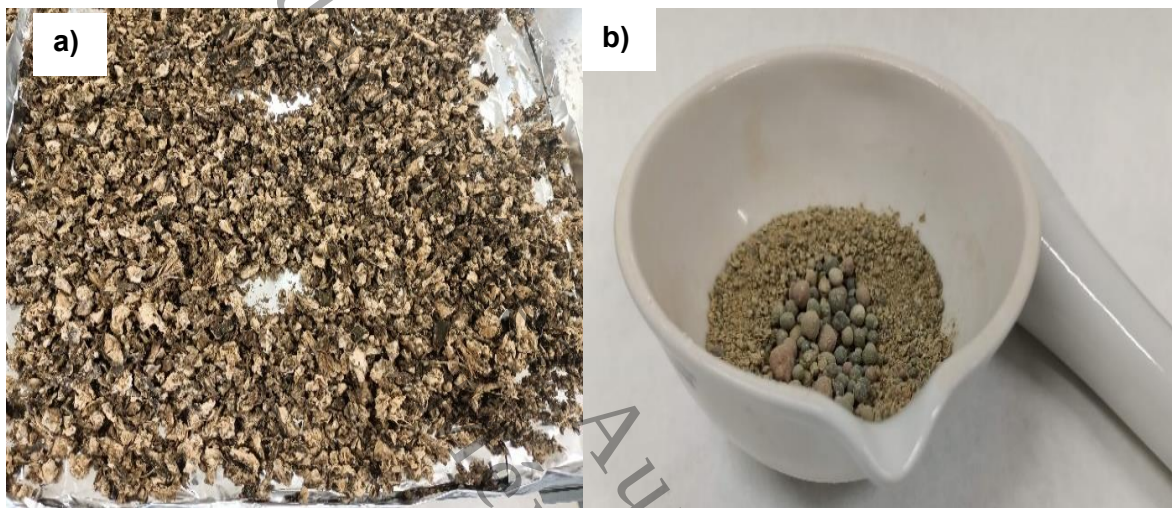
7.7.2 Estabilización Química-Biológica

Para la remediación se ocupó 200 gr de suelo contaminado, se colocó en un recipiente de plástico con filtro para evitar que se pierda la muestra, como estabilizador químico se adicionó óxido de calcio (CaO), para la estabilización biológica consistió en adicionar residuo de plátano proveniente de la platanera Cucuyulapa, Cunduacán (Figura 9a) (17°57'53.7"N 93°14'47.4"W) y fertilizante

Triplemix como portador de nutriente (Figura 9b). La concentración inicial de los suelos contaminados con petróleo crudo fue de 2200 mg/kg y 17600 mg/kg, tomando la primera por debajo del límite máximo permisible de la Norma 138-SEMANAT-2000 y la segunda por encima.

Figura 9

Residuo de plátano seco como agente biológico a), Fertilizante Triplemix como portador de nutriente b).



El proceso de remediación se dividió en dos tiempos: la primera consistió en 7 días y la segunda en 45 días. A cada muestra se añadieron 4% (8 gr) de óxido de calcio (CaO) con el propósito de absorber e inmovilizar el contaminante y mantener un pH básico favorable para los procesos de degradación y estabilización. (Romero Silva *et al.*, 2021; Zhe *et al.*, 2025). Posteriormente, se adicionó 2% de harina de plátano como fuente de materia orgánica y nutrientes de carbono, junto con 2% de fertilizante tipo Triple Mix. Con el objetivo de estimular la actividad microbiana degradadora de hidrocarburos y mejorar la disponibilidad de nutrientes esenciales para el proceso de remediación. Estudios previos han demostrado que la incorporación de sustratos orgánicos ricos en carbohidratos, junto con fertilizantes nitrogenados y fosfatados, acelera significativamente la degradación de hidrocarburos en suelos contaminados (Ramesh *et al.*, 2025).

7.8 Extracción de Constituyentes Tóxicos (PECT)

Se realizó la extracción de constituyentes tóxicos siguiendo la NOM-053-SEMARNAT-1993 (DOF, 1993) con el objetivo de cuantificar los HTP lixiviados, en las muestras contaminadas de suelo contaminado (derrame fresco e intemperizado) antes y después del tratamiento de remediación a 7 y 45 días. Esto permitió evaluar

la movilidad de los contaminantes en la matriz del suelo y sus posibles efectos toxicológicos.

7.8.1 Preparación del Reactivo de Extracción

Se preparó una solución de hidróxido de sodio (NaOH) a 1 N. Posteriormente, en un recipiente se añadieron 5.7 mL de ácido acético glacial (CH_3COOH) en 500 mL de agua desionizada, a la que se incorporaron 64.3 mL de NaOH (1N). Ambas soluciones se mezclaron en un matraz aforado de 1000 mL, verificándose que el extracto tuviera un pH de 4.93 ± 0.05 .

7.8.2 Procedimientos de Extracción

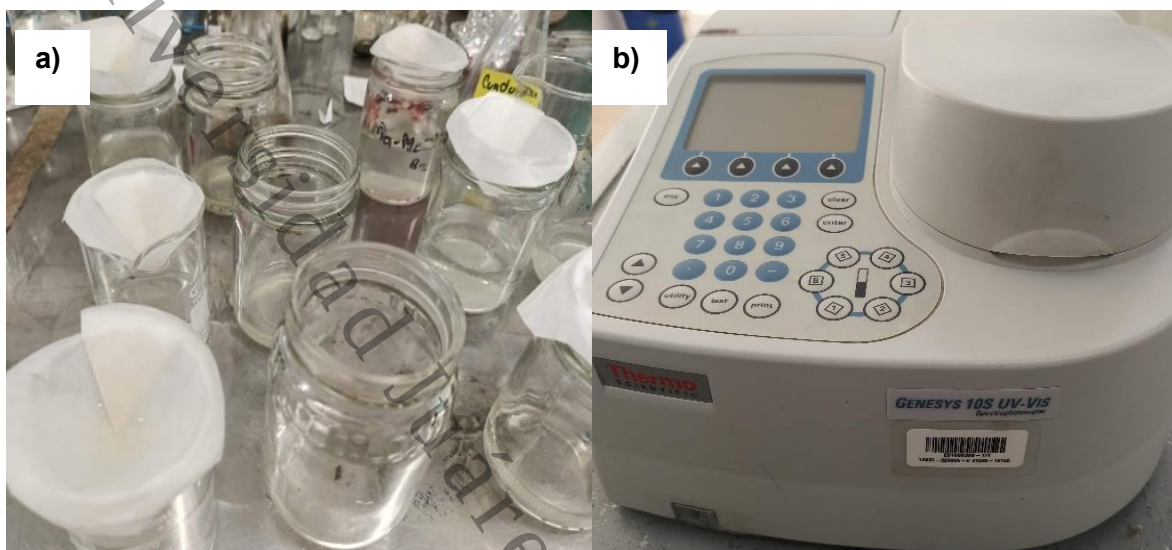
Para cada muestra, se pesaron 5 g de suelo, los cuales se colocaron en matraces Erlenmeyer y se adicionaron 50 mL del reactivo de extracción ($n=3$). Los matraces se agitaron durante 30 minutos a 180 rpm en un multiagitador new Brunswick. Luego, se ajustó el pH del extracto dentro del rango de acuerdo con la norma (4.88-4.98), se continuó la agitación durante 18 ± 2 horas a 80 rpm. Finalizando el proceso, se filtraron utilizando papel filtro Whatman de N° 42 con embudo de fibra de vidrio (Figura 10a).

7.8.3 Extracción Líquido-Líquido

Del extracto filtrado (~50 mL), denominado extracto PECT, se tomaron 15 mL y se mezclaron con 15 mL de diclorometano en un embudo de separación. La adición del diclorometano se realizó en dos partes (10 mL y 5 mL), se agitó durante 5 min en cada adición para maximizar la extracción de HTP. Tras la separación de fases, la fase orgánica se recuperó en un tubo de ensayo.

7.8.4 Lectura de Absorbancia

Antes de medir las muestras, se calibró el espectrofotómetro Thermo Scientific Genesys 10 UV con diclorometano limpio (Figura 10b). Se midieron 3 mL de cada muestra en triplicado y se obtuvo un promedio de absorbancia. Los resultados se calcularon utilizando una curva de calibración elaborada con fracciones medias y pesadas de hidrocarburo, lo que aseguró una cuantificación precisa de los HTP.

Figura 10*Filtración del extracto PECT de suelo contaminado*

Nota: Para el filtrado se utilizó papel filtro Whatman de N° 42 a), y Equipo UV-Vis Thermo Scientific Genesys 10 b).

Objetivo 4. Analizar resultados mediante el modelo ANOVA para establecer la factibilidad del método de remediación con base a las propiedades afectadas

El análisis de los resultados experimentales se realizó mediante el modelo estadístico ANOVA, con el fin de evaluar la factibilidad del método de remediación aplicado, considerando las propiedades físicas y químicas del suelo afectadas por la contaminación y su evolución durante el tratamiento.

Se recopilaron los datos experimentales obtenidos mediante las técnicas analíticas empleadas para caracterizar los suelos en diferentes condiciones: suelo testigo, suelo contaminado y suelo tratado. Las variables evaluadas se describen en la tabla 7.

Tabla 7

Variables independientes y variables dependientes analizadas para determinar efectos en los suelos estudiados

Variable independiente	Variable dependiente
Textura: Arcilloso, Arenoso, Franco Arenoso	
Concentración (mg/kg): C1 (2200), C2 (4400), C3 (8800), C4 (17800)	pH, Capacidad de Campo, Porosidad, Densidad Real, Densidad Aparente, HTP, Textura, SARA, Extracto Pect.
Fracción de hidrocarburo: Mediano Pesado	
Tiempo de tratamiento: 7 y 45 días	

Se estableció un nivel de significancia de 0.05 para las pruebas estadísticas. Aquellos factores que mostraron diferencias significativas fueron evaluados mediante la prueba Tukey HSD, con el objetivo de identificar que tratamientos presentaron efectos sobre las propiedades físicas y químicas de los suelos, permitiendo una interpretación más precisa de la eficiencia del método de remediación aplicado.

VIII. Resultados y Discusiones

8.1 Determinación de los Grados °API

8.1.1 Método Directo

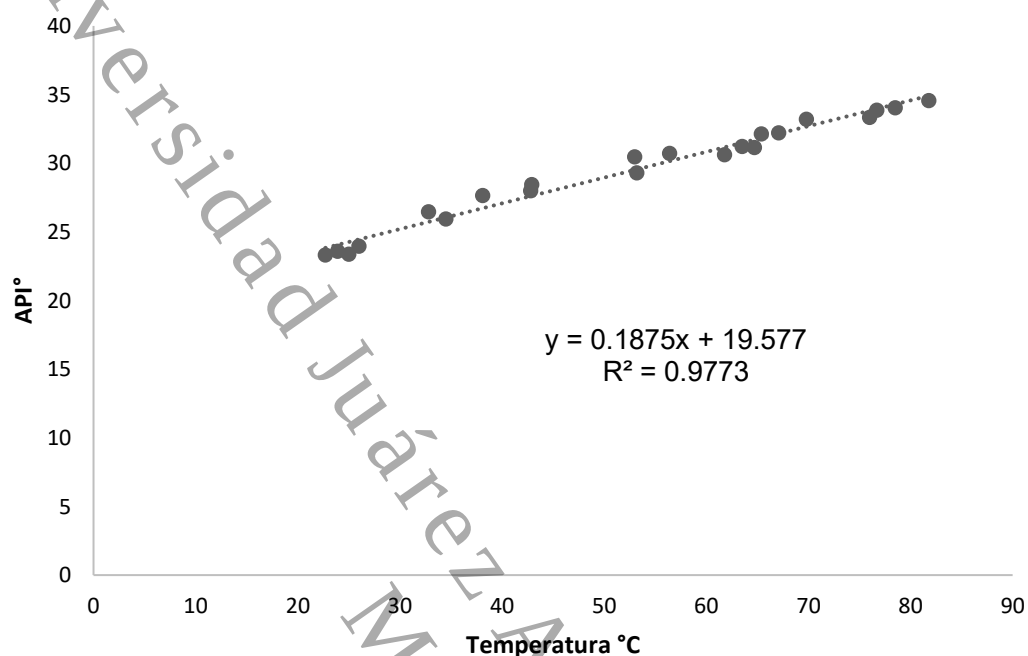
Los resultados de la medición de °API se presentan en la Tabla 7. Se observó una relación inversamente proporcional entre la densidad específica (DE) y los °API, lo cual coincide con lo publicado por Morales-Bautista *et al.* (2013). Asimismo, se identificó una relación entre la temperatura a 15.5 °C (T-15.5) y los °API del hidrocarburo (Figura 11), la cual se expresa en la Ecuación 4, obteniéndose un valor de 22.48, clasificado como crudo mediano de acuerdo con la norma ASTM D1250 (ASTM, 1997).

Tabla 7

Resultados de los datos obtenidos por el método directo

	m ₁	m ₂	Masa	V	Densidad	T	°API	T 15.5	°API
	(g)			(mL)	(g/mL)	(°C)			Normalizado
1	14.77	23.91	9.14	10	0.91	22.70	23.31	7.20	1.03
2	15.14	24.29	9.12	10	0.91	23.90	23.58	8.40	1.04
3	15.76	24.90	9.13	10	0.91	25.00	23.38	9.50	1.03
4	15.12	24.23	9.10	10	0.91	26.00	23.96	10.50	1.06
5	15.56	24.52	8.95	10	0.89	32.80	26.45	17.30	1.17
6	13.25	22.24	8.98	10	0.89	34.50	25.93	19.00	1.15
7	13.25	22.15	8.89	10	0.88	38.10	27.64	22.60	1.22
8	15.46	24.33	8.87	10	0.88	42.80	27.99	27.30	1.24
9	15.55	24.40	8.84	10	0.88	42.90	28.44	27.40	1.26
10	13.52	22.26	8.73	10	0.87	53.00	30.45	37.50	1.35
11	15.57	24.37	8.80	10	0.88	53.20	29.29	37.70	1.30
12	13.24	21.96	8.72	10	0.87	56.40	30.71	40.90	1.36
13	16.78	25.51	8.72	10	0.87	61.80	30.62	46.30	1.36
14	13.27	21.96	8.69	10	0.86	63.50	31.21	48.00	1.38
15	13.26	21.96	8.70	10	0.87	64.70	31.14	49.20	1.38
16	14.75	23.40	8.64	10	0.86	65.40	32.14	49.90	1.42
17	14.77	23.41	8.64	10	0.86	67.10	32.21	51.60	1.43
18	13.27	21.86	8.59	10	0.85	69.80	33.20	54.30	1.47
19	13.25	21.83	8.58	10	0.85	76.00	33.34	60.50	1.48
20	15.58	24.13	8.55	10	0.85	76.70	33.86	61.20	1.50
21	15.47	24.02	8.54	10	0.85	78.50	34.03	63.00	1.51
22	13.27	21.79	8.52	10	0.85	81.80	34.56	66.30	1.53

Nota: (m₁) matraz vacío, (m₂) peso de matraz con muestra, (masa) resta de m₂-m₁, (V) volumen de matraz, (T) temperatura.

Figura 11*Determinación de °API por el método directo*

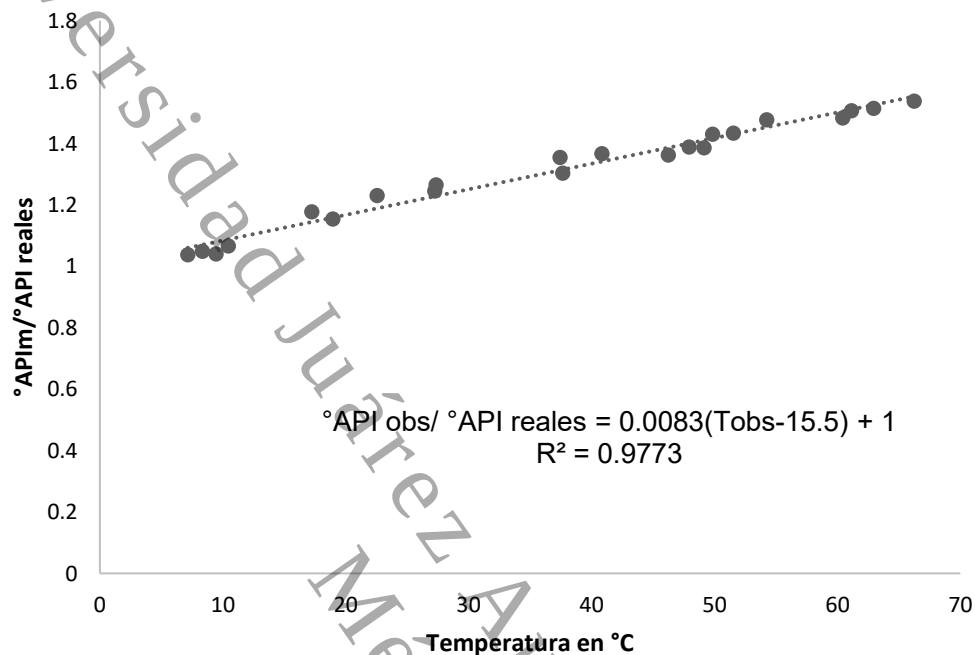
Acorde con lo anterior, se encontró que para calcular °API se puede emplear la siguiente ecuación:

Ecuación 4. Cálculo de los °API método directo

$$^{\circ}\text{API} = 0.1875 (T) + 19.577 = 22.48$$

Figura 12

Determinación de °API utilizando el método directo



No obstante, se necesita calcular la temperatura, por lo que se normaliza y se obtiene la siguiente ecuación:

Ecuación 5. Fórmula general para calcular °API

$$^{\circ}\text{API}_{\text{obs}} / ^{\circ}\text{API}_{\text{reales}} = 0.0083 (T_{\text{obs}} - 15.5) + 1$$

Se calcularon los °API_{reales}, despejando de la Ecuación 5, quedando de la siguiente manera:

Ecuación 6. Fórmula para calcular °API reales

$$^{\circ}\text{API}_{\text{reales}} = ^{\circ}\text{API}_{\text{observados}} / [0.0083(T_{\text{observada}} - 15.5) + 1]$$

Donde:

°API_{obs}: °API determinados en el picnómetro

T: temperatura observada

°API_{reales} o estandarizadas

8.1.2 Método Indirecto

En la Tabla 8 se contrastaron los valores de W_{HC} y C_f para obtener una fórmula de extrapolación al 100 % de hidrocarburo para cada una de las muestras. Se obtuvo un gráfico de tendencia exponencial; de este modo, la ecuación 7. C_f es obtenido de la ecuación $C_f = ((100 * ^\circ API \text{ de la mezcla}) - (32.37 \% * W_{\text{Solvente}})) / \% W_{HC}$.

Tabla 8

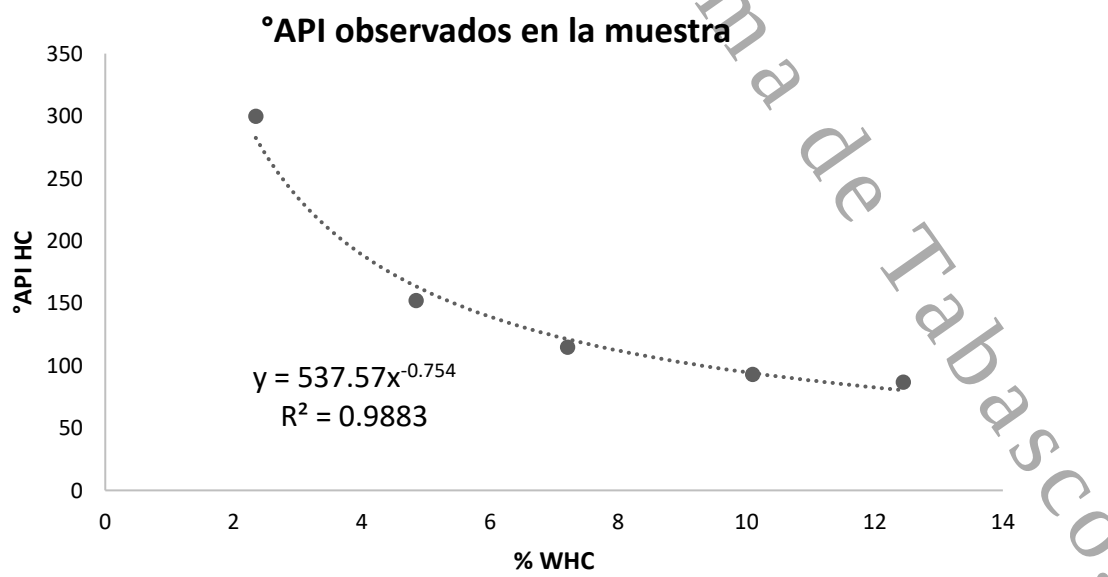
Resultado de las muestras analizadas utilizando el método indirecto

PM	PMH	PMHD	$^{\circ}T$	PH	PD	PMT	DM	$^{\circ}API$ Mezcla	% W sol.	% W_{HC} M	% M	C_f
20.42	22.53	43.28	29	0.11	20.75	20.86	0.83	38.08	96.59	0.5	100	1156.63
22.33	20.58	41.04	29	0.25	20.46	20.71	0.82	39.31	96.59	1.10	100	660.82
22.54	22.84	43.40	29	0.30	20.56	20.86	0.83	38.08	96.59	1.52	100	407.12
22.62	23.07	43.43	29	0.45	20.36	20.81	0.83	38.49	96.59	2.85	100	246.70
22.56	23.22	43.40	29	0.66	20.18	20.84	0.83	38.24	96.59	3.38	100	206.05

Nota: PM es peso del matraz, PMH es peso del matraz con hidrocarburo, PMHD es peso del matraz con hidrocarburo y diésel, T es temperatura observada, PH y PD son el peso del hidrocarburo y diésel en la muestra, respectivamente, en la mezcla; PMT es peso de la mezcla, DM es densidad de la mezcla, %W solvente, es porcentaje del peso del solvente.

Figura 13

Relación de cantidad de hidrocarburo y $^{\circ}API$ del método indirecto



La fórmula obtenida por el método indirecto:

Ecuación 7. Determinación de °API por método indirecto

$$^{\circ}\text{API}_{\text{HC}} = 644.73 (\% \text{ peso del HC})^{-0.923}$$

En la ecuación anterior, se sustituye el % de peso del hidrocarburo por 100; se obtienen los °API del hidrocarburo. En este caso, la muestra estudiada fue de 9,19, considerada petróleo crudo pesado (ASTM, 1997).

8.2 Hidrocarburos Totales del Petróleo (HTP) y Determinación de Fracción SARA por Selectividad de Solventes

A continuación, se presentan los resultados de las concentraciones de HTP y de las fracciones SARA en suelos contaminados, tanto en condiciones frescas como en condiciones intemperizadas. Los análisis mostraron desviaciones estándar bajas y coeficientes de variación dentro de rangos aceptables, lo que indica una adecuada precisión y reproducibilidad en las determinaciones realizadas.

Tabla 9

Resultados de las concentraciones de HTP y de las fracciones SARA en el petróleo crudo, así como en el suelo contaminado fresco (SCF) y suelo contaminado intemperizado (SCI)

ID	HTP	%Sa	%Arom	%Res	%Asf
Muestras contaminadas con hidrocarburo mediano					
HCM	27.5	44.49 ± 0.80	40.19 ± 0.71	8.75 ± 0.18	6.21 ± 0.11
SCF1	2200	33.33 ± 0.10	0 ± 0	0 ± 0	66.66 ± 0.10
SCI1	1600	0 ± 0	2.61 ± 0.13	0.87 ± 0.04	96.52 ± 4.83
SCI2	800	50 ± 2.50	50 ± 2.50	0 ± 0	0 ± 0
SCF3	2200	0 ± 0	0 ± 0	2.09 ± 0.03	97.90 ± 1.40
SCI3	400	43.47 ± 2.17	43.47 ± 2.17	0 ± 0	13.04 ± 0.65
SCI4	1600	2.00 ± 0.10	63.00 ± 0.20	35.00 ± 1.05	0 ± 0
Muestras contaminadas con hidrocarburo pesado					
HCP	15.3	19.11 ± 0.38	41.12 ± 0.81	21.13 ± 0.42	18.22 ± 0.32
SCF1	2200	0 ± 0	10.00 ± 0.03	30.00 ± 0.05	60.00 ± 0.03
SCI1	600	5.70 ± 0.29	6.90 ± 0.35	4.60 ± 0.23	82.80 ± 4.14
SCI2	1000	1.2 ± 0.06	3.61 ± 0.18	9.63 ± 0.48	85.54 ± 4.27
SCF3	2200	33.33 ± 0.01	0 ± 0	33.33 ± 0.01	33.33 ± 0.01

SCI3	2000	25.00 ± 1.25	25.00 ± 1.25	50.00 ± 2.50	0 ± 0
SCI4	840	4.00 ± 0.20	8.00 ± 0.40	4.00 ± 0.20	84.00 ± 4.20

Nota: %Sat es %Saturados, %Arom es %Aromáticos, %Res es %Resinas, %Asf es %Asfálticos. Número 1 se atribuye a la concentración de 2200 mg/kg, 2 a la concentración de 4400 mg/kg, 3 a la concentración de 8800 mg/kg y 4 a la concentración de 17600 mg/kg.

En la Tabla 9, se observan los resultados de HTP y las fracciones SARA, evidenciando cambios significativos con hidrocarburo mediano y pesado. En el caso del hidrocarburo mediano, se observó un predominio inicial de las fracciones saturadas y aromáticas, lo cual coincide con su naturaleza menos compleja y con una mayor proporción de compuestos ligeros. Sin embargo, en los suelos contaminados, particularmente en aquellos sometidos a procesos de intemperización, se registró una disminución de estas fracciones y un incremento notable en el contenido de asfáltenos.

Este comportamiento ha sido ampliamente documentado y se asocia a procesos de evaporación, biodegradación y oxidación, que afectan principalmente a los compuestos más ligeros, lo que favorece la acumulación de las fracciones más pesadas y polares (resinas y asfáltenos), las cuales presentan mayor estabilidad química y menor biodisponibilidad (Balseiro-Romero *et al.*, 2018; Speight, 2014). En particular, los valores elevados de asfáltenos observados en muestras como SCI1 y SCF3 intuyen una transformación del hidrocarburo, lo que indica condiciones en las que los procesos de degradación han sido selectivos hacia los compuestos más fácilmente degradables.

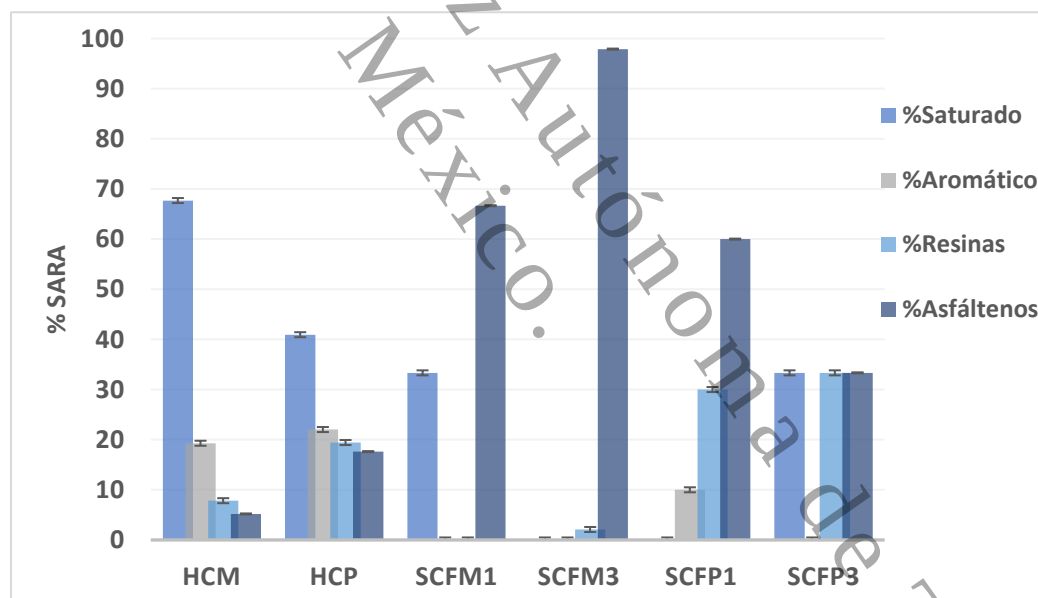
En el caso del hidrocarburo pesado, los resultados muestran una composición inicial más compleja, con una mayor proporción de aromáticos, resinas y asfálticos. Esto concuerda con lo reportado, según el cual los crudos pesados presentan una mayor cantidad de compuestos de alto peso molecular y estructuras más condensadas, lo que se atribuye a una mayor resistencia a los procesos de degradación (Wang *et al.*, 2019; Speight, 2014). A pesar de ello, se observaron cambios en la distribución de las fracciones en función de la concentración y del estado del suelo, destacando un incremento de las fracciones asfálticas en condiciones de intemperización.

La comparación entre los suelos frescos (SCF) e intemperizados (SCI) confirma que la intemperización es un factor clave en la transformación del hidrocarburo. Los suelos intemperizados mostraron una tendencia clara hacia la acumulación de compuestos pesados, lo cual se ha relacionado con la pérdida progresiva de fracciones volátiles y biodegradables, así como con la formación de compuestos más polares mediante procesos de oxidación (Neff *et al.*, 2011; Balseiro-Romero *et al.*, 2018).

Asimismo, las concentraciones de HTP variaron entre las muestras; no se observó una relación lineal entre la concentración y la distribución de las fracciones SARA, lo que sugiere que otros factores, como la interacción suelo-contaminante, la textura, el contenido de materia orgánica y la actividad microbiana, desempeñan un papel determinante en la evolución del contaminante en el suelo (Jiménez-Ballesta, 2017; Feng et al., 2021). En conjunto, los resultados indican que la transformación de los hidrocarburos en el suelo conduce a una mayor proporción de compuestos recalcitrantes, lo que puede limitar la eficiencia de los procesos de remediación, especialmente los basados en la biodegradación. Por lo tanto, es fundamental considerar el análisis SARA como un parámetro clave para evaluar el grado de contaminación y seleccionar estrategias de restauración de suelos contaminados por hidrocarburos.

Figura 14

Distribución porcentual de fracciones SARA en suelos contaminados Centla y Macuspana



Nota: Centla contaminado fresco mediano: 2200 mg/kg (SCFM1), 8800 mg/kg (SCFM3); y Macuspana contaminado fresco pesado: 2200 mg/kg (SCFP1), 8800 mg/kg (SCFP3).

Las fracciones SARA presentan mayor disponibilidad en los petróleos pesados que en los medianos; específicamente, se observa que los aromáticos y las resinas tienden a permanecer atrapados en la matriz del suelo, con mayores efectos en SCFP1, (Figura 14). Los fenómenos de difusión sugieren que los compuestos absorbidos presentan tiempos de desorción prolongados, por lo que se deduce que la fracción mediana tiene una mayor capacidad de difusión en el suelo, lo cual se relaciona directamente con la densidad del hidrocarburo. Estudios han reportado

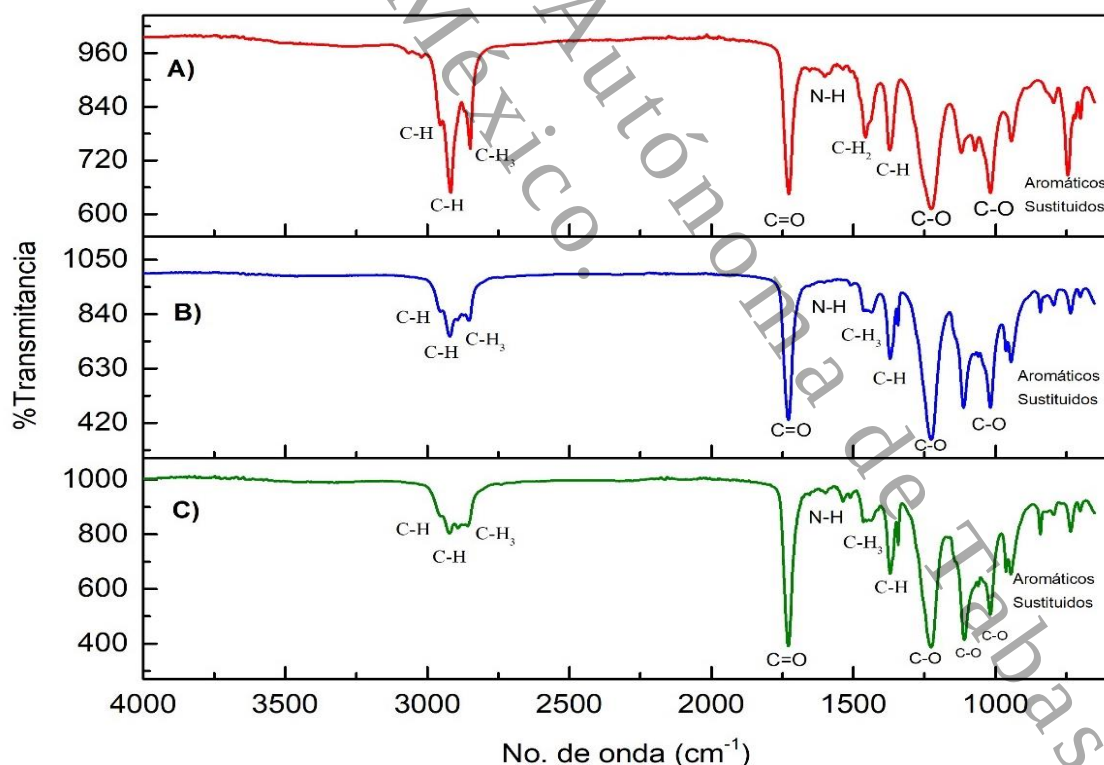
que la contaminación por petróleo crudo altera significativamente la composición del suelo y su microbiota, impactando la disponibilidad y la persistencia de diferentes fracciones de hidrocarburos en función de su naturaleza y densidad (Okafor, 2023; Mohanta *et al.*, 2023).

8.3 Caracterización de los Hidrocarburos mediante Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR)

Con el objetivo de identificar los grupos funcionales presentes en las fracciones mediana y pesada de los hidrocarburos analizados, se empleó la técnica de FTIR. Asimismo, esta metodología permitió comparar ambas fracciones y evaluar las diferencias en su composición química, en particular en los grupos funcionales característicos de cada una.

Figura 15

Comparación de extractos de suelo de Centla contaminados con hidrocarburo pesado fresco



Nota: Extractos de suelos contaminados con hidrocarburo pesado en concentraciones de 4 400 mg/kg (A), 8 800 mg/kg (B) y 17 600 mg/kg (C)

En la figura 15 se observa el espectro de los extractos de suelos contaminados frescos del municipio de Centla, a tres concentraciones distintas de hidrocarburo pesado. La tabla 10 muestra los grupos funcionales observados mediante espectroscopía.

Tabla 10

Identificación de grupos funcionales en el suelo contaminado de Centla

Región (cm ⁻¹)	Grupos Funcionales	A	B	C
3080 - 3100	Aromático tensión CH	x	x	x
2956 - 2962	CH ₃ (sp ³) CH	x	x	x
2920 - 2922	Tensión CH ₂	x	x	x
2852 - 2853	CH ₂ (Aldehído)	x	x	x
1726 - 1730	C=O (Aldehído), C-O (Éster)	x	x	x
1640 - 1663	Flexiones NH	x	x	x
1454 - 1478	Flexión CH ₂ solapadas con flexiones asimétricas de metilos	x	x	x
1368 - 1370	Flexión simétrica de metilos	x	x	x
1228 - 1232	C-O (Éster)	x	x	x
1122 - 1070	Aromáticos sustituidos	x	x	x
741 - 742	Aromáticos sustituidos (C-H)	x	x	x

Nota: Extractos suelo de Centla contaminado con hidrocarburo pesado concentraciones 4 400 mg/kg (A), 8 800 mg/kg (B) y 17 600 mg/kg (C)

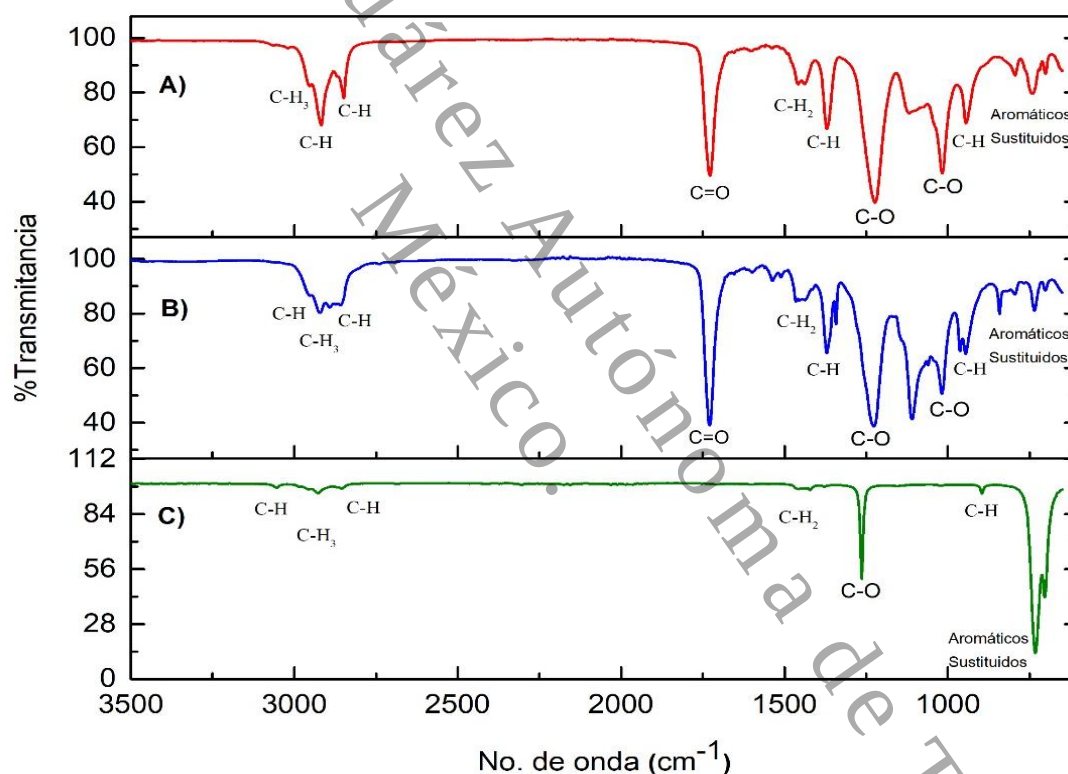
Dentro del espectro se observa una banda entre 3080 y 3100 cm⁻¹, atribuida a la vibración de estiramiento C–H de compuestos aromáticos. La banda localizada en 2956-2962 cm⁻¹ corresponde al estiramiento de los C-H de grupos metilo (CH₃) con hibridación sp³ y de los C-H de alcanos. Las señales en 2920–2922 cm⁻¹ se asignan al estiramiento del grupo metileno (CH₂), mientras que en la región de 2852–2853 cm⁻¹ se confirma nuevamente la presencia de CH₂ y también puede asociarse con la banda característica de los aldehídos.

Las bandas localizadas en 1726 cm⁻¹ se atribuyen al estiramiento del grupo carbonilo (C=O) presente en aldehídos, mientras que la señal en 1730 cm⁻¹ se atribuye al grupo funcional éster. En la región de 1640–1663 cm⁻¹ se observan flexiones del grupo funcional N-H. Asimismo, las bandas en 1474-1478 cm⁻¹ corresponden a flexiones de CH₂, solapadas con flexiones asimétricas de metilos.

Por otra parte, las señales en $1368\text{--}1370\text{ cm}^{-1}$ confirman la flexión simétrica de los grupos metilo. Las bandas ubicadas en $1228\text{--}1232\text{ cm}^{-1}$ y $1110\text{--}1118\text{ cm}^{-1}$ se atribuyen al estiramiento del enlace C–O característico de los ésteres. Finalmente, la presencia de compuestos aromáticos sustituidos se confirma mediante las bandas observadas en 1122 cm^{-1} , 1070 cm^{-1} y $741\text{--}742\text{ cm}^{-1}$ asociadas a vibraciones características del anillo aromático. En los espectros presentados en la Figura 15 no se observan variaciones significativas en las bandas identificadas, lo cual es consistente con el hecho de que se trata del mismo tipo de suelo e hidrocarburo evaluados a diferentes concentraciones.

Figura 16

Espectros de suelos contaminados a 17 600 mg/kg con petróleo pesado



Nota: Espectros de suelo de Centla contaminado con hidrocarburo pesado concentraciones 4 400 mg/kg (A), 8 800 mg/kg (B) y 17 600 mg/kg (C).

En la figura 16 se presenta la comparación de los espectros obtenidos mediante espectroscopía infrarroja (IR) de los extractos de suelos contaminados por derrames frescos, provenientes de los municipios de Centla y Paraíso, con una concentración de 17 600 mg/kg de petróleo crudo pesado. Las diferencias

observadas en las bandas de absorción evidencian variaciones en la composición química de los extractos, en particular en los grupos funcionales asociados a las fracciones más pesadas del hidrocarburo. Por su parte, la Tabla 11 resume los principales grupos funcionales identificados a partir del análisis espectroscópico, lo que permite una mejor interpretación de las transformaciones químicas ocurridas tras la interacción del crudo con la matriz edáfica.

Tabla 11

Identificación de grupos funcionales mediante análisis de FTIR en suelos contaminados de Centla y Paraíso

Región (cm ⁻¹)	Grupos Funcionales	A	B	C
2949 - 2952	CH ₃ y CH	x	x	x
2920 - 2922	Tensión CH ₂	x	x	x
2852 - 2853	CH ₂	x	x	x
1726 - 1730	C=O (Aldehído), C-O (Éster)	x	x	
1452 - 1470	Flexión CH ₂	x	x	x
1364 - 1369	Flexión de metilos	x	x	
1228 - 1232	C-O (Éster)	x	x	
900 - 945	Tensión CH	x	x	x
739 - 742	Aromáticos sustituidos (C-H)	x	x	x

Nota: En la tabla se muestran los grupos funcionales identificados en las muestras de suelo de Centla A), Paraíso B) a 17 600 mg/kg. e hidrocarburo pesado C).

Se observaron diferencias en las bandas espectrales, ya que en los extractos aparecen señales nuevas que no están presentes en el hidrocarburo original. La presencia de estas nuevas bandas indica que, al entrar en contacto con el suelo, el hidrocarburo experimenta diversas transformaciones. Dichos cambios pueden atribuirse a la variabilidad intrínseca de cada suelo, incluyendo factores como la capacidad de campo, el contenido de materia orgánica, la proporción de arcilla y limo, así como la actividad microbiana presente en la matriz edáfica, que puede favorecer procesos de degradación y transformación química del contaminante en el suelo (Suit *et al.*, 2021).

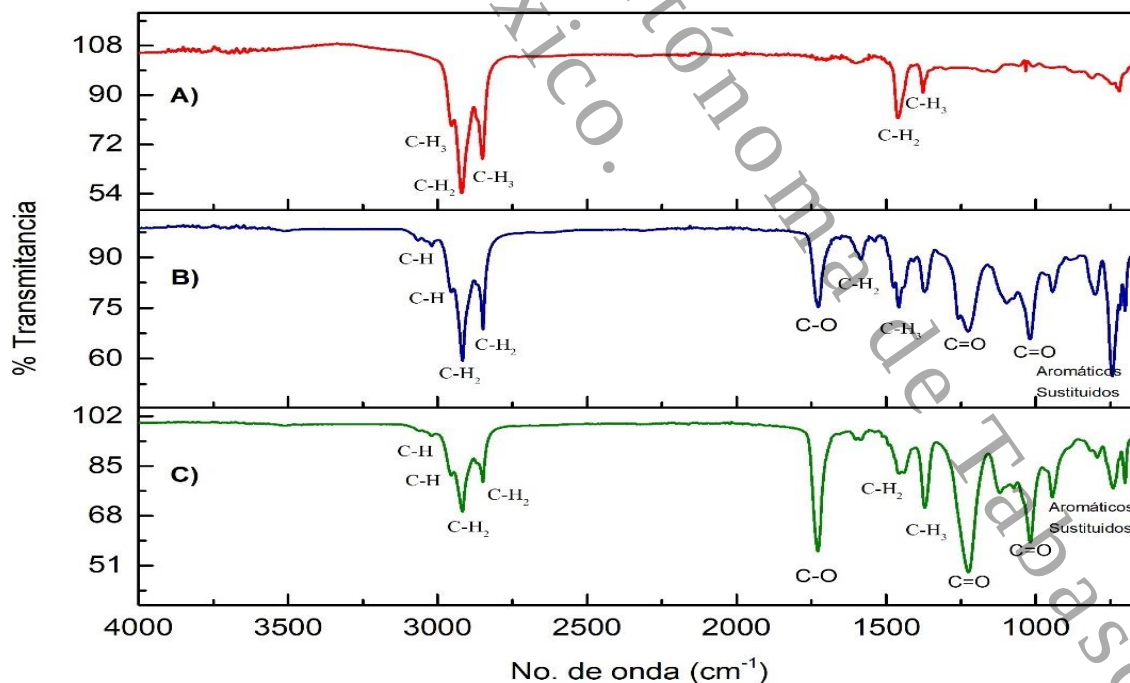
Asimismo, en el espectro se observa una banda localizada en 3078–3099 cm⁻¹, atribuida a la vibración de estiramiento C-H característica de los compuestos aromáticos. En 2949 cm⁻¹ y 2952 cm⁻¹ se identifican las bandas correspondientes a los grupos metilo (CH₃) y metileno (CH₂), respectivamente. En la región de 2920–2922 cm⁻¹ aparece otra banda asociada al estiramiento C–H del CH₂, típica de cadenas alifáticas saturadas; esta asignación se confirma por las señales

observadas en $2853\text{--}2852\text{ cm}^{-1}$. La similitud de estas bandas entre los extractos y el crudo de referencia indica que la estructura básica del hidrocarburo se mantiene tras su interacción con el suelo. Por otro lado, en la región cercana a 1700 cm^{-1} se aprecia una banda atribuida al grupo carbonilo ($\text{C}=\text{O}$), más evidente en los extractos de suelo (A y B) que en el crudo pesado (C). La mayor intensidad de esta señal en los extractos sugiere la presencia de posibles procesos de oxidación del hidrocarburo y/o de interacciones químicas con la matriz edáfica, en particular con los componentes orgánicos y minerales del suelo.

Por otra parte, en el intervalo de $1500\text{ a }1300\text{ cm}^{-1}$ se identifican las bandas asociadas a deformaciones de los enlaces C-H y a contribuciones del grupo CH_2 . En la región comprendida entre $1200\text{ y }1000\text{ cm}^{-1}$ se observan señales relacionadas con vibraciones de estiramiento C-O , posiblemente vinculadas a compuestos oxigenados generados por la transformación del crudo o a la extracción de compuestos propios de la matriz del suelo. Finalmente, por debajo de 900 cm^{-1} , se distinguen bandas atribuibles a deformaciones fuera del plano C-H en anillos aromáticos sustituidos, lo que sugiere la presencia de estructuras aromáticas en fracciones más pesadas del petróleo crudo.

Figura 17

Análisis comparativo de espectros de FTIR en suelos contaminados de las muestras A, B y C.



Nota: En la figura se observa la comparación de los espectros de petróleo crudo mediano (A) y de los suelos contaminados a $17\,600\text{ mg/kg}$ de Cuauacán (B) y Centla (C).

En la Figura 17 se presentan los espectros de FTIR del hidrocarburo mediano, en contraste con los de los extractos de los suelos contaminados de Centla y Cunduacán a 17 600 mg/kg. Al comparar los espectros, se observa la aparición de nuevas bandas en los extractos, principalmente asociadas a compuestos aromáticos que no están presentes en el espectro del hidrocarburo.

Este tipo de análisis comparativo permite inferir que el hidrocarburo experimenta transformaciones químicas al entrar en contacto con la matriz del suelo. Dichas transformaciones pueden atribuirse a que el suelo actúa como un sistema reactivo complejo, en el que factores como el pH desempeñan un papel fundamental, especialmente en procesos como la humificación y otras reacciones de transformación de los hidrocarburos.

Además, se consideran otras características fisicoquímicas del suelo, como el tamaño de poro, los porcentajes de arcilla, arena y el contenido de materia orgánica, entre otras. No debe dejarse de lado la presencia de la biota del suelo, que desempeña un papel esencial en estos sistemas, ya que los microorganismos pueden participar activamente en la degradación del hidrocarburo, ya sea consumiéndolo como fuente de carbono y energía o transformándolo en compuestos más polares mediante procesos de biodegradación. En la Tabla 12 se presentan los grupos funcionales identificados en las muestras analizadas.

Tabla 12

Grupos funcionales identificados mediante análisis de FTIR en la muestra A), B) y C).

Región (cm ⁻¹)	Grupos Funcionales	A	B	C
3078 - 3099	Aromático CH		x	x
2949 - 2952	CH ₃ y CH	x	x	x
2920 - 2922	Tensión CH ₂	x	x	x
2852 - 2853	CH ₂	x	x	x
1726 - 1730	C=O (Aldehído), C-O (Éster)	x	x	
1452 - 1470	Flexión CH ₂	x	x	x
1364 - 1369	Flexión de metilos	x	x	x
1228 -1232	C-O (Éster)		x	x
739 - 742	Aromáticos sustituidos		x	x

Nota: En la tabla se observa la identificación de los grupos funcionales en la muestra de petróleo crudo mediano A), Centla B) y Cunduacán C) contaminados a 17 600 mg/kg.

8.4 Índices de Compuestos Polares (I-RAP)

La abundancia relativa de los grupos funcionales polares (IRAP) se determinó empleando la ecuación 8, propuesta por Morales-Bautista *et al.*, (2016), a partir de los valores de absorbancia obtenidos en función del número de onda correspondiente.

Ecuación 8. Fórmula para calcular IRAP

$$IRAP = \left[\left(\frac{A_{SO_2}}{A_{SAT_2}} \right) + \left(\frac{A_{COC}}{A_{SAT_2}} \right) + \left(\frac{A_{C=O}}{A_{SAT_2}} \right) \right] \times 100$$

Donde:

A: absorbancia

SO₂: banda de sulfonilo ~ 1152 cm⁻¹

COC: banda de ésteres/éteres ~ 1021 cm⁻¹

C=O Aromático: banda de carbonilo conjugado ~ 1700 cm⁻¹

SAT₂: banda de grupo saturado, deformación CH₃ ~ 1376 cm⁻¹

La evaluación se fundamenta en las tendencias observadas en los cambios de cada parámetro, mediante el índice I-RAP, al comparar las muestras contaminadas fresca e intemperizada (Tabla 13).

Tabla 13

Resultados de absorbancias de los grupos funcionales identificados en suelos contaminados con hidrocarburo de fracción mediana

GPO	cm ⁻¹	M1	M2	M3	M4	CE1	CE2	CE3	CE4
SAT ₂	1376	59.97	59.54	60.28	60.39	77.26	86.07	79.91	80.15
COC	1021	25.10	33.40	31.16	38.42	75.80	85.78	79.39	79.06
SO ₂	1152	77.41	84.58	82.84	83.19	92.88	93.08	90.79	90.75
C=O	1700	79.03	76.74	77.18	77.14	88.11	94.58	93.19	93.07
IRAP		302.72	327.03	317.16	329.10	332.39	317.71	329.60	327.98
GPO	cm ⁻¹	CU1	CU2	CU3	CU4	PA1	PA2	PA3	PA4
SAT ₂	1376	80.26	80.53	80.34	80.69	0.19	57.86	58.44	57.36
COC	1021	79.99	80.45	79.96	80.01	0.39	31.98	33.14	30.13
SO ₂	1152	90.37	90.74	90.31	90.57	0.06	82.40	82.24	82.43
C=O	1700	92.99	93.47	93.02	93.17	0.08	75.20	75.87	74.45
IRAP		328.12	328.65	327.72	326.89	279.80	327.65	327.22	326.04

Nota. Absorbancias identificadas en muestra de suelo contaminadas fracción mediana utilizados para el cálculo de la Abundancia Relativa de los Grupos Funcionales Polares (IRAP). CE: Centla, CU: Cunduacán, M: Macuspana y PA: Paraíso., 1: concentración 2200 mg/kg, 2: concentración de 4400 mg/kg, 3: concentración de 8800 mg/kg y 4: concentración de 17600 mg/kg.

Los valores del índice de abundancia relativa de grupos funcionales polares (I-RAP) mostraron variaciones entre los diferentes sitios de estudio, lo cual puede atribuirse a las propiedades fisicoquímicas particulares de cada suelo. En general, valores más altos de I-RAP se asocian con una mayor presencia de grupos funcionales oxigenados, lo que indica un mayor grado de oxidación e intemperización del hidrocarburo, en concordancia con lo reportado por Morales-Bautista *et al.*, (2016).

En los suelos de Centla (CE) y Cunduacán (CU), donde se observan valores de I-RAP relativamente más altos y homogéneos, es probable que factores como una mayor actividad microbiana hayan favorecido procesos de biodegradación y transformación química del contaminante. Diversos estudios han demostrado que la materia orgánica del suelo estimula la actividad microbiana y facilita la degradación de hidrocarburos al actuar como fuente de nutrientes y energía (Varjani, 2017; Xu *et al.*, 2018)).

En los suelos de Macuspana (M), los valores de I-RAP presentaron una ligera variabilidad, sin una tendencia clara respecto a la concentración del contaminante, lo que podría indicar una capacidad amortiguadora del suelo, posiblemente asociada a su textura o a su contenido de arcilla. Se ha reportado que los suelos con mayor proporción de arcilla tienden a adsorber compuestos orgánicos, lo que reduce su biodisponibilidad y, por ende, limita los procesos de biodegradación (Lehmann & Kleber, 2015).

En el caso de Paraíso (PA), se observó un comportamiento característico; en particular, la muestra PA1 presentó el valor más bajo de I-RAP. Este resultado sugiere la presencia de hidrocarburos menos transformados (más fresco), o bien una menor interacción entre el contaminante y la matriz del suelo. De igual modo, la baja intensidad de la banda correspondiente a los grupos saturados (SAT₂) la muestra pudo haber influido en la estimación del índice, lo que resultó en un valor atípico. Este tipo de variaciones ha sido reportado en estudios de espectroscopía infrarroja, en los que la intensidad relativa de las bandas puede afectar la interpretación de índices derivados (Margenot *et al.*, 2023).

Los resultados indican que la evolución del I-RAP no depende solamente, de la concentración del contaminante, sino que está influenciada por las características del suelo, tales como la textura, el contenido de materia orgánica y la actividad microbiana, las cuales controlan la disponibilidad, transformación y degradación de los hidrocarburos (Lehmann & Kleber, 2015; Varjani, 2017).

En cuanto a los parámetros establecidos en la NOM-021-SEMARNAT-2000 para la caracterización de suelos contaminados, se determinó la densidad aparente, densidad real, pH, conductividad eléctrica y porcentaje de porosidad, Tabla 14 y 15. Cabe aclarar que no se evaluaron todos los parámetros contemplados por la norma, debido a las limitaciones asociadas a la presencia de hidrocarburos en el suelo. Se ha reportado que los suelos contaminados con hidrocarburos pueden presentar

repelencia al agua (hidrofobicidad), lo que afecta la interacción suelo-agua y puede influir en la determinación de algunas propiedades físicas e hidráulicas. Este fenómeno ha sido documentado por Morales-Bautista *et al.*, (2016).

La hidrofobicidad inducida por hidrocarburos puede generar inconsistencias en mediciones que dependen de la infiltración o retención de agua, lo que afecta la precisión y la confiabilidad de los resultados. Por esta razón, se priorizó la determinación de parámetros que no se ven significativamente afectados por esta condición, garantizando así la validez de los datos obtenidos.

Tabla 14

Resultados de los parámetros físicos y químicos evaluados con el índice I-RAP en suelo contaminado con petróleo crudo mediano en condición fresco

ID	IRAP	pH	CE dS·m ⁻¹	DA g/cm ⁻³	DR	PO %	CC Cmol·kg ⁻¹	Textura		
								%R	%L	%A
CE1	332.38	6.90	0.86	1.39	2.90	108.70	37.68	35.60	17.90	46.50
CE2	317.70	7.40	0.47	1.39	2.70	94.63	37.20	27.80	30.00	42.20
CE3	329.59	7.33	0.77	1.42	2.81	97.42	32.50	2.60	14.9	82.50
CE4	327.98	7.30	1.16	1.42	3.00	110.66	39.37	3.90	12.30	83.80
CU1	328.11	7.22	0.47	1.00	2.24	122.29	51.33	1.96	62.24	35.80
CU2	328.64	7.80	0.35	1.02	2.37	131.60	50.78	1.96	64.66	33.37
CU3	327.72	7.54	0.49	0.98	2.63	168.44	52.93	1.96	62.66	35.37
CU4	326.88	7.30	0.71	1.00	2.52	151.57	53.84	1.4	64.72	33.38
M1	302.72	7.76	0.49	1.04	2.38	128.91	5.67	0.12	45.33	54.54
M2	327.03	7.96	0.50	1.10	1.81	63.72	5.82	2.12	48.66	49.21
M3	317.16	8.20	0.46	1.09	2.42	120.92	5.04	0	60.33	39.33
M4	329.10	8.00	0.65	1.10	2.31	109.85	4.70	0	53.52	46.41
PA1	279.80	7.2	0.28	1.42	2.46	73.02	17.38	0	0	100
PA2	327.64	7.06	0.16	1.40	2.42	73.93	10.25	0	0	100
PA3	327.21	7.06	0.24	1.38	1.77	28.02	4.95	0	0	100
PA4	326.04	7.00	1.56	1.35	2.09	54.57	9.42	0	0	100

Nota. CE: Centla, CU: Cunduacán, M: Macuspana y PA: Paraíso., 1: concentración 2200 mg/kg, 2: concentración 4400 mg/kg, 3: concentración 8800 mg/kg y 4: concentración 17600 mg/kg.

Tabla 15

Resultados obtenidos de los parámetros físicos y químicos evaluados mediante el índice I-RAP, en suelo contaminado con petróleo crudo mediano en condición intemperizada

ID	IRAP	pH	CE dS·m ⁻¹	DA g /cm ⁻³	DR	PO %	CC Cmol·kg ⁻¹	Textura		
								%R	%L	%A
CE1	309.68	7.00	0.21	1.42	2.85	100.09	27.74	0.12	4	95.88
CE2	295.61	7.00	0.13	1.43	2.79	94.74	16.23	1.39	10.85	87.75
CE3	337.74	7.89	0.11	1.45	2.40	64.95	12.70	2.10	4.71	93.18
CE4	289.59	7.15	0.10	1.44	2.79	93.58	22.49	2.67	6.28	91.04
CU1	290.74	8.05	0.24	1.02	2.25	119.61	48.52	0	55.33	44.88
CU2	307.12	8.25	0.38	1.05	2.49	136.88	50.21	0	60.66	39.86
CU3	298.14	8.56	0.27	1.03	2.35	127.40	49.75	0	62.33	43.55
CU4	276.00	8.74	0.26	1.05	2.32	121.37	45.27	0	55.66	46.33
M1	298.78	7.60	0.22	1.17	2.81	138.98	45.17	1.30	68.18	30.51
M2	301.68	7.00	0.29	1.20	2.36	96.11	43.77	0.12	70.66	29.21
M3	304.92	7.05	0.28	1.12	2.15	92.62	47.71	0.12	72.00	27.88
M4	329.10	7.04	0.29	1.20	2.31	92.68	45.25	0.12	73.33	26.54
PA1	305.74	7.17	0.1	1.50	2.97	96.34	10.30	1.39	1.67	96.93
PA2	306.40	6.77	0.09	1.44	3.16	119.23	5.07	0	0	99.48
PA3	314.27	6.75	0.08	1.47	2.66	80.95	8.07	0	0	100
PA4	299.51	6.81	0.08	1.48	3.08	108.15	1.80	0.86	3.19	95.94

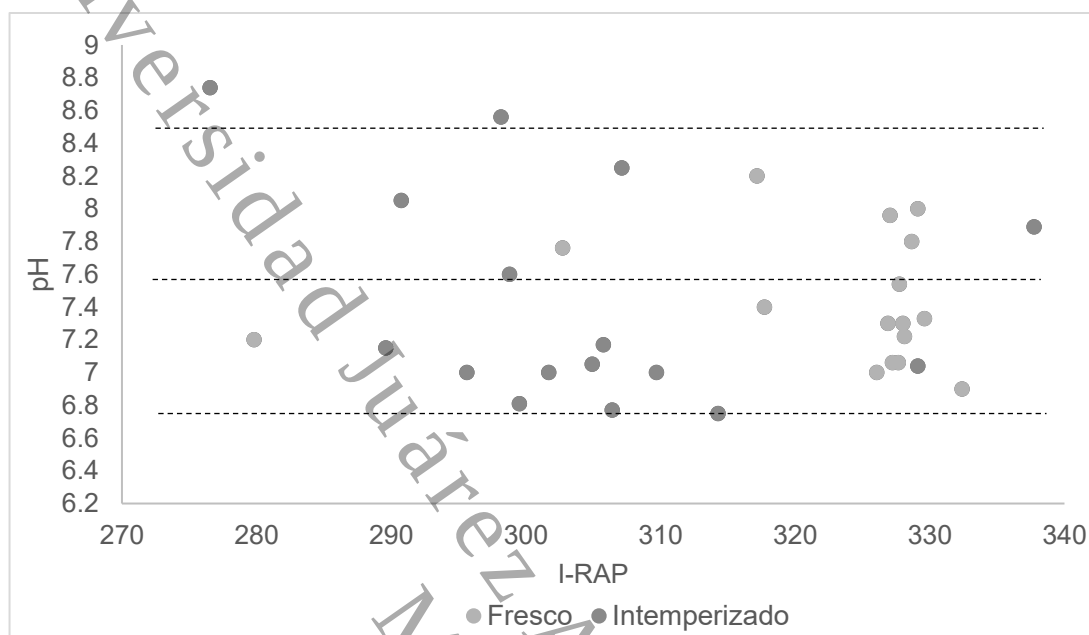
Nota. CE: Centla, CU: Cunduacán, M: Macuspana y PA: Paraíso., 1: concentración 2200 mg/kg, 2: concentración 4400 mg/kg, 3: concentración 8800 mg/kg y 4: concentración 17600 mg/kg.

8.4.1 Comparación de los Cambios en pH según el I-RAP y Tipo de Derrame Fresco-Intemperizado

El pH del suelo es un parámetro de gran importancia, ya que influye directamente en el desarrollo de las plantas y en la disponibilidad de nutrientes. Cada especie presenta un rango óptimo de pH para su crecimiento; por ejemplo, cultivos como la piña requieren condiciones ácidas, mientras que el melón se desarrolla mejor en suelos ligeramente ácidos a neutros. En general, muchas plantas prefieren un pH ligeramente ácido a neutro (5.5-7.0), siendo el intervalo de 6.6 a 7.3 considerado neutro (Jahn *et al.*, 2006; Brandy & Weil, 2016).

Figura 18

Resultados de pH en suelos contaminados considerando la condición fresca e intemperizada



El análisis de la relación entre el pH y el índice I-RAP en suelos contaminados, tanto en condición fresca como en condición intemperizada, se presenta en la Figura 18. Los suelos muestran una concentración de valores I-RAP entre 320 y 335, con un pH principalmente en el rango neutro a ligeramente alcalino, de 7.0 a 7.8. En contraste, los suelos intemperizados presentan una mayor dispersión en los valores de I-RAP, que van de aproximadamente 280 a 320, junto con un rango más amplio de pH, que va de 6.8 a 8.9.

Las líneas punteadas en la gráfica delimitan rangos de pH relevantes: ligeramente ácido (6.6-6.9), neutro (6.9-7.5) y ligeramente alcalino (7.5-8.5). Se observa que, tras el proceso de intemperización, el pH tiende a estabilizarse en el rango neutro a ligeramente alcalino. Asimismo, en muestras con valores bajos de I-RAP, el pH puede presentar incrementos significativos. Estos cambios en el pH tras procesos de contaminación y tratamiento han sido reportados en estudios que demuestran que los hidrocarburos alteran las propiedades químicas del suelo, incluidas el pH y la disponibilidad de cationes, lo cual está relacionado con la transformación de compuestos orgánicos y con la dinámica de los procesos de remediación (Rousk *et al.*, 2010; Varjani, 2017).

Estos resultados sugieren que el proceso de intemperización contribuye a la normalización del pH en suelos contaminados, probablemente debido a la degradación o transformación de compuestos presentes en el hidrocarburo, lo que puede favorecer la recuperación de la calidad del suelo para su uso agrícola.

Diversos estudios han demostrado que los procesos de biorremediación pueden reducir la hidrofobicidad de los contaminantes, disminuir su toxicidad y modificar sus propiedades físicoquímicas, incluido el pH, lo que favorece condiciones más adecuadas para el desarrollo vegetal (Mekonnen *et al.*, 2024; Wyszowska *et al.*, 2024).

Al relacionar la textura del suelo con los resultados obtenidos, se observó que los suelos con mayor contenido de arcilla presentaron cambios más notorios al entrar en contacto con el hidrocarburo, evidenciados por un incremento del pH desde valores neutros hasta valores moderadamente alcalinos. Este comportamiento puede atribuirse a la capacidad de los suelos arcillosos para retener cationes y compuestos orgánicos, lo que modifica el equilibrio químico del sistema.

La alcalinidad del suelo puede estar asociada a la presencia de carbonatos, principalmente el carbonato de calcio (CaCO_3), así como a un posible incremento del sodio intercambiable, factores que afectan negativamente la disponibilidad de nutrientes esenciales para las plantas, como Hierro (Fe), Zinc (Zn), Manganeseo (Mn) y Cobre (Cu) (Brandy & Weil, 2016). Estudios previos han documentado que los suelos contaminados presentan variaciones en el pH y en otros parámetros químicos en función del tipo de contaminante, la textura del suelo y el contenido de materia orgánica, esto puede influir directamente en la dinámica de adsorción, biodisponibilidad y degradación de los compuestos orgánicos (Ortega-Ramírez *et al.*, 2023).

En contraste, los suelos de textura arenosa no presentaron cambios significativos en comparación con el suelo testigo. Después del proceso de intemperización, el pH se recuperó en gran parte de las muestras, situándose entre 6.0 y 7.5, un rango considerado neutro. No obstante, se observó una distribución entre 290 y 310 I-RAP, lo que sugiere que esta variabilidad podría deberse a la disminución o degradación de compuestos polares presentes en el contaminante.

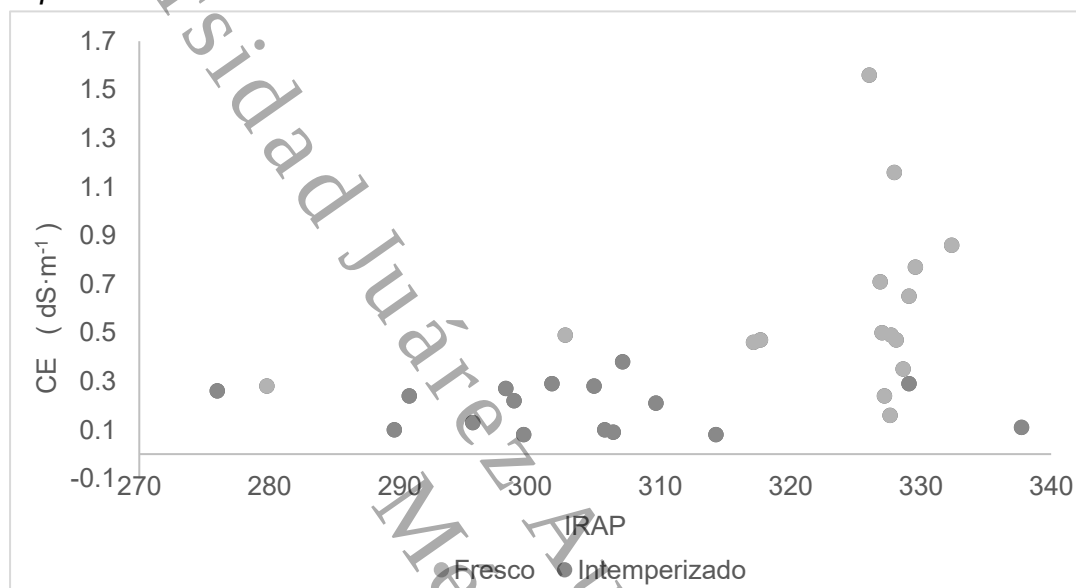
8.4.2 Cambios en la Conductividad Eléctrica según el I-RAP y Tipo de Derrame Fresco-Intemperizado

En la Figura 19 se muestra la relación entre la conductividad eléctrica (CE) y el índice I-RAP en suelos con derrame fresco e intemperizados. En términos generales, la mayoría de los valores de CE se encuentran por debajo de $1.0 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$, lo que indica niveles de salinidad despreciables a muy ligeramente salinos, sin representar una limitante significativa para el desarrollo vegetal. En los suelos con derrames frescos, se observa una mayor dispersión en los valores de CE, particularmente en el intervalo de I-RAP entre 325 y 332, donde se registran los valores más altos, alcanzando entre 1.5 y $1.6 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$. No obstante, estos valores permanecen por debajo del umbral crítico de $4.0 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ establecido para suelos

salinos en extracto de saturación, por lo que no resultan negativos para la mayoría de los cultivos (Jahn *et al.*, 2006; Brandy & Weil, 2016).

Figura 19

Resultados de conductividad eléctrica en suelos contaminados derrame fresco e intemperizado



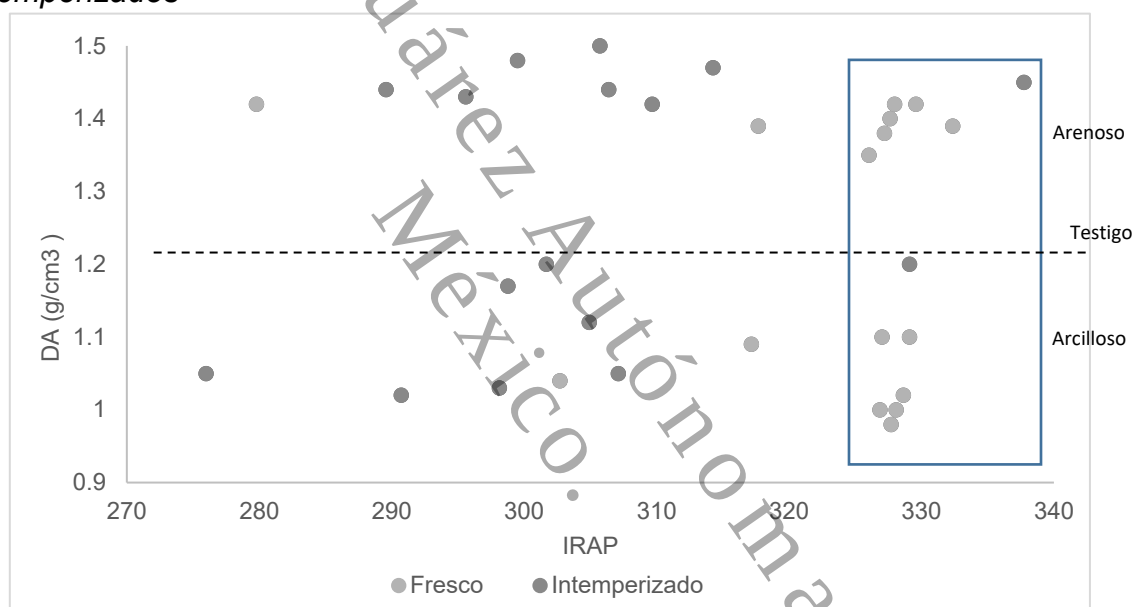
Por otro lado, los suelos intemperizados presentan valores de CE más homogéneos, concentrados principalmente entre 0.1 y 0.5 dS·m⁻¹, incluso en rangos de I-RAP similares. Esto sugiere que el proceso de intemperización no incrementó la salinidad del suelo y, en algunos casos, podría haber favorecido una ligera estabilización de dicha propiedad. No se observa una correlación lineal clara entre el I-RAP y la CE, lo que indica que un incremento en la concentración de hidrocarburos no se traduce directamente en un aumento de sales solubles. Este comportamiento es consistente con la naturaleza hidrofóbica de los hidrocarburos, que no aportan iones solubles al suelo y, por lo tanto, no elevan significativamente la conductividad eléctrica. En conjunto, los resultados sugieren que, bajo las condiciones evaluadas, la contaminación por hidrocarburos tanto en estado fresco como intemperizado no generó impactos relevantes en la salinidad del suelo, manteniendo valores dentro de los rangos adecuados para el uso agrícola.

8.4.3 Cambios en la Densidad Aparente según el I-RAP y Tipo de Derrame Fresco-Intemperizado

La densidad aparente (DA) constituye un indicador clave del estado físico del suelo, ya que refleja su grado de compactación, su porosidad y su capacidad de drenaje. Valores elevados de DA suelen asociarse con una disminución del espacio poroso, reducción en la infiltración de agua y limitaciones en el intercambio gaseoso, lo que puede afectar negativamente el desarrollo radicular y la actividad microbiana (Blanco-Canqui *et al.*, 2024)

Figura 20

Variación de la densidad aparente en suelos contaminados en derrames frescos e intemperizados



En la Figura 20 se muestra la relación entre la densidad aparente y el índice I-RAP en suelos contaminados. En general, se observa variabilidad de la DA a lo largo del gradiente del I-RAP (~270-340), lo que indica que tanto el grado de contaminación como el estado del hidrocarburo influyen en la estructura física del suelo.

En suelos con derrame fresco, la densidad aparente presenta valores de ~1.0-1.1 g/cm³, lo que podría asociarse con una alteración inicial de la estructura del suelo, provocada por la incorporación del hidrocarburo en los poros. Esta disminución puede deberse a una redistribución temporal de partículas y agregados, lo que genera una aparente expansión del volumen del suelo. Sin embargo, a valores de I-RAP más elevados (≥ 320), la DA tiende a incrementarse hasta alcanzar

valores cercanos a 1.4 g/cm^3 . Este cambio sugiere procesos de compactación inducidos por la obstrucción de la porosidad y la pérdida de estabilidad estructural, producto de la interacción prolongada entre hidrocarburos y partículas del suelo. Investigaciones recientes han documentado que la contaminación por hidrocarburo puede modificar las propiedades físico-mecánicas del suelo, alterando su cohesión, estructura y comportamiento geotécnico (Lange *et al.*, 2023; Khodaparast & Khoshgoftar, 2024).

En los suelos intemperizados se observa una distribución más homogénea de la densidad aparente, con valores que oscilan entre ~ 1.35 y 1.50 g/cm^3 en rangos de I-RAP de 300 a 330. Este comportamiento puede indicar que el proceso de intemperización favorece una reorganización de las partículas sólidas y un posible colapso parcial de la porosidad, como resultado de la degradación de las fracciones más volátiles del hidrocarburo y de la reacomodación estructural del suelo.

La tendencia observada es más marcada en suelos de textura arenosa, donde la mayor movilidad del hidrocarburo puede deberse al tamaño de partículas y a una menor superficie específica disponible para adsorción. En cambio, los suelos con mayor contenido de arcilla tienden a retener mayores cantidades de hidrocarburos debido a su mayor capacidad de adsorción y a su mayor área superficial reactiva, lo que influye de manera distinta en la dinámica estructural durante el proceso de intemperización (Daâssi & Almaghribi, 2022; Ojeda-Morales *et al.*, 2023; Khodaparast & Khoshgoftar, 2024).

En términos generales, el estado del hidrocarburo y el grado de contaminación (I-RAP) influyen en la densidad aparente y, por ende, en parámetros físicos asociados, como la porosidad, la permeabilidad y la disponibilidad de oxígeno en el suelo. Estas modificaciones pueden repercutir en el desarrollo vegetal y en la actividad microbiana responsable de la degradación de contaminantes.

La presencia de hidrocarburos en la matriz del suelo se ha asociado con cambios en su capacidad de infiltración, reducción del espacio poroso y alteración de la oxigenación, lo que afecta tanto las funciones físicas como las biológicas del perfil (Labud *et al.*, 2007; Morales-Bautista *et al.*, 2019). Por lo tanto, la recuperación estructural del suelo depende no solo del tiempo de estabilización posterior al derrame, sino también de la textura del suelo y de su capacidad para reorganizar su matriz física tras la alteración causada por los compuestos contaminantes (Pérez Casimiro *et al.*, 2009; Morales-Bautista *et al.*, 2019).

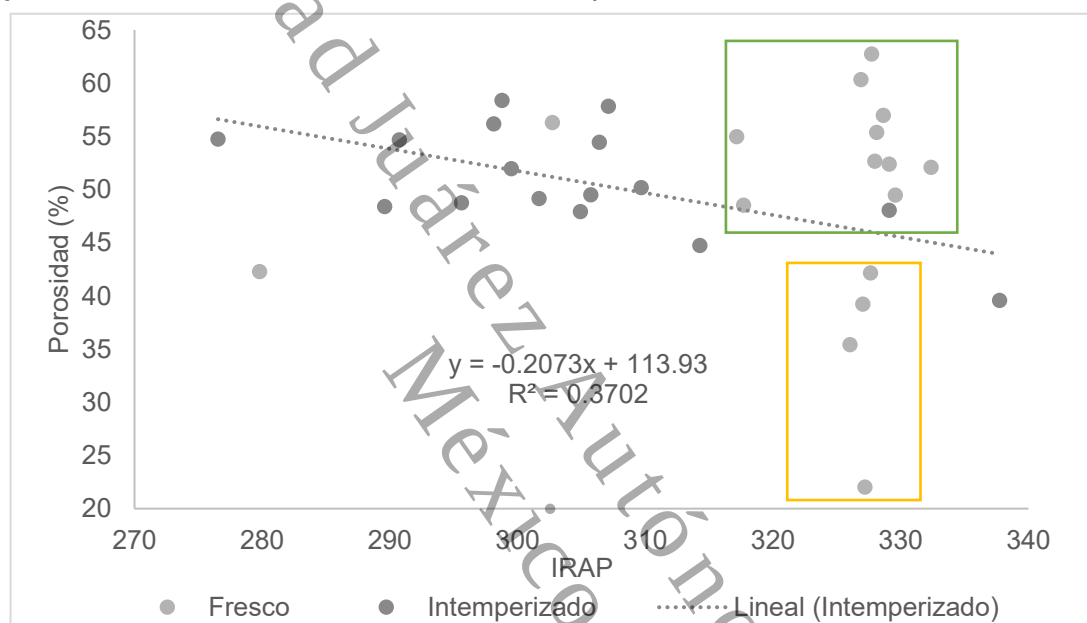
8.4.4 Comparación de los Cambios en la Porosidad según el I-RAP y Tipo de Derrame Fresco-Intemperizado

La porosidad del suelo se define como el porcentaje del volumen total que no está ocupado por partículas sólidas y corresponde al espacio disponible para el aire,

el agua y los organismos (Brandy & Weil, 2016). Esta propiedad está influida por factores como la mineralogía del suelo, el contenido de materia orgánica, la textura y el área superficial específica. En general, los suelos arcillosos presentan valores de porosidad relativamente altos entre 40% y 60%, mientras que los suelos arenosos tienden a mostrar porosidades menores, entre 30% y 50% (Hillel, 2004; McKenzie *et al.*, 2004).

Figura 21

Relación entre el porcentaje de porosidad y el índice IRA-P en suelos contaminados bajo condiciones de derrame fresco e intemperizado



Según la Figura 21, la porosidad del suelo disminuye significativamente al entrar en contacto con hidrocarburos, en comparación con los suelos no contaminados. En este sentido, los valores de porosidad en suelos no contaminados se sitúan entre 78% y 109%, mientras que en los suelos contaminados se reducen a un rango aproximado de 22% a 65%. En suelos con derrame fresco, los cambios más marcados en la porosidad se concentran en el rango de I-RAP entre 290 y 315. Además, los suelos arenosos presentan una mayor reducción de la porosidad en índices altos, como se observa en muestras de Paraíso (concentraciones 2, 3 y 4) y en la concentración 3 de Macuspana, donde la porosidad disminuye en promedio un 58%. Por otro lado, los suelos arcillosos se ven menos afectados, lo que puede explicarse por la mayor capacidad de retención y resistencia estructural que confiere su textura fina (Ojeda-Morales *et al.*, 2023).

La disminución de la porosidad implica una menor capacidad de aireación y de retención hídrica, factores que comprometen el desarrollo radicular y la actividad microbiana en el suelo. De manera que, el aumento de la densidad aparente

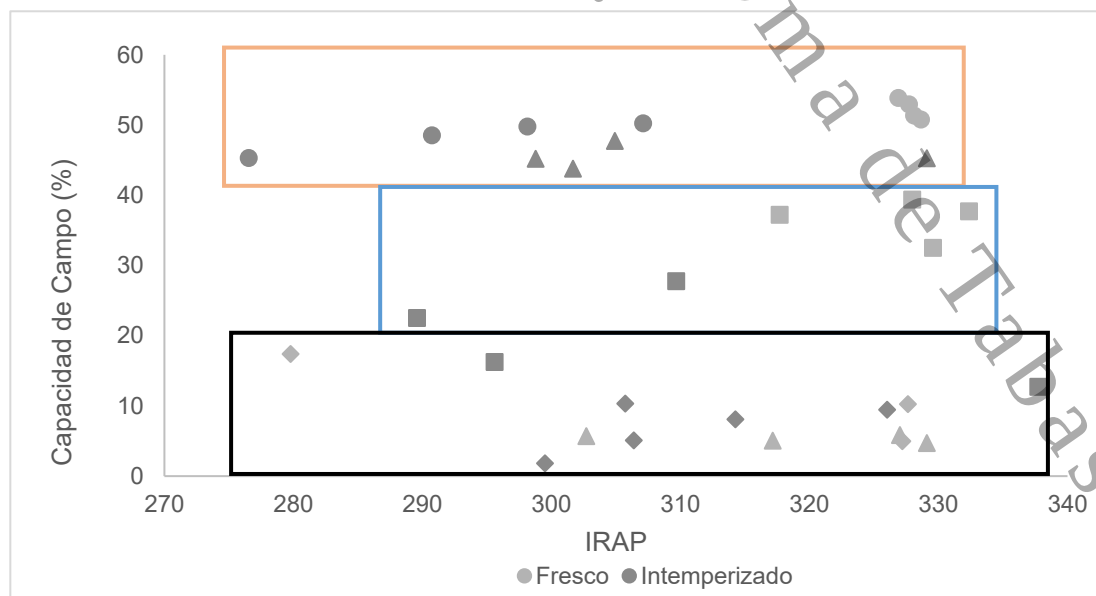
asociado a la pérdida de porosidad incrementa la compactación del suelo, afectando negativamente su calidad física. Estos cambios limitan la difusión de oxígeno y el movimiento del agua en el perfil edáfico, lo que reduce la actividad biológica y el crecimiento de las plantas (Hillel, 2004; Brandy & Weil, 2016).

8.4.5 Capacidad de Campo (CC)

En el análisis de capacidad de campo en los suelos, se obtuvieron valores de 43.57% para el suelo Paraíso, 45% para Macuspana, 42.94% para Cunduacán y 34.48% para Centla (Figura 22). Estos resultados reflejan diferencias asociadas principalmente a la textura y a la distribución del sistema poroso, ya que los suelos con mayor proporción de fracciones finas tienden a retener una mayor cantidad de agua debido a su mayor área superficial y a su mayor capacidad de retención capilar (Hillel, 2004; Brandy & Weil, 2016). Al evaluar los suelos contaminados con hidrocarburos y sometidos a procesos de intemperización, se observó una disminución notable de la capacidad de campo. En promedio, esta propiedad se redujo hasta en un 10% respecto a los valores de testigo, lo que indica que la contaminación afecta directamente la capacidad de retención hídrica del suelo. Este comportamiento puede inferirse de la hidrofobicidad inducida por los hidrocarburos, que alteran la interacción suelo-agua y reducen la infiltración y retención de humedad en la matriz edáfica (Daassi & Almaghribi, 2022).

Figura 22

Relación entre la capacidad de campo y el índice I-RAP en suelos contaminados en condiciones de derrame fresco e intemperizados



Nota: Cada tipo de suelo se identifica con los siguientes símbolos, donde se puede observar la agrupación por tipo de suelo, Centla □ Cunduacán ■ Macuspana ● y Paraíso ▲

La capacidad de campo está estrechamente relacionada con la textura del suelo, ya que esta determina la distribución y el tamaño de los poros. Los suelos de textura arenosa se caracterizan por presentar partículas de mayor tamaño y una estructura dominada por macroporos, lo que favorece la infiltración rápida del agua, pero limita su retención. En contraste, los suelos arcillosos poseen partículas de menor tamaño y mayor superficie específica; lo que genera una mayor proporción de microporos, ralentiza el proceso de infiltración y favorece una mayor retención de humedad (Hillel, 2004; Brandy & Weil, 2016).

Así mismo, se observó la variabilidad entre la capacidad de campo entre suelos con derrame fresco e intemperizado en función de los valores de I-RAP. Para comprender cómo influyen tanto el tipo de suelo como el grado de afectación por hidrocarburos, los resultados se clasificaron en zonas, lo que permitió identificar patrones diferenciados asociados a la textura y al nivel de contaminación. Esta clasificación facilitó el análisis comparativo del comportamiento hidráulico del suelo bajo distintas condiciones de exposición al contaminante.

- **Zona Baja:** IRAP entre 275–305 y CC entre 0–20.
- **Zona Media:** IRAP entre 305–335 y CC entre 20–40.
- **Zona Alta:** IRAP entre 325–335 y CC entre 40–55.

Zona baja

Se identificaron suelos con derrame fresco de Macuspana, así como suelos frescos e intemperizados de Paraíso. Inicialmente, estos suelos presentan capacidades de campo de 45.11% y 46.37%, respectivamente. Sin embargo, tras el contacto con el contaminante, la CC disminuyó significativamente, hasta valores entre el 5% y el 10%. Esta reducción evidencia una afectación directa de las propiedades físicas del suelo por el efecto del hidrocarburo. La disminución de la capacidad de campo sugiere una alteración en la distribución del sistema poroso, en particular en los microporos responsables de la retención de agua. Este comportamiento puede comprometer la disponibilidad de agua para las plantas y afectar la funcionalidad hidráulica del suelo (Nápoles *et al.*, 2015).

Zona media

Se localizaron principalmente suelos con impacto moderado, tanto en estado fresco como en estado intemperizado. El suelo de Centla presentó diferencias respecto al testigo (CC del 34.83%). En condiciones de derrame fresco, los suelos mostraron valores de capacidad de campo entre 37% y el 39%, ligeramente superiores al testigo. No obstante, tras el proceso de intemperización, la CC disminuyó considerablemente, situándose entre el 22% y el 27%. Este comportamiento indica que, aunque en condiciones frescas puede observarse una aparente estabilidad o incluso un incremento temporal de la retención hídrica, el proceso de intemperismo

favorece cambios estructurales que reducen la capacidad de almacenamiento de agua. Estudios realizados en el sur de México han demostrado que el uso del suelo y la cobertura vegetal influyen significativamente en los procesos de infiltración y retención de agua (Lozano-Trejo *et al.*, 2020). Asimismo, investigaciones en suelos tropicales contaminados con residuos aceitosos intemperizados señalan que el intemperismo reduce la biodegradabilidad de ciertos compuestos, favoreciendo su persistencia y alterando las propiedades físicas del suelo (Ferreira Do Nascimento *et al.*, 2013).

Zona alta

En esta zona se encuentran los suelos de Cunduacán (fresco e intemperizado) y los de Macuspana, en estado intemperizado, con valores iniciales de capacidad de campo (CC) de 42.94% y 45.11%, respectivamente. En el caso de Macuspana, no se observaron alteraciones significativas en la capacidad de campo bajo condiciones de derrame fresco, manteniéndose dentro de su rango original incluso tras el contacto con el contaminante. Este comportamiento sugiere cierta estabilidad estructural frente a la afectación química (Díaz-Mendoza *et al.*, 2017). Por otro lado, el suelo de Cunduacán presentó variaciones tanto en condiciones frescas como en condiciones intemperizadas, lo que evidencia un incremento del porcentaje de CC. Este cambio podría estar relacionado con modificaciones en la estructura del suelo, redistribución del sistema poroso o interacciones fisicoquímicas entre el hidrocarburo y las partículas minerales, puede que influya en la retención de agua (López *et al.*, 2019; Torres y Sánchez, 2021). En la Figura 23 se observa el comportamiento general de los suelos analizados según los resultados obtenidos.

Figura 23

Mapa temático de capacidad de campo en suelos contaminados en condiciones de derrame fresco e intemperizados



8.5 Caracterización del Suelo Testigo mediante la NOM-021-SEMARNAT-2000

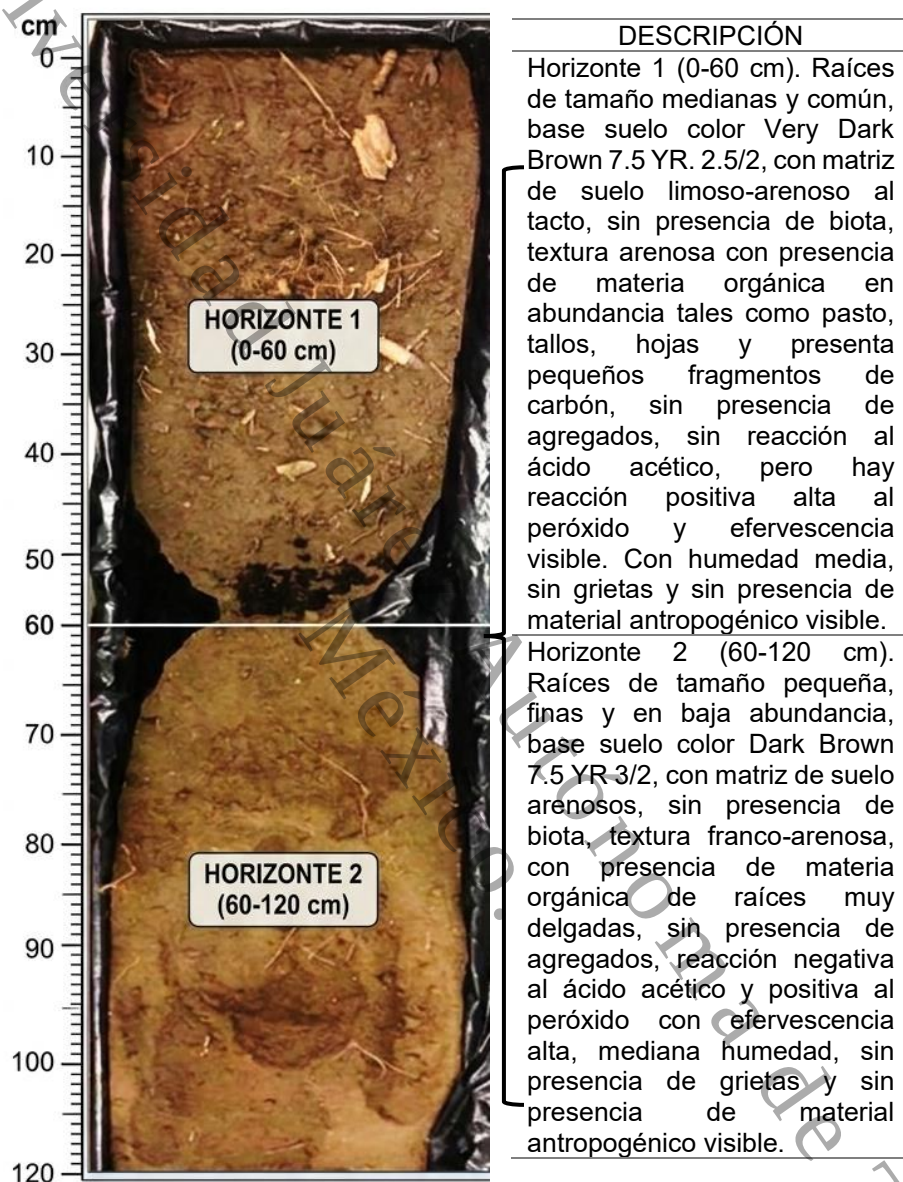
8.5.1 Descripción de perfil edafológico

A partir de las muestras representativas recolectadas en los municipios de Centla, Cunduacán, Macuspana y Paraíso, se realizó la descripción de los perfiles edafológicos conforme a la metodología propuesta por Cuanalo (1990). Asimismo, se determinaron diversas propiedades físicas y químicas del suelo, las cuales fueron comparadas con los criterios establecidos en la NOM-021-SEMARNAT-2000, así como con los reportes de Palma-López *et al.*, (2007) y Salgado-García *et al.*, (2012). Esta comparación permitió establecer las condiciones iniciales del suelo en cada sitio de estudio y proporcionar un marco de referencia para la interpretación de los resultados posteriores.

8.5.2 Centla

Con base en los resultados presentados en la Tabla 16, el suelo del municipio de Centla presenta características consistentes con un fluvisol éutrico. Esta interpretación se fundamenta en la presencia de horizontes con coloración parda, valores de pH que varían de moderadamente ácidos a neutros y en la ausencia de efectos significativos de salinidad, clasificados como despreciablemente salinos. Asimismo, se identificó una textura predominante de media a media gruesa en franco-limosa, lo que sugiere una estructura edáfica con adecuada permeabilidad y capacidad para la retención de nutrientes y materia orgánica (Palma-López *et al.* 2007).

Los fluvisoles, comúnmente denominados en la región como arenillas o tierra de vega de río, se originan a partir de sedimentos transportados y depositados en ambientes aluviales cercanos a cauces de origen fluvial, lacustre o marino. Estos suelos se caracterizan por contener al menos el 18% de arcilla o limo y más del 65% de arena, lo que favorece una estructura relativamente suelta y un drenaje eficiente. Debido a estas características, los fluvisoles se consideran suelos con alto potencial agrícola, ya que generalmente presentan buena fertilidad natural y condiciones favorables para el cultivo (Zavala-López *et al.*, 2016; Palma-López *et al.*, 2007).

Tabla 16
Perfil edafológico representativo del sitio de estudio en Centla


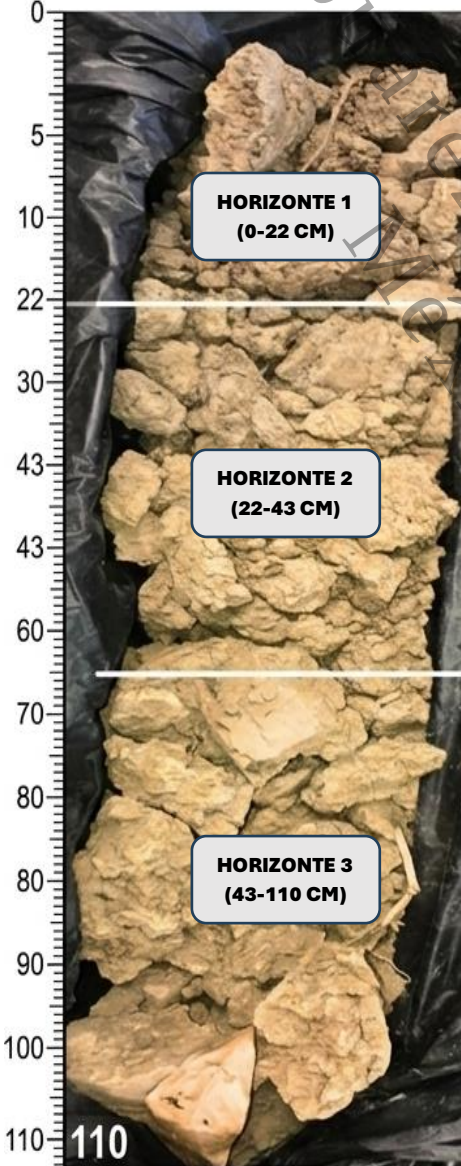
Suelo	CIC Cmol+·kg ⁻¹	pH	CE dS·m ⁻¹	DA g·cm ⁻³	DR g·cm ⁻³	Po %	CC	TEXTURA (%)		
								Arcilla	Limo	Arena
Centla	-	7.6	0.66	1.37	2.45	78.51	34.83	0	30.76	74.41

Nota: Elaboración propia con base en la metodología de Cuanalo (1990) y criterios de la NOM-021-SEMARNAT-2000.

8.5.3 Cunduacán

En la Tabla 17 se presentan los resultados de las propiedades físicas y químicas del suelo, así como el perfil edáfico. De acuerdo con lo reportado por Palma-López *et al.*, (2007), este suelo se clasifica como Vertisol Eútrico-Pélico, caracterizado por un alto contenido de arcilla expandible. De tal manera que en épocas de seca se vuelven muy duros y desarrollan grietas profundas, mientras que en condiciones de humedad elevada adquiere una consistencia plástica y pegajosa (lodosa), esto genera dificultades para labores agrícolas y limitan el desarrollo radicular de las plantas (Salgado-García *et al.*, 2005; Palma-López *et al.*, 2017)

Tabla 17
Perfil edafológico representativo del sitio de estudio en Cunduacán

	DESCRIPCIÓN
	Horizonte 1 (0-22 cm). Raíces gruesas, base suelo 10 YR 4/2, con matriz de suelo arcilloso al tacto, sin presencia de biota, textura arcillosa, con presencia de materia orgánica como raíces y hojas, sin presencia de agregados, reacción alta (sin vapor) al peróxido y efervescencia visible con ácido acético, baja humedad, con presencia de grietas delgadas y sin presencia de material antropogénico.
	Horizonte 2 (22-60 cm). Raíces finas, base suelo color café opaco 10 YR 6/2, con matriz de suelo arcilloso al tacto, sin presencia de biota, textura arcillosa con presencia de materia orgánica (raíces finas y pequeñas), sin presencia de agregados, reacción baja al peróxido se observa efervescencia baja, al igual con ácido acético, baja humedad, con presencia de grietas delgadas y sin presencia de material antropogénico.
	Horizonte 3 (60-110 cm). Raíces de tamaño fino y común en baja abundancia, base del suelo color en base seca café muy claro, con matriz de suelo arcilloso 10YR 7/2, con poca presencia biota, textura arcillosa, presencia de materia orgánica (hojas y raíces), agregados color blanco, reacción baja con peróxido, nula efervescencia con ácido acético, sin humedad, con grietas y sin presencia de material antropogénico.

Suelo	CIC Cmol+·kg ⁻¹	pH	CE dS·m ⁻¹	DA g·cm ⁻³	DR g·cm ⁻³	Po %	CC	TEXTURA (%)		
								Arcill a	Limo	Arena
Cunduacán	-	7.51	0.57	1.21	2.45	102.77	42.94	48.26	35.18	16.56

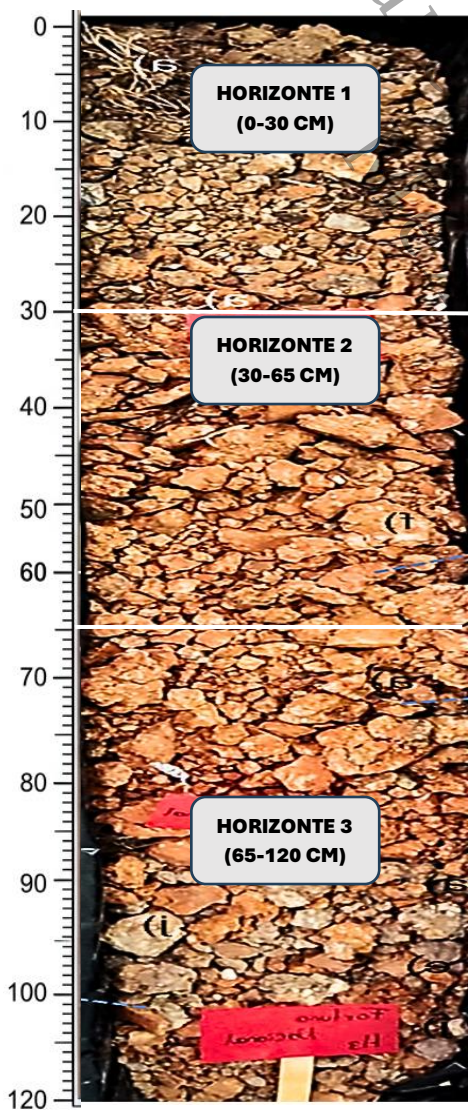
Nota: Elaboración propia a partir de los análisis experimentales con base en la metodología de Cuanalo (1990) y criterios de la NOM-021-SEMARNAT-2000.

8.5.4 Macuspana

De acuerdo con los resultados obtenidos en la Tabla 18, con base en lo reportado por Palma-López *et al.*, (2007), Zavala-Cruz *et al.*, (2016) y Acevedo-Sandoval *et al.*, (2010) el suelo de Macuspana se clasificó como un Alisol férrico.

Tabla 18

Perfil edafológico representativo del sitio de estudio en Macuspana

DESCRIPCIÓN	
	HORIZONTE 1 (0-30 CM)
	HORIZONTE 2 (30-65 CM)
	HORIZONTE 3 (65-120 CM)

Horizonte 1 (0-30 cm). Raíces finas en abundancia, base color naranja oscuro (5 YR 6/4), matriz arcilloso limoso al tacto, sin biota, con presencia de materia orgánica (pasto y raíces) agregados de grava de cerro petrificada, reacción positiva con peróxido y efervescencia visible con ácido acético, sin humedad, sin grietas y sin presencia de material antropogénico.

Horizonte 2 (30-65 cm). Raíces finas, base color naranja (5 YR 6/8), matriz arcilloso limoso, con presencia de biota, con presencia de materia orgánica, agregados de color blanco con grado de compactación, reacción baja al peróxido efervescencia, reacción negativa con ácido acético, humedad mediana, presencia de grietas y sin presencia de material antropogénico

Horizonte 3 (65-120 cm). Raíces finas, base color marrón grisáceo (5 YR 6/2), matriz arcilloso limoso al tacto, sin presencia de biota, presencia materia orgánica, agregados de grava, reacción alta al peróxido, con ácido acético efervescencia visible, alta humedad, con presencia de grietas y grava, debido a que la zona de estudio está cerca de una pera petrolera de acuerdo con NRF-256-PEMEX-2010 debe de existir un terraplén de espesor 0.15 m.

Suelo	CIC $\text{Cmol}^+ \cdot \text{kg}^{-1}$	pH	CE $\text{dS} \cdot \text{m}^{-1}$	DA $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$	DR $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$	Po %	CC	TEXTURA (%)		
								Arcilla	Limo	Arena
Macuspana	-	6.3	0.57	1.00	2.10	109.98	45.11	41.43	1.75	56.82

Nota: Elaboración propia a partir de los análisis experimentales con base en la metodología de Cuanalo (1990) y criterios de la NOM-021-SEMARNAT-2000.

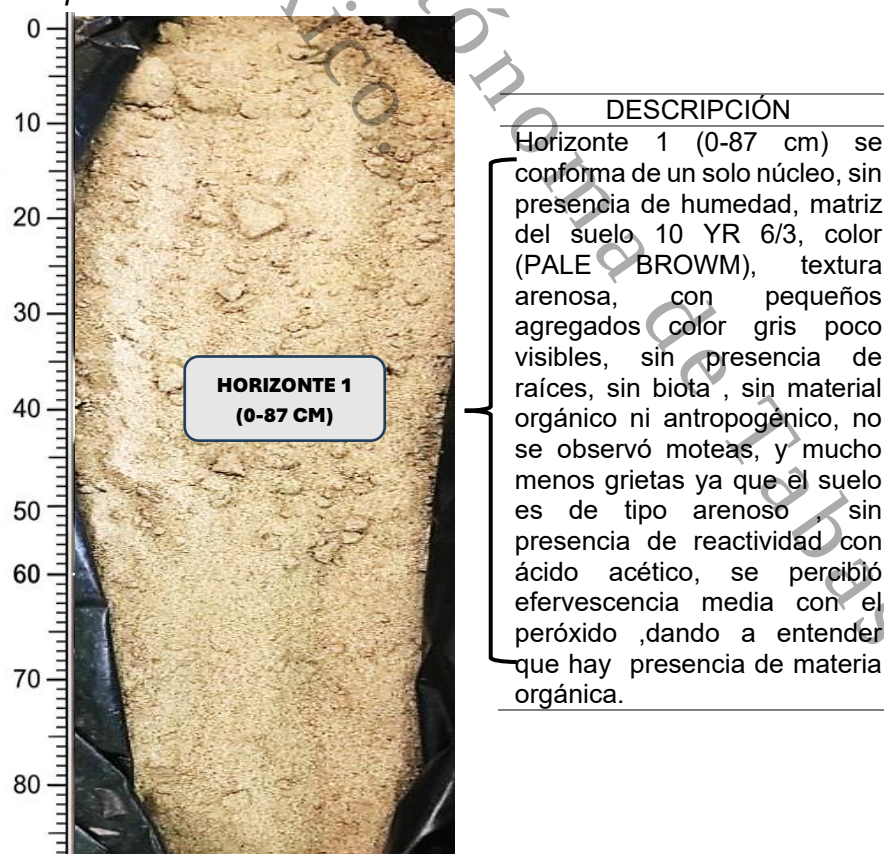
Se caracterizan por presentar un horizonte de arcilla aluvial (árgico), pH ácido, densidad aparente menor de 1 g/cm^3 , densidad real máxima de 2.5 g/cm^3 , drenaje bueno a deficiente, coloración va de 10 YR 4/3 a 5 YR 4/4 (Munsell Color Chart), los óxidos de hierro en los horizontes dan lugar a formar grandes moteas entre la matriz del suelo (color naranja o rojizos), también indican intemperización avanzada de los minerales (Acevedo-Sandoval *et al.*, 2010; IUSS Working Group WRB). En lomeríos y montañas se desarrollan estos tipos de suelos entre relieves ligeramente inclinados a convexos, su distribución va en función de la composición mineralógica, edad y tipo de clima tropical (Zavala-Cruz *et al.*, 2016).

8.5.5 Paraíso

Estos suelos se encuentran en su mayoría en la franja costera del estado, incluidos los municipios de Huimanguillo, Cárdenas, Paraíso y Centla. Presentan una textura más gruesa que la franco-arenosa. No cuentan con más de un horizonte ni con propiedades fúlvicas (Tabla 19).

Tabla 19

Perfil edafológico representativo del sitio de estudio en Paraíso



Suelo	CIC Cmol kg ⁻¹	pH	CE dS m ⁻¹	DA g cm ⁻³	DR g cm ⁻³	Po %	CC	TEXTURA (%)		
								Arcilla	Limo	Arena
Paraíso	-	7.67	0.61	1.41	2.79	98.06	46.37	0	5.90	94.10

Nota: Elaboración propia a partir de los análisis experimentales, con base en la metodología de Cuanalo (1990) y en los criterios de la NOM-021-SEMARNAT-2000.

La muestra analizada presentó características similares a un Arenosol Háplico; presenta un horizonte sin existencia de materia orgánica, con bajo nivel nutrimental, lo que presenta restricciones en su uso agrícola (Palma-López *et al.*, 2007).

8.6 Evaluación de los parámetros físicos y químicos de suelo remediado por atenuación natural y estabilización química-biológica

8.6.1 Atenuación Natural

El método de remediación por atenuación natural se implementó en el laboratorio de análisis de suelos e hidrocarburos de la DACB-UJAT (18.0755812, -93.1675702) durante el periodo de junio a noviembre de 2021 (6 meses). Los resultados obtenidos se presentan en las Tablas 20 y 21.

Tabla 20

Parámetros fisicoquímicos del suelo de Centla y Cunduacán en fracciones mediana y pesada después de seis meses de intemperización

Centla									
Parámetros	Testigo	SCI1 M	SCI1P	SCI2 M	SCI2P	SCI3M	SCI3P	SCI4 M	SCI4 P
pH	7.69	7.00	7.96	7.00	7.17	7.89	7.02	7.65	6.89
CE (dSm ⁻¹)	0.66	0.21	0.13	0.13	0.14	0.10	0.21	0.10	0.22
DA (g cm ⁻³)	1.38	1.42	1.41	1.43	1.13	1.45	1.43	1.44	1.43
DR (g cm ⁻³)	2.46	2.77	3.32	2.76	2.47	2.43	2.58	2.74	2.81
PO (%)	43.97	47.00	57.00	47.00	54.00	40.00	44.00	47.00	42.00
Cunduacán									
Parámetros	Testigo	SCI1 M	SCI1P	SCI2 M	SCI2P	SCI3M	SCI3P	SCI4 M	SCI4 P
pH	7.51	8.05	74.16	8.25	7.03	8.56	5.94	8.74	5.94
CE (dSm ⁻¹)	0.57	0.24	0.31	0.38	22.33	0.27	0.45	0.26	0.25
DA (g cm ⁻³)	1.21	1.02	1.10	1.05	1.20	1.03	0.98	1.05	1.09
DR (g cm ⁻³)	2.45	2.25	2.39	2.49	2.34	2.35	2.23	2.32	2.80
PO (%)	51.00	51.00	53.00	58.00	48.00	56.00	55.00	55.00	61.00

Nota: CE= conductividad eléctrica; DA= densidad aparente; DR= densidad real; PO= porosidad; M= fracción mediana; P= fracción pesada; SCI= suelo contaminado intemperizado. Los números 1,2,3 y 4 indican las concentraciones de contaminación correspondientes a 2200, 4400, 8800, 17600 mg kg⁻¹, respectivamente.

Tabla 21

Parámetros fisicoquímicos del suelo de Macuspana y Paraíso en fracciones mediana y pesada después de seis meses de intemperización

Macuspana									
Parámetros	Testigo	SCI1 M	SCI1P	SCI2 M	SCI2P	SCI3M	SCI3P	SCI4 M	SCI4P
pH	7.08	7.36	6.41	6.98	6.83	7.06	5.25	7.04	6.74
CE (dSm ⁻¹)	0.57	0.22	0.78	0.29	0.25	0.28	0.13	0.29	0.86
DA (g cm ⁻³)	1.10	1.19	1.06	1.20	1.05	1.12	1.44	1.23	1.19
DR (g cm ⁻³)	2.32	2.86	2.63	2.42	2.49	2.06	2.70	2.40	2.40
PO (%)	52.00	58.00	60.00	50.00	58.00	46.00	46.00	48.00	52.00
Paraíso									
Parámetros	Testigo	SCI1 M	SCI1P	SCI2 M	SCI2P	SCI3M	SCI3P	SCI4 M	SCI4P
pH	7.67	7.17	5.12	6.77	5.59	6.77	7.03	6.81	7.98
CE (dSm ⁻¹)	0.61	0.10	0.37	0.09	0.22	0.08	0.15	0.08	0.15
DA (g cm ⁻³)	1.41	1.50	1.47	1.44	1.50	1.47	1.48	1.47	1.42
DR (g cm ⁻³)	2.79	2.78	2.35	3.03	2.70	2.56	2.42	2.93	2.51
PO (%)	49.00	45.00	37.00	51.00	44.00	42.00	39.00	49.00	43.00

Nota: CE= conductividad eléctrica; DA= densidad aparente; DR= densidad real; PO= porosidad; M= fracción mediana; P= fracción pesada; SCI= suelo contaminado intemperizado. Los números 1, 2, 3 y 4 indican las concentraciones de contaminación correspondientes a 2200, 4400, 8800, 17600 mg kg⁻¹, respectivamente.

8.6.2 Estabilización química-biológica

Para la estabilización del suelo contaminado se empleó óxido de calcio (CaO) en combinación con fertilizante triple 15 y una enmienda orgánica elaborada a partir de residuos de plátano. El tratamiento se evaluó durante 45 días, durante los cuales se realizó un muestreo a los 7 días del tratamiento con el fin de evaluar los cambios ocurridos en el suelo dentro del tiempo establecido en las Tablas 22 y 23.

Tabla 22

Parámetros fisicoquímicos en suelo de Centla, Cunduacán, Macuspana y Paraíso a los 7 días de tratamiento

Parámetros	C	Centla		Cunduacán		Macuspana		Paraíso	
		M	P	M	P	M	P	M	P
pH	1	7.08	6.95	7.47	8.02	7.16	7.25	7.20	7.92
	4	6.71	7.20	7.86	8.12	7.91	7.67	7.40	7.96
CE (dSm ⁻¹)	1	0.58	0.6	0.37	0.39	0.52	0.53	0.59	0.44
	4	0.63	0.60	0.37	0.61	0.54	0.55	0.59	0.60
DA (g cm ⁻³)	1	1.39	1.45	1.05	1.02	1.00	1.17	1.41	1.46
	4	1.35	1.50	1.05	1.13	1.04	1.09	1.42	1.38
DR (g cm ⁻³)	1	2.66	1.93	2.59	2.59	2.11	1.97	2.77	2.37
	4	2.55	1.80	2.13	1.72	1.23	40.61	2.72	1.85
PO (%)	1	47.74	24.87	52.27	60.62	49.02	11.38	49.10	38.40
	4	47.06	16.67	50.70	34.30	37.84	30.26	47.79	25.41
CC (%)	1	20.89	29.86	34.24	35.65	37.84	30.26	21.70	19.38
	4	20.35	29.36	36.61	30.88	36.92	32.44	24.39	20.58

Nota: CE= conductividad eléctrica; DA= densidad aparente; DR= densidad real; PO= porosidad; M= fracción mediana; P= fracción pesada. Los números 1 y 4 indican las concentraciones de contaminación correspondientes a 2200 y 17600 mg kg⁻¹, respectivamente.

Tabla 23

Parámetros fisicoquímicos del suelo Centla, Cunduacán, Macuspana y Paraíso a 45 días de tratamiento en fracción mediana y pesada

Parámetros	Centla			Cunduacán		Macuspana		Paraíso	
	C	M	P	M	P	M	P	M	P
pH	1	8.09	8.16	7.71	8.09	7.57	8.16	7.80	8.10
	4	8.11	8.12	7.73	8.15	7.69	8.14	8.01	8.07
CE (dSm ⁻¹)	1	0.29	0.26	0.48	0.30	0.46	0.36	0.29	0.27
	4	0.31	0.30	0.34	0.36	0.33	0.37	0.28	0.28
DA (g cm ⁻³)	1	1.41	1.47	1.14	1.10	1.15	1.18	1.44	1.41
	4	1.46	1.53	1.12	1.06	1.11	1.12	1.44	1.41
DR (g cm ⁻³)	1	2.53	2.80	2.19	2.43	2.12	2.02	2.10	2.66
	4	2.69	2.69	2.22	2.08	1.95	2.17	2.66	2.63
PO (%)	1	44.27	47.50	47.95	54.73	45.75	41.58	31.43	46.99
	4	45.72	43.12	49.55	49.04	43.08	48.39	45.86	46.39
CC	1	21.76	29.68	38.20	36.77	38.99	34.65	22.00	19.64
	4	20.69	29.46	38.33	35.10	41.00	22.00	24.47	21.51

Nota: CE= conductividad eléctrica; DA= densidad aparente; DR= densidad real; PO= porosidad; M= fracción mediana; P= fracción pesada. Los números 1 y 4 indican las concentraciones de contaminación correspondientes a 2200 y 17600 mg kg⁻¹, respectivamente.

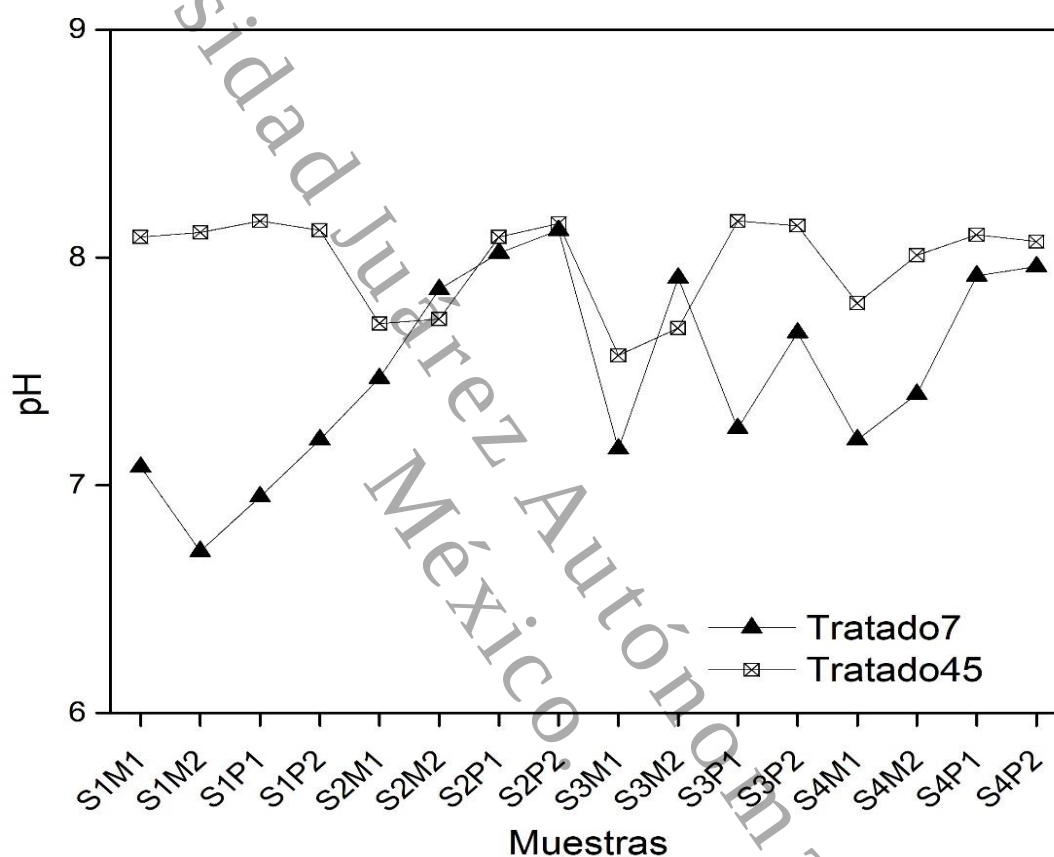
Potencial de Hidrógeno (pH): Con base en los resultados obtenidos, se compararon los tiempos de tratamiento con los valores del pH, (Figura 24). La gráfica muestra que el tratamiento a 45 días mantiene valores cercanos a 8 con una variabilidad mínima, mientras que el tratamiento a 7 días presenta cambios en un rango de 7 a 8. El pH es un parámetro crítico en los procesos de biodegradación de hidrocarburos; un pH estable y ligeramente alcalino (7.0-8.5) favorece la actividad de los microorganismos degradadores, optimiza la mineralización de compuestos orgánicos e influye en su solubilidad, movilidad y disponibilidad. Esto ha sido ampliamente documentado en estudios sobre la biodegradación de hidrocarburos, en los que el pH actúa como factor determinante de la eficiencia de los procesos microbianos (Margesin & Schinner, 2001; Varjani, 2017).

La estabilidad observada en los tratamientos a los 45 días sugiere una mayor eficiencia del proceso de remediación, ya que se mantienen en condiciones favorables para la recuperación del suelo. Por el contrario, las variaciones registradas a los 7 días pueden estar asociadas a etapas iniciales de degradación, en las que la producción de ácidos orgánicos derivados del metabolismo microbiano puede provocar fluctuaciones del pH, lo que retrasa su estabilización. Esto indica la necesidad de incrementar el tiempo de tratamiento o de optimizar factores como la adición de nutrientes, con el fin de favorecer condiciones más estables y mejorar la

eficiencia de la biodegradación, lo que resalta la importancia de controlar las condiciones físicoquímicas del suelo para optimizar los procesos de remediación biológica (Margesin & Schinner, 2001; Varjani, 2017).

Figura 24

Variación del pH en suelos bajo tratamiento a 7 días y 45 días

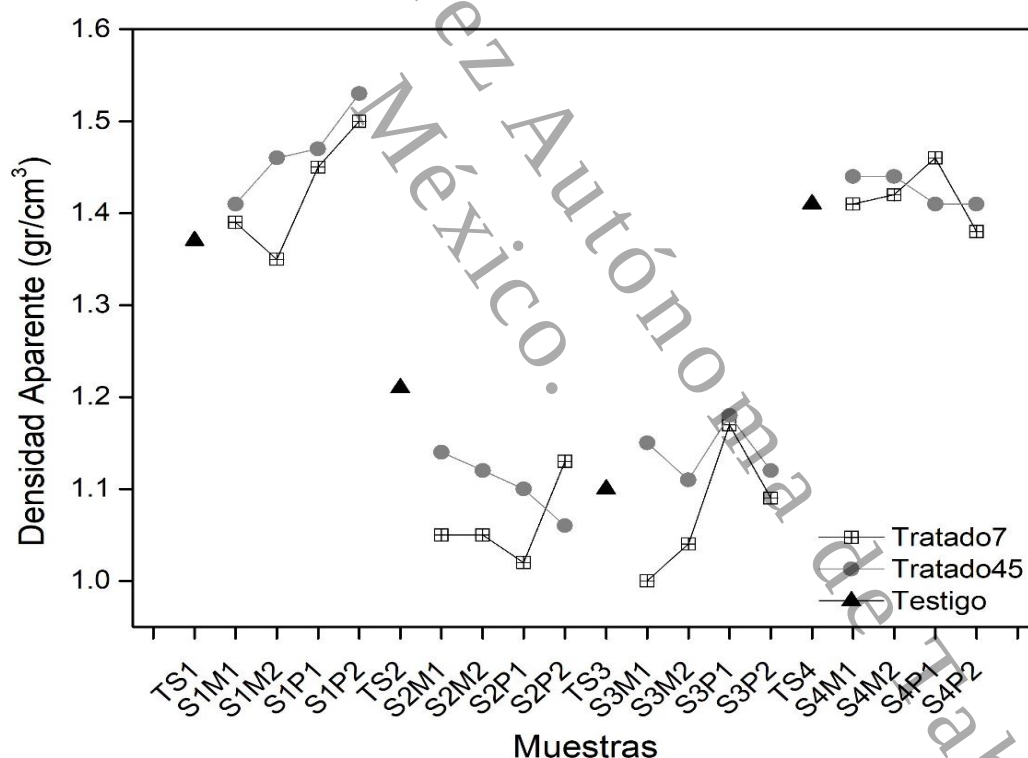


Densidad Aparente (DA): En la Figura 25 se observa los resultados de la densidad aparente en los suelos tratados, evidenciando variaciones asociadas al tipo de textura y al tratamiento aplicado, reflejando diferencias en la estructura y compactación del suelo. Los suelos S1 y S4 presentan incrementos de densidad de aproximadamente 1.40 y $1.55 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, superando consistentemente el valor del suelo testigo. Valores superiores a $\sim 1.60 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ pueden afectar el desarrollo radicular, predominando procesos de consolidación o cementación, probablemente asociados a la acción química de la enmienda orgánica y al reacomodo estructural del suelo (United States Department of Agriculture (USDA), 2017; Orzech *et al.*, 2021).

La disminución de densidad observada en S2 y S3 sugiere la formación de bioporos generados por raíces y microorganismos, posiblemente favorecida por la textura del suelo, la interacción con el tipo de remediación y la duración del tratamiento (Saeed *et al.*, 2024). A los 45 días, la densidad tiene a estabilizarse o reducirse ligeramente respecto a los primeros puntos de medición. En S3, por ejemplo, el tratamiento a 7 días mostró la densidad mínima de $1.0 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, aumentando al día 45 en la mayoría de las muestras, lo que indica un asentamiento progresivo del suelo con el tiempo. Esto sugiere que los materiales en S2 y S3 son más poroso o menos compacto que los suelos S1 y S4 (Saeed *et al.*, 2025). Diversos autores han documentado que los tratamientos biológicos pueden mejorar la porosidad de manera más sostenida que los tratamientos químicos (USDA,2017; Saeed *et al.*,2024).

Figura 25

Variación de la densidad aparente en suelos bajo tratamiento a los 7 y 45 días



Densidad Real (DR): El análisis de densidad real permite evaluar la composición mineralógica intrínseca de las muestras. A diferencia de la densidad aparente, los valores de DR son considerablemente más altos, situándose, en su mayoría, entre 1.8 y $2.8 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. La materia de los minerales formadores de suelos, como el cuarzo, el feldespato y las arcillas, presenta una densidad promedio

cercana a $2.65 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, valor que se asume como estándar para los suelos minerales (Hillel, 1980; Brandy & Weil, 2016).

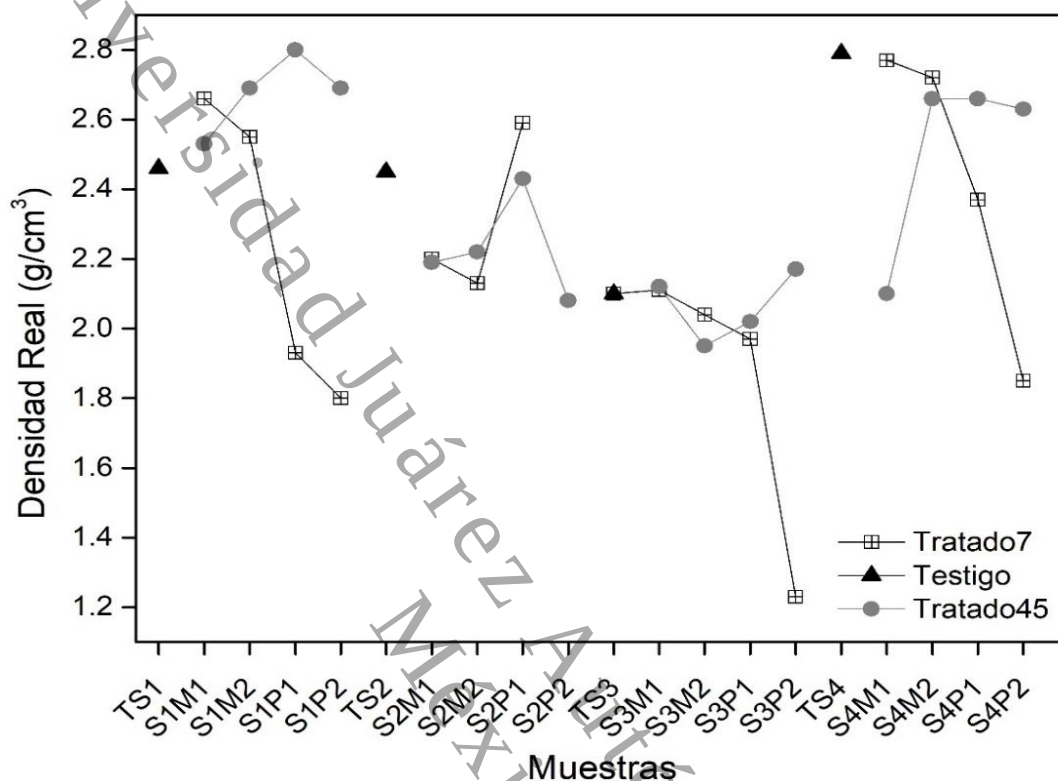
El comportamiento de la densidad real de los suelos en función del tiempo de tratamiento presenta variaciones asociadas a la composición del suelo y a los procesos de transformación inducidos por la contaminación. En el suelo S1 se observa una divergencia entre los tratamientos a los 7 días, con una disminución de la DR en los puntos P1 y P2. Posteriormente, a los 45 días, los valores tienden a estabilizarse en niveles elevados, cercanos a $2.7 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, superando los valores registrados en el suelo testigo.

Los suelos S2 y S3 presentan una mayor estabilidad relativa a lo largo del periodo evaluado; sin embargo, en el punto S3P2 se registra un descenso significativo en el tratamiento a 7 días, que alcanza un valor de $1.2 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Este comportamiento atípico podría estar asociado a una mayor concentración de materia orgánica (MO), ya que su incremento tiende a reducir la DR debido a su menor densidad en comparación con la de los minerales del suelo (Weil & Brand, 2017). En el suelo TS4 se obtuvo el valor más alto de densidad real del análisis, con un valor aproximado de $2.8 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. No obstante, los tratamientos aplicados generan una ligera reducción de este parámetro, observándose una tendencia a la convergencia hacia valores cercanos a $2.6 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ a los 45 días (Figura 26).

A diferencia de la densidad aparente (DA), la densidad real no suele presentar cambios drásticos a lo largo del tiempo, excepto en casos de alteración de la composición del suelo, como la degradación química o la incorporación de enmiendas orgánicas. Las variaciones observadas entre los distintos tiempos de tratamiento pueden interpretarse como consecuencia de la heterogeneidad espacial en la distribución de los minerales en cada tipo de suelo (Rabot *et al.*, 2018). La estabilidad de la fase sólida constituye un indicador de la resiliencia del suelo; sin embargo, los cambios registrados también pueden explicarse por una redistribución de la fracción orgánica, que presenta una densidad significativamente menor que la fracción mineral, cuya densidad promedio es de aproximadamente $2.65 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. (Lal & Shurkula, 2004; Brandy & Weil, 2016).

Figura 26

Variación de la densidad real en suelos bajo tratamiento a los 7 y 45 días



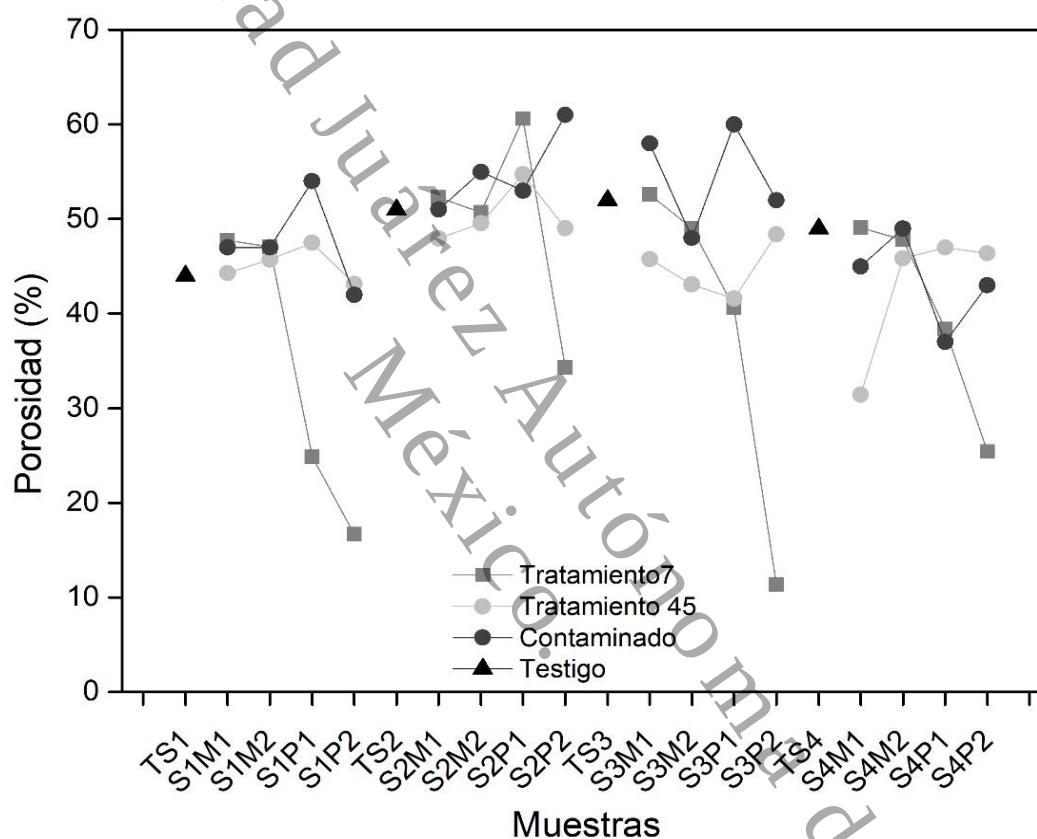
Porosidad (Φ): Es un indicador fundamental de la salud física del suelo, pues combina los valores de densidad aparente y densidad real, lo que permite analizar su estructura y su capacidad de recuperación. La Figura 27 ilustra como varía la porosidad en los suelos evaluados bajo distintas condiciones: testigo, contaminado, tratamiento a 7 días y tratamiento a 45 días. En general, los valores se distribuyen en un rango aproximado del 30% al 60%, lo cual es coherente con los suelos minerales y evidencia una estructura física adecuada (Brandy & Weil, 2016). Los suelos testigos presentan valores que oscilan entre 45% y 52%, lo que refleja una estructura intacta y una distribución apropiada del sistema poroso. En cambio, los suelos contaminados muestran una dispersión más amplia, con valores que alcanzan hasta el ~60%, lo que indica un cambio en la estructura del suelo, posiblemente relacionado con la presencia de hidrocarburos que modifican la conectividad y la agregación de los poros. (Rabot *et al.*, 2018; Saeed *et al.*, 2024).

La mayor variabilidad se observa en los tratamientos a 7 días, con valores que disminuyen incluso en un 20% en algunos puntos. Esto sugiere que se están produciendo procesos iniciales de alteración estructural, como el colapso de los poros o la redistribución del espacio poroso, provocados por la interacción entre el contaminante y el suelo (Saeed *et al.*, 2024). Por otra parte, a los 45 días, el valor

de porosidad tiende a estabilizarse en un rango más estrecho, entre ~40% y ~50%, lo que indica una recuperación parcial de la estructura del suelo. Esto sugiere procesos de reorganización estructural relacionados con la degradación de hidrocarburos y la actividad microbiana (Rabot *et al.*, 2018).

Figura 27

Variación de la porosidad del suelo bajo condiciones testigo, contaminado y tratamiento a 7 y 45 días



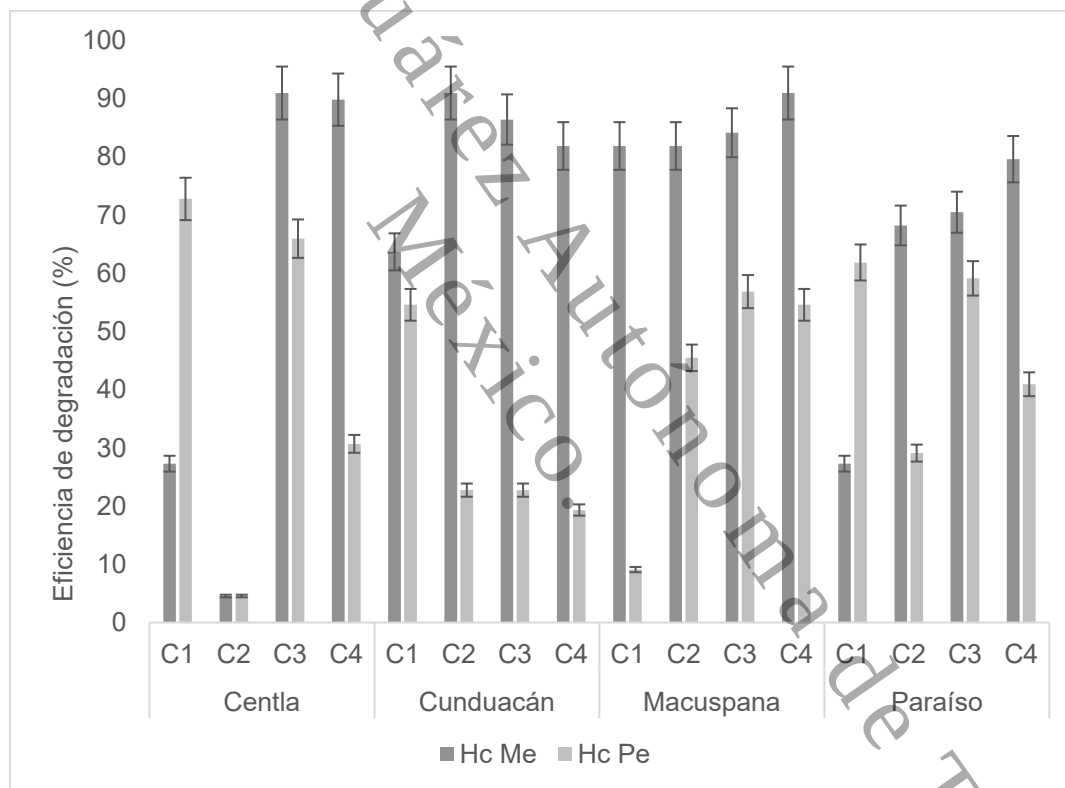
8.7 Cuantificación de HTP en proceso de atenuación natural

En esta sección se presenta la cuantificación de los hidrocarburos totales del petróleo (HTP) tras seis meses de remediación por atenuación natural. Este enfoque se basa en la capacidad intrínseca del suelo y de la microbiota nativo para degradar los contaminantes sin intervención externa, lo que permite evaluar la eficacia del proceso y el comportamiento de los hidrocarburos en los distintos suelos analizados. Los resultados mostraron una reducción variable entre los distintos sitios y concentraciones iniciales (Figura 28). En general, se observó una mayor disminución de la fracción media de hidrocarburos (Hc Me) en comparación con la

fracción pesada (Hc Pe), lo que sugiere una mayor susceptibilidad de los compuestos de menor peso molecular a los procesos de degradación natural. Este comportamiento se debe a la mayor biodisponibilidad y menor complejidad estructural de los hidrocarburos de cadena corta, los cuales son más asimilables y metabolizados por los microorganismos del suelo. Por el contrario, las fracciones más pesadas presentan estructuras más complejas y mayor hidrofobicidad, esto limita su accesibilidad y ralentiza su degradación. (Mekonnen *et al.*, 2024; Zhang *et al.*, 2024).

Figura 28

Porcentaje de degradación de hidrocarburos totales del petróleo (HTP) durante seis meses de atenuación natural



Nota: Evaluación de la degradación de HTP en suelos representativos de Centla, Cunduacán, Macuspana y Paraíso, considerando fracción media (Hc Me) y pesada (Hc Pe) en concentraciones C1 es a 2200, C2 es a 4400, C3 es a 8800 y C4 es a 17600 mg•kg⁻¹, respectivamente.

En el sitio Centla, la degradación de HTP en la fracción media alcanzó valores de hasta 90.9% en la muestra C3 y 89.8% en C4, mientras que en la fracción pesada las reducciones fueron menores, con 72.7% en C1 y 65.9% en C3. En contraste, la muestra C2 presentó una baja reducción del 4.5% en ambas fracciones, lo que podría asociarse a condiciones del suelo que limitan la actividad microbiana o la biodisponibilidad de los contaminantes, tales como disponibilidad de nutrientes,

oxígeno o características fisicoquímicas del suelo influyen en la eficiencia de los procesos de biodegradación (Zhan et al., 2024; Wu et al., 2024).

En Cunduacán, la fracción media mostró reducciones significativas, con valores entre 63.6 y 90.9%, mientras que la fracción pesada presentó degradaciones menores, entre 19.3 y 54.5%. Un comportamiento similar se observó en Macuspana, donde la degradación de la fracción media superó el 80% en la mayoría de las muestras, alcanzando hasta 90.9% en C4, mientras que la fracción pesada presentó reducciones moderadas. Estos resultados son consistentes con estudios recientes que indican que la degradación microbiana de hidrocarburos ocurre con mayor eficiencia en compuestos menos complejos y de menor peso molecular, mientras que los hidrocarburos más pesados tienden a persistir en el suelo por su menor biodisponibilidad y resistencia a la oxidación (Majeed et al., 2025; Zhang et al., 2024).

Por su parte, en Paraíso se observaron degradaciones de 27.3% a 79.5% en la fracción media y de 29.1% a 61.8% en la fracción pesada. En términos generales, los resultados sugieren que la atenuación natural favorece principalmente la degradación de hidrocarburos de fracción media, debido a su menor complejidad molecular y mayor biodisponibilidad para los microorganismos del suelo. Por el contrario, los hidrocarburos de fracción pesada tienden a degradarse lentamente, debido a su mayor peso molecular, mayor hidrofobicidad y menor solubilidad, lo que limita su biodisponibilidad para la biodegradación (Zhao et al., 2024; Mishra et al., 2024).

Estos resultados confirman que la eficiencia de la atenuación natural está fuertemente controlada por la composición del contaminante, en particular por el peso molecular y la biodisponibilidad de las diferentes fracciones del hidrocarburo.

IX. Conclusión

A partir de los resultados obtenidos, es posible establecer una serie de conclusiones que permiten valorar el cumplimiento de los objetivos y la validez de la hipótesis empleada.

El grado de contaminación, expresado mediante el índice I-RAP, demostró ser un indicador útil para evaluar el grado de afectación del suelo por hidrocarburos, permitiendo relacionar cuantitativamente el nivel de contaminación con cambios en las propiedades fisicoquímicas del suelo, observándose mayor sensibilidad en las propiedades físicas (densidad aparente y porosidad) que en las químicas (pH y conductividad eléctrica). En términos generales, aunque las propiedades químicas no evidenciaron alteraciones críticas, los cambios físicos observados podrían comprometer la funcionalidad del suelo a mediano plazo, lo que resalta la importancia de considerar tanto el grado de contaminación como el tiempo de intemperización en las estrategias de manejo y recuperación.

El período de evaluación a los 45 días de tratamiento es más adecuado para analizar la recuperación del suelo, ya que el sistema necesita un tiempo de asentamiento después de cada tratamiento. Por eso, la evaluación a los 7 días resulta prematura, ya que el sistema todavía está en desequilibrio termodinámico y físico.

El método de remediación mediante atenuación natural demuestra ser eficaz para reducir los hidrocarburos totales del petróleo, especialmente en las fracciones más ligeras y medias. Sin embargo, la persistencia de hidrocarburos de fracción pesada indica que, en algunos casos, podrían ser necesarias estrategias complementarias como la bioestimulación o la bioaumentación para acelerar la degradación de estos compuestos más resistentes. Además, los resultados indican que las propiedades fisicoquímicas del suelo son fundamentales en la eficiencia de la remediación, ya que afectan directamente la actividad microbiana y la biodisponibilidad de los contaminantes para su descomposición.

En conjunto, los resultados resaltan la importancia de escoger y ajustar las estrategias de remediación según las características particulares del sitio contaminado, fomentando enfoques integrales que aumenten la eficiencia del tratamiento y apoyen la recuperación del suelo.

X. Recomendaciones y Perspectivas

Con base en los resultados de la evaluación de los métodos de atenuación natural y de estabilización químico-biológica, se plantean las siguientes recomendaciones.

Dado que se ha demostrado que la naturaleza del contaminante y las propiedades fisicoquímicas del suelo tienen un impacto significativo en la eficiencia del proceso, se recomienda dar prioridad a la elección de la técnica de remediación según estas características. En esta dirección, la combinación de estabilización químico-biológica y atenuación natural es una opción viable para mejorar la degradación de hidrocarburos.

Además, es importante implementar programas de monitoreo que permitan evaluar el progreso de la remediación y realizar modificaciones oportunas en las condiciones del sistema, en particular en variables como la humedad, el pH y la disponibilidad de nutrientes, que favorecen la actividad microbiana.

Por otra parte, se recomienda ampliar estos estudios a condiciones de campo para confirmar los resultados obtenidos en situaciones reales.

XI. Referencias

- Abou-Dib, A., Aubriet, F., Hertzog, J., Vernex-Loiset, L., Schramm, S., & Carré, V. (2022). Next Challenges for the Comprehensive Molecular Characterization of Complex Organic Mixtures in the Field of Sustainable Energy. *Molecules*, 27(24), 8889. <https://doi.org/10.3390/molecules27248889>
- Acevedo-Barrios, M., Gómez-López, R., & Torres, P. (2022). Application of FTIR for hydrocarbon quantification in contaminated soils. *Environmental Chemistry Letters*, 20(5), 2089–2102.
- Acevedo-Sandoval, O., Priego-García, F. & Gordillo-Martínez, A. (2010). Características y Genesis de suelos en ambientes tropicales húmedos. *Universidad y Ciencia*, 26(2), 137-150.
- Adams, G.O., Fufeyin, P.T., Okoro, S.E., & Ehinomen, I. (2015). Bioremediation, biostimulación and bioaugmentation: A review. *International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation*, 3(1), 28-39.
- Adams, R., Smith, P., & Johnson, L. (2008). Soil properties and hydrocarbon contamination. *Environmental Pollution*, 156(3), 1234–1241.
- Alegría-Hernández, B., Morales-Bautista, C. M., Torres-Sánchez, S.A., Alor-Chávez, M. De J., 2019. Evaluación De Los Cambios En Las Concentraciones de Hidrocarburos Totales del Petróleo en dos Tipos de Suelos. *Journal of Energy, Engineering Optimization and Sustainability*. 3, 2, 19–32. DOI: <https://doi.org/10.19136/jeeos.a3n2.3406>
- American Petroleum Institute (API). (2019). Environmental protection for onshore oil and gas production operations.
- Angurell, A., Moreno, L., & Pérez, R. (2023). Optimization of Soxhlet extraction for complex environmental matrices. *Analytical Methods*, 15, 410–423.
- ASTM International. (2018). Standard Test Method for Separation of Petroleum into Saturates, Aromatics, Resins, and Asphaltenes (SARA). ASTM D4124-18.
- ASTM International. (2017). Método de Prueba Estándar para determinación de la Gravedad API de Petróleo Crudo y sus Derivados (ASTM D287-17). Pennsylvania, 1992.
- ASTM International. (1997). ASTM D1250: Standard guide for use of the petroleum measurement tables. ASTM International.
- Arias, Nicasio. (2022). Ocurren en Tabasco cinco accidentes a la semana. Periódico El Heraldo de Tabasco. <https://petroquimex.com/ocurren-en-tabasco-cinco-accidentes-petroleros-a-la-semana-revela-pemex/> recuperado el 8 de noviembre 2023.
- Bahar, M.M., Samarasinghe, S.V.A.C., Bekele, D. (2024). Residual hydrocarbons in long-term contaminated soils: implications to risk-based management. *Environ Sci Pollut Res* 31, 22759–22773. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32593-7>

- Balseiro-Romero, M., Monterroso, C., & Casares, J.J. (2018). Environmental fate of petroleum hydrocarbons in soil: Review of multiphase transport, mass transfer, and natural attenuation processes. *Pedosphere*, 28(6), 833-847.
- Benavides, J. A., Quintero, G., & Guevara, E. (2006). Bioremediación de suelos contaminados con hidrocarburos derivados del petróleo. *Nova*, 45(5), 82-90.
- Boza-Torres, D., Gómez, M., & Rivera, P. (2022). Impacto de hidrocarburos en la estructura del suelo y estrategias de remediación. *Journal of Environmental Studies*, 18(4), 123–138.
- Blanco-Canqui, H., Ruis, S. J., & Francis, C. A. (2024). Do organic farming practices improve soil physical properties? *Soil Use and Management*, 40, e12999. <https://doi.org/10.1111/sum.12999>
- Camacho-Tamayo, Jesús H., Forero-Cabrera, Nathalia M., Ramírez-López, Leonardo, & Rubiano, Yolanda. (2017). Evaluación De Textura Del Suelo Con Espectroscopía De Infrarrojo Cercano En Un Oxisol De Colombia. *Colombia Forestal*, 20(1), <https://dx.doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2017.1.a01>
- Castellanos-Barliza, Jeiner, & León Peláez, Juan Diego. (2011). Descomposición de hojarasca y liberación de nutrientes en plantaciones de *Acacia mangium* (Mimosaceae) establecidas en suelos degradados de Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 59(1), 113-128.
- Cavazos-Arroyo, J, Pérez-Armendáriz, B, & Mauricio-Gutiérrez, A. Afectaciones y consecuencias de los derrames de hidrocarburos en suelos agrícolas de Acatzingo, Puebla, México (2014). *Agricultura, sociedad y desarrollo*, 11(4), 539-550. Recuperado en 01 de julio de 2022.
- Centro Nacional de Prevención de Desastres (CENAPRED) (2014). Riesgos asociados a la industria petrolera.
- Cisneros-Rosado, D. E., Paz-Alpuche, E. F., & Uribe-Calderon, J. A. (2017). The effect of surface modification of Palygorskite on the morphology, mechanical, and thermal properties of Nylon 6/Palygorskite nanocomposites prepared by melt compounding. *Polymer Composites*, 39(S3).
- Comisión Nacional de Hidrocarburos (CNH). (2020). Obtenido de Twitter, Inc.: https://twitter.com/cnh_mx/status/1255562523316817921
- Comisión Nacional de Hidrocarburos (CNH). (2014). Atlas Geológico, Cuenca del sureste-Cinturón Plegado de la Sierra de Chiapas. Ciudad de México.
- Cullity, B. D., & Stock, S. R. (2024). *Elements of X-ray Diffraction* (4th ed.). Pearson.
- Cuanalo de la C.H. Manual para la descripción de perfiles de suelo en el campo. (1990). 3a. ed. Centro de Edafología. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México. 40 p.
- Chan-Quijano, J. G., Jarquín-Sánchez, A., Ochoa-Gaona, S., Martínez-Zurimendi, P., López-Jiménez, L. N., & Lázaro-Vázquez, A. (2015). Directrices para la remediación de suelos contaminados con hidrocarburos. *Teoría y Praxis*, (17), 123-144.
- Chen, L., Kimihito Nakamura, Takehide Hama. (2023). Review on stabilization/solidification methods and mechanism of heavy metals based on OPC-based binders. *Journal of Environmental Management*, Volume 332, ISSN 0301-4797.

- Chow Pangtay S., (2002). Petroquímica y sociedad. Num. 39. 3 ed. Fondo de Cultura Económica. ISBN 9681666100, 9789681666101.
- Daassi D., Almaghribi Q.F. (2022). Petroleum-contaminated soil: environmental occurrence and remediation strategies. 3 Biotech. Jun;12(6):139. . Epub 2022 May 25. PMID: 35646506; PMCID: PMC9133283. [Doi: 10.1007/s13205-022-03198-z](https://doi.org/10.1007/s13205-022-03198-z)
- Díaz-Vega, M. E., Santos Tress, C., Zamora Castro, S. A. (2023) Características de un suelo contaminado por hidrocarburos y su posible uso como estabilizador de suelo. Ingeniería Revista académica de la facultad de ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán
- Echeverri-Ramírez, Óscar, Valencia-González, Yamile, Toscano-Patiño, Daniel Eduardo, Ordoñez-Muñoz, Francisco A., Arango-Salas, Cristina, & Osorio-Torres, Santiago. (2015). Comportamiento geotécnico de un suelo residual tropical contaminado con gasolina. DYNA, 82(190), 31-37. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S001273532015000200003&lng=en&nrm=is
- Environmental Protection Agency (EPA). (2023). *Best Management Practices for Contaminated Site Remediation*. U.S. Environmental Protection Agency.
- Ferreira do Nascimento T. C., Santos Oliveira F. J., Pessoa De França F. Biorremediación de un suelo tropical contaminado con residuos aceitosos intemperizados. Rev. Int. Contam. Ambient [revista en la Internet]. 2013 feb Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992013000100002&lng=es.
- Feng, L., Jiang, X., Huang, Y., Wen, D., Fu, T., & Fu, R. (2021). Petroleum hydrocarbon-contaminated soil bioremediation assisted by isolated bacterial consortium and sophorolid. Environmental Pollution, 273, 116476.
- Food and Agriculture Organization (FAO). (2022). Soil structure and soil functions Food and Agriculture Organization (FAO). (2022). World reference base for soil resources (4th ed.). <https://doi.org/10.4060/cb1638en>.
- Flores-Ruiz, A., Pérez, L., & Martínez, R. (2017). Evaluación de la contaminación por hidrocarburos en suelos agrícolas. Revista de Ciencias Ambientales, 12(2), 45–58.
- Guzmán-Orsorio, F.J., Dominguez-Rodriguez, VI, Adams, RH., Lobato-García, CE., Guerrero-Peña, A., Barajas-Hernández, JR. (2021). Classification of petroleum origin and integrity by FTIR. Egyptian Journal of Petroleum. 30(2021) 63-67.
- Grifoni M., Rosellini I., Angelini P., Petruzzelli G., Pezzarossa B., (2020). The effect of residual hydrocarbons in soil following oil spillages on the growth of Zea mays plants, Environmental Pollution, Volume 265, Part A, 114950, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114950>.
- Hao HZ, Chen TB, Jin MG, Lei M, Liu CW, Zu WP, Huang LM. (2011). Recent advance in solidification/stabilization technology for the remediation of heavy metals-contaminated soil. Ying Yong Sheng Tai Xue Bao. Mar;22(3):816-24. Chinese. PMID: 21657043.

- Hernández, A., Li, W., & García, R. (2022). FTIR analysis of hydrocarbon-contaminated soils under bioremediation processes. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 45612–45624.
- Hillel, D. (1980). *Fundamentals of Soil Physics*. Academic Press.
- Hoang, S.A., Sarkar, B., Seshadri, B., Lamb, D., Wijesekara, H Vithanage, M. (2021) Mitigation of petroleum hydrocarbon-contaminated oil using organic amendmensts: A rewieu. *Journal of Hazardous Materials*, 416.
- IUSS Working Group WRB. (2023). *World Reference Base for Soil Resources 2022: Update 2023*. FAO. <https://www.fao.org/soils-portal>
- Instituto Mexicano del Petróleo (IMP). (2019). *Propiedades del petróleo crudo y su clasificación*.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2021). Información geográfica del estado de Tabasco. <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=27>.
- Instituto Nacional de Estadísticas y geografía (INEGI). (2024). *Perfil del petróleo crudo por tipo: istmo, maya y olmeca (densidad API y contenido de azufre)*.
- Jenkins, R., & Snyder, R. L. (2024). *Introduction to X-Ray Powder Diffraction* (2nd ed.). Wiley.
- Jiménez-Ballesta, R. (2017). Changes in soil chemical properties following hydrocarbon contamination. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(6), 267. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5992-2>
- Jordán-López, A., (2006). *Manual de Edafología*. Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola de la Universidad de Sevilla.
- Khodaparast, M., & Khoshgoftar, A. (2024). A review of the effect of hydrocarbon contamination on soil resistance parameters. In *Effects of Hydrocarbon Contamination on soil Resistance Parameters*. IntechOpen.
- Labud, V., García C., Hernandez, T. Effect of hydrocarbon pollution on the microbial properties of a sandy and a clay soil, *Chemosphere*, Volume 66, Issue 10, 2007, Pages 1863-1871, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.08.021>.
- Lau, E. V., Gan S., & Ng, H. K. (2010). Extraction techniques for polycyclic aromatic hydrocarbons in soil: A review. *International Journal of Analytical Chemistry*, 2010, 398381.
- Lache-Garcia, N., Rubio-Clemente, A. Torres-Palma, R.A & Peñuela, G.A. (2011). *Characterización of crude oils by FTIR spectroscopy and chemometric análisis*.
- Lal, R., & Shukla, M. K. (2019). *Principles of soil physics* (2nd ed.). CRC Press.
- Lange, I., Kotiukov, P., & Lebedeva, Y. (2023). Analyzing Physical-Mechanical and Hydrophysical Properties of Sandy Soils Exposed to Long-Term Hydrocarbon Contamination. *Sustainability*, 15(4) 3599. <https://doi.org/10.3390/su15043599>
- Lamus, F., Gómez, R., & Pérez, L. (2011). Limitaciones y aplicaciones del análisis SARA en crudos pesados. *Petroleum Science and Technology*, 29(14), 1520–1530. <https://doi.org/10.1080/10916466.2010.539781>.
- Lehmann, J., Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60–68 (2015). <https://doi.org/10.1038/nature16069>

- Li X, Du Y, Wu G, Li Z, Li H, Sui H. (2012). Solvent extraction for heavy crude oil removal from contaminated soils. *Chemosphere*. 2012 88(2):245-9. doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.03.021. Epub 2012 Apr 5. PMID: 22483725.
- Li, Y., Zhang, H., & Chen, X. (2023). Fourier-transform infrared spectroscopy for monitoring chemical changes in petroleum-impacted soils. *Journal of Environmental Management*, 338, 117587.
- Liyuan Chen, Kimihito Nakamura, Takehide Hama. (2023). Review on stabilization/solidification methods and mechanism of heavy metals based on OPC-based binders.v*Journal of Environmental Management*, Volume 332, ISSN 0301-4797.
- Lozano-Trejo, Salvador, Olazo-Aquino, Jaime, Pérez-León, María I., Castañeda-Hidalgo, Ernesto, Díaz-Zorrilla, Gustavo O., & Santiago-Martínez, Gisela M. (2020). Infiltración y escurrimiento de agua en suelos de una cuenca en el sur de México. *Terra Latinoamericana*, 38(1), 57-66.
- López, M. E., Hernández, C. J., & Ramírez, F. (2019). *Cambios en propiedades físicas y químicas de suelos contaminados por hidrocarburos después de procesos de remediación en Tabasco*. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(2), 215–228. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.02.05>.
- Majeed, B. K., Shwan, D. M. S., & Rashid, K. A. (2025). Environmental contamination of petroleum hydrocarbons, its effects and remediation approaches. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 27, 526-548.
- Maldonado-Chávez, E; Rivera-Cruz, Mc; Izquierdo-Reyes, F, Palma-López, Dj. (2010). Efectos de rizosfera, microorganismos y fertilización en la biorremediación y fitorremediación de suelos con petróleos crudo nuevo e intemperizado. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo*. Vol.26, pp.121-136.
- Margesin, R., & Schinner, F. Biodegradation and bioremediation of hydrocarbons in extreme environments. *Appl Microbiol Biotechnol* **56**, 650–663 (2001). <https://doi.org/10.1007/s002530100701>
- Margenot, Andrew & Parikh, Sanjai & Calderón, Francisco. (2023). Fourier-transform infrared spectroscopy for soil organic matter analysis. *Soil Science Society of America Journal*. 87. 10.1002/saj2.20583.
- Marín-García, D. C., Adams, R. H., & Hernández-Barajas, R. (2016). Effect of crude petroleum on wáter repellency in clayey alluvial soil. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 13 (1), 55-64
- Martínez-Chávez, C., & Morales-Bautista, C., & Alor-Chávez, M. (2017). Extracción de hidrocarburo pesado en suelo arenoso. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 8 (1),16. :<<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=323650376002>>.
- Martínez, J. A., *et al.* (2019). *Remediación de suelos contaminados: fundamentos y casos de estudio* [Libro, Universidad EAN]. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/10882/10514>.
- Mazarji M, Minkina T, Sushkova S, Mandzhieva S, Bidhendi GN, Barakhov A, Bhatnagar A. (2021). Effect of nanomaterials on remediation of polycyclic aromatic hydrocarbons-contaminated soils: A review. *J Environ Manage*. 15; 284:112023. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112023. Epub 2021 Feb 2. PMID: 33540196.

- Mazzurco-Miritana, V., Passatore, L., Zacchini, M. (2025). Promoting the remediation of contaminated soils using biochar in combination with bioaugmentation and phytoremediation techniques. *Sci Rep* 15, 11231. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-93879-5>
- Mekonnen BA, Aragaw TA and Genet MB (2024) Bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil: a review on principles, degradation mechanisms, and advancements. *Front. Environ. Sci.* 12:1354422. doi: 10.3389/fenvs.2024.1354422.
- Meza-Ávila, A., Fonseca-Rodríguez, D., Ruiz-Hernández, E., Pérez-Santodomingo, N., & Rincón-Polo, G. (2016). Effect of the Distribution of Hydrocarbons SARA Over the Properties of Vacuum Residual. *Ingeniería, investigación y tecnología*, 17(4), 437-443.
- Ministerio del Medio Ambiente de Chile. (2024). *Manual de tecnologías de remediación de sitios contaminados*. Gobierno de Chile.
- Mishra, S., Sharma, P., & Kalra, K. (2024). Robust bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil by microorganisms. *Journal of Chemical Health Risks*, 14(1).
- Mohanta, S., Pradhan, B., & Behera, I.D. (2023). Impact and remediation of petroleum hydrocarbon pollutants on agricultural land: A riview. *Geomicrobiology Jorunal*, 41(4), 345-359.
- Morales-Bautista, C. M., Adams, R. H., Hernández-Barajas, J. R., Lobato-García, C. E., Torres-Torres, J. G. (2016). Characterization of fresh and weathered petroleum for potential impacts to soil fertility. *International Journal of Environmental Science and Technology*. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13762-016-1097-x>.
- Morales-Bautista, C. M., Adams, R. H., Guzmán-Osorio, F., & Marín-García, D. (2013). Dilution-extrapolation hydrometer method for easy determination of API gravity of heavily weathered hydrocarbons in petroleum contaminated soil. *Energy and Environment Research*,3(1), 115.
- Morales-Bautista, C. M., Lobato-García, Carlos E., Flores-Jiménez, Joel, & Mendez-Olán, Candelario. (2019). Cambios en las propiedades físicas y químicas de un suelo debido a un proceso de restauración aplicado a un derrame de hidrocarburos. *Acta universitaria*, 29, e2154. Epub 11 de septiembre de 2020. <https://doi.org/10.15174/au.2019.2154>
- Mulligan, Catherine & Yong, R.N. & Gibbs, B.F.. (2001). Remediation Technologies for Metal-Contaminated Soils and Groundwater: An Evaluation. *Engineering Geology*. 60. 193-207. 10.1016/S0013-7952(00)00101-0.
- McKenzie, Neil & Coughlan, Keppel & Cresswell, Hamish. (2002). Soil Physical Measurement and Interpretation for Land Evaluation. 10.1071/9780643069879.
- Nápoles, Janet, Rodríguez, Suyén, Santiago, Liuber, & Ábalos, Arelis. (2015). Disminución del extracto orgánico total en suelos contaminados con hidrocarburos. *Tecnología Química*, 35(3), 322-333.
- Neff, J. M., Lee, K., & Deblois, E. M. (2011). Produced water: Overview of composition, fate, and effects. *Marine Pollution Bulletin*, 63(5-12,) 147-170. •

- Núñez, J. (2022). Extraction of petroleum hydrocarbons from soil using Soxhlet: Principles and best practices. *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 8(3), 145–158.
- Nkang, A. & Edwin-Wosu, N. (2019). Hydrocarbon-Induced Changes in Physicochemical Properties in Tropical Niger Delta Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 51. 10.1080/00103624.2019.1695822.
- Ortíz Brito, O., Ize, I., & Gavilán, A. (2003). La restauración de suelos contaminados con hidrocarburos en México. *Gaceta Ecológica*, (69), 8392. <http://www.revele.com.ve/www.redalyc.org/articulo.oa?id=53906906>.
- Ortega-Ramírez, A. T., Torres-López, C. A., Silva-Marrufo, O., & Moreno-Barriga, L. A., (2023). Validación Sintética de Suelos Contaminados por Hidrocarburos Pesados. Caso De Estudio. *Revista Fuentes, El Reventón Energético*, 21(1), 83–93. <https://doi.org/10.18273/revfue.v21n1-2023006>
- Palma-López D.J., Jiménez Ramírez R., Zavala-Cruz J., Bautista-Zuñiga F., Gavi Reyes F., Palma-Candino D.Y. (2017). Actualización de la clasificación de suelos de Tabasco, Mexico. *Agroproductividad: Vol.10, Núm. 12, diciembre*. 2017. pp: 29-35.
- Palma-López D. J., J. Cisneros D., E. Moreno C. y J.A. Rincón-Ramírez. (2007) Suelos de Tabasco: su uso y manejo sustentable. Colegio De Postgraduados-Isprotab-Fundación Produce Tabasco. Villahermosa, Tabasco, México.
- Palma-Cruz, F. J., Pérez-Vargas, J., Rivera Casado, N.A. (2016). Contaminación de suelos por hidrocarburos y su impacto ambiental. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 16359-16369. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6675-4>
- Pecharsky, V. K., & Zavalij, P. Y. (2024). *Fundamentals of Powder X-Ray Diffraction and Structural Characterization of Materials* (3rd ed.). Springer.
- Jenkins, R., & Snyder, R. L. (2024). *Introduction to X-Ray Powder Diffraction* (2nd ed.). Wiley.
- Pérez Casimiro, G., Iturbe Argüelles, R. y Flores Serrano, R.M. (2009). Cambio en las propiedades físicas de un suelo contaminado con hidrocarburos debido a la aplicación de una tecnología de remediación. *Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. 1, 1 (nov. 2009).
- Pérez Robles, Samia Leisa, Silva Melo, Ivette Catherine, Peñuela Mesa, Gustavo Antonio, & Cardona Gallo, Santiago Alonso. (2015). Evaluación De Biocombustibles E Hidrocarburos Del Petróleo (Gasolina Y Diesel) En Un Suelo: Proceso De Transporte Y Biorremediación. *Revista EIA, (spe2)*, 21-46, from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S179412372015000300003&lng=en&tlng=es.
- Pérez-Vazquez, A., Barciela, P., & Prieto, M. A. (2024). In Situ and Ex Situ Bioremediation of Different Persistent Soil Pollutants as Agroecology Tool. *Processes*, 12(10), 2223. <https://doi.org/10.3390/pr12102223>.
- Porta, J., Poch, R. M., & López-Acevedo, M. (2019). Edafología: uso y protección de suelos. Mundi-Prensa Libros.

- Rezaee, Sara & Doherty, Rocio & Tavakkoli, Mohammad & Vargas, Francisco. (2019). Improved Chromatographic Technique for Crude Oil Maltene Fractionation. *Energy & Fuels*. 33. 10.1021/acs.energyfuels.8b03328.
- Pons-Jiménez, M. (2011). Extracción de hidrocarburos y compuestos derivados del petróleo en suelos con características físicas y químicas diferentes. *Universidad y ciencia*, Villahermosa, v. 27, n. 1, p. 1-15, abr. 2011. Disponible en http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0186-29792011000100001&lng=es&nrm=iso.
- Okafor, U.C. (2023). Evaluation of the impact of crude oil contamination on soil's physicochemical characteristics, micro-flora and crop yield. *Tropical aquatic and soil pollution*, 3(1), 24-35.
- Ortega-Ramírez, A. T., Torres-López, C. A., Silva-Marrufo, O., & Moreno-Barriga, L. A., (2023). Validación Sintética de Suelos Contaminados por Hidrocarburos Pesados. Caso De Estudio. *Revista Fuentes, El Reventón Energético*, 21(1), 83–93. <https://doi.org/10.18273/revfue.v21n1-2023006>.
- Orzech, Krzysztof & Wanic, Maria & Załuski, Dariusz. (2021). The Effects of Soil Compaction and Different Tillage Systems on the Bulk Density and Moisture Content of Soil and the Yields of Winter Oilseed Rape and Cereals. *Agriculture*. 11. 666. 10.3390/agriculture11070666.
- Ossai, Innocent Chukwunonso, Aziz Ahmed, Auwalu Hassan, Fauziah Shahul Hamid. (2020). Remediation of soil and water contaminated with petroleum hydrocarbon: A review. *Environmental Technology & Innovation*. Volume 17, 100526, ISSN 2352-1864, <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100526>.
- Ramesh E., Rajalaxmi B., Behera I., Manisha B., Kashinath B., Alok D., (2025). Enhanced Biodegradation of Petroleum Hydrocarbon-Contaminated Soil by Using Organic Amendment as a Sustainable Solution. 10.1007/978-3-032-03530-1_31.
- Jahn R., Blume H.P., Asio V., Spaargaren O., Schád P. (2006). *FAO Guidelines for Soil Description*.
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., & Vogel, H. J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314, 122–137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>
- Rivera Ortiz, P., Rivera Lárraga, J. E., Andrade Limas, E. d., Heyer Rodriguez , L., Garza Requena, F. R., & Castro Meza, B. I. (2018). Bioestimulación y bioremediación de recortes de perforación contaminados con hidrocarburo. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 249-262.
- Rodríguez Bernal. (2018). Efecto del humus de lombriz en la remediación de suelos contaminado con crudo de petróleo. Ucayali, Perú, <http://repositorio.unu.edu.pe/handle/UNU/4047> visitado abril 2023.
- Rousk J., Brookes P.C., Bååth E., (2010). Investigating the mechanisms for the opposing pH relationships of fungal and bacterial growth in soil, *Soil Biology*

- and Biochemistry, Volume 42, Issue 6, 2010, Pages 926-934, ISSN 0038-0717, <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.02.009>.
- Saeed, H., Nalbantoglu, Z., & Uygar, E. (2024). A Comprehensive Review of Hydrocarbon Contaminated Soil Behavior, Geotechnical Properties and Potential Remediation. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 34(6), 1023–1067. <https://doi.org/10.1080/15320383.2024.2395952>
- Salgado-García, S., Palma-López, D., J., Cisneros-Dominguez J., Moreno-Caliz, E., & Rincón-Ramírez, J. A. (2005). Caracterización de suelos agrícolas en el estado de Tabasco, México. *Terra Latinoamericana*, 23(3), 329-339.
- Salgado García, S., Castelán Estrada, M, Córdova Gamas, G., Palma López, DJ., E García Moya, S Córdova Sánchez (2012) Fertilización Alternativa para el cultivo de caña de azúcar en Tabasco, México.
- Santos, M., Rebola, S., & Evtuguin, D. V. (2025). Soil Remediation: Current Approaches and Emerging Bio-Based Trends. *Soil Systems*, 9(2), 35. <https://doi.org/10.3390/soilsystems9020035>.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2012). NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012: Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y lineamientos para el muestreo en la caracterización y especificaciones para la remediación (Diario Oficial de la Federación).
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2020). "Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000" Que establece las Especificaciones de Fertilidad, Salinidad y Clasificación de Suelos, Estudio, Muestreo y Análisis". *Diario Oficial de la Federación*, 470.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (1993). . NOM-053-SEMARNAT-1993. Establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad para el ambiente. *Diario Oficial de la Federación*.
- Serrano, A. Gallegos, M., & Valcárcel, M. (2008). Application of Soxhlet extraction followed by gas chromatography-mass spectrometry to the determination of hydrocarbons in environmental samples. *Journal of Chromatography A*, 1213, 22-30.
- Sigala C. E. F., (2004). Evaluación y refinación del método ECOTEC-SPB para el tratamiento de recortes de perforación y remediación de suelos contaminados con hidrocarburos. Tesis de licenciatura (Ecología). UJAT. Villahermosa, Tabasco, 49.
- Soil Survey Staff. (2020). Soil health and soil properties. United States Departamento of Agriculture.
- Sui, X., Wang, X., Li, Y., & Ji, H. (2021). Remediation of Petroleum-Contaminated Soils with Microbial and Microbial Combined Methods: Advances, Mechanisms, and Challenges. *Sustainability*, 13(16), 9267. <https://doi.org/10.3390/su13169267>
- Smith, B. (2023). *Infrared Spectral Interpretation: A Systematic Approach* (3rd ed.). CRC Press.

- Speight, J.G. (2014). The Chemistry and Technology of Petroleum 5th Edition, CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL.
- Torres, A., & Sánchez, D. (2021). *Efecto de derrames de petróleo en suelos tropicales del Activo Cinco Presidentes, Tabasco*. Revista de Ciencias Ambientales, 45(1), 33–47. <https://doi.org/10.15517/rev.camb.v45i1.45678>
- Trujillo, M., Ramírez, J., & Morales, F. (2012). Soil restoration technologies for hydrocarbon-contaminated soils. *Revista Colombiana de Ciencia del Suelo*, 40(2), 89–101.
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2021). Global assessment of soil pollution: Report. UNEP.
- United States Environmental Protection Agency (EPA). (2017). Management of oil and gas exploitation and production wastes.
- United States Department of Agriculture (USDA). (2020). Soil Health Basics.
- United States Department of Agriculture (USDA). (2017). *Soil survey manual*. C. Ditzler, K. Scheffe, and H.C. Monger (eds.). USDA Handbook 18. Government Printing Office, Washington, D.C.
- Urpí, J.L. (2012). Tecnología y margen de refinado del petróleo. Edición Díaz de Santos.
- Varjani, S. J. (2017). Microbial degradation of petroleum hydrocarbons. *Bioresource Technology* Volume 223, 2017, Pages 277-286, ISSN 0960-8524, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.037>.
- Vega Barrios E., Hernández Chávez M., (2014). Alcanos, alquenos y alquinos: Introducción y nomenclatura. Universidad autónoma del estado de hidalgo. Recuperado de http://cvonline.uaeh.edu.mx/Cursos/BV/C0302/Unidad%202/AlcanosAlquenosAlquinos_Nomenclatura.pdf
- Velázquez Arias, J. A. (2017). Contaminación de suelos y aguas por hidrocarburos en Colombia. Análisis de la fitorremediación como estrategia biotecnológica de recuperación. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 8(1), 151–167. <https://doi.org/10.22490/21456453.1846>.
- Verma, Samriti, Pankaj Verma, Animesh Ghosh Bag, and Nitin Madan Changade. (2024). "Reviewing Soil Contaminant Remediation Techniques". *International Journal of Environment and Climate Change* 14 (5):115-34. <https://doi.org/10.9734/ijecc/2024/v14i54175>.
- Wang,Z., Fingas, M., & Sigouin, L. (2019). Characterization and identification of spilled oils and petroleum products by Fourier transform infrared spectroscopy. *Journal of Chromatography A*, 1600, 156-163.
- Wang,Z., Fingas, M., & Page. D., S. (2010) Oil spill identification. *Journal of Chromatography A*, 1217, 2723-2735.
- Wang Xin , Li Yihe , Tian Yong , Zhang Bowei , Li Qinglan , Xi Shufeng , Zhao Ying , Zhang Tingting , Ye Qianting , Li Rong.(2025). Optimization of in-situ soil thermal desorption technology based on machine learning and heat transfer process model. *Frontiers in Environmental Science*. Volume 13 – 2025.
- Wang, Y., Zhang, L., & Chen, X. (2022). Influence of environmental factors on the fate of petroleum hydrocarbons in soils. *Journal of Hazardous Materials*, 437, 129256. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129256>.
- Weil, Raymond & Brady, Nyle. (2017). The Nature and Properties of Soils. 15th edition.

- WRB, IUSS & Schád, Péter & van Huyssteen, Cornie & Micheli, Erika. (2015). World Reference Base for Soil Resources.
- Wu Y, Yu J, Huang Z, Jiang Y, Zeng Z, Han L, Deng S, Yu J. (2024). Migración de hidrocarburos totales de petróleo y contaminantes de metales pesados en la interfaz suelo-agua subterránea de un sitio petroquímico mediante aprendizaje automático: impactos de la convección y difusión. *RSC Adv.* 14 de octubre de 2024;14(44):32304-32313. [doi: 10.1039/d4ra06060a](https://doi.org/10.1039/d4ra06060a). [PMID: 39403152](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/39403152/); [PMCID: PMC11472011](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/PMC11472011/).
- Wu, M., Feng, S., Liu, Z., & Tang, S. (2024). Bioremediation of petroleum-contaminated soil based on toxicity risk control and hydrocarbon removal. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 59795–59818.
- Wyszkowska, J., Borowik, A., Zaborowska, M., & Kucharski, J. (2024). Revitalization of Soil Contaminated by Petroleum Products Using Materials That Improve the Physicochemical and Biochemical Properties of the Soil. *Molecules*, 29(24), 5838. <https://doi.org/10.3390/molecules29245838>
- Xinyu Shi, Xiujun Guo. (2024). A review of the effects of typical biogeochemical and hydrogeological features on the natural attenuation of soil petroleum contaminants. *Frontiers of Engineering and Scientific Research FESR*. ISSN: 2790-5209 Vol 2, No.2, 2024.
- Xu, X., Liu, W., Tian, S., Wang, W., Qi, Q., Jiang, P., Gao, X., Li, F., Li, H., & Yu, H. (2018). Petroleum hydrocarbon-degrading bacteria for the remediation of oil pollution under aerobic conditions: A review. *Frontiers in Microbiology*, 9, 2885. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02885>.
- Zavala-Cruz J, Jimenez Ramirez, R., Palma-Lopez D. J., Bautista Zuñiga F., Gavi Reyes F., (2016) Paisajes Geomorfológicos: Base Para El Levantamiento De Suelos En Tabasco, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, vol. 3, núm. 8, 2016, pp. 161-171.
- Zhang, M., Chen, Q., & Gong, Z. (2024). Microbial remediation of petroleum-contaminated soil focused on the mechanism and microbial response. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 33325–33346.
- Zhe Shen, Kailou Liu Jiwen Li, Nano Alemu Daba, Md Ashraful Alam, Kiya Adare Tadesse, Tianfu Han, Huimin Zhang. (2025). Optimal lime materials for mitigating global warming potential with and without Straw application in acidic upland soil. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 2025, 27, 3420-3430 [DOI: 10.1039/D5EM00494B](https://doi.org/10.1039/D5EM00494B)
- Zhao, S., Yuan, X., Wang, X., Ai, Y., & Li, F. (2024). Research progress in microbial remediation for polluted soils. *Sustainability*, 16(17), 7458.

XII. ANEXOS

12.1 Alojamiento de la tesis en el Repositorio Institucional

Alojamiento de la tesis en el Repositorio Institucional	
Título de la tesis:	Evaluación de Métodos de Remediación Aplicados a Suelos Agrícolas Contaminados con Hidrocarburos
Autor (a) de la tesis:	M.C. Beatriz Adriana Alegria Hernández
ORCID:	0000-0002-9226-1448
Resumen de la tesis:	La presente investigación tuvo como objetivo evaluar la eficiencia de la estabilización química-biológica y de la atenuación natural como métodos de remediación de suelos agrícolas contaminados con hidrocarburos. La hipótesis planteada fue que los métodos propuestos de remediación podrían verse afectados de manera significativa por las propiedades fisicoquímicas del suelo, así como por la concentración y el tipo de contaminante. En primer lugar, se realizó el muestreo de cuatro tipos de suelo en el estado de Tabasco: Centla, Cunduacán, Macuspana y Paraíso, debido a que se encuentran cerca de instalaciones petroleras y son suelos vulnerables a derrames de hidrocarburos. En segundo lugar, se caracterizó el suelo testigo (blanco); posteriormente, se contaminó con los dos tipos de hidrocarburo, fracción mediana y fracción pesada, a diferentes concentraciones; finalmente, se aplicaron los métodos de remediación para evaluar las propiedades fisicoquímicas del suelo mediante técnicas analíticas como FTIR, índice I-RAP, análisis SARA, grados API y extracción continua en Soxhlet. De acuerdo con los resultados obtenidos, los métodos de remediación utilizados fueron viables en función del tipo de hidrocarburo y las propiedades del suelo. Se determinó que la selección y combinación del método de

	remediación deben adaptarse a las condiciones específicas de cada sitio, considerando tanto las propiedades fisicoquímicas del suelo como el tipo de contaminante. Este trabajo proporciona información para la recuperación de suelos agrícolas contaminados y establece una base para futuras investigaciones sobre métodos de remediación sostenibles.
Palabras clave de la tesis:	Remediación de suelos, hidrocarburos, atenuación natural, estabilización química-biológica, suelos agrícolas.
Referencias Citadas: Abou-Dib, A., Aubriet, F., Hertzog, J., Vernex-Loiset, L., Schramm, S., & Carré, V. (2022). Next Challenges for the Comprehensive Molecular Characterization of Complex Organic Mixtures in the Field of Sustainable Energy. <i>Molecules</i> , 27(24),8889. https://doi.org/10.3390/molecules27248889 Acevedo-Barrios, M., Gómez-López, R., & Torres, P. (2022). Application of FTIR for hydrocarbon quantification in contaminated soils. <i>Environmental Chemistry Letters</i> , 20(5), 2089–2102. Acevedo-Sandoval, O., Priego-García, F. & Gordillo-Martinez, A. (2010). Características y Genesis de suelos en ambientes tropicales húmedos. <i>Universidad y Ciencia</i> , 26(2), 137-150. Adams, G.O., Fufeyin, P.T., Okoro, S.E., & Ehinomen, I. (2015). Bioremediation, biostimulación and bioaugmentation: A review. <i>International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation</i> , 3(1), 28-39. Adams, R., Smith, P., & Johnson, L. (2008). Soil properties and hydrocarbon contamination. <i>Environmental Pollution</i> , 156(3), 1234–1241. Alegría-Hernández, B., Morales-Bautista, C. M., Torres-Sánchez, S.A., Alor-Chávez, M. De J., 2019. Evaluación De Los Cambios En Las Concentraciones de Hidrocarburos Totales del Petróleo en dos Tipos de Suelos. <i>Journal of Energy, Engineering Optimization and Sustainability</i> . 3, 2, 19–32. DOI: https://doi.org/10.19136/jeeos.a3n2.3406 . American Petroleum Institute (API). (2019). Environmental protection for onshore oil and gas production operations. Angurell, A., Moreno, L., & Pérez, R. (2023). Optimization of Soxhlet extraction for complex environmental matrices. <i>Analytical Methods</i> , 15, 410–423. ASTM International. (2018). Standard Test Method for Separation of Petroleum into Saturates, Aromatics, Resins, and Asphaltenes (SARA). ASTM D4124-18.	

- ASTM International. (2017). Método de Prueba Estándar para determinación de la Gravedad API de Petróleo Crudo y sus Derivados (ASTM D287-17). Pennsylvania, 1992.
- ASTM International. (1997). ASTM D1250: Standard guide for use of the petroleum measurement tables. ASTM International.
- Arias, Nicasio. (2022). Ocurren en Tabasco cinco accidentes a la semana. Periodico El Herald de Tabasco. <https://petroquimex.com/ocurren-en-tabasco-cinco-accidentes-petroleros-a-la-semana-revela-pemex/>. recuperado el 8 de noviembre 2023.
- Bahar, M.M., Samarasinghe, S.V.A.C., Bekele, D. (2024). Residual hydrocarbons in long-term contaminated soils: implications to risk-based management. Environ Sci Pollut Res 31, 22759–22773. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32593-7>
- Balseiro-Romero, M., Monterroso, C., & Casares, J.J. (2018). Environmental fate of petroleum hydrocarbons in soil: Review of multiphase transport, mass transfer, and natural attenuation processes. Pedosphere, 28(6), 833-847.
- Benavides, J. A., Quintero, G., & Guevara, E. (2006). Bioremediación de suelos contaminados con hidrocarburos derivados del petróleo. Nova, 45(5), 82-90.
- Boza-Torres, D., Gómez, M., & Rivera, P. (2022). Impacto de hidrocarburos en la estructura del suelo y estrategias de remediación. Journal of Environmental Studies, 18(4), 123–138.
- Blanco-Canqui, H., Ruis, S. J., & Francis, C. A. (2024). Do organic farming practices improve soil physical properties? Soil Use and Management, 40, e12999. <https://doi.org/10.1111/sum.12999>
- Camacho-Tamayo, Jesús H., Forero-Cabrera, Nathalia M., Ramírez-López, Leonardo, & Rubiano, Yolanda. (2017). Evaluación De Textura Del Suelo Con Espectroscopía De Infrarrojo Cercano En Un Oxisol De Colombia. Colombia Forestal, 20(1), <https://dx.doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2017.1.a01>
- Castellanos-Barliza, Jeiner, & León Peláez, Juan Diego. (2011). Descomposición de hojarasca y liberación de nutrientes en plantaciones de Acacia mangium (Mimosaceae) establecidas en suelos degradados de Colombia. Revista de Biología Tropical, 59(1), 113-128. http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442011000100009&lng=en&tlng=es.
- Cavazos-Arroyo, J, Pérez-Armendáriz, B, & Mauricio-Gutiérrez, A. Afectaciones y consecuencias de los derrames de hidrocarburos en suelos agrícolas de Acatzingo, Puebla, México (2014). Agricultura, sociedad y desarrollo, 11(4), 539-550. Recuperado en 01 de julio de 2022, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-54722014000400006&lng=es&tlng=es.
- Centro Nacional de Prevención de Desastres (CENAPRED) (2014). Riesgos asociados a la industria petrolera.

- Cisneros-Rosado, D. E., Paz-Alpuche, E. F., & Uribe-Calderon, J. A. (2017). The effect of surface modification of Palygorskite on the morphology, mechanical, and thermal properties of Nylon 6/Palygorskite nanocomposites prepared by melt compounding. *Polymer Composites*, 39(S3), E1531–E1543. doi:10.1002/pc.24427 .
- Comisión Nacional de Hidrocarburos (CNH). (2020). Obtenido de Twitter, Inc.: https://twitter.com/cnh_mx/status/1255562523316817921
- Comisión Nacional de Hidrocarburos (CNH). (2014). Atlas Geológico, Cuenca del suereste-Cinturón Plegado de la Sierra de Chiapas. Ciudad de México.
- Cullity, B. D., & Stock, S. R. (2024). *Elements of X-ray Diffraction* (4th ed.). Pearson.
- Cuanalo de la C.H. Manual para la descripción de perfiles de suelo en el campo. (1990). 3a. ed. Centro de Edafología. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México. 40 p.
- Chan-Quijano, J. G., Jarquín-Sánchez, A., Ochoa-Gaona, S., Martínez-Zurimendi, P., López-Jiménez, L. N., & Lázaro-Vázquez, A. (2015). Directrices para la remediación de suelos contaminados con hidrocarburos. *Teoría y Praxis*, (17), 123-144.
- Chen, L., Kimihito Nakamura, Takehide Hama. (2023). Review on stabilization/solidification methods and mechanism of heavy metals based on OPC-based binders. *Journal of Environmental Management*, Volume 332, ISSN 0301-4797.
- Chen, S., Wei, Q., Zhao, G., Suo, K., Liu, W., & Liu, S. (2026). Effects of petroleum hydrocarbon contamination on soil water retention capacity. *Next Sustainability*, 7, 100347. <https://doi.org/10.1016/j.nxsust.2026.100347>.
- Chow Pangtay S., (2002). *Petroquímica y sociedad*. Num. 39. 3 ed. Fondo de Cultura Económica. ISBN 9681666100, 9789681666101.
- Daâssi D., Almaghribi Q.F. (2022). Petroleum-contaminated soil: environmental occurrence and remediation strategies. *3 Biotech*. Jun;12(6):139. doi: 10.1007/s13205-022-03198-z. Epub 2022 May 25. PMID: 35646506; PMCID: PMC9133283.
- Díaz-Vega, M. E., Santos Tress, C., Zamora Castro, S. A. (2023) Características de un suelo contaminado por hidrocarburos y su posible uso como estabilizador de suelo. *Ingeniería Revista académica de la facultad de ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán*
- Echeverri-Ramírez, Óscar, Valencia-González, Yamile, Toscano-Patiño, Daniel Eduardo, Ordoñez-Muñoz, Francisco A., Arango-Salas, Cristina, & Osorio-Torres, Santiago. (2015). Comportamiento geotécnico de un suelo residual tropical contaminado con gasolina. *DYNA*, 82(190), 31-37. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S001273532015000200003&lng=en&nrm=is.
- Environmental Protection Agency (EPA). (2023). *Best Management Practices for Contaminated Site Remediation*. U.S. Environmental Protection Agency.
- Ferreira do Nascimento T. C., Santos Oliveira F. J., Pessoa De França F. Biorremediación de un suelo tropical contaminado con residuos aceitosos intemperizados. *Rev. Int. Contam. Ambient* [revista en la Internet].

- 2013 Feb Disponible
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992013000100002&lng=es.
- Feng, L., Jiang, X., Huang, Y., Wen, D., Fu, T., & Fu, R. (2021). Petroleum hydrocarbon-contaminated soil bioremediation assisted by isolated bacterial consortium and sophorolid. *Environmental Pollution*, 273, 116476.
- Food and Agriculture Organization (FAO). (2022). Soil structure and soil functions
- Food and Agriculture Organization (FAO). (2022). World reference base for soil resources (4th ed.). <https://doi.org/10.4060/cb1638en>.
- Flores-Ruiz, A., Pérez, L., & Martínez, R. (2017). Evaluación de la contaminación por hidrocarburos en suelos agrícolas. *Revista de Ciencias Ambientales*, 12(2), 45–58.
- Guzmán-Osorio, FJ., Dominguez-Rodriguez, VI, Adams, RH., Lobato-García, CE., Guerrero-Peña, A., Barajas-Hernández, JR. (2021). Classification of petroleum origin and integrity by FTIR. *Egyptian Journal of Petroleum*. 30(2021) 63-67.
- Grifoni M., Rosellini I., Angelini P., Petruzzelli G., Pezzarossa B., (2020). The effect of residual hydrocarbons in soil following oil spillages on the growth of Zea mays plants, *Environmental Pollution*, Volume 265, Part A, 114950, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114950>.
- Hao HZ, Chen TB, Jin MG, Lei M, Liu CW, Zu WP, Huang LM. (2011). Recent advance in solidification/stabilization technology for the remediation of heavy metals-contaminated soil. *Ying Yong Sheng Tai Xue Bao*. Mar;22(3):816-24. Chinese. PMID: 21657043.
- Hernández, A., Li, W., & García, R. (2022). FTIR analysis of hydrocarbon-contaminated soils under bioremediation processes. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 45612–45624.
- Hillel, D. (1980). *Fundamentals of Soil Physics*. Academic Press.
- Hoang, S.A., Sarkar, B., Seshadri, B., Lamb, D., Wijesekara, H Vithanage, M. (2021) Mitigation of petroleum hydrocarbon-contaminated oil using organic amendmensts: A rewiev. *Journal of Hazardous Materials*, 416.
- IUSS Working Group WRB. (2023). *World Reference Base for Soil Resources 2022: Update 2023*. FAO. <https://www.fao.org/soils-portal>
- Instituto Mexicano del Petróleo (IMP). (2019). Propiedades del petróleo crudo y su clasificación.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2021). Información geográfica del estado de Tabasco. <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=27>.
- Instituto Nacional de Estadísticas y geografía (INEGI). (2024). Perfil del petróleo crudo por tipo: istmo, maya y olmeca (densidad API y contenido de azufre).
- Jenkins, R., & Snyder, R. L. (2024). *Introduction to X-Ray Powder Diffraction* (2nd ed.). Wiley.

- Jiménez-Ballesta, R. (2017). Changes in soil chemical properties following hydrocarbon contamination. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(6), 267. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5992-2>
- Jordán-López, A., (2006). Manual de Edafología. Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola de la Universidad de Sevilla.
- Khodaparast, M., & Khoshgoftar, A. (2024). A review of the effect of hydrocarbon contamination on soil resistance parameters. In *Effects of Hydrocarbon Contamination on soil Resistance Parameters*. IntechOpen.
- Labud, V., García C., Hernandez, T. Effect of hydrocarbon pollution on the microbial properties of a sandy and a clay soil, *Chemosphere*, Volume 66, Issue 10, 2007, Pages 1863-1871, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.08.021>.
- Lau. E. V., Gan S., & Ng, H. K. (2010). Extraction techniques for polycyclic aromatic hydrocarbons in soil: A review. *International Journal of Analytical Chemistry*, 2010, 398381.
- Lache-Garcia, N., Rubio-Clemente, A. Torres-Palma, R.A & Peñuela, G.A. (2011). Caracterización of crude oils by FTIR spectroscopy and chemometric análisis.
- Lal, R., & Shukla, M. K. (2019). *Principles of soil physics* (2nd ed.). CRC Press.
- Lange, I., Kotiukov, P., & Lebedeva, Y. (2023). Analyzing Physical-Mechanical and Hydrophysical Properties of Sandy Soils Exposed to Long-Term Hydrocarbon Contamination. *Sustainability*, 15(4) 3599. <https://doi.org/10.3390/su15043599>
- Lamus, F., Gómez, R., & Pérez, L. (2011). Limitaciones y aplicaciones del análisis SARA en crudos pesados. *Petroleum Science and Technology*, 29(14), 1520–1530. <https://doi.org/10.1080/10916466.2010.539781>.
- Lehmann, J., Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60–68 (2015). <https://doi.org/10.1038/nature16069>.
- Li, G., Wang, L., Zhen, Q., & Zheng, J. (2024). Petroleum induces soil water repellency and impedes the infiltration and evaporation processes in sandy soil. *Journal of Hydrology*, 643, 131990. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131990>.
- Li X, Du Y, Wu G, Li Z, Li H, Sui H. (2012). Solvent extraction for heavy crude oil removal from contaminated soils. *Chemosphere*. 2012 88(2):245-9. doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.03.021. Epub 2012 Apr 5. PMID: 22483725.
- Li, Y., Zhang, H., & Chen, X. (2023). Fourier-transform infrared spectroscopy for monitoring chemical changes in petroleum-impacted soils. *Journal of Environmental Management*, 338, 117587.
- Liyuan Chen, Kimihito Nakamura, Takehide Hama. (2023). Review on stabilization/solidification methods and mechanism of heavy metals based on OPC-based binders.v*Journal of Environmental Management*, Volume 332, ISSN 0301-4797.
- Lozano-Trejo, Salvador, Olazo-Aquino, Jaime, Pérez-León, María I., Castañeda-Hidalgo, Ernesto, Díaz-Zorrilla, Gustavo O., & Santiago-Martínez, Gisela M. (2020). Infiltración y escurrimiento de agua en suelos de una cuenca en el sur de México. *Terra Latinoamericana*, 38(1), 57-66.

- López, M. E., Hernández, C. J., & Ramírez, F. (2019). *Cambios en propiedades físicas y químicas de suelos contaminados por hidrocarburos después de procesos de remediación en Tabasco*. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 35(2), 215–228. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.02.05>.
- Majeed, B. K., Shwan, D. M. S., & Rashid, K. A. (2025). Environmental contamination of petroleum hydrocarbons, its effects and remediation approaches. Environmental Science: Processes & Impacts, 27, 526-548.
- Maldonado-Chávez, E; Rivera-Cruz, Mc; Izquierdo-Reyes, F, Palma-López, Dj. (2010). Efectos de rizosfera, microorganismos y fertilización en la biorremediación y fitorremediación de suelos con petróleos crudo nuevo e intemperizado. Universidad y Ciencia Trópico Húmedo. Vol.26, pp.121-136.
- Margesin, R., & Schinner, F. Biodegradation and bioremediation of hydrocarbons in extreme environments. *Appl Microbiol Biotechnol* 56, 650–663 (2001). <https://doi.org/10.1007/s002530100701>
- Margenot, Andrew & Parikh, Sanjai & Calderón, Francisco. (2023). Fourier-transform infrared spectroscopy for soil organic matter analysis. Soil Science Society of America Journal. 87. 10.1002/saj2.20583.
- Marín-García, D. C., Adams, R. H., & Hernández-Barajas, R. (2016). Effect of crude petroleum on water repellency in clayey alluvial soil. International Journal of Environmental Science and Technology, 13 (1), 55-64
- Martínez-Chávez, C., & Morales-Bautista, C., & Alor-Chávez, M. (2017). Extracción de hidrocarburo pesado en suelo arenoso. Avances en Ciencias e Ingeniería, 8 (1),16. :<<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=323650376002>>.
- Martínez, J. A., et al. (2019). *Remediación de suelos contaminados: fundamentos y casos de estudio* [Libro, Universidad EAN]. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/10882/10514>.
- Mazarji M, Minkina T, Sushkova S, Mandzhieva S, Bidhendi GN, Barakhov A, Bhatnagar A. (2021). Effect of nanomaterials on remediation of polycyclic aromatic hydrocarbons-contaminated soils: A review. J Environ Manage. 15; 284:112023. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112023. Epub 2021 Feb 2. PMID: 33540196.
- Mazzurco-Miritana, V., Passatore, L., Zacchini, M. (2025). Promoting the remediation of contaminated soils using biochar in combination with bioaugmentation and phytoremediation techniques. *Sci Rep* 15, 11231. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-93879-5>
- Mekonnen BA, Aragaw TA and Genet MB (2024) Bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil: a review on principles, degradation mechanisms, and advancements. Front. Environ. Sci. 12:1354422. doi: 10.3389/fenvs.2024.1354422.
- Meza-Ávila, A., Fonseca-Rodríguez, D., Ruiz-Hernández, E., Pérez-Santodomingo, N., & Rincón-Polo, G. (2016). Effect of the Distribution of Hydrocarbons SARA Over the Properties of Vacuum Residual. *Ingeniería, investigación y tecnología*, 17(4), 437-443.

- Ministerio del Medio Ambiente de Chile. (2024). *Manual de tecnologías de remediación de sitios contaminados*. Gobierno de Chile.
- Mishra, S., Sharma, P., & Kalra, K. (2024). Robust bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil by microorganisms. *Journal of Chemical Health Risks*, 14(1).
- Mohanta, S., Pradhan, B., & Behera, I.D. (2023). Impact and remediation of petroleum hydrocarbon pollutants on agricultural land: A review. *Geomicrobiology Journal*, 41(4), 345-359.
- Morales-Bautista, C. M., Adams, R. H., Hernández-Barajas, J. R., Lobato-García, C. E., Torres-Torres, J. G. (2016). Characterization of fresh and weathered petroleum for potential impacts to soil fertility. *International Journal of Environmental Science and Technology*. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13762-016-1097-x>.
- Morales-Bautista, C. M., Adams, R. H., Guzmán-Osorio, F., & Marín-García, D. (2013). Dilution-extrapolation hydrometer method for easy determination of API gravity of heavily weathered hydrocarbons in petroleum contaminated soil. *Energy and Environment Research*, 3(1), 115.
- Morales-Bautista, C. M., Lobato-García, Carlos E., Flores-Jiménez, Joel, & Mendez-Olán, Candelario. (2019). Cambios en las propiedades físicas y químicas de un suelo debido a un proceso de restauración aplicado a un derrame de hidrocarburos. *Acta universitaria*, 29, e2154. Epub 11 de septiembre de 2020. <https://doi.org/10.15174/au.2019.2154>
- Mulligan, Catherine & Yong, R.N. & Gibbs, B.F.. (2001). Remediation Technologies for Metal-Contaminated Soils and Groundwater: An Evaluation. *Engineering Geology*. 60. 193-207. 10.1016/S0013-7952(00)00101-0.
- McKenzie, Neil & Coughlan, Keppel & Cresswell, Hamish. (2002). Soil Physical Measurement and Interpretation for Land Evaluation. 10.1071/9780643069879.
- Nápoles, Janet, Rodríguez, Suyén, Santiago, Liuber, & Ábalos, Arelis. (2015). Disminución del extracto orgánico total en suelos contaminados con hidrocarburos. *Tecnología Química*, 35(3), 322-333.
- Neff, J. M., Lee, K., & Deblois, E. M. (2011). Produced water: Overview of composition, fate, and effects. *Marine Pollution Bulletin*, 63(5-12,) 147-170.
- Núñez, J. (2022). Extraction of petroleum hydrocarbons from soil using Soxhlet: Principles and best practices. *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 8(3), 145–158.
- Nkang, A. & Edwin-Wosu, N. (2019). Hydrocarbon-Induced Changes in Physicochemical Properties in Tropical Niger Delta Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 51. 10.1080/00103624.2019.1695822.
- Ortíz Brito, O., Ize, I., & Gavilán, A. (2003). La restauración de suelos contaminados con hidrocarburos en México. *Gaceta Ecológica*, (69), 8392. <http://www.revele.com.ve/www.redalyc.org/articulo.oa?id=53906906>.
- Ortega-Ramírez, A. T., Torres-López, C. A., Silva-Marrufo, O., & Moreno-Barriga, L. A., (2023). Validación Sintética de Suelos Contaminados por

- Hidrocarburos Pesados. Caso De Estudio. Revista Fuentes, El Reventón Energético, 21(1), 83–93. <https://doi.org/10.18273/revfue.v21n1-2023006>
- Palma-López D.J., Jiménez Ramírez R., Zavala-Cruz J., Bautista-Zuñiga F., Gavi Reyes F., Palma-Cancino D.Y. (2017). Actualización de la clasificación de suelos de Tabasco, Mexico. Agroproductividad: Vol.10, Núm. 12, diciembre. 2017. pp: 29-35.
- Palma-López D. J., J. Cisneros D., E. Moreno C. y J.A. Rincón-Ramírez. (2007) Suelos de Tabasco: su uso y manejo sustentable. Colegio De Postgraduados-Isprotab-Fundación Produce Tabasco. Villahermosa, Tabasco, México.
- Palma-Cruz, F. J., Pérez-Vargas, J., Rivera Casado, N.A. (2016). Contaminación de suelos por hidrocarburos y su impacto ambiental. Environmental Science and Pollution Research, 23, 16359-16369. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6675-4>
- Pecharsky, V. K., & Zavalij, P. Y. (2024). *Fundamentals of Powder X-Ray Diffraction and Structural Characterization of Materials* (3rd ed.). Springer.
- Jenkins, R., & Snyder, R. L. (2024). *Introduction to X-Ray Powder Diffraction* (2nd ed.). Wiley.
- Peña, S., Baquerizo, J., Zambrano, E., Torres, C. (2025). Huella Ecológica de la Explotación de Hidrocarburos: Un Análisis de sus Impactos Ambientales. Revista Iberoamericana De educación, 9(1). 146–166. <https://doi.org/10.31876/rie.v9i1.294>
- Pérez Casimiro, G., Iturbe Argüelles, R. y Flores Serrano, R.M. (2009). Cambio en las propiedades físicas de un suelo contaminado con hidrocarburos debido a la aplicación de una tecnología de remediación. *Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. 1, 1 (nov. 2009).
- Pérez Robles, Samia Leisa, Silva Melo, Ivette Catherine, Peñuela Mesa, Gustavo Antonio, & Cardona Gallo, Santiago Alonso. (2015). Evaluación De Biocombustibles E Hidrocarburos Del Petróleo (Gasolina Y Diesel) En Un Suelo: Proceso De Transporte Y Biorremediación. Revista EIA, (spe2), 21-46, from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S179412372015000300003&lng=en&tlng=es.
- Pérez-Vazquez, A., Barciela, P., & Prieto, M. A. (2024). In Situ and Ex Situ Bioremediation of Different Persistent Soil Pollutants as Agroecology Tool. *Processes*, 12(10), 2223. <https://doi.org/10.3390/pr12102223>.
- Porta, J., Poch, R. M., & López-Acevedo, M. (2019). Edafología: uso y protección de suelos. Mundi-Prensa Libros.
- Rezaee, Sara & Doherty, Rocio & Tavakkoli, Mohammad & Vargas, Francisco. (2019). Improved Chromatographic Technique for Crude Oil Maltene Fractionation. *Energy & Fuels*. 33. 10.1021/acs.energyfuels.8b03328.
- Pons-Jiménez, M. (2011). Extracción de hidrocarburos y compuestos derivados del petróleo en suelos con características físicas y químicas diferentes. *Universidad y ciencia*, Villahermosa, v. 27, n. 1, p. 1-15, abr. 2011. Disponible en

- <http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0186-29792011000100001&lng=es&nrm=iso>.
- Okafor, U.C. (2023). Evaluation of the impact of crude oil contamination on soil's physicochemical characteristics, micro-flora and crop yield. *Tropical aquatic and soil pollution*, 3(1), 24-35.
- Ortega-Ramírez, A. T., Torres-López, C. A., Silva-Marrufo, O., & Moreno-Barriga, L. A., (2023). Validación Sintética de Suelos Contaminados por Hidrocarburos Pesados. Caso De Estudio. *Revista Fuentes, El Reventón Energético*, 21(1), 83–93. <https://doi.org/10.18273/revfue.v21n1-2023006>.
- Orzech, Krzysztof & Wanic, Maria & Załuski, Dariusz. (2021). The Effects of Soil Compaction and Different Tillage Systems on the Bulk Density and Moisture Content of Soil and the Yields of Winter Oilseed Rape and Cereals. *Agriculture*. 11. 666. [10.3390/agriculture11070666](https://doi.org/10.3390/agriculture11070666).
- Ossai, Innocent Chukwunonso, Aziz Ahmed, Auwalu Hassan, Fauziah Shahul Hamid. (2020). Remediation of soil and water contaminated with petroleum hydrocarbon: A review. *Environmental Technology & Innovation*,. Volume 17,100526, ISSN 2352-1864, <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100526>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S235218641830364X>).
- Ramesh E., Rajalaxmi B., Behera I., Manisha B., Kashinath B., Alok D., (2025). Enhanced Biodegradation of Petroleum Hydrocarbon-Contaminated Soil by Using Organic Amendment as a Sustainable Solution. [10.1007/978-3-032-03530-1_31](https://doi.org/10.1007/978-3-032-03530-1_31).
- Jahn R., Blume H.P., Asio V., Spaargaren O., Schád P. (2006). *FAO Guidelines for Soil Description*.
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., & Vogel, H. J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314, 122–137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>
- Rivera Ortiz, P., Rivera Lárraga, J. E., Andrade Limas, E. d., Heyer Rodriguez, L., Garza Requena, F. R., & Castro Meza, B. I. (2018). Bioestimulación y bioremediación de recortes de perforación contaminados con hidrocarburo. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 249-262.
- Rodríguez Bernal. (2018). Efecto del humus de lombriz en la remediación de suelos contaminado con crudo de petróleo. Ucayali, Perú, <http://repositorio.unu.edu.pe/handle/UNU/4047> visitado abril 2023.
- Rousk J., Brookes P.C., Bååth E., (2010). Investigating the mechanisms for the opposing pH relationships of fungal and bacterial growth in soil, *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 42, Issue 6, 2010, Pages 926-934, ISSN 0038-0717, <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.02.009>.
- Saeed, H., Nalbantoglu, Z., & Uygur, E. (2024). A Comprehensive Review of Hydrocarbon Contaminated Soil Behavior, Geotechnical Properties and Potential Remediation. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 34(6), 1023–1067. <https://doi.org/10.1080/15320383.2024.2395952>

- Salgado-García, S., Palma-López, D., J., Cisneros-Dominguez J., Moreno-Caliz, E., & Rincón-Ramírez, J. A. (2005). Caracterización de suelos agrícolas en el estado de Tabasco, México. *Terra Latinoamericana*, 23(3), 329-339.
- Salgado García, S., Castelán Estrada, M, Córdova Gamas, G., Palma López, DJ., E García Moya, S Córdova Sánchez (2012) Fertilización Alternativa para el cultivo de caña de azúcar en Tabasco, México.
- Santos, M., Rebola, S., & Evtuguin, D. V. (2025). Soil Remediation: Current Approaches and Emerging Bio-Based Trends. *Soil Systems*, 9(2), 35. <https://doi.org/10.3390/soilsystems9020035>.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2012). NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012: Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y lineamientos para el muestreo en la caracterización y especificaciones para la remediación (Diario Oficial de la Federación).
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2020). "Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000" Que establece las Especificaciones de Fertilidad, Salinidad y Clasificación de Suelos, Estudio, Muestreo y Análisis". *Diario Oficial de la Federación*, 470.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (1993). . NOM-053-SEMARNAT-1993. Establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad para el ambiente. *Diario Oficial de la Federación*.
- Serrano, A. Gallegos, M., & Valcárcel, M. (2008). Application of Soxhlet extraction followed by gas chromatography-mass spectrometry to the determination of hydrocarbons in environmental samples. *Journal of Chromatography A*, 1213, 22-30.
- Sigala C. E. F., (2004). Evaluación y refinación del método ECOTEC-SPB para el tratamiento de recortes de perforación y remediación de suelos contaminados con hidrocarburos. Tesis de licenciatura (Ecología). UJAT. Villahermosa, Tabasco, 49.
- Soil Survey Staff. (2020). Soil health and soil properties. United States Departamento of Agriculture.
- Sui, X., Wang, X., Li, Y., & Ji, H. (2021). Remediation of Petroleum-Contaminated Soils with Microbial and Microbial Combined Methods: Advances, Mechanisms, and Challenges. *Sustainability*, 13(16), 9267. <https://doi.org/10.3390/su13169267>
- Smith, B. (2023). *Infrared Spectral Interpretation: A Systematic Approach* (3rd ed.). CRC Press.
- Speight, J.G. (2014). The Chemistry and Technology of Petroleum 5th Edition, CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL.
- Torres, A., & Sánchez, D. (2021). Efecto de derrames de petróleo en suelos tropicales del Activo Cinco Presidentes, Tabasco. *Revista de Ciencias Ambientales*, 45(1), 33–47. <https://doi.org/10.15517/rev.camb.v45i1.45678>

- Trujillo, M., Ramírez, J., & Morales, F. (2012). Soil restoration technologies for hydrocarbon-contaminated soils. *Revista Colombiana de Ciencia del Suelo*, 40(2), 89–101.
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2021). Global assessment of soil pollution: Report. UNEP.
- United States Environmental Protection Agency (EPA). (2017). Management of oil and gas exploitation and production wastes.
- United States Department of Agriculture (USDA). (2020). Soil Health Basics.
- United States Department of Agriculture (USDA). (2017). *Soil survey manual*. C. Ditzler, K. Scheffe, and H.C. Monger (eds.). USDA Handbook 18. Government Printing Office, Washington, D.C.
- Urpí, J.L. (2012). Tecnología y margen de refino del petróleo. Edición Díaz de Santos.
- Varjani, S. J. (2017). Microbial degradation of petroleum hydrocarbons. *Bioresource Technology* Volume 223, 2017, Pages 277-286, ISSN 0960-8524, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.037>.
- Vega Barrios E., Hernández Chávez M., (2014). Alcanos, alquenos y alquinos: Introducción y nomenclatura. Universidad autónoma del estado de hidalgo. Recuperado http://cvonline.uaeh.edu.mx/Cursos/BV/C0302/Unidad%202/AlcanosAlquenosAlquinos_Nomenclatura.pdf
- Velázquez Arias, J. A. (2017). Contaminación de suelos y aguas por hidrocarburos en Colombia. Análisis de la fitorremediación como estrategia biotecnológica de recuperación. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 8(1), 151–167. <https://doi.org/10.22490/21456453.1846>.
- Verma, Samriti, Pankaj Verma, Animesh Ghosh Bag, and Nitin Madan Changade. (2024). “Reviewing Soil Contaminant Remediation Techniques”. *International Journal of Environment and Climate Change* 14 (5):115-34. <https://doi.org/10.9734/ijecc/2024/v14i54175>.
- Wang,Z., Fingas, M., & Sigouin, L. (2019). Characterization and identification of spilled oils and petroleum products by Fourier transform infrared spectroscopy. *Journal of Chromatography A*, 1600, 156-163.
- Wang,Z., Fingas, M., & Page. D., S. (2010) Oil spill identification. *Journal of Chromatography A*, 1217, 2723-2735.
- Wang Xin , Li Yihe , Tian Yong , Zhang Bowei , Li Qinglan , Xi Shufeng , Zhao Ying , Zhang Tingting , Ye Qianting , Li Rong.(2025). Optimization of in-situ soil thermal desorption technology based on machine learning and heat transfer process model. *Frontiers in Environmental Science*. Volume 13 – 2025.
- Wang, Y., Zhang, L., & Chen, X. (2022). Influence of environmental factors on the fate of petroleum hydrocarbons in soils. *Journal of Hazardous Materials*, 437, 129256. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129256>.
- Weil, Raymond & Brady, Nyle. (2017). *The Nature and Properties of Soils*. 15th edition.
- WRB, IUSS & Schád, Péter & van Huyssteen, Cornie & Micheli, Erika. (2015). World Reference Base for Soil Resources.
- Wu Y, Yu J, Huang Z, Jiang Y, Zeng Z, Han L, Deng S, Yu J. (2024). Migración de hidrocarburos totales de petróleo y contaminantes de metales pesados

- en la interfaz suelo-agua subterránea de un sitio petroquímico mediante aprendizaje automático: impactos de la convección y difusión. *RSC Adv.* 14 de octubre de 2024;14(44):32304-32313. doi: 10.1039/d4ra06060a. PMID: 39403152; PMCID: PMC11472011.
- Wu, M., Feng, S., Liu, Z., & Tang, S. (2024). Bioremediation of petroleum-contaminated soil based on toxicity risk control and hydrocarbon removal. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 59795–59818.
- Wyszkowska, J., Borowik, A., Zaborowska, M., & Kucharski, J. (2024). Revitalization of Soil Contaminated by Petroleum Products Using Materials That Improve the Physicochemical and Biochemical Properties of the Soil. *Molecules*, 29(24), 5838. <https://doi.org/10.3390/molecules29245838>
- Xinyu Shi, XiuJun Guo. (2024). A review of the effects of typical biogeochemical and hydrogeological features on the natural attenuation of soil petroleum contaminants. *Frontiers of Engineering and Scientific Research FESR*. ISSN: 2790-5209 Vol 2, No.2, 2024.
- Xu, X., Liu, W., Tian, S., Wang, W., Qi, Q., Jiang, P., Gao, X., Li, F., Li, H., & Yu, H. (2018). Petroleum hydrocarbon-degrading bacteria for the remediation of oil pollution under aerobic conditions: A review. *Frontiers in Microbiology*, 9, 2885. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02885>,
- Zahermand, Samad & Vafaeian, Mahmood & Bazayr, Mohammad. (2020). Analysis of the physical and chemical properties of soil contaminated with oily (petroleum) hydrocarbons.. *Earth Sciences Research Journal*. 24. 163-168. 10.15446/esrj.v24n2.76217.
- Zavala-Cruz J, Jimenez Ramirez, R., Palma-Lopez D. J., Bautista Zuñiga F., Gavi Reyes F., (2016) Paisajes Geomorfológicos: Base Para El Levantamiento De Suelos En Tabasco, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, vol. 3, núm. 8, 2016, pp. 161-171.
- Zhang, M., Chen, Q., & Gong, Z. (2024). Microbial remediation of petroleum-contaminated soil focused on the mechanism and microbial response. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 33325–33346.
- Zhe Shen, Kailou Liu Jiwen Li, Nano Alemu Daba, Md Ashraf Al Alam, Kiya Adare Tadesse, Tianfu Han, Huimin Zhang. (2025). Optimal lime materials for mitigating global warming potential with and without Straw application in acidic upland soil. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 2025, 27, 3420-3430 DOI: 10.1039/D5EM00494B
- Zhao, S., Yuan, X., Wang, X., Ai, Y., & Li, F. (2024). Research progress in microbial remediation for polluted soils. *Sustainability*, 16(17), 7458.

12.2 Artículo publicado (portada)

TERRA
LATINOAMERICANA

Changes in the Properties of Soils Contaminated with Oil Production Water Before and After Treatment with CaO

Cambios en las Propiedades de Suelos Contaminados con Agua de Producción Petrolera Antes y Después de Tratamiento con CaO

Beatriz A. Alegría-Hernández¹, Iliana M. De la Garza-Rodríguez²,
Leydi L. Vázquez-Vázquez³, Sonia A. Torres-Sánchez³, Adriana G. Jiménez-Vázquez¹,
Sugey López-Martínez⁴, Emanuel Hernández-Núñez⁴, and Carlos M. Morales-Bautista^{1*}

¹ Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Básicas, Carretera Cunduacán-Jalpa km 1, 86690 Cunduacán, Tabasco, México; (B.A.A.H.), (I.L.V.V.), (A.G.J.V.), (C.M.M.B.)

² Universidad Autónoma de Coahuila, Facultad de Química, Blvd. V. Carranza s/n esq. con Ing. José Cárdenas Valdés, Col. República Oriental, 25280 Saltillo, Coahuila, México; (I.M.G.R.)

³ Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ingeniería, Dr. Manuel Nava No. 8, Zona Universitaria, 78290 San Luis Potosí, S.L.P., México; (S.A.T.S.)

⁴ Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida, Departamento de Recursos del Mar, Antigua carretera a Progreso km 6, Loma Bonita, 97310 Mérida, Yucatán, México; (S.L.M.), (E.H.N.).

* Corresponding author: carlos.morales@jat.mx

SUMMARY

In the Mexican southeast, hydrocarbon spills and their residues affect various agricultural sites. A specific case is spills of oil production or congenital waters that cause soil salinization. When soil is contaminated, restorations are regularly carried out based on regulatory limits, but many regions still do not consider the pedological classification, so restorations are not entirely effective and, in the case of agricultural soils, reduce your productivity. For these reasons, this study evaluated the cation exchange with CaO applied to four soils contaminated with congenital waters and determined if there are differences in the treatment behavior according to the properties of each soil. It will be found that sandy soils require less treatment time, but have greater effects on their properties compared to clay soils, mainly in field capacity, pH, and porosity. Furthermore, it was found that contaminant removal times vary with respect to the type of soil and that this could be related to the amount and type of clay. In the case of congenital water spills, clay soils show a greater increase in electrical conductivity (EC) compared to sandy soils. When remediated with CaO, clay soils needed longer treatment times to reduce EC, but presented fewer changes in their physical and chemical properties. In addition, it was found that, although washing with drinking water is carried out, the treatment with CaO adds alkalinity to the soils, so they must be managed according to the crop to be developed. It is concluded that soils have different physical and chemical properties, this influences the response they have to an external agent, both when contaminated and when remediated.

Index words: cation exchange, contamination, petroleum, remediation, salinity.

RESUMEN

En el sureste mexicano, los derrames de hidrocarburos y sus residuos afectan a diversos sitios agropecuarios. Un caso específico, son los derrames de aguas de producción petrolera o congénitas que provocan salinización del suelo. Cuando un suelo es contaminado, regularmente se llevan a cabo restauraciones con base en los límites normativos, pero muchas regiones siguen sin considerar la clasificación edafológica, por lo que las restauraciones no son del todo efectivas y, en el caso



Recommended citations:

Alegría-Hernández, B.A., De la Garza-Rodríguez, I. M., Vázquez-Vázquez, L. L., Torres-Sánchez, S. A., Jiménez-Vázquez, A. G., López-Martínez, S., ... and Morales-Bautista, C. M. (2024). Changes in the Properties of Soils Contaminated with Oil Production Water Before and After Treatment with CaO. *Terra Latinoamericana*, 42, 1-11. a1851. <https://doi.org/10.28940/terra.v42i0.1851>

Received: November 15, 2023.

Accepted: March 20, 2024.

Article, Volume 42,

June 2024.

Section Editor:

Dra. Alejandra Nieto Garibay

Technical Editor:

M.C. Ayenia Carolina Rosales Nieblas



Copyright: © 2024 by the authors.

Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY NC ND) license (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

<https://www.terralatinoamericana.org.mx/>

Terra Latinoamericana 2024, 42, 1-11. <https://doi.org/10.28940/terra.v42i0.1851>