Universidad Nacional Mayor de San Marcos
Universidad del Perú. Decana de América
Facultad de Química e Ingeniería Química
Escuela Profesional de Química

Evaluación del potencial sorbente de material de neumáticos fuera de uso para la remediación de suelos amazónicos contaminados con hidrocarburos de petróleo

TESIS

Para optar el Título Profesional de Química

AUTOR

Alexandra Irene DEL AGUILA MENDOZA

ASESOR

Mg. Elizabeth Norma ESPINOSA DESCALZO

Lima, Perú

2026



Reconocimiento - No Comercial - Compartir Igual - Sin restricciones adicionales

https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/

Usted puede distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir del documento original de modo no comercial, siempre y cuando se dé crédito al autor del documento y se licencien las nuevas creaciones bajo las mismas condiciones. No se permite aplicar términos legales o medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros a hacer cualquier cosa que permita esta licencia.

Referencia bibliográfica

Del Aguila, A. (2026). *Evaluación del potencial sorbente de material de neumáticos fuera de uso para la remediación de suelos amazónicos contaminados con hidrocarburos de petróleo*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Química e Ingeniería Química, Escuela Profesional de Química]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.

Metadatos complementarios

Datos de autor	
Nombres y apellidos	Alexandra Irene Del Aguila Mendoza
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	72035280
URL de ORCID	https://orcid.org/0009-0009-3968-3404
Datos de asesor	
Nombres y apellidos	Elizabeth Norma Espinosa Descalzo
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	07940350
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0002-9592-5342
Datos del jurado	
Presidente del jurado	
Nombres y apellidos	Patricio Eudes Muñoz Huillcas
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	06271402
Miembro del jurado 1	
Nombres y apellidos	María Angélica Rodríguez Best
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	07358712
Datos de investigación	
Línea de investigación	E.1.4. Química ambiental

Grupo de investigación	Producción más Limpia
Agencia de financiamiento	UNMSM
Ubicación geográfica de la investigación	• **Universidad Nacional Mayor de San Marcos** País: Perú Departamento: Lima Provincia: Lima Distrito: Lima • **Lugar de muestreo:** País: Perú Departamento: Loreto Provincia: Maynas Distrito: Iquitos
Año o rango de años en que se realizó la investigación	Años: Desde febrero del 2023 hasta septiembre del 2026
URL de disciplinas OCDE	Química coloidal https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.04.06

UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
(Universidad del Perú, DECANA DE AMÉRICA)
FACULTAD DE QUÍMICA E INGENIERÍA QUÍMICA
Central: 619 7000 anexos 1230 Telefax: 1209
Ciudad Universitaria – Calle Germán Amezaga 375 – Lima1

ESCUELA PROFESIONAL DE QUÍMICA

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

Los suscritos miembros del Jurado nombrados por la Dirección de la Escuela Profesional de Química, bajo la Presidencia del **Mg. Patricio Eudes Muñoz Huillcas** (Presidente), la **Quím. María Angélica Rodríguez Best** (Miembro) y la **Mg. Elizabeth Norma Espinosa Descalzo** (Asesora), habiendo presentado para tal efecto la **TESIS,** titulada **"Evaluación del potencial sorbente de material de neumáticos fuera de uso para la remediación de suelos amazónicos contaminados con hidrocarburos de petróleo"** después de **SUSTENTADA Y APROBADA** la **TESIS** elaborado por la Bachiller en Química: **Alexandra Irene Del Aguila Mendoza;** para optar el **TÍTULO PROFESIONAL** de **QUÍMICA,** acordaron calificarla con la **NOTA** de:

Diecisiete ..... 17 .....

(LETRA) **(NÚMERO)**

Ciudad Universitaria, 05 de marzo de 2026.

Quím. MARÍA ANGÉLICA RODRÍGUEZ BEST
MIEMBRO

Mg. PATRICIO EUDES MUÑOZ HUILLCAS
PRESIDENTE

Mg. ELIZABETH NORMA ESPINOSA DESCALZO
ASESORA

Dra. GLORIA ALEJANDRINA COSCO SALGUERO
Directora de la E.P. de Química

UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
ESCUELA ACADÉMICA PROFESIONAL DE QUÍMICA
Facultad de Química e Ingeniería Química

UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE
SAN MARCOS
Universidad del Perú, Decana de América

CERTIFICADO DE SIMILITUD

Yo, **Elizabeth Norma Espinosa Descalzo** en mi condición de asesora acreditada con el Dictamen N° 00008-2026-EPQ-FQIQ/UNMSM de la tesis, cuyo título es **"Evaluación del potencial sorbente de material de neumáticos fuera de uso para la remediación de suelos amazónicos contaminados con hidrocarburos de petróleo"**, presentado por la bachiller **Alexandra Irene Del Aguila Mendoza** para optar el título profesional de QUÍMICA.

CERTIFICO que se ha cumplido con lo establecido en la Directiva de Originalidad y de Similitud de Trabajos Académicos, de Investigación y Producción Intelectual. Según la revisión, análisis y evaluación mediante la plataforma PIDS, el documento evaluado cuenta con el 18% de similitud, nivel **PERMITIDO** para continuar con los trámites correspondientes y para su **publicación en el repositorio institucional.**

Se emite el presente certificado en cumplimiento de lo establecido en las normas vigentes, como uno de los requisitos para la obtención del título profesional de Química.

Lima, 01 de julio de 2026.

Firma de la Asesora _____

Nombres y Apellidos de la asesora: Elizabeth Norma Espinosa Descalzo

DNI 07940350

AGRADECIMIENTOS

A mis abuelos *Alejandro y Orfelinda*, por haberme formado desde pequeña, por sus oraciones, por su fe inquebrantable y por emocionarse con cada uno de mis logros.

A mi mami *Katia*, por su amor incondicional, su confianza ciega y sus lágrimas de orgullo en cada paso que di.

A mis hermanos *Fabricio y Mathias,* por su compañía al inicio de este camino.

A mis tíos *Carlos y Sofía,* los primeros que vieron mi potencial y por guiarme hacia San Marcos, donde descubrí el valor de la ciencia. Su fe en mí cambió el rumbo de mi vida.

A mi profesora, asesora y amiga *Elizabeth Espinosa*, por su guía, apoyo constante, la confianza, las enseñanzas, las historias compartidas, las conversaciones y por brindarme la oportunidad de participar en este proyecto que marcó mi camino profesional.

A *Jasmín, Jorge y Fiorella* mis mejores amigos durante la universidad. Gracias por el apoyo técnico, las amanecidas y las risas que hicieron este camino más llevadero.

A mis amigos *Alex, Pamela e Ingrid*, por acompañarme en la etapa final de esta investigación, su apoyo con el análisis FTIR con profesionalismo y generosidad. Las risas eternas y su entusiasmo fueron un impulso invaluable.

A mis queridos profesores de la FQIQ que en algún momento me dieron sabios consejos *Manuel Yañez*, *Carlos Gongora, Marco Guerrero, Neptali Ale y Gerardo de Lama*,

Finalmente, a mi amada Universidad Nacional Mayor de San Marcos, por haberme brindado conocimiento, cultura, amistades y una visión más amplia del Perú.

Esta investigación fue financiada por la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, en el marco del Programa de Proyectos de Investigación para Grupos de Investigación (PCONFIGI 2023), aprobado mediante Resolución Rectoral N.° 006081-2023-R/UNMSM, con código de proyecto C23170101.

ABREVIATURAS

NFU: Neumáticos fuera de uso

FTIR: Espectroscopia Infraroja con transformada de Fourier

MicroSEM-EDX: Microscopía Electrónica de Barrido con Espectroscopía de Energía Dispersiva de Rayos X"

API: American Petroleum Institute

TPH: Total Petroleum Hydrocarbons (Hidrocarburos Totales de Petróleo)

ECA: Estándares de Calidad Ambiental

EPA: Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental, EE.UU

GC-FID: Cromatografia de gases con Detector de Ionización de Llama

CIC: Capacidad de Intercambio Catiónico

ERT: Electrical Resistivity Tomography (Tomografía de Resistividad Eléctrica)

MINAM: Ministerio del Ambiente del Perú.

OEFA: Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental

INGEMMET: Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico del Perú

INIA: Instituto Nacional de Innovación Agraria

USDA: United States Department of Agriculture

ISO: International organization for Standardization

ASTM: American Society for Testing and Materials

ODS: Objetivos de Desarrollo Sostenible

HAP: Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos

pH: Potencial de hidrógeno

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE FIGURAS ……7
ÍNDICE DE TABLAS ……9
ÍNDICE DE ANEXOS ……11
RESUMEN……12
ABSTRACT……13
1. INTRODUCCIÓN……14
2. ANTECEDENTES Y MARCO TEÓRICO ……17
2.1. Antecedentes……17
2.2. Marco Teórico……20
2.2.1 Contaminación por hidrocarburos de petróleo en suelos amazónicos…..20
2.2.1.1.- Fuentes y antecedentes de contaminación……20
2.2.1.2.- Comportamiento de los hidrocarburos en el suelo ……23
2.2.1.3.- Características fisicoquímicas del petróleo amazónico ……26
2.2.1.4.-Normativa ambiental y estándares de calidad……29
2.2.2. Caracterización de Suelos de la Selva Amazónica. Propiedades físicas y texturales de los suelos……30
2.2.2.1 Características edáficas generales……31
2.2.2.2 Componente biológico del suelo amazónico……37
2.2.3 Neumáticos fuera de uso (NFU) y su potencial como adsorbente……39
2.2.3.1 Problemática ambiental de los NFU ……39
2.2.3.2 Composición química y estructura del caucho vulcanizado……40
2.2.3.3 El caucho natural en la Amazonía peruana……41
2.2.3.4 Potencial de los NFU como material adsorbente……42
2.2.4 Mecanismos de interacción NFU–petróleo……45
2.2.4.1 Diferencias entre absorción y adsorción……45
2.2.4.2 Isotermas de adsorción……46
2.2.4.3 Ensayos, Métodos Instrumentales y Analíticos para evaluar la interacción fisicoquímica del NFU-Petróleo ……48
2.2.5 Enfoque de economía circular y sostenibilidad……53

2.2.5.1 Reutilización de residuos peligrosos en procesos de remediación ambiental……..…….……..…….…….53
2.2.5.2 Impacto ambiental y social de la remediación sostenible…….…….54
3. METODOLOGÍA …...……...……..……...…55
3.1 Ubicación del área de estudio……...……..……..55
3.2 Material de estudio……..…….....55
3.3 Equipos, materiales y reactivos……..…...……...…55
3.4 Diseño experimental……...……...……..…..…59
3.4.1 Fase 1: Preparación de la muestra de suelos de selva y petróleo…….....60
3.4.2 Fase 2: Caracterización Fisicoquímica e Instrumental de los suelos de selva……61
3.4.2 Fase 3: Clasificación de material particulado de neumáticos y caracterización.…66
3.4.4 Fase 4: Pruebas de sorción e interacción NFU-Petróleo…….....……...67
3.4.5 Fase 5: Procedimientos de simulación de derrames, extracción y evaluación…...70
3.4.6 Fase 6: Remediación y preparación de nutrientes inorgánicos ……....….71
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN…….……..……..……73
4.1 Fase 1: Caracterización física y clasificación de los suelos según los métodos ASTM D-422, ASTM D-2487, ASTM D2216, NTP 339.128 y NTP 350.001…….…….....**73**
4.2 Fase 2: Caracterización Fisicoquímica e Instrumental de las mezclas de suelos de la Selva ……..……..…….**78**
4.2.1 Valores de TPH de las muestras de suelo contaminadas por el método EPA 8015……..…….……78
4.2.2 Parámetros fisicoquímicos de las muestras de suelo contaminadas: Temperatura, pH, Humedad y Conductividad Eléctrica…….……...83
4.3 Fase 3: Caracterización morfológica y química del NFU por SEM-EDS…….....**84**
4.4 Fase 4: Pruebas de sorción e interacción NFU-Petróleo….....…….**87**
4.4.1 Capacidad de sorción del NFU-Petróleo por adaptación del ASTM F726-12.…..87
4.4.2 Modelado de Isotermas de Adsorción…..……..……..……...…...90
4.4.3 Análisis FTIR del NFU……...…….…….94
4.5 Fase 6: Resultados Post-remediación..……..…….....……**98**
4.5.1 Porcentajes de germinación del Petroselinum crispum……...…....98
4.5.2 Crecimiento promedio de las plantas de *Petroselinum crispum*……..…….....101
4.5.3 ANOVA Factorial……..……..……102

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES……...……..…..……...104
6. REFERENCIAS…..……..…....107
7. ANEXOS……...……..……126

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Procesos de distribución de los hidrocarburos en el suelo ……..…….23
Figura 2. Distribución de fracciones SARA y su relación con las propiedades fisicoquímicas del petróleo amazónico comercializado por Petroperú…….28
Figura 3. Croquis Geomorfológico de Iquitos y sus alrededores. ……..……...…..30
Figura 4. Triángulo de clases texturales del suelo (Soil Survey Staff, 1998)… …...……..32
Figura 5. Representación de la microbiota degradadora en suelos contaminados....…….38
Figura 6. Ciclo del caucho natural y su industrialización.……...……...……..40
Figura 7. Microestructura del caucho vulcanizado …….……...……..41
Figura 8. Comparación entre absorción y adsorción ……...……..……..46
Figura 9. Cromatograma tipo obtenido con una columna de sebaconitrillo …….……..51
Figura 10. Espectro infrarrojo de un corte de petróleo….....……..……....52
Figura 11. Esquema del sistema de la Jarra de Leonard usada en este estudio ……....…..72
Figura 12. Análisis Granulométrico y Curva Granulométrica de Suelo Arenoso ……..73
Figura 13. Límites de consistencia y curva de flujo Suelo Arenoso …….……..74
Figura 14. Análisis Humedad Total de Suelo Arenoso …….……..74
Figura 15. Análisis Granulométrico y Curva granulométrica de Suelo Arcilloso……...75
Figura 16. Límites de consistencia y curva de flujo suelo Arcilloso ……..76
Figura 17. Análisis Humedad Total de Suelo Arcilloso……..76
Figura 18. Límites de consistencia y curva de flujo suelo Limoso……..77
Figura 19. Análisis Humedad Natural de Suelo Limoso...……..77
Figura 20. Resultados análisis TPH por Método EPA-8015……...78
Figura 21. Resultados análisis TPH por Método EPA-8015…….…..79
Figura 22. Micrografía SEM del adsorbente NFU y su duplicado ……...…..84
Figura 23. Composición elemental del NFU por espectroscopia EDS…..…….....85
Figura 24. Composición elemental del NFU duplicado por espectroscopia EDS …...…...85
Figura 25. Capacidad de sorción del NFU para 10 minutos …….……..88
Figura 26. Capacidad de sorción del NFU para 15 minutos …….……..89
Figura 27. Capacidad de sorción del NFU para 20 minutos …….……..89

Figura 28. Isoterma de Langmuir para la adsorción de NFU frente al petróleo ……..…..91
Figura 29. Isoterma de Freundlich para la adsorción de NFU frente al petróleo ……..…..93
Figura 30. Espectros FTIR del NFU patrón y NFU/petróleo a 1 mes de la interacción…..94
Figura 31. Espectros FTIR del NFU patrón y NFU/petróleo a 6 meses de la interacción...94
Figura 32. Espectros FTIR del NFU/petróleo y petróleo a 8 meses de la interacción…….95
Figura 33. Gráfico del crecimiento promedio de las plantas de perejil …….101

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Fracciones de petróleo……..……..…...……...……..22
Tabla 2. Procesos principales de distribución de hidrocarburos en el suelo ……....……..24
Tabla 3. Comparación de propiedades fisicoquímicas entre el petróleo amazónico de Petroperú y otros crudos comerciales……...……29
Tabla 4. Composición y características fisicoquímicas y texturales de suelos….……...34
Tabla 5. Propiedades fisicoquímicas típicas de suelos amazónicos…….……....37
Tabla 6. Principales géneros microbianos degradadores de hidrocarburos. ……...38
Tabla 7. Composición química de un neumático ……...…….……..……..41
Tabla 8. Propiedades químicas y físicas del caucho natural ……...……..……..42
Tabla 9. Comparación de materiales adsorbentes en remediación de hidrocarburos……...43
Tabla 10. Cuadro comparativo: ventajas y limitaciones en remediación de suelos contaminados por hidrocarburos . ……...…….……..……..44
Tabla 11. Comparación entre absorción y adsorción ……...…….……...……..46
Tabla 12. Variables evaluadas en el método ASTM F726-12 adaptado para la determinación de la capacidad de adsorción del NFU frente al petróleo. ……49
Tabla 13. Vinculación del uso de NFU con los Objetivos de Desarrollo Sostenible ……..54
Tabla 14. Formulaciones y textura de suelos representativas de suelos amazónicos…....61
Tabla 15. Indicaciones de muestreo por cada fracción de TPH…….……..61
Tabla 16. Resumen de los parámetros fisicoquímicos de la tierra contaminada……..66
Tabla 17. Esquema del diseño experimental de sorción ..…….……..68
Tabla 18. Resultados análisis TPH por Método EPA-8015……...……..79
Tabla 19 Coeficiente de variación (CV%) entre muestras y duplicados para las fracciones F1, F2 y F3…….……81
Tabla 20. Parámetros fisicoquímicos periodo: Agosto, 2023 – Junio,2024…….....83
Tabla 21. Capacidad del NFU para la sorción de petróleo crudo 24° API…...……..……87
Tabla 22. Datos experimentales y del modelado de Isotermas de adsorción ... ……..91
Tabla 23. Porcentajes de germinación del perejil (*Petroselinum crispum*) en suelos contaminados con petróleo remediados con NFU en Jarras de Leonard……..98

Tabla 24. Porcentajes de germinación del perejil (*Petroselinum crispum*) en suelos contaminados con petróleo remediados con NFU en semilleros de cartón durante 2 meses de septiembre a octubre de 2024 ……..……..……..98
Tabla 25. Porcentajes de germinación del perejil (*Petroselinum crispum*) en suelos contaminados con petróleo remediados con NFU en semilleros de cartón durante 1 mes noviembre 2024 ……..……..……...…99
Tabla 26. Porcentaje de germinación de las semillas en las muestras de suelo M1 con 50% de turba (MT1) y NFU, durante 1 mes en el laboratorio 523-A ……..…99
Tabla 27. Crecimiento promedio de las plantas de perejil en suelo MT1 en jarras de Leonard expuestas al ambiente por 5 meses ……...……...101
Tabla 28. Resultados del ANOVA Factorial……...……..102

INDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Fase 1: recolección de muestras y excavación de calicatas: 126

Anexo 2. Fase 1: Llegada de muestras a Lima posterior al muestreo y clasificadas por el ensayo de Granulometría ASTM D-422, Norma Técnica NTP 339.128……..…….126

Anexo 3. Fase 3: Proceso de Tamizaje para la clasificación de NFU en mallas N° 8. 10 y 12…….127

Anexo 4. Fase 4: Procedimiento Experimental de la adaptación del método ASTM F726-12……...…..127

Anexo 5. Obtención de espectros FTIR…….…….128

Anexo 6. Fase 5: Simulación de derrames de petróleo en distintos tipos de suelo mezclado con NFU……..128

Anexo 7. Fase 5: Proceso de remediación en Jarras de Leonard……129

Anexo 8. Crecimiento de semillas de perejil (Petroselinum crispum)…….…..129

Anexo 9. Medición de la longitud de las plantas de perejil en las jarras de Leonard…….130

Anexo 10. Semilleros de perejil NFU con 50% de turba en crecimiento……...130

RESUMEN

Se propone una alternativa para la remediación de suelos amazónicos contaminados con residuos de hidrocarburos de petróleo, mediante la evaluación del potencial sorbente de partículas de neumáticos fuera de uso (NFU). Se determinó el tamaño de partículas más eficiente de los NFU y se evaluó la disminución de la fracción ligera de TPH (F1) en el suelo, después de un derrame simulado en tres tipos de suelos amazónicos con diferentes texturas. También se buscó identificar el tipo de suelo donde el tratamiento es más efectivo para proponer mejoras en el proceso de descontaminación. Se caracterizaron tres mezclas de suelo (M1, M2 y M3) con diferentes proporciones de suelo arcilloso, arenoso, limoso y turba procedente de Iquitos, habiéndose trabajado muestras duplicadas (M1-D, M2-D, M3-D) en paralelo para validar los resultados bajo condiciones replicadas diferenciadas por su contenido textural y proporción de turba. Se simuló un derrame de crudo (24 °API) a una concentración aproximada de 0,425 % (4250 ppm), y se monitorearon las fracciones F1–F3 de hidrocarburos totales de petróleo mediante el método EPA 8015. Posteriormente, se incorporaron partículas de neumáticos fuera de uso (NFU) pasantes de malla 12. Los NFU mostraron una capacidad máxima de sorción de 0,493 g/g tras 20 minutos de contacto, superior a la obtenida para NFU pasantes de malla 8 (0,366 g/g). El análisis espectroscópico indicó que el mecanismo predominante corresponde a la adsorción. Los bioensayos con *Petroselinum crispum* (perejil) se realizaron bajo dos enfoques: jarras de Leonard con una concentración del contaminante de 0,425 % y semilleros a una concentración de 5,1 %. En ambos casos, la germinación y el crecimiento del perejil fueron mayores en suelos tratados con NFU, especialmente en M1, con un crecimiento promedio. Los resultados evidenciaron que los NFU presentan capacidad experimental para sorber hidrocarburos y favorecer la recuperación vegetal, mejorando suelos amazónicos contaminados. La eficiencia del proceso estuvo influenciada por la retención de humedad, la textura del suelo, el contenido de turba y las propiedades fisicoquímicas del sorbente.

Palabras clave: NFU; TPH; hidrocarburos de petróleo; adsorción; suelos amazónicos; remediación ambiental.

ABSTRACT

An alternative approach for the remediation of Amazonian soils contaminated with petroleum hydrocarbon residues is proposed through the evaluation of the sorption potential of Disused pneumatic tyre (NFU). The most efficient particle size of NFU was determined, and the reduction of the light fraction of total petroleum hydrocarbons (TPH, F1) in soil was evaluated after a simulated oil spill in three Amazonian soil types with different textures. Additionally, the soil type in which the treatment was most effective was identified to propose improvements to the decontamination process. Three soil mixtures (M1, M2, and M3) were characterized, composed of different proportions of clayey, sandy, silty soils, and peat collected from Iquitos, Peru. Duplicate samples (M1-D, M2-D, and M3-D) were analyzed in parallel to validate the results under replicated conditions, differentiated by textural composition and peat content. A simulated spill of crude oil (24 °API) was conducted at an approximate concentration of 0.425% (4250 ppm), and TPH fractions F1–F3 were monitored using EPA Method 8015. Subsequently, waste tire particles passing mesh 12 were incorporated into the contaminated soils. The NFU particles exhibited a maximum sorption capacity of 0.493 g/g after 20 minutes of contact, exceeding that of mesh 8 NFU particles (0.366 g/g). Spectroscopic analysis indicated that adsorption was the predominant interaction mechanism. Bioassays using *Petroselinum crispum* (parsley) were conducted under two experimental approaches: Leonard jars with a contaminant concentration of 0.425% and seedbeds with a concentration of 5.1%. In both cases, germination and plant growth were enhanced in soils treated with NFU, particularly in mixture M1, which showed an average growth of 24.5 cm after five months. These results demonstrate that Disused neumatic tyre exhibit experimental capacity to adsorb petroleum hydrocarbons and promote vegetation recovery, thereby improving the conditions of contaminated Amazonian soils. The efficiency of the process was influenced by moisture retention, soil texture, peat content, and the physicochemical properties of the sorbent.

Keywords: NFU (Disused neumatic tyre); total petroleum hydrocarbons (TPH); adsorption; Amazonian soils; soil remediation; petroleum contamination.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación de suelos por hidrocarburos derivados del petróleo constituye uno de los principales factores de degradación edáfica en regiones dedicadas a la extracción petrolera, generando alteraciones significativas en los ecosistemas, la fertilidad del suelo y el bienestar de las poblaciones expuestas [1,2]. Anualmente, se reportan más de 1,3 millones de eventos de derrame de hidrocarburos a nivel mundial, comprometiendo cerca del 0,1 % de la superficie terrestre [3,4]. La persistencia de compuestos como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), sumada a su baja solubilidad y elevada toxicidad, dificulta su remoción y genera impactos de largo plazo en los ecosistemas afectados [5,6]. Estas afectaciones se agravan en suelos tropicales como los de la Amazonía peruana, los cuales presentan alta acidez, baja fertilidad, elevada humedad, estructura arcillosa predominante y escasa aireación, factores que limitan la actividad microbiológica y dificultan los procesos naturales de biorremediación [7,8]. En esta región, los **Ultisoles** son predominantes (aproximadamente 65 %) y se distinguen por su alto contenido de arcilla, baja capacidad de intercambio catiónico y pH ácido. También se encuentran **Alfisoles**, de mayor fertilidad; **Inceptisoles**, con textura variable; y **Entisoles**, de naturaleza arenosa y baja capacidad de retención de nutrientes [9]. Según el INIA [9], los suelos amazónicos muestran variaciones texturales considerables según la zona, lo que justifica la formulación de tres mezclas representativas (M1, M2 y M3), combinando diferentes proporciones de arena, limo y arcilla con 50–53 % de turba. Esta última actúa como mejorador de la estructura, humedad y actividad microbiana [10,11]. En el contexto peruano, la Amazonía norte, particularmente en la región Loreto, se encuentra altamente expuesta a la contaminación petrolera debido a las actividades extractivas y al transporte de crudo a través del Oleoducto Norperuano, infraestructura que recorre aproximadamente 600 km desde la selva hacia la costa [12]. Este oleoducto ha sido objeto de múltiples cuestionamientos por fallas operativas, incluyendo derrames accidentales, fugas y mala disposición de residuos [13]. La legislación nacional, a través del Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM, establece estándares de calidad ambiental para suelos agrícolas, fijando límites máximos permisibles de 200 mg/kg para hidrocarburos de fracción ligera (F1, C6–C10), 1200 mg/kg para la fracción media (F2, >C10–C28) y 3000 mg/kg para la fracción pesada (F3, >C28–C40) [14]. Sin embargo, se han reportado

concentraciones de fracción F2 que superan ampliamente los límites en zonas cercanas al oleoducto, lo cual evidencia la insuficiencia de los mecanismos actuales de control ambiental frente a este tipo de contaminación [15]. La contaminación por hidrocarburos compromete no solo la mineralización de la materia orgánica del suelo, sino también la retención de agua, la disponibilidad de nutrientes y la estructura porosa, afectando directamente la productividad agrícola y la resiliencia ecológica [16,17]. Además, los componentes volátiles de los hidrocarburos contaminan el aire y el agua, ampliando el rango del impacto ambiental [18]. **S**i bien la fitorremediación y la biorremediación microbiana son técnicas ecológicas, su eficacia depende de condiciones específicas y suelen requerir meses o años para lograr una descontaminación significativa [19–21]. En contraste, los neumáticos fuera de uso (NFU) pueden actuar de forma inmediata como sorbentes físicos, reteniendo hidrocarburos por contacto directo y sin depender del ambiente biológico. Estudios muestran que partículas derivadas de neumáticos retienen compuestos volátiles como benceno y n-hexano con capacidades de adsorción en el rango de 180–924 mg/kg [22]. Asimismo, neumáticos sulfurados han demostrado una capacidad de adsorción superior a 833 mg/g para colorantes y antibióticos, lo que respalda la idea de su alta afinidad superficial [23]. Por otra parte, a diferencia de los procesos biológicos, los NFU actúan como sorbentes físicos inmediatos, lo cual permite la inmovilización del contaminante sin depender de condiciones microbiológicas, y promueven la economía circular al reutilizar residuos industriales, lo que respalda su aplicación como material sorbente en procesos de remediación. Diversas técnicas de remediación de suelos contaminados han sido estudiadas, incluyendo procesos fisicoquímicos como la extracción térmica, oxidación avanzada, y lavado de suelos, así como métodos biológicos como la biorremediación y la fitorremediación [24–27]. No obstante, estas estrategias suelen ser costosas, técnicamente complejas o de lenta ejecución en zonas tropicales de difícil acceso [28]. En este escenario, el uso de materiales adsorbentes de bajo costo, como residuos lignocelulósicos [29], zeolitas naturales [30] y las partículas de neumáticos fuera de uso (NFU) [31], ha comenzado a evaluarse como una opción técnica aplicable en contextos de bajo acceso tecnológico. Los NFU son materiales compuestos principalmente por hidrocarburos de origen natural y/o sintéticos sólidos vulcanizados, de muy baja actividad química, pero con alta afinidad hidrofóbica, lo que los convierte en

sorbentes preferenciales para hidrocarburos [32,33]. Investigaciones recientes han demostrado que partículas de NFU tamizadas pueden adsorber más de 2 g de petróleo por gramo de sorbente, gracias a su elevada área superficial y estructura microporosa [34]. Aunque su potencial es alto, la aplicación de NFU en la remediación de suelos tropicales contaminados aún es limitada. Estudios enfocados en zonas amazónicas, caracterizadas por suelos de baja fertilidad, alta humedad y moderada salinidad superficial, son escasos [35,36]. Además, la interacción química entre el NFU y los hidrocarburos, analizada mediante espectroscopía FTIR, ha revelado mecanismos predominantemente del tipo adsorción superficial con mínimas modificaciones químicas, indicando un proceso físico de retención [37,38].

El objetivo de esta investigación es evaluar la eficiencia del material particulado de neumáticos fuera de uso (NFU) como sorbente de hidrocarburos de petróleo en suelos de la Amazonía norte del Perú, determinando su capacidad de sorción, sus efectos sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo. Los objetivos específicos son evaluar qué distribución de tamaños de partículas del NFU es más eficiente en la sorción del crudo remanente; determinar la disminución de la fracción ligera de TPH (F1) tras un derrame en tres tipos de suelos amazónicos de diferente textura; y establecer en qué tipo de suelo el NFU resulta más eficaz para proponer mejoras y estandarizar su aplicación en procesos de descontaminación. Existe evidencia experimental limitada sobre la aplicación de NFU en suelos amazónicos, particularmente bajo condiciones texturales controladas para la remediación de suelos contaminados con petróleo [39]. Esta propuesta se alinea principalmente con el Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) 15: Vida de Ecosistemas Terrestres, promoviendo la restauración de suelos degradados, y con el ODS 12: Producción y Consumo Responsables, mediante la valorización de residuos sólidos de lento proceso de degradación como los NFU en procesos de remediación ambiental [40]. Finalmente, los resultados permiten considerar la aplicación del tratamiento tanto en condiciones de laboratorio y campo, orientada a fortalecer la resiliencia ambiental de territorios amazónicos frente a impactos de la industria petrolera.

2. REVISIÓN DE LA LITERATURA

2.1. ANTECEDENTES

La degradación ambiental asociada con actividades antrópicas representa una de las principales problemáticas ambientales contemporáneas. La selva norte peruana, una de las áreas más extensas del país, alberga una rica biodiversidad, abundantes recursos hídricos, extensos bosques y grandes reservas de hidrocarburos, cuya explotación iniciada en 1971 ha dado lugar a una serie de derrames que han contaminado los ríos, suelos y el aire con hidrocarburos [41]. La selva norte es una de las zonas más afectadas por la contaminación petrolera porque la mayor parte del petróleo extraído se transporta a través del Oleoducto Norperuano, a cargo de la empresa Petroperú [42], por un tramo de unos 600 km de la selva hacia la costa. Sin embargo, esta empresa ha sido objeto de críticas debido a los fallos en sus operaciones industriales, como derrames accidentales, fugas de materiales, disposición inadecuada de residuos, descargas de efluentes y emisiones fugitivas [43]. Por lo tanto, es crucial llevar a cabo un análisis de impacto ambiental [44], tomar medidas para mitigar los impactos negativos y promover la recuperación de los sitios afectados. Varios estudios han señalado que el comportamiento de los hidrocarburos en suelo depende principalmente de tres factores: el tipo de hidrocarburo, el tipo de suelo y las condiciones ambientales [45]. Los tiempos de tratamiento pueden variar según el tipo de suelo. El tipo de solvente utilizado en las extracciones está directamente relacionado con las características físicas y químicas de cada suelo en particular [46]. En dicha zona se encuentran diferentes texturas de suelos en distintas proporciones según el lugar en estudio. Se han realizado evaluaciones de los cambios en las concentraciones de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) en suelos experimentalmente contaminados con petróleo crudo pesado en dos tipos de suelos en el estado de Tabasco, México, clasificados como Aluvial y Lomerío; se observaron variaciones entre el suelo no contaminado y el suelo contaminado, lo que sugiere que los efectos pueden estar relacionados con las características geomorfológicas de cada lugar, específicamente con el tipo de arcilla. Por lo tanto, es importante considerar las propiedades texturales en la evaluación ambiental [47]. Para remediar los suelos contaminados con hidrocarburos de petróleo en la selva amazónica de Perú se llevó a cabo un proceso termoquímico que degrada

la materia orgánica en ausencia de oxígeno: se sometieron cinco muestras de suelo amazónico contaminado con petróleo del Lote 8-Perú (oleoducto Norperuano) a pirólisis al vacío a una temperatura de 550 °C, presión de 40 kPa abs. durante 180 minutos. Los resultados obtenidos muestran una remoción de los TPH mayor al 99,99 %, el suelo tratado cumple el ECA peruano de suelo agrícola, tales resultados demuestran la efectividad de la pirólisis al vacío como un método rápido para tratar suelos contaminados, pero su costo es muy considerable. Se ha demostrado que el empleo de sorbentes resulta una medida de control efectiva y viable en muchos casos de derrames. Sin embargo, después de la operación de limpieza inicial el sorbente junto al petróleo adsorbido, así como otros materiales asociados con la actividad de limpieza deben tener una disposición final adecuada [48]. Patentes cubanas abordan el uso del bagazo de la caña de azúcar como sorbentes, que presentan mayor grado de sorción del petróleo, así como de metales pesados [49]. En Lambayeque, reportan el uso de cachaza de caña de azúcar y compost para la biorremediación de suelo contaminado con hidrocarburos de petróleo alcanzándose un nivel bajo de toxicidad a los 60 días con la cachaza y 90 días con el compost [50]; asimismo, se ha investigado el uso de aserrín y estiércol para remediar suelo empetrolado a escala laboratorio [51]. Entre los sorbentes oleofílicos comercializados internacionalmente se pueden mencionar los productos ECOSORB, el material Absorb Lipofílico [52], aplicados en la sorción de derrames de crudo, aceites y combustibles, tanto en aguas como en suelos. Biomatrix Gold [53] a base de turba (Sphagnum Peat Moss), esta compuesta de rizoides que contiene millones de células con un vaso capilar único; es un producto muy versátil en la atención de vertidos industriales y derrames incontrolados en el suelo, agua y subsuelo; mediante un proceso térmico se activa la turba revertiendo sus características normales resultando Biomatrix Gold, que es altamente hidrófobo y afín a los hidrocarburos y sus derivados [54].

Por otro lado, en el mundo se desechan millones de neumáticos fuera de uso (NFU), tipificados por la Unión Europea como “residuos de manejo especial o peligros potenciales”. España promueve empresas dedicadas a la generación de productos como caucho granulado y polvo de caucho a partir de NFU. En Perú se venden anualmente 3 millones de neumáticos para vehículos motorizados; más del 80% de estos neumáticos se convierten en NFU [55]. Se ha estudiado la aplicación de biocarbón de lodos y neumáticos (STB) como adsorbente

para la remoción de contaminantes de cadmio (Cd) y tetraciclina (TC) del agua, resultando su capacidad máxima de adsorción 50,25 mg/g y 90,09 mg/g respectivamente, siendo el principal mecanismo del proceso de sorción los enlaces aniónicos y el intercambio iónico, recibiendo especial atención debido a su bajo coste y funcionalidad superficial. Se ha estudiado el uso del carbón activado procedente de NFU, como adsorbente de bajo coste para la adsorción múltiple de cobre, plomo y zinc de aguas residuales lográndose reducir los iones de metales pesados, encontrando que la remoción de dichos metales aumentaba con la dosis de adsorbente y el tiempo de contacto y se reducía con la concentración inicial; la adsorción de múltiples metales se modeló utilizando las isotermas de adsorción de Freundlich y Langmuir para evaluar los resultados experimentales [56]. Los NFU también contienen grupos funcionales como hidroxilos y carboxilos, según se desprende del análisis FT-IR realizado [57]. En otro estudio se vio que los NFU activados con peróxido de hidrógeno son eficaces particularmente para la adsorción de metales pesados en aguas residuales [58]. Asimismo, los adsorbentes preparados a partir de NFU tienen un buen potencial para la adsorción de cobre en sistemas mono-metálicos [42]. En ese contexto, el presente trabajo propone reutilizar NFU, el cual genera un gran problema ambiental como residuo que, a diferencia de los residuos de origen animal o vegetal, es más difícil de tratar por su lenta degradación; de esta manera el problema no se limita a la limpieza del medio para cumplir con las regulaciones ambientales del país, sino también a la reutilización del residuo aprovechando su capacidad como material sorbente. Sin embargo, no se tienen datos sobre el uso de neumáticos fuera de uso para la adsorción de hidrocarburos de petróleo, siendo el objetivo de este estudio, a escala de laboratorio, evaluar la capacidad de sorción del petróleo por el NFU de manera preferencial con respecto al suelo contaminado, dado que el NFU es un hidrocarburo sólido afín al petróleo, de manera que retenga la mayor parte del petróleo y libere el suelo para mejorar su capacidad de humectación y así acelerar la recuperación del suelo, sin retirar el sorbente.

2.2. MARCO TEÓRICO

2.2.1. Contaminación por hidrocarburos de petróleo en suelos amazónicos

La selva norte peruana, una de las áreas más extensas del país, alberga una rica biodiversidad, abundantes recursos hídricos, extensos bosques y grandes reservas de hidrocarburos, cuya explotación iniciada en 1971 ha provocado múltiples derrames que han contaminado cuerpos de agua, suelos y el aire [59**].**

2.2.1.1. Fuentes y antecedentes de contaminación

- **Actividad petrolera en la Amazonía peruana:**

La selva norte es una de las zonas más afectadas por la contaminación petrolera porque la mayor parte del petróleo extraído se transporta a través del Oleoducto Norperuano, a cargo de la empresa Petroperú [41], por un tramo de unos 600 km de la selva hacia la costa. Sin embargo, esta empresa ha sido objeto de críticas debido a los fallos en sus operaciones industriales, como derrames accidentales, fugas de materiales, disposición inadecuada de residuos, descargas de efluentes y emisiones fugitivas [42]. Esta situación ha sido documentada de manera recurrente en informes técnicos y evaluaciones ambientales. En este contexto, es crucial llevar a cabo un análisis de impacto ambiental [43], tomar medidas para mitigar los impactos negativos y promover la recuperación de los sitios afectados. Varios estudios han señalado que el comportamiento de los hidrocarburos en suelo depende principalmente de tres factores: el tipo de hidrocarburo, el tipo de suelo y las condiciones ambientales [45]. Los tiempos de tratamiento pueden variar según el tipo de suelo, y el tipo de solvente utilizado en las extracciones está directamente relacionado con las características físicas y químicas de cada suelo en particular. La explotación petrolera es una de las actividades económicas más significativas en la selva peruana desde la década de los sesenta.

- **Casos recientes de derrames (2020–2024) y sus impactos:**

En el Perú han ocurrido episodios relevantes que ilustran la magnitud y la recurrencia del problema. Estos eventos evidencian limitaciones en la gestión del riesgo y la respuesta ante emergencias ambientales. El **derrame de La Pampilla (Repsol)** ocurrido el 15 de enero de **2022** fue uno de los mayores incidentes en la costa peruana, con impactos masivos sobre

playas, fauna y actividades pesqueras; documentos técnicos y organizaciones internacionales han documentado la extensión y las consecuencias ambientales del evento [60,61].

En la Amazonía y la selva norte, entre 2020–2024 se registraron múltiples episodios asociados al Oleoducto Norperuano y a rupturas de ductos/actos de sabotaje, afectando riberas y suelos ribereños; por ejemplo, informes y monitoreos han reportado derrames en 2022 que alcanzaron ríos de la cuenca del Marañón y en 2024, sucesos importantes han sido reportados en zonas de Loreto y petroleras [60]. Adicionalmente, en diciembre de 2024 un incidente en las maniobras de embarque en la refinería de Talara (Lobitos, Piura) produjo contaminación costera que movilizó respuestas del MINAM, OEFA y prensa internacional [62]. Estas referencias de campo evidencian la necesidad de aplicar tecnologías de remediación ajustadas a las condiciones locales.

Las principales áreas afectadas por derrames son las cuencas de los ríos Pastaza, Tigre, Corrientes y Napo, donde las actividades de extracción y producción de petróleo generan una enorme cantidad de desechos. Los procesos de perforación y prospección son particularmente dañinos porque deterioran los ecosistemas. Durante la fase de perforación, los lodos generados contienen metales pesados (bario, cadmio, cobre, mercurio, zinc, plomo) y otros productos tóxicos que contaminan el suelo y el agua por lixiviación.

La fase extractiva también genera desechos significativos, principalmente aguas salinas (aguas de formación), que son liberadas a los ríos junto con hidrocarburos. Estos desechos contienen altas concentraciones de cloruros, sulfatos y bicarbonatos que superan ampliamente las concentraciones naturales del agua en la región amazónica. Se estima que cada barril de petróleo procesado genera de 2 a 3 barriles de agua salina, lo que significa que en la selva peruana se vierten millones de barriles de estas aguas contaminadas por año. Este tipo de contaminación afecta a ecosistemas acuáticos y a poblaciones indígenas que dependen directamente del recurso hídrico para su subsistencia. Los derrames accidentales de petróleo y la falta de tratamiento adecuado de las aguas salinas agravan aún más la situación, comprometiendo la salud humana y la biodiversidad de la región [63].

Clasificación de hidrocarburos en el petróleo crudo:

- El petróleo contiene **alcanos, naftenos y aromáticos**, en diversas proporciones, que a menudo incluyen compuestos heterocíclicos de azufre, nitrógeno, oxígeno y trazas de metales (vanadio, níquel, hierro).
- Los crudos ricos en **parafinas** producen mayores proporciones de gasolina y productos ligeros, mientras que los ricos en **aromáticos** tienden a ser más pesados.
- **El petróleo al contener compuestos heterocíclicos** presenta elementos como azufre, nitrógeno y oxígeno; como los tioles, pirroles, los cuales afectan la calidad del crudo y complican la refinación [64].

Separación por fracciones: la destilación separa el petróleo en fracciones con rangos definidos de temperaturas de ebullición. Estas fracciones presentan comportamientos distintos cuando ingresan al suelo tras un derrame:

- **Gasolina:** hasta 200 °C, representa del 10-30 % del crudo.
- **Queroseno y gasóleo:** hasta 350 °C, con un contenido del 40-65%.

Tabla 1. Fracciones de petróleo.

Fracción	**Rango de ebullición**	**Composición principal**	**Aplicaciones**
Gases ligeros	<40 °C	Metano, etano, propano, butano.	Gas natural, gas licuado de petróleo
Nafta ligera	40-100 °C	Alcanos, aromáticos.	Materia prima para petroquímica
Gasolina	100-200 °C	Alcanos, naftenos, aromáticos	Combustible para motores de combustión interna
Queroseno	200-250 °C	Naftenos, aromáticos	Combustible de aviación, iluminación
Gasóleo (diésel)	250-350 °C	Alcanos, naftenos, aromáticos	Combustible para motores diesel, calderas.
Aceites lubricantes	350-450 °C	Alcanos de cadena larga, cicloalcanos	Lubricantes, grasas industriales
Residuo fuel	>450 °C	Asfaltenos. Compuestos pesados	Combustible industrial, asfaltos

2.2.1.2. Comportamiento de los hidrocarburos en el suelo

- **Procesos de infiltración, volatilización, sorción y biodegradación**

El destino de los hidrocarburos de petróleo en el ambiente edáfico depende de la interacción de varios procesos físicos, químicos y biológicos que operan de manera concurrente. Estos procesos pueden intensificarse o limitarse en función de las condiciones edáficas propias de la Amazonía. Tras un derrame, una fracción de los compuestos ligeros puede evaporarse rápidamente desde la superficie; otra fracción tiende a infiltrarse hacia el perfil no saturado (zona vadosa) y puede migrar lateral o verticalmente, dependiendo de la textura, porosidad y gradientes hidráulicos del suelo [65]. La sorción a las partículas del suelo (arcillas, materia orgánica) retiene fracciones medianas y pesadas en la interfase sólido-líquido, reduciendo su movilidad, pero aumentando su persistencia; en suelos ricos en materia orgánica y arcillas la adsorción suele ser mayor [7]. Finalmente, la biodegradación microbiana transforma parcial o totalmente algunos compuestos según su estructura química (los alcanos simples se degradan más fácilmente que los aromáticos policíclicos), la disponibilidad de oxígeno y nutrientes y la comunidad microbiana presente [66,67].



Figura 1. Procesos de la distribución de los hidrocarburos en el suelo (infiltración, adsorción, volatilización y biodegradación). *Fuente: elaboración propia (2025), con base en Mekonnen et al. (2024) y An et al. (2023)*

La tasa y predominio de cada proceso varían con la **fracción del petróleo** (C6–C10: volátiles; C10–C28: medianos; >C28: pesados/asfaltenos), con la **condición de humedad** y con los parámetros hidrogeológicos locales. Modelos experimentales en columnas de suelo demuestran que la migración en la zona vadosa (zona no saturada) es un proceso acoplado, donde la fase líquida, la capilaridad y la biodegradación interactúan para dar lugar a perfiles de concentración complejos en profundidad [66].

Tabla 2. Procesos principales de distribución de hidrocarburos en el suelo. *Fuente: elaboración propia*

Proceso	**Descripción**	**Factores que influyen**	**Efecto predominante**
Infiltración	Penetración del contaminante en el suelo	Textura, porosidad, humedad	Moviliza fracciones líquidas
Volatilización	Pérdida de fracciones ligeras al aire	Temperatura, viento, presión de vapor	Reduce compuestos livianos, incrementa riesgo atmosférico
Adsorción	Retención en partículas de suelo	Materia orgánica, arcilla, polaridad	Limita movilidad, aumenta persistencia
Biodegradación	Transformación microbiana	O_2, nutrientes, microbiota	Reduce carga contaminante, genera CO_2

- **Adsorción e isotermas**

La adsorción depende de la disponibilidad de sitios activos y del carácter hidrofóbico de la molécula o material: los componentes no polares del petróleo muestran afinidad con superficies orgánicas e hidrofóbicas (por ejemplo, la materia orgánica o materiales carbonosos). El análisis experimental de equilibrio mediante isotermas (Langmuir y Freundlich) permite cuantificar la capacidad de retención y caracterizar la heterogeneidad del adsorbente [68]. Estas isotermas son ampliamente utilizadas para interpretar ensayos de sorción en materiales alternativos, como los evaluados en este estudio. Modelos y

experimentos recientes aplicados a materiales reciclados muestran frecuentemente un mejor ajuste a Freundlich en materiales heterogéneos (p. ej. caucho triturado), lo cual indica una distribución de energías de adsorción sobre la superficie.

- **Volatilización y pérdida de fracciones ligeras**

Las fracciones ligeras del petróleo (C6–C10) son las más susceptibles a la volatilización, especialmente en condiciones de alta temperatura y baja humedad superficial; por ello el perfil temporal de contaminantes cambia rápidamente tras el derrame inicial, dejando mayor proporción de fracciones medias y pesadas en el suelo a mediano y largo plazo [69]. La volatilización reduce parte del impacto local, pero puede aumentar la exposición por vía inhalatoria y promover la formación de vapores tóxicos.

- **Efectos en las propiedades fisicoquímicas del suelo: pH, conductividad, materia orgánica, porosidad, humedad**

La presencia de hidrocarburos altera múltiples parámetros fisicoquímicos del suelo. Estudios experimentales y revisiones muestran cambios consistentes tales como: variaciones en el pH (incrementos o descensos dependientes de la composición del crudo y del tipo de suelo), aumento de la densidad aparente, reducción de la porosidad y de la conductividad hidráulica, y modificaciones en la conductividad eléctrica [70,71]. Además, la cantidad aparente de materia orgánica puede aumentar por la incorporación del hidrocarburo (como carbono orgánico no mineralizado), lo que complica la interpretación del indicador "materia orgánica" tradicional [72]. Estos efectos inciden directamente en la capacidad del suelo para retener agua, en la movilidad de contaminantes y en la supervivencia de organismos edáficos.

En suelos tropicales con alta humedad y turba, la presencia de hidrocarburos suele producir una mayor hidrofobicidad superficial —formación de capas repelentes— que reduce la infiltración de agua y la percolación, favoreciendo la acumulación superficial del contaminante y la pérdida de función ecológica [73]. Este efecto es especialmente crítico en ambientes amazónicos con estratos orgánicos pronunciados

- **Impacto sobre la microbiota del suelo y la vegetación.**

La contaminación por hidrocarburos tiene un doble efecto sobre la comunidad microbiana: por un lado, en concentraciones moderadas puede estimular el crecimiento de degradadores especializados (p. ej., géneros Alcanivorax, Pseudomonas, Rhodococcus, Sphingomonas), promoviendo procesos de biodegradación; por otro lado, concentraciones elevadas o la presencia de compuestos tóxicos (HAP, compuestos con heteroátomos) inhiben la diversidad microbiana y las funciones tróficas del suelo (reducción de la respiración, enzimas clave, nitrificación), provocando pérdida de resiliencia ecológica [74,75]. Revisiones recientes muestran que la respuesta microbiana es dependiente de la dosis, la fracción del hidrocarburo y de la disponibilidad de nutrientes y oxígeno [76].

En la vegetación, los efectos se traducen en menor germinación, retraso en crecimiento radicular y reducción de biomasa, asociadas tanto a la toxicidad directa como a las alteraciones edáficas (p. ej. menor disponibilidad de agua y nutrientes) [77]. Estudios experimentales en suelos empetrolados reportan declives en germinación y crecimiento de especies forrajeras y hortícolas, evidenciando que la remediación debe considerar tanto la remoción del contaminante como la restauración de las condiciones fisicoquímicas del suelo y la reconstrucción del microbiota funcional [78].

2.2.1.3. Características fisicoquímicas del petróleo amazónico

El petróleo crudo es una mezcla compleja de hidrocarburos y compuestos orgánicos. En la región amazónica peruana la explotación petrolera se concentra principalmente en crudos provenientes de cuencas sedimentarias que contienen hidrocarburos con predominio de fracciones semipesadas y pesadas, las cuales influyen en su interacción con matrices sólidas como los suelos y materiales adsorbentes **[79].**

Los crudos transportados y comercializados por Petroperú provienen principalmente de yacimientos ubicados en Loreto, donde las condiciones de formación generan petróleos con características intermedias entre crudos medianos y pesados. Estas propiedades determinan parámetros fisicoquímicos relevantes como densidad, viscosidad, entre otras;

las cuales condicionan su movilidad y capacidad de dispersión en ambientes contaminados [80].

a. Composición química del petróleo: fracciones SARA

La composición química del petróleo crudo suele describirse mediante el fraccionamiento SARA, el cual clasifica los hidrocarburos en saturados, aromáticos, resinas y asfaltenos. Este sistema permite interpretar la estabilidad química del crudo, su comportamiento durante procesos ambientales y de refinación [81].

i. Los hidrocarburos saturados comprenden principalmente alcanos lineales y ramificados caracterizados por su baja polaridad y elevada volatilidad.
ii. Los hidrocarburos aromáticos contienen estructuras cíclicas con anillos bencénicos que incrementan su afinidad por matrices orgánicas del suelo.
iii. Las resinas corresponden a compuestos de mayor peso molecular que contienen heteroátomos como nitrógeno, azufre y oxígeno.
iv. Los asfaltenos representan la fracción pesada del crudo, con elevada masa molecular y baja solubilidad, que favorece su persistencia en el ambiente [82].

En petróleos amazónicos se ha reportado una mayor proporción relativa de resinas y asfaltenos. Esta composición contribuye a que dichos hidrocarburos presenten mayor tendencia a adherirse a superficies sólidas y permanecer retenidos en el suelo [83].

Como se observa en la Figura 2, las fracciones saturadas y aromáticas corresponden a compuestos de menor peso molecular, mientras que las resinas y asfaltenos constituyen fracciones pesadas con mayor estabilidad química y menor volatilidad. Estas características explican el comportamiento ambiental del petróleo amazónico, particularmente su tendencia a persistir en matrices sólidas y presentar limitada dispersión en fase gaseosa.



Figura 2. Distribución de fracciones SARA y su relación con las propiedades fisicoquímicas del petróleo amazónico comercializado por Petroperú. *Fuente: Elaboración propia con apoyo de inteligencia artificial.*

b. **Propiedades fisicoquímicas del petróleo amazónico**

Las propiedades fisicoquímicas del petróleo amazónico dependen de su composición molecular y de la distribución de sus fracciones hidrocarbonadas. Entre los parámetros más relevantes se encuentran la densidad, viscosidad y volatilidad, los cuales influyen directamente en su comportamiento durante procesos de transporte, dispersión y contaminación ambiental.

La densidad del crudo se expresa mediante la gravedad API, utilizada para clasificar los petróleos en ligeros, medianos o pesados. Los petróleos provenientes de la Amazonía peruana presentan generalmente valores de gravedad API bajos a intermedios, lo que

evidencia un mayor contenido de fracciones pesadas y explica su menor fluidez y movilidad en el suelo. La viscosidad está asociada a la presencia de compuestos de alto peso molecular, principalmente resinas y asfaltenos. Un mayor contenido incrementa la resistencia al flujo del petróleo, favoreciendo su retención en matrices sólidas [84,85].

Tabla 3. Comparación de propiedades fisicoquímicas entre el petróleo amazónico de Petroperú y otros crudos comerciales

Propiedad	Petróleo amazónico (Petroperú)	Crudo ligero
Origen	Cuencas amazónicas peruanas	Cuencas marinas
Gravedad API	Baja a intermedia	Alta
Viscosidad	Alta	Baja
Contenido de fracciones pesadas	Elevado	Bajo
Volatilidad	Baja	Alta
Persistencia ambiental	Alta	Moderada
Movilidad en suelo	Limitada	Alta

2.2.1.4. Normativa ambiental y estándares de calidad

- **Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelos:**

Es la medida que establece el nivel de concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, presentes en el aire, agua o suelo, en su condición de cuerpo receptor, que no representa riesgo significativo para la salud ni al ambiente. La ley establece que el ECA es obligatorio en el diseño de las normas legales y las políticas públicas. Si se superan los ECA para suelo en aquellos parámetros asociados a las actividades productivas, extractivas y de servicios, las personas responsables de éstas, deben realizar acciones de evaluación y ejecutar las acciones de remediación necesarias de los sitios contaminados con la finalidad de proteger la salud de las personas y el ambiente [14].

- **Métodos EPA para determinación de hidrocarburos:**

El EPA 8015, es aplicable para determinar las concentraciones de diversos compuestos orgánicos volátiles no halogenados y compuestos orgánicos semivolátiles mediante cromatografía de gases (GC) así como para el análisis de otros analitos como trietilamina e hidrocarburos de petróleo (HTP). [78].

2.2.2. Caracterización de Suelos de la Selva Amazónica. Propiedades físicas y texturales de los suelos:

La ciudad de Iquitos, capital del departamento de Loreto, ubicada en la Selva Baja del Perú sobre la margen izquierda del río Amazonas en la provincia de Maynas, al noreste del Perú, a una altitud topográfica comprendida entre los 118 y 135 msnm. Limita por el norte con el río Nanay, por el este con el río Amazonas, por el sur con el río Itaya y el área del nuevo aeropuerto de la ciudad y por el oeste con el lago Morona y el río Nanay. Se encuentra en la zona ecológica bosque húmedo tropical, con clima húmedo y cálido, con temperaturas entre 20 y 27 °C. La humedad relativa alcanza valores entre 80 y 88 % y la precipitación promedio anual es de 3000 mm.

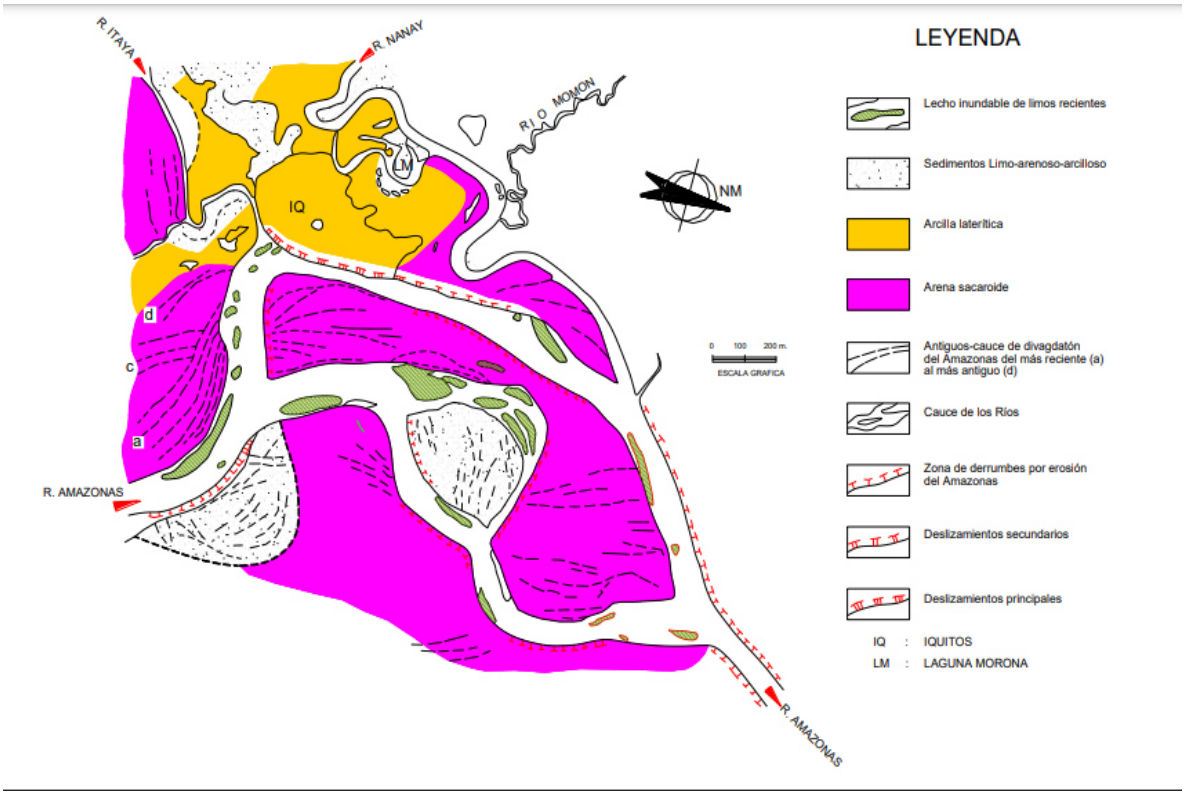

Figura 3. Croquis Geomorfológico de Iquitos y sus alrededores. *Fuente: Ing. A. Martínez Vargas. (1967)*

Los sedimentos predominantes en la ciudad de Iquitos corresponden principalmente a arena fina y arcilla; no se observa en la zona afloramientos rocosos, ni sedimentos del tipo

de agregados gruesos. En la secuencia estratigráfica de la región se reconoce que los estratos presentan variaciones de espesor y potencia y los entrecruzamientos son frecuentes [86].

2.2.2.1. Características edáficas generales

En la región amazónica del Perú, los suelos presentan una gran heterogeneidad textural y composicional. Sin embargo, se ha identificado que aproximadamente el 65 % de los suelos amazónicos son Ultisoles, caracterizados por una alta proporción de arcilla y un elevado grado de intemperismo que condiciona su acidez, baja fertilidad natural y limitada capacidad de retención de nutrientes [87]. Esta predominancia resulta relevante en estudios de contaminación, debido a la afinidad de los suelos arcillosos por compuestos orgánicos. En menor proporción, también se encuentran suelos clasificados como Alfisoles, Inceptisoles y Entisoles, los cuales aportan distintas combinaciones de arena, limo y arcilla según su origen geológico y ubicación geográfica.

a. Clasificación textural de suelos

La textura del suelo es una propiedad física fundamental que describe la proporción relativa de partículas minerales de arena, limo y arcilla**,** la cual influye directamente en la retención de agua, aireación, porosidad y capacidad de adsorción del suelo [88]. La clasificación textural puede determinarse mediante métodos hidrométricos o granulométricos, y se representa gráficamente en el triángulo textural del USDA (United States Department of Agriculture)**,** ampliamente utilizado a nivel internacional [89].

- En el ámbito de la caracterización técnica, la norma ASTM D422-63 (Reapproved 2007) establece el procedimiento estándar para el análisis de tamaño de partículas del suelo mediante tamizado e hidrómetro [90].
- De igual modo, la ISO 11277:2020 regula la determinación de la distribución de tamaño de partículas por sedimentación y tamizado, proporcionando una clasificación textural comparable a la del USDA [91]

En el Perú, el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI) y el Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico (INGEMMET) adoptan sistemas equivalentes

basados en estos estándares para la descripción de suelos amazónicos, donde predominan las texturas franco-arenosas y franco-limosas [92].

La textura influye de manera significativa en el proceso de adsorción de hidrocarburos, ya que los suelos con mayor proporción de arcilla y materia orgánica presentan mayor área superficial específica y mayor cantidad de sitios activos para la retención de compuestos orgánicos no polares [93]. Por ello, el conocimiento de la textura del suelo resulta esencial para comprender la dinámica del petróleo en el subsuelo y optimizar la aplicación de materiales adsorbentes, como las partículas de los neumáticos fuera de uso (NFU).

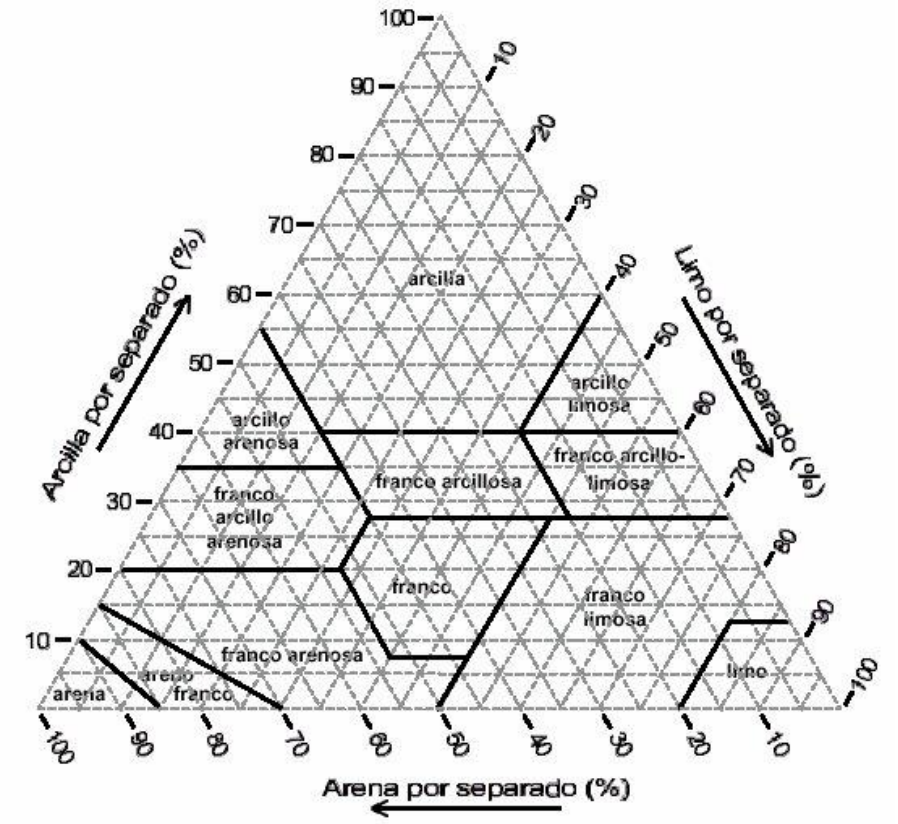

Figura 4. Triángulo de clases texturales del suelo (Soil Survey Staff, 1998). ***Fuente: adaptada de Peña C, J. (2006***

b. Estudios Geofísicos del suelo Amazónico

Los estudios geofísicos permiten caracterizar la estructura interna del suelo y subsuelo sin necesidad de excavación directa, proporcionando información esencial sobre la estratigrafía, porosidad, contenido de humedad y permeabilidad, factores clave en la movilidad de los hidrocarburos y en la eficacia de los procesos de remediación [94]. Entre las técnicas más utilizadas se encuentran el método eléctrico de resistividad, el método electromagnético de inducción y el método sísmico de refracción [95].

El método de resistividad eléctrica (ERT), por ejemplo, estima la variación de la conductividad eléctrica del suelo en función de su contenido de agua, tipo de material y presencia de contaminantes [96]. Los suelos saturados con petróleo presentan valores de resistividad más altos debido a la naturaleza no conductora de los hidrocarburos, lo que posibilita su detección y delimitación espacial [97]. En el contexto amazónico, estas técnicas son particularmente útiles debido a la alta heterogeneidad geológica y la presencia de capas orgánicas como la turba, que alteran los patrones eléctricos y mecánicos del suelo [98]. Los resultados de estudios geofísicos complementan la caracterización fisicoquímica del suelo, permitiendo correlacionar la textura, densidad aparente y contenido de materia orgánica con la capacidad de adsorción y transporte de hidrocarburos, información esencial para planificar estrategias de remediación basadas en adsorbentes naturales o reciclados [99].

c. Tipos de suelo predominante (arcilloso, limoso, arenoso, orgánico)

En el contexto de suelos amazónicos, los Ultisoles, Alfisoles, Inceptisoles y Entisoles presentan propiedades fisicoquímicas diferenciadas que influyen significativamente en la dinámica de retención y remediación de hidrocarburos.

- Los Ultisoles poseen una textura predominantemente arcillosa, alta capacidad de retención de agua pero baja disponibilidad para las plantas, y un pH ácido (<5,5), debido a su alto grado de intemperismo y lixiviación, lo que también les confiere una baja capacidad de intercambio catiónico (CIC) [100,101].
- Los Alfisoles, en cambio, presentan texturas franco arcillosas o franco limosas, mejor fertilidad natural, pH moderado y estructura bien desarrollada, lo que los convierte en suelos de mayor potencial agrícola [100].

- Los Inceptisoles son suelos jóvenes, con perfiles poco desarrollados y textura variable, lo que se traduce en una fertilidad y retención de agua moderadas [101].
- Los Entisoles están compuestos principalmente por arena o franco arenosa, son extremadamente pobres en nutrientes, con muy baja capacidad de retención de agua y alta vulnerabilidad a la lixiviación [101].
- En cuanto a la turba, se trata de un material orgánico con muy alta capacidad de retención de agua y nutrientes, y con un alto contenido de carbono orgánico (>40 %). Está compuesta principalmente por restos vegetales parcialmente descompuestos, musgos del género *Sphagnum*, raíces, tallos y hojas. Su pH es típicamente ácido (3,5–5,5) y posee una CIC elevada debido a la presencia de ácidos húmicos y fúlvicos, lo cual mejora la estructura del suelo cuando se mezcla con suelos minerales [102,103].

Tabla 4. Composición y características fisicoquímicas y texturales de suelos.

Tipo de suelo	**Textura típica**	**Ph**	**Retención de agua**	**Fertilidad natural**	**CIC**
Ultisoles	Arcillosa	<5,5	Alta	Baja	Baja
Alfisoles	Franco arcillosa	5,5–7	Alta	Moderada	Moderada
Inceptisoles	Variable	5–7	Media	Media	Media
Entisoles	Arenosa	Variable	Baja	Muy baja	Muy baja
Turba	Orgánica (sin grano)	3,5–5,5	Muy alta	Alta (orgánica)	Muy alta

Propiedades Fisicoquímicas relevantes

- **Textura:** Se refiere a las proporciones de limo, arena y arcilla en el suelo, considerando las partículas < 2 μm de diámetro como relevantes. La textura influye en la capacidad de intercambio, estructura, permeabilidad, retención de agua, porosidad, aireación, y densidad (aparente y real). Existen 12 clases texturales definidas por las combinaciones de estas fracciones.

- **Estructura**: Es la agrupación de partículas de arcilla, limo y arena en agregados estables, diferenciándolos de los terrones que resultan de actividades como el arado. Los agregados requieren materiales cementantes, como la materia orgánica y la arcilla, para su formación.
- **Las arcillas:** Son una fracción mineral fundamental del suelo, caracterizada por sus partículas < 2 μm de diámetro, que presentan una estructura cristalina por la disposición repetitiva de los átomos que las conforman, lo cual les confiere una estructura laminar compuesta por unidades tetraédricas y octaédricas. Su comportamiento coloidal se debe a su carga negativa que permite la adsorción de cationes que constituyen reservas de nutrientes como el calcio. Estas arcillas se originan a partir de minerales primarios como los feldespatos, micas y minerales ferromagnesianos, hecho que las categoriza como minerales secundarios [104].
- **Densidad aparente del suelo:** Estrechamente relacionada con su grado de porosidad. Generalmente, los suelos tienen una densidad aparente estimada entre 1,0 y 1,8 g/cm^3, aunque este valor puede variar dependiendo de la textura del suelo. Por ejemplo, los suelos arenosos y arcillosos tienen densidades aparentes que oscilan entre <1,0 y >1,7 g/cm^3, mientras que los suelos francos suelen presentar valores entre 1,5 y 1,7 g/cm^3 [98]. La compactación por maquinaria pesada o el pisoteo de animales tiende a aumentar la densidad aparente, mientras que el arado reduce temporalmente este valor. En suelos compactados, se incrementa la resistencia mecánica y disminuye la porosidad, lo cual limita el crecimiento radicular [105].
- **Conductividad hidráulica:** Está relacionada con la capacidad del suelo para permitir el paso del agua. Un aumento en la densidad aparente incrementa la resistencia a la penetración y reduce la porosidad del suelo, afectando negativamente el desarrollo radicular. Los suelos con una resistencia a la penetración superior a 2 MPa presentan condiciones críticas para el desarrollo de las raíces [105].
- **Resistencia del suelo a la penetración:** La compactación del suelo tiende a aumentar a medida que los suelos pierden carbono orgánico (turba) y estabilidad estructural. Los suelos con mejor estabilidad estructural y menor resistencia a la penetración, presentan menor degradación del suelo. El aumento del valor de la densidad aparente tiende a elevar

la resistencia a la penetración del suelo, mientras que el aumento de la porosidad tiende a disminuir la resistencia a la penetración del suelo [106].

- **Estabilidad de los agregados del suelo:** Es un indicador clave de la fertilidad del suelo y de su capacidad para resistir la erosión. Los suelos más compactos tienden a tener una menor estabilidad estructural, mientras que aquellos con agregados estables son menos susceptibles a la degradación. Según Ferreras et al. (2006), los pretratamientos con agua y etanol son útiles para evaluar este indicador, ya que muestran correlaciones con la resistencia a la erosión [107].
- **Temperatura del suelo:** Depende de la radiación neta que alcanza su superficie. Factores como la cubierta vegetal desempeñan un rol fundamental al disminuir la radiación directa y modificar el albedo, lo que influye directamente en la formación de materia orgánica, así como en los procesos metabólicos de los microorganismos. En ecosistemas como los bosques, durante el verano, la temperatura del suelo puede ser hasta 10 ºC más baja en comparación con suelos desprovistos de cubierta vegetal [105].
- **Reacción del suelo (pH)**: Influye en la absorción de nutrientes y en la actividad biológica. Los suelos ácidos, básicos y neutros se clasifican según un rango de 3,5 a 9,0. Los cultivos generalmente prosperan en un pH de 5,5 a 7,5, aunque esto varía según la especie y variedad. Un pH inferior a 5,0 puede indicar deficiencia de calcio, magnesio o hidrógeno, o la presencia de elementos tóxicos como zinc y aluminio [108].
- **Materia orgánica:** Conocida también como humus, es esencial para las propiedades del suelo y generalmente se refiere a sustancias oscuras resultantes de la descomposición de materiales orgánicos. Se estima que contiene un 5% de nitrógeno, por lo que su contenido puede calcularse multiplicando por 20 el nitrógeno total [108]. En Perú, los suelos de la costa presentan un 2% de materia orgánica, considerado alto para esta región, mientras que en la sierra este mismo valor se clasifica como bajo [109].
- **Capacidad de intercambio catiónico (CIC)**: Refleja la habilidad del suelo para adsorber y liberar cationes esenciales para el desarrollo de las plantas, como calcio, magnesio, potasio y amonio. Es influenciada por el pH, la cantidad de arcilla y el contenido de materia orgánica. Por su naturaleza, los suelos ácidos presentan mayor concentración de cationes de hidrógeno y aluminio en diversas formas. Entre otros factores importantes de

la capacidad de absorción, influyen en las clases, cantidad y combinaciones de arcillas y predisponen en las cantidades y el estado de descomposición de la materia orgánica del suelo.

- **Nutrientes en el suelo:** Son sustancias químicas naturales que se encuentran disueltas en el agua presente en el suelo, siendo indispensables para el desarrollo de las plantas. Entre los nutrientes elementales tenemos a 13 minerales que están directamente relacionados a la proporción o nivel de fertilidad del suelo y su disponibilidad. Asimismo, influyen otros factores como el clima, estructura del suelo, antecedentes de cultivos en el predio, macro y micro fauna, etc. [109].

Tabla 5. Propiedades fisicoquímicas típicas de suelos amazónicos.

Fuente: Elaboración propia (2025), adaptado de Brady & Weil (2017) y INGEMMET (2021)

Parámetro	**Rango típico**	**Relevancia ambiental**
pH	4,0–6,5	Influye en solubilidad de metales y actividad microbiana
Conductividad eléctrica (µS/cm)	50–300	Indica concentración de sales solubles
Humedad (%)	25–60	Controla biodisponibilidad y degradación
CIC (cmol/kg)	8–20	Determina capacidad de retención catiónica
Materia orgánica (%)	5–20	Aumenta capacidad de adsorción
Densidad aparente (g/cm³)	0,8–1,3	Refleja porosidad y aireación

2.2.2.2. Componente biológico del suelo amazónico

- **Microbiota nativa y su papel en la degradación de contaminantes:**

La microbiota del suelo amazónico cumple funciones clave en los ciclos biogeoquímicos, la descomposición de materia orgánica y la degradación de contaminantes orgánicos**.** Este conjunto incluye bacterias, hongos, adaptados a condiciones de alta humedad, acidez moderada y abundante materia orgánica [110]. En suelos contaminados con hidrocarburos, la microbiota nativo puede participar activamente en la biodegradación natural mediante enzimas como oxigenasas y deshidrogenasas, que transforman compuestos

alifáticos y aromáticos en CO_2, agua y biomasa microbiana [7]. No obstante, la presencia de contaminantes en concentraciones elevadas puede alterar la diversidad microbiana, reducir la actividad enzimática y afectar la estructura trófica del suelo [74]. Entre los principales géneros degradadores se encuentran *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Bacillus*, *Alcanivorax* y *Sphingomonas*, los cuales se adaptan a la naturaleza hidrofóbica de los hidrocarburos [73]. Factores como el pH, la temperatura**,** la aireación y la disponibilidad de nutrientes influyen directamente en su actividad y tasa de biodegradación.

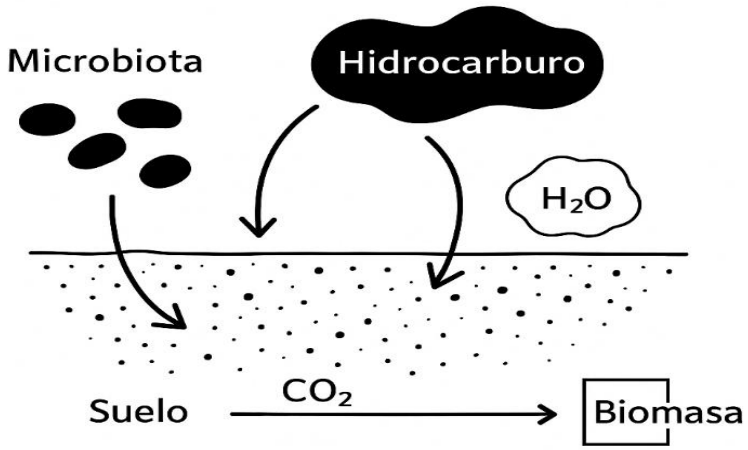

Figura 5. Representación de la microbiota degradadora en suelos contaminados. *Fuente: elaboración propia (2025), adaptado de Varjani, (2017)*

Tabla 6.: Principales géneros microbianos degradadores de hidrocarburos. *Fuente: elaboración propia (2025)*

Género	**Tipo de hidrocarburo degradado**	**Vía metabólica predominante**	**Referencia**
Pseudomonas	Alcanos, BTEX	β-oxidación aeróbica	Varjani (2017)
Rhodococcus	HAP, parafinas	Monooxigenasas	Kalia (2022)
Alcanivorax	Alcanos	Oxidación terminal	Jia (2023)
Bacillus	Hidrocarburos medios	Deshidrogenasas	Mekonnen (2024)

- **Materia orgánica y turba como componentes del suelo amazónico**

La **turba** es un material orgánico parcialmente descompuesto, formado por restos vegetales acumulados en ambientes húmedos y anóxicos, común en zonas amazónicas y pantanosas [111]. Su composición incluye **celulosa, lignina y ácidos húmicos y fúlvicos**, responsables de su alta capacidad de intercambio catiónico y su comportamiento adsorbente [112]. Desde el punto de vista químico, la turba presenta una gran cantidad de **grupos funcionales oxigenados** (–COOH, –OH, –C=O), los cuales establecen enlaces por puentes de hidrógeno y fuerzas de Van der Waals con moléculas orgánicas e iones metálicos [113]. Esta característica explica su rol como **bioadsorbente natural**, relevante en la retención de hidrocarburos, metales y nutrientes. En los suelos amazónicos, la turba **aumenta la capacidad de retención de agua**, mejora la **estructura porosa** y contribuye a la **estabilidad biológica**, favoreciendo la actividad microbiana asociada a la biodegradación [114]. Su presencia potencia la capacidad de **adsorción natural** del suelo frente a contaminantes, y puede actuar como material complementario en sistemas de remediación.

2.2.3. Neumáticos fuera de uso (NFU) y su potencial como adsorbente

2.2.3.1. Problemática ambiental de los NFU

Dadas las funciones críticas de los neumáticos en los vehículos como durabilidad, resistencia y otras, su composición intrínseca es compleja, por ello los NFU son materiales de difícil degradación [115]; pertenecen a los materiales considerados materiales de alta persistencia ambiental. Según el Global Industry Analysts (GIA, 2016), la producción mundial de neumáticos alcanzó en 2015 los 1,72 billones de unidades [116] y la generación de NFU se va incrementando año tras año. El World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) prevé que la generación de NFU a nivel mundial sería de 1,2 billones de unidades cada año [117]. Según aparece en el Annual report 2013/2014 publicado por ETRMA, en Europa se tratan cada año 3,4 millones de toneladas de neumáticos que equivalen a un 95% del total que se genera, muy por encima del reciclaje de otros residuos como papel (71%) o plástico (62%)[116]. A lo largo de los últimos años se han propuesto distintas alternativas para reutilizar esta gran cantidad de NFU, entre las que se puede destacar, entre otras: pirólisis, aplicaciones en ingeniería civil, modificación de bitúmenes, etc. Estas aplicaciones permiten reducir y reutilizar

estos neumáticos fuera de uso, pero en la mayoría de los casos no aportan un valor añadido al producto.

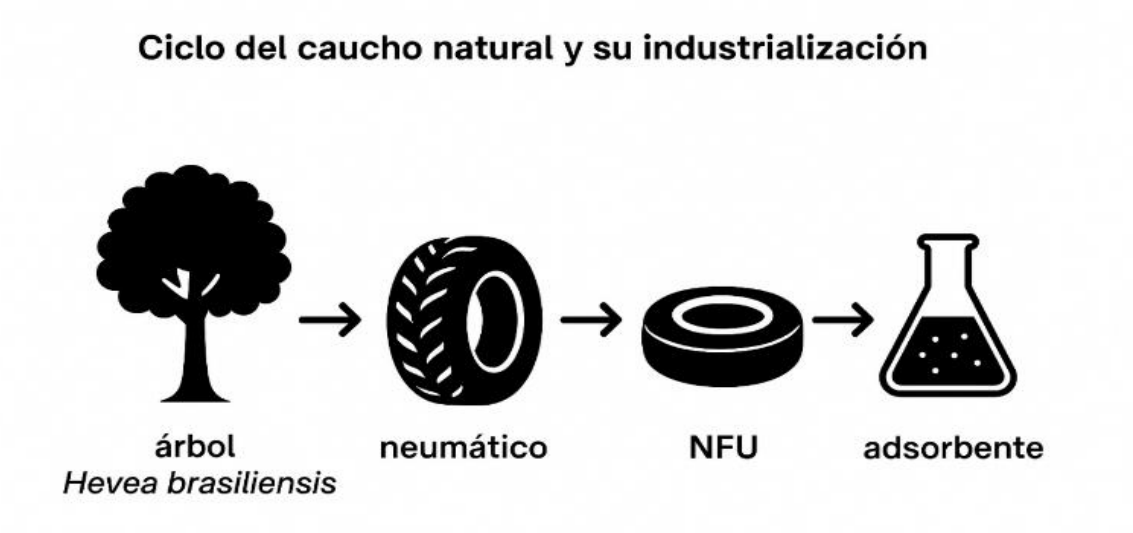

Figura 6. Ciclo del caucho natural y su industrialización. *Fuente: Elaboración propia (2025), adaptado de FAO (2020) y Kumar et al. (2020).*

2.2.3.2. Composición química y estructura del caucho vulcanizado

Los neumáticos son productos bastante complejos que contienen compuestos poliméricos, aditivos, cargas minerales y alambres metálicos.

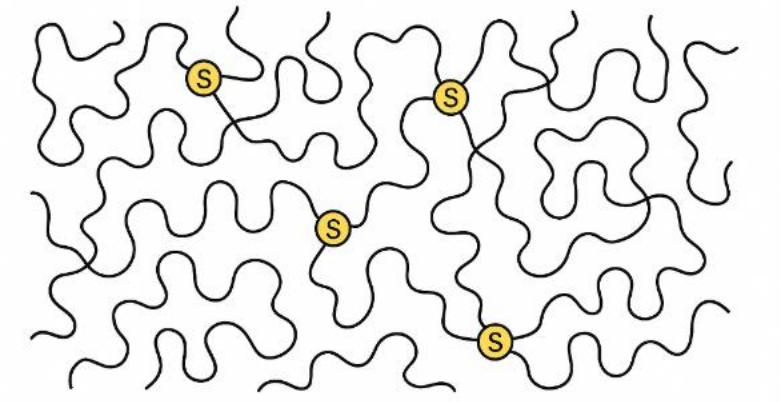

Figura 7. Microestructura del caucho vulcanizado. *Fuente: Elaboración propia (2025), adaptado de Okieimen et al. (2020)*

En la Tabla 7 se presenta un ejemplo de composición química, la que puede cambiar según el uso de dicho neumático:

Tabla 7.- Composición química de un neumático

Elementos	**Proporción [%]**
Carbono	70 – 83
Hidrógeno	5,0–7,5
Azufre	1,2–1,9
Cloro	0,1–0,8
Nitrógeno	1,5
Oxígeno	5
Zinc	1,2–1,7
Hierro	5–18
Otros	5

2.2.3.3. El caucho natural en la Amazonía peruana

El **caucho natural** proviene del **látex del árbol *Hevea brasiliensis***, especie originaria de la Amazonía sudamericana, particularmente de las cuencas del Ucayali, Huallaga y Amazonas. Su importancia económica se consolidó desde fines del siglo XIX, cuando la extracción del látex impulsó el denominado *boom del caucho*, que transformó profundamente las dinámicas sociales y ambientales de la región [117].

Desde el punto de vista ecológico, *Hevea brasiliensis* es un árbol perenne de gran valor que contribuye a la **fijación de carbono**, a la **conservación de la humedad del suelo** y al **mantenimiento de la biodiversidad amazónica**. La corteza del árbol produce un exudado lechoso rico en **poliisopreno (C_5H_8)**, base del caucho natural, compuesto por cadenas cis-1,4-polienos con elevada elasticidad y resistencia [117].

En la actualidad, el caucho amazónico se integra en cadenas de valor industrial bajo un enfoque de **bioeconomía y economía circular**, donde se aprovecha tanto el látex natural como los residuos del caucho procesado. Este vínculo entre el **recurso natural** y el **material**

industrial permite conectar la producción tradicional con aplicaciones modernas como la fabricación de neumáticos**,** su uso en materiales reciclados (NFU) y su posterior revalorización en remediación ambiental [119,120].

Tabla 8. Propiedades químicas y físicas del caucho natural (*Hevea brasiliensis*)

Propiedad	Descripción	Relevancia ambiental
Polímero base	Cis-1,4-poliisopreno	Alta elasticidad y capacidad de recuperación
Densidad (g/cm³)	0,91–0,93	Material liviano e hidrofóbico
Grupos funcionales	C=C, C–H, enlaces C–S tras vulcanización	Favorecen la adsorción de compuestos orgánicos
Origen	Vegetal, renovable	Material biodegradable en su forma natural

2.2.3.4. Potencial de los NFU como material adsorbente

El NFU también ha mostrado un gran potencial como material sorbente para contaminantes de soluciones acuosas. A través de procesos como la pirólisis, el caucho puede transformarse en carbón activado, que presenta propiedades similares al carbón activado comercial. Este material, rico en carbono (70–75 % en masa), puede ser tratado para aumentar su área superficial y porosidad, mejorando así su capacidad de adsorción [121,122]. Estudios han demostrado su efectividad en la remoción de contaminantes como hidrocarburos derivados del petróleo (xileno y tolueno), colorantes [124], pesticidas [125], fenoles [126], y iones metálicos como cobre [127], cromo [128], mercurio [129], cadmio [130], plomo [131] y níquel [132].

Filtración de aguas residuales: los filtros desarrollados con caucho triturado mostraron ventajas significativas en el tratamiento de aguas residuales frente a los sistemas tradicionales de filtración con arena, al presentar menor obstrucción, mayor capacidad de adsorción orgánica y una mayor área superficial, lo que los convierte en una opción prometedora para este tipo de procesos [133].

- Comparación de los NFU con otros adsorbentes: La remediación de suelos contaminados con hidrocarburos puede realizarse mediante adsorbentes físicos o técnicas biológicas.

Entre los primeros destacan el **carbón activado**, la **zeolita**, la **turba** y los **neumáticos fuera de uso (NFU)**, materiales de bajo costo y buena capacidad de adsorción.

- El **carbón activado** presenta alta superficie específica y afinidad por compuestos orgánicos no polares, logrando una elevada remoción de hidrocarburos. Sin embargo, su costo de producción y la dificultad de regeneración limitan su uso extensivo [134]
- La **zeolita**, en cambio, es más económica y posee estructura microporosa e intercambio iónico; las versiones modificadas con surfactantes o ácidos alcanzan adsorciones de hasta 1,9 g de hidrocarburo por gramo de material [135,136]. La **turba**, por su naturaleza orgánica y fibrosa, retiene hidrocarburos mediante interacciones con grupos funcionales oxigenados (–OH, –COOH), alcanzando reducciones de hasta 47 % [137].
- Los **NFU** representan una alternativa técnica viable y ambientalmente responsable, ya que su carácter oleofílico e hidrofóbico se debe a su composición de caucho y negro de humo. Estudios reportan adsorciones de hasta 924 mg de petróleo por kg de NFU, además, contribuyen a la valorización de residuos industriales [70]. A diferencia del carbón activado, los NFU no requieren activación previa y pueden aplicarse directamente, siendo ideales para zonas remotas como la Amazonía peruana.

Tabla 9. Comparación de materiales adsorbentes en remediación de hidrocarburos

Material	**Tipo**	**Costo**	**Capacidad adsorbente (mg/g)**	**Ventajas**	**Limitaciones**
Carbón activado	Industrial	Alto	80–120	Alta superficie, eficaz	Costoso, no sostenible
Turba	Natural	Bajo	40–60	Biodegradable, disponible	Saturación rápida
NFU	Reciclado	Muy bajo	50–70	Reutiliza residuo, resistente	Difícil regeneración
Zeolita	Mineral	Medio	45–75	Selectiva, estable	Bajo rendimiento con compuestos no polares

Estas técnicas pueden complementarse con procesos biológicos como la **biorremediación** y la **fitoremediación**, que promueven la degradación natural de los hidrocarburos. La **biorremediación** utiliza microorganismos capaces de oxidar compuestos del petróleo, alcanzando reducciones de hasta 77 % de TPH mediante bioestimulación y bioaumentación [137–139]. Por su parte, la **fitoremediación** aprovecha la interacción planta–microorganismo en la rizósfera; especies como *Vetiveria zizanioides*, *Desmodium incanum* y *Mirabilis jalapa* L. han demostrado eficiencias mayores al 90 % en la remoción de hidrocarburos [140]. Mientras las técnicas biológicas requieren tiempo y condiciones óptimas, los NFU permiten una adsorción de respuesta rápida con menos dependencia de condiciones ambientales, por lo que su integración con métodos biológicos representa una alternativa técnica viable para la remediación integral.

Tabla 10. Cuadro comparativo: ventajas y limitaciones en remediación de suelos contaminados por hidrocarburos

Criterio	**Adsorción con NFU (propuesta)**	**Fitorremediación**	**Biorremediación**
Velocidad de acción	Alta (acción inmediata al contacto con el crudo)	Lenta (semanas o meses)	Moderada a lenta (requiere crecimiento microbiano)
Dependencia ambiental	Baja (funciona en cualquier clima o suelo)	Alta (sensible a pH, humedad, nutrientes)	Alta (requiere condiciones biológicas óptimas)
Eficiencia en suelos ácidos	Alta (no depende de microorganismos o plantas)	Baja (afecta germinación y desarrollo vegetal)	Baja (actividad microbiana limitada por acidez)
Costos operativos	Bajos (material reciclado)	Bajos a moderados	Moderados a altos (requiere insumos

Criterio	Adsorción con NFU (propuesta)	Fitorremediación	Biorremediación
Sostenibilidad ambiental	Alta (reutiliza residuos de materiales hidrocarbonados)	Alta (uso de especies vegetales)	Alta (usa procesos biológicos naturales)
Monitoreo posterior	No necesario (requiere mínimo monitoreo posterior)	Requiere seguimiento de la salud vegetal	Requiere control de población bacteriana y nutrientes
Limitaciones	No remueve totalmente, solo adsorbe y reduce emisiones	No apta para suelos compactos o contaminados	Puede ser lenta o ineficaz en suelos arcillosos o secos

2.2.4. Mecanismos de interacción NFU–petróleo

2.2.4.1. Diferencias entre absorción y adsorción

Los procesos de **absorción** y **adsorción** explican la interacción entre los hidrocarburos del petróleo y los materiales adsorbentes como los NFU.

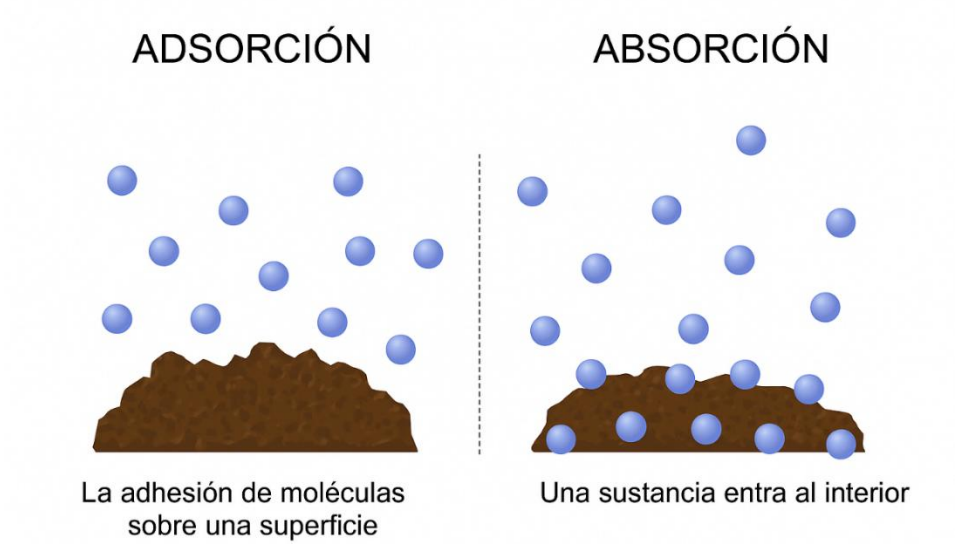

Figura 8. – Comparación entre absorción y adsorción (con esquema de moléculas dentro y sobre la superficie del material).

Fuente: *Elaboración propia (2025), adaptado de Ayawei et al. (2017).*

La **absorción** es un fenómeno **volumétrico**, donde el contaminante penetra en la estructura interna del material; la **adsorción**, en cambio, es **superficial**, y ocurre cuando las moléculas se fijan a la superficie sólida por fuerzas físicas o químicas [141]. Desde la perspectiva termodinámica, la **adsorción física** (fisisorción) involucra fuerzas de Van der Waals con baja energía (< 40 kJ/mol), mientras que la **adsorción química** (quimisorción) implica enlaces fuertes (> 80 kJ/mol) y suele ser irreversible [142,143].

Tabla 11.- Comparación entre absorción y adsorción.

Criterio	Absorción	Adsorción
Naturaleza del proceso	Volumétrico (interno)	Superficial (externo)
Energía del proceso	Baja	Alta (exotérmica)
Tipo de enlace	Difusivo	Van der Waals / químico
Reversibilidad	Generalmente reversible	Parcialmente irreversible
Ejemplo	Disolución de gas en líquido	Retención de hidrocarburos

2.2.4.2. Isotermas de adsorción

Las isotermas de adsorción son modelos matemáticos que describen el equilibrio entre la cantidad de soluto adsorbido por unidad de masa del adsorbente y la concentración de dicho soluto en la fase líquida a temperatura constante [142]. En estudios de remediación ambiental, estas curvas permiten comprender la interacción entre el contaminante y el material adsorbente, así como estimar la capacidad máxima de retención del material [143]. Entre las isotermas más empleadas destacan los modelos de Langmuir y Freundlich, los cuales son aplicables a diversos procesos de adsorción de hidrocarburos, metales pesados y colorantes en matrices sólidas [144,145].

- **Isoterma de Langmuir**

El modelo de Langmuir indica un comportamiento típico de adsorción física superficial, compatible con una formación monomolecular sobre sitios activos relativamente

homogéneos, donde cada sitio puede retener una sola molécula del adsorbato y no existe interacción entre las moléculas adsorbidas [146]. Su ecuación general se expresa como:

$$q_e = \frac{q_m b C_e}{1 + b C_e}$$

Donde:

- q_e es la cantidad de soluto adsorbido por unidad de adsorbente (mg/g)
- C_e es la concentración de equilibrio del soluto en la solución (mg/L)
- q_m es la capacidad máxima de adsorción (mg/g), y
- b es la constante de Langmuir relacionada con la afinidad del adsorbente por el adsorbato (L/mg)

La linealización de esta ecuación permite graficar C_e/q_e frente a C_e, obteniendo una pendiente de $1/q_m$ y una ordenada al origen de $1/bq_m$. El modelo de Langmuir resulta útil para determinar la eficiencia de adsorción en superficies uniformes y predecir el comportamiento de saturación del material [147].

Un parámetro derivado del modelo es el factor de separación o equilibrio, que indica la naturaleza del proceso de adsorción:

$$R_L = \frac{1}{1 + b C_0}$$

Donde C_0 es la concentración inicial del soluto. Si $0 < R_L < 1$, la adsorción es favorable; si $R_L > 1$, es desfavorable [148].

- **Isoterma de Freundlich**

Por otro lado, el modelo empírico de Freundlich asume una superficie heterogénea con diferentes energías de adsorción, siendo apropiado para describir sistemas donde la capacidad de adsorción varía con la concentración [149]. Su ecuación se expresa como:

$$q_e = K_f C_e^{\frac{1}{n}}$$

Donde *Kf* es la constante relacionada con la capacidad de adsorción del adsorbente (mg/g) (L/mg) y *n* es el factor de heterogeneidad o intensidad del proceso [150].

La forma lineal se obtiene aplicando logaritmo a ambos lados:

$$log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e$$

En este modelo, valores de 1/n entre 0,1 y 1 indican una adsorción favorable y una alta afinidad del adsorbente hacia el adsorbato [151]. A diferencia del modelo de Langmuir, la isoterma de Freundlich no predice una saturación máxima, lo cual la hace adecuada para describir procesos en superficies porosas e irregulares, como las de los neumáticos fuera de uso (NFU) triturados [87]. Diversos estudios han empleado ambas isotermas para evaluar la adsorción de hidrocarburos y compuestos orgánicos en materiales poliméricos. Por ejemplo, Tian et al. (2021) aplicaron estos modelos en la adsorción de aceites lubricantes sobre caucho reciclado, encontrando que el comportamiento se ajustó mejor al modelo de Freundlich, lo que evidencia la heterogeneidad de la superficie del caucho vulcanizado [147]. De forma similar, Kumar et al. (2020) reportaron que los residuos de caucho presentan una alta capacidad de adsorción de hidrocarburos debido a su naturaleza no polar y su estructura micro-porosa [148]. En el contexto de esta investigación, la aplicación de las isotermas de Langmuir y Freundlich permitirá determinar el tipo de interacción NFU–petróleo, la capacidad máxima de adsorción y la eficiencia del proceso, aportando información fundamental para el diseño de estrategias de remediación a escala piloto o industrial.

2.2.4.3. Ensayos, Métodos Instrumentales y Analíticos para evaluar la interacción fisicoquímica del NFU-Petróleo

El estudio de los procesos de interacción entre el NFU y el petróleo requiere del uso de técnicas instrumentales complementarias que permitan identificar tanto los cambios químicos como las modificaciones estructurales que ocurren en la superficie del adsorbente después del contacto con el contaminante. También se requieren técnicas específicas para caracterizar la complejidad de las fracciones, especialmente aquellas con temperaturas de ebullición elevadas. La capacidad de sorción de un material representa la cantidad de fluido que este puede retener por unidad de masa, siendo un parámetro clave para evaluar su eficacia en procesos de remediación ambiental. En el caso de los neumáticos fuera de uso (NFU), su estructura porosa, composición polimérica y contenido de negro de humo les confieren un alto potencial para la adsorción de hidrocarburos, especialmente los derivados del petróleo crudo. Estos materiales presentan superficies hidrofóbicas y oleofílicas que favorecen la

retención selectiva de compuestos orgánicos, mientras repelen el agua, lo que los hace adecuados para la limpieza y recuperación de suelos y cuerpos de agua contaminados.

- **Ensayo de sorción según método ASTM F726-12**

El método **ASTM F726-12**, "*Standard Test Method for Sorbent Performance of Adsorbents*", específicamente el apartado denominado *Oil Adsorption – Short Test*, describe un procedimiento rápido que permite evaluar la capacidad de adsorción de un sorbente en contacto directo con un hidrocarburo durante un tiempo determinado. El método consiste en sumergir una cantidad conocida del material sorbente seco en el líquido contaminante, permitiendo la interacción durante un periodo corto (por lo general, 15 a 30 minutos). Luego, el exceso de fluido es drenado o escurrido bajo condiciones controladas y se mide la masa del material impregnado. La diferencia entre la masa inicial y la final permite calcular la capacidad de sorción (g de fluido por g de sorbente) [149]**.**

El principio físico detrás de este ensayo radica en la **afinidad del sorbente por los compuestos oleosos**, la cual depende de su estructura superficial, porosidad, densidad y grado de hidrofobicidad. En este sentido, el método ASTM F726-12 proporciona un marco estandarizado y reproducible para comparar el rendimiento de distintos materiales, incluyendo residuos reutilizados como los **neumáticos fuera de uso (NFU)**.

Tabla 12. Variables evaluadas en el método ASTM F726-12 adaptado para la determinación de la capacidad de adsorción del NFU frente al petróleo crudo. *Fuente: elaboración propia*

Variable	**Símbolo / Unidad**	**Descripción**
Masa inicial del sorbente seco	W_1 (g)	Masa del material NFU antes del contacto con el petróleo crudo.
Masa final del sorbente impregnado	W_2 (g)	Masa del material luego del contacto y drenado del exceso de fluido.

Variable	Símbolo / Unidad	Descripción
Tiempo de contacto	t (min)	Duración de la inmersión del NFU en el hidrocarburo (según el método corto, entre 15–30 min).
Temperatura del ensayo	T (°C)	Temperatura ambiente o controlada durante la prueba, que influye en la viscosidad del fluido.
Tipo de fluido	—	Hidrocarburo utilizado; en este caso, petróleo crudo de 24 °API.
Capacidad de sorción	C_s (g/g)	Relación entre la masa de fluido absorbido y la masa seca del sorbente: $C_s = (W_2 - W_1)/W_1$.

*** Nota:** La capacidad de sorción (C_s) se expresa como la cantidad de hidrocarburo retenido por unidad de masa del NFU. Este valor permite comparar la eficiencia de diferentes tamaños de partícula o tratamientos aplicados al material.

- **GC-FID: cuantificación de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) remanentes.**

  La cromatografía de gases (GC) es una técnica esencial que permite separar las fracciones ligeras como gases o gasolinas y así estimar la concentración de cada especie química presente. Sin embargo, en fracciones más pesadas, este enfoque solo puede proporcionar información sobre familias químicas, la distribución de tipos de carbono o representaciones moleculares promedio [150]. La GC para el análisis de hidrocarburos totales de petróleo (TPH**)** separa y cuantifica los compuestos presentes en una muestra, basándose en su capacidad para moverse a través de una columna; para fracciones más ligeras, como gases y gasolinas, puede proporcionar la concentración de cada especie química y para las fracciones media y pesada requiere de mayor resolución por la diversidad de componentes presentes.

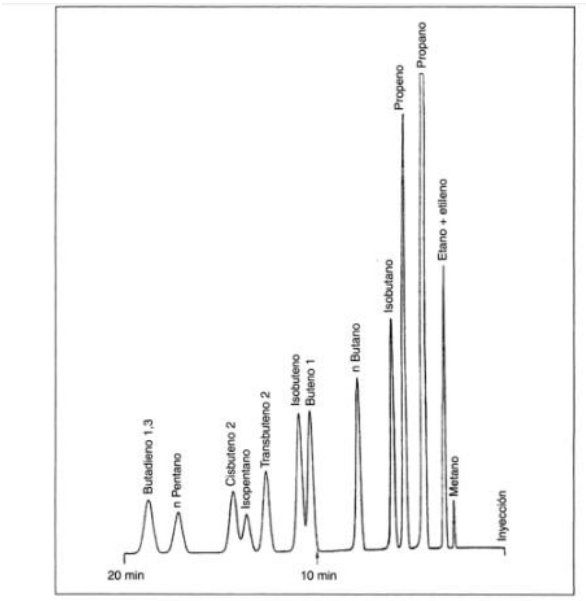

Figura 9. Cromatograma tipo obtenido con una columna de sebaconitrillo (mezcla de referencia que contiene los componentes de GLP)

Se emplean diferentes tipos de detectores según el objetivo y la muestra por analizar. Los más comunes incluyen el detector de ionización de llama (FID) para hidrocarburos, que se utiliza en la mayoría de los análisis de gases y líquidos. Otros detectores como el de conductividad térmica (TCD) se emplean para medir gases como el hidrógeno, que requieren una sensibilidad mayor. Además, la GC a menudo se acopla con espectrometría de masas para la identificación precisa de los componentes, especialmente cuando la separación no es suficiente solo con la cromatografía. De este modo, se obtiene una visión más completa de la composición química de los productos analizados.

- **Espectroscopia Infrarroja por transformada de Fourier (FTIR)**

Esta técnica permite identificar y caracterizar compuestos orgánicos mediante la absorción de energía en la región infrarroja del espectro electromagnético; se basa en la capacidad de las moléculas para generar bandas de absorción que, aunque no siempre son suficientes para una identificación completa, brindan información valiosa sobre la presencia de grupos funcionales específicos. En combinación con técnicas como la espectrometría de masas, la FTIR se vuelve una herramienta poderosa para la elucidación estructural utilizando sistemas informáticos avanzados [158].

Los espectrómetros FTIR, que han desplazado a los instrumentos dispersivos en la mayoría de laboratorios, funcionan mediante un interferómetro, generalmente basado en el diseño de Michelson. Este dispositivo divide un haz de luz infrarroja en dos trayectorias: una hacia un espejo móvil y otra hacia un espejo fijo. Posteriormente, los haces son recombinados, generando un patrón de interferencia que es procesado mediante algoritmos de transformada de Fourier para producir un espectro de absorción o transmisión. Entre sus ventajas, destacan una mayor sensibilidad, la ausencia de bandas de emisión en los espectrogramas y la capacidad de operar sin condiciones de iluminación específicas. Estas características hacen que la FTIR sea más eficiente y precisa en comparación con los equipos dispersivos tradicionales [159].

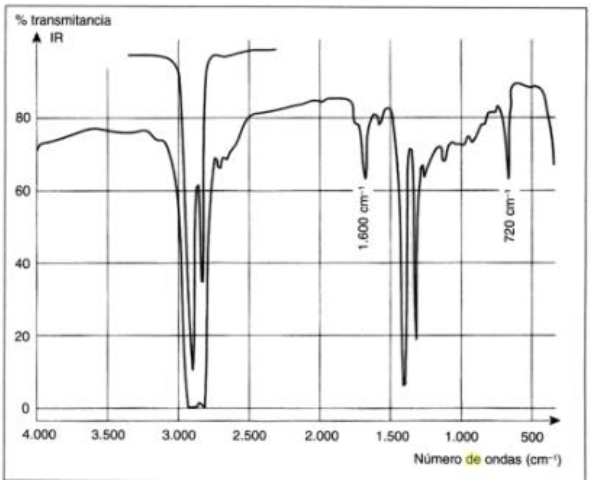

Figura 10. Espectro infrarrojo de un corte de petróleo

- **Aplicación de la Espectrometría Infrarroja para la Caracterización de Fracciones del Petróleo:** Las estructuras moleculares poseen niveles de vibración cuantizados, que corresponden a energías en el rango infrarrojo. Estas vibraciones dependen de la naturaleza de los átomos y de las fuerzas de los enlaces que los unen **[160-162].** Cuando un enlace como el C=O de una cetona es irradiado con una energía correspondiente a su frecuencia de vibración, ocurre una absorción de energía, que se detecta en el espectro infrarrojo. La capacidad de absorber esta radiación depende de la presencia de grupos funcionales específicos y de su configuración en la molécula. Para que una vibración sea

activa en el infrarrojo, debe estar acompañada por una variación del momento dipolar de la molécula.

La técnica FTIR permite tanto análisis cualitativo como cuantitativo de las muestras. En el análisis cualitativo los grupos funcionales se identifican por las frecuencias de absorción características [163]. Las vibraciones de los enlaces C-H en un grupo metilo se detectan en las regiones de 2960, 1450 y 1390 cm^{-1}, mientras que el grupo OH absorbe en 3600 y 1620 cm^{-1}, y los anillos bencénicos muestran absorciones en 1600 y 1500 cm^{-1}. Estas frecuencias, conocidas como frecuencias de grupo, ayudan al analista a identificar los diferentes grupos funcionales y a reconstruir la estructura de la molécula. En el análisis cuantitativo la absorbancia y la transmitancia se determinan mediante la comparación de la energía del haz incidente y la energía transmitida a través de la muestra.

- **Microscopía Electrónica de Barrido con Microanálisis de Rayos X (MicroSEM-EDX)**

El análisis mediante Microscopía Electrónica de Barrido con Microanálisis de Rayos X (MicroSEM-EDX) permite evaluar la morfología y composición elemental del NFU antes y después del contacto con petróleo.

Este método proporciona imágenes de alta resolución que evidencian irregularidades superficiales, porosidad, grietas y depósitos de hidrocarburos, indicadores directos del proceso de adsorción superficial [164].

El análisis EDX complementa la observación morfológica mediante la identificación de elementos característicos (C, S, Si, Zn, Fe, Ca), y permite detectar el aumento del carbono y la presencia de residuos orgánicos en la superficie del NFU [165]. Una modificación superficial sin alteración estructural interna indica que el proceso dominante es la adsorción, mientras que cambios profundos en la matriz del caucho evidenciarían absorción. La correlación de este análisis con los resultados FTIR permite confirmar la estabilidad química del material y la naturaleza física del mecanismo.

2.2.5. Enfoque de economía circular y sostenibilidad

2.2.5.1. Reutilización de residuos peligrosos en procesos de remediación ambiental

La **economía circular** busca mantener los recursos en uso el mayor tiempo posible, reduciendo residuos y promoviendo la reutilización y el reciclaje. En este enfoque, los NFU se transforman de un residuo peligroso en un material valorizado, capaz de actuar como adsorbente en la remediación de suelos contaminados.
Su aprovechamiento contribuye a la reducción del impacto ambiental asociado a la disposición final (rellenos o incineración) y se integra a estrategias de gestión ambiental basadas en valorización de residuos [22].

2.2.5.2. Impacto ambiental y social de la remediación sostenible

El uso de materiales reciclados en procesos de remediación contribuye directamente a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) 12 y 15:

- ODS 12 (Producción y consumo responsables): promueve la reducción de residuos industriales y el uso eficiente de recursos.
- ODS 15 (Vida de ecosistemas terrestres)**:** favorece la restauración de suelos degradados y la conservación de ecosistemas amazónicos.

Adicionalmente, este enfoque genera beneficios socioeconómicos locales, al incentivar cadenas de reciclaje, empleos verdes y transferencia tecnológica [166]. En el caso de los NFU, su valorización reduce el volumen de desechos industriales y las emisiones derivadas de la incineración o disposición inadecuada [127].

Tabla 13. Vinculación del uso de NFU con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS).

Objetivo	**Descripción**	**Relación con el proyecto**
ODS 12	Producción y consumo responsables	Reutilización de NFU en lugar de su eliminación
ODS 13	Acción por el clima	Reducción de emisiones y residuos
ODS 15	Vida de ecosistemas terrestres	Remediación de suelos amazónicos contaminados

- **Proporción de aplicación del NFU en el suelo contaminado:** Se evaluaron diferentes dosis del material particulado (por ejemplo, 5%, 10% y 15% en peso respecto al suelo contaminado).

3. METODOLOGÍA

3.1. Ubicación del área de estudio

El área de estudio es la Selva Norperuana, donde pasa un tramo del Oleoducto Norperuano, la zona seleccionada fue la provincia de Maynas y su capital, la ciudad de Iquitos, ubicada próxima a la estación 1 "San José de Saramuro" del Oleoducto Norperuano, a una altitud de 106 m s.n. m.

3.2. Material de estudio

Para el presente estudio, las muestras de suelo provinieron de calicatas del suelo en la que se seleccionaron 2 puntos en los alrededores de la Ciudad de Iquitos y los otros 2 puntos, cercanos a la ribera del río Nanay en la provincia de Maynas.

3.3. Equipos, materiales y reactivos

I.- Muestreo, caracterización y preparación de estratos de suelos de la Selva

Equipos

- Retroexcavadora para calicatas (hasta 3 m de profundidad).
- GPS.
- Hidrómetro para análisis granulométrico por sedimentación.
- Balanza analítica (precisión de 0,0001 g).
- Estufa de secado (105 °C).

Materiales

- Bolsas de muestreo (de polietileno o lona, resistentes).
- Cucharones, espátulas y palas manuales.
- Guantes de nitrilo y mascarillas de protección
- Juego de tamices estandarizados (cumplen con NTP 350.001).
- Recipientes de plásticos y metálicos para mezclado.

- Bandejas de aluminio (mínimo 6).
- 1 galón de petróleo crudo (proporcionado por PetroPerú).
- Mezclador manual o espátula.
- Guantes de nitrilo y lentes de seguridad.
- Recipientes herméticos de almacenamiento
- Muestras clasificadas de 2,5 kg de:
    - suelo arenoso
    - suelo limoso
    - suelo arcilloso
    - turba

II.- Caracterización fisicoquímica e Instrumental de las mezclas de suelos de la Selva

Equipos

- Cromatógrafo de gases con detector de ionización de llama (GC-FID) para análisis de TPH.
- Balanza analítica con sensibilidad de 0,0001 g.
- Estufa de secado (105 °C) para eliminar humedad del suelo.
- pH-metro digital.
- Conductímetro
- Agitador mecánico.
- Matraces, probetas, buretas, embudos de separación, etc.

Reactivos

- Hexano o diclorometano (grado HPLC) para la extracción de hidrocarburos totales.
- Sulfato de sodio anhidro para secado de extractos orgánicos.
- Ácido clorhídrico (HCl 1M) para ajuste de pH del suelo.
- Solución patrón de hidrocarburos totales de petróleo (TPH).
- Soluciones buffer para calibración de pH-metro.

III.- Clasificación de material particulado de neumáticos y su caracterización.

Materiales y equipos:

- Material particulado de neumáticos fuera de uso (NFU) tipo III.
- Juego de tamices metálicos marca *Retsch*:
  - Tamiz N° 8 (2,36 mm)
  - Tamiz N° 10 (2,00 mm)
  - Tamiz N° 12 (1,70 mm)
- Agitador o vibrador de tamices (opcional).
- Espátulas de acero inoxidable.
- Balanza analítica (precisión 0,0001 g).
- Bolsas ziplock o frascos de plástico etiquetables para fracciones.
- Termohigrómetro digital (para monitorear temperatura y humedad ambiental).
- Microscopio Electrónico de Barrido (SEM).
- Sistema de espectroscopía de energía dispersiva de rayos X (EDS o XRF).
- Pinzas, portaobjetos, y bandejas conductoras (en caso de análisis SEM).

IV.- Pruebas de sorción e interacción NFU-Petróleo

- Petróleo crudo de 24 °API.
- Celdas de adsorción de vidrio (cilindros o bandejas).
- Cestas de adsorción (rejillas plásticas o metálicas resistentes a hidrocarburos).
- Placas de vidrio para cubrir las celdas.
- Papel absorbente o filtros para drenado.
- Cronómetro digital.
- Balanza analítica.
- Espectrofotómetro Infrarrojo por Transformada de Fourier (FTIR), marca *Perkin Elmer*, modelo ***Spectrum Two*.**
- Computadora con software Spectrum para análisis de espectros.
- Porta muestras.
- Espátulas, guantes y papel tissue.
- Neumáticos fuera de uso (NFU).

- Contenedores herméticos.

V.-Procedimientos de simulación de derrames, extracción y evaluación.

- Muestra artificial de suelo de selva preparada mezclando los suelos arenosos, arcilloso, limoso y turba en 3 proporciones diferentes, para ser contaminados con petróleo.
- 6 bandejas de aluminio para cada mezcla de muestras de suelos.
- Petróleo crudo (10 mL/kg de suelo).
- Partículas de NFU con mayor capacidad de sorción (determinadas en fases previas).
- Espátulas o paletas para remoción.
- 6 vasos de precipitado de polipropileno de 150mL.
- 6 vasos de precipitado de vidrio de 500 mL
- 2 frascos de vidrio.
- 1 probeta de 50 mL

VI.-Remediación y preparación de solución mineral.

Reactivos

- Solución de nutrientes (sales minerales): se preparó 5L. según las concentraciones siguientes, en g/L: NH_4NO_3 10,0; K_2HPO_4 , 2,5; KH_2PO_4 , 2,0; $MgSO_4$, 0,5; NaCl, 0,1; $CaCl_2$, 0,1; $FeSO_4$ y trazas de microelementos en solución 1,0 mL/L.
- Solución de trazas de microelementos composición en (g/L): H_3BO_3, 2,86; $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$, 0,22; $MgCl_2 \cdot 7H_2O$

Materiales

- 6 jarras de Leonard.
- 60 semilleros de cartón
- Semillas de perejil (Petroselinum crispum).
- Agua destilada.
- pHmetro para ajuste de pH a 6,8.

- Termómetro ambiental y sensor de humedad (opcional).
- Luz natural o sistema de iluminación controlada

3.4. Diseño experimental

3.4.1. *Fase 1: Muestreo, caracterización y preparación de estratos de suelos de Selva.*

A.- Recolección de Muestras:

Se recolectaron muestras de suelo en tres zonas de la región Loreto, Perú, ubicadas en los distritos de San Juan Bautista (Maynas), Iquitos (zona urbana) y la ribera del río Nanay (Maynas-Iquitos). En cada punto de muestreo se realizó una calicata mecánica de hasta 3 metros de profundidad utilizando una retroexcavadora, siguiendo los lineamientos de la norma ASTM D420-18 para la caracterización de sitio y toma de muestras representativas para análisis superficial [167]. Posteriormente, se obtuvieron muestras alteradas de cada estrato del suelo, recolectando al menos 2,5 kg por muestra, volumen suficiente para los ensayos granulométricos y de límites de consistencia, con el fin de obtener muestras representativas para su clasificación textural bajo el sistema SUCS (ASTM D2487), que define los procedimientos de laboratorio, granulometría y plasticidad necesarios para la asignación de los grupos texturales. [168]. Las muestras se almacenaron en bolsas plásticas herméticamente selladas, debidamente rotuladas, para evitar la contaminación cruzada y la pérdida de humedad durante el transporte al laboratorio.

Los puntos de muestreos fueron los siguientes:

a) Punto N°01: San Juan Bautista- Maynas-Loreto

b) Punto N°02: Iquitos-Loreto

c) Punto N°03: Rivera del río Nanay, Maynas-Iquitos.

B.- Caracterización física de los Suelos:

La caracterización textural de los suelos se realizó según las metodologías: análisis granulométrico por tamizado según ASTM D-422 y la Norma Técnica NTP 339.128; clasificación SUCS del suelo según ASTM D-2487 [169] con tamices según la Norma NTP 350.001 y se determinó también la humedad natural del suelo, empleando el procedimiento gravimétrico se secado según las Normas ASTM D-2216 [170]. Las muestras de suelo provienen de las excavaciones en 3 puntos elegidos, fueron trasladados al Laboratorio 523A

de Química Analítica e Instrumental de la Facultad de Química e Ingeniería Química de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, para su respectivo análisis y tratamiento.

Es importante precisar que la caracterización física y geotécnica realizada en esta fase corresponde a los **suelos originales de campo**, previamente muestreados en la región amazónica y **separados físicamente en fracciones de arena, limo y arcilla** mediante procesos de tamizado y sedimentación.

Estas fracciones texturales, una vez clasificadas según el sistema SUCS, **no fueron evaluadas directamente como suelos naturales contaminados**, sino que sirvieron como **material base para el diseño posterior de mezclas artificiales**. Dichas mezclas fueron formuladas en laboratorio con el propósito de representar, de manera controlada, **condiciones típicas de suelos amazónicos afectados por derrames de petróleo**, especialmente en zonas de selva virgen cercanas al trazo del Oleoducto Norperuano.

***C.- Formulación y preparación* de la muestra de suelo:**

A partir de las fracciones texturales previamente caracterizadas (arena, limo y arcilla), se procedió a la formulación de **mezclas artificiales de suelo**, elaboradas en laboratorio como sistemas modelo representativos de suelos amazónicos contaminados por hidrocarburos.

La preparación de mezclas de suelo contaminado se realizó posteriormente a la caracterización textural de los suelos en el Laboratorio del Departamento de Química Analítica de la Facultad de Química e Ingeniería Química de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, con base en los resultados obtenidos y en estudios edáficos característicos de la Amazonía peruana [171], con el fin de simular condiciones reales de contaminación, las bandejas con las mezclas fueron colocadas a la intemperie para tratar de simular las condiciones ambientales reales, como se observa en el Anexo 6. Las mezclas se formularon utilizando como sustrato común un 50% de turba negra, a fin de mantener condiciones de humedad y materia orgánica semejantes a las observadas en campo. Se elaboraron tres formulaciones con diferentes proporciones de texturas minerales, representativas de suelos amazónicos, como se observa en la Tabla 14:

Tabla 14. Formulaciones de mezclas artificiales de suelo–turba representativas de suelos amazónicos

Mezcla	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Turba (%)	Textura predominante
M1	29.0	12.0	11.0	50.0	Franco arenosa-limosa
M2	23.0	5.0	22.0	50.0	Franco arcillosa
M3	17.0	—	30.0	53.0	Arcillosa

Nota: cada mezcla fue duplicada (M1-D, M2-D, M3-D) para validar la **reproducibilidad del procedimiento**. Las mezclas se prepararon manualmente, homogeneizando los componentes hasta obtener una distribución uniforme.

3.4.2. Fase 2: *Caracterización fisicoquímica e instrumental de las mezclas de suelos de la Selva*

A.- Identificación del TPH de las muestras de suelo contaminadas:

Se realizó una caracterización fisicoquímica e instrumental de los suelos de selva, según los requisitos establecidos en el ECA para suelos en Perú, y el procedimiento analítico EPA 8015, estándar para el análisis de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) en muestras acuosas por cromatografía de gases (GC): se determinan las fracciones ligeras F1 (C6-C10), fracciones medias F2, (C10-C28) y fracciones pesadas F3 (C28-C40) de los TPH presentes en el suelo. Se realizó en los laboratorios de servicios ALAB.

Tabla 15. Indicaciones de muestreo por cada fracción de TPH. *Fuente: laboratorios ALAB (2024)*

Parámetro	Tipo de recipiente	Cantidad	Preservación y Condiciones de Almacenamiento	Tiempo Máximo de perecibilidad	Acreditado por

QUÍMICA INSTRUMENTAL CROMATOGRAFÍA					
Hidrocarburos Totales de Petróleo Fracción1 (C6-C10)	Vial 22 mL con tapas revestidas de PTFW	Vial de 22 mL con agua ultrapura, para blanco viajero. Por cada 20 muestras o menos enviar una muestra por cuadruplicado (muestra control).Vial de 40 mL completamente lleno de muestra de F1 F2, F3, PAHs, PCBs, para determinar la humedad y su duplicado.	Refrigerar a < 6°C Nota: No agitar la muestra	días	INACAL
Hidrocarburos Totales de Petróleo Fracción 2	Frasco vidrio de 250 mL, ámbar o protegida de la luz, tapas con septa teflón o lámina de aluminio.	120 gr.	<6°C, frasco lleno	4 días	INACAL
Hidrocarburos Totales de Petróleo Fracción 3 (incluyendo fracciones C28 a C40; >C28 a C40)	Frasco vidrio de boca ancha de 250 mL, ámbar o protegida de la luz, tapas con septa teflón o lámina de aluminio.	120 gr.	<6°C, frasco lleno	4 días	INACAL

A1.- Control de calidad analítica y evaluación de la reproducibilidad:

Con la finalidad de evaluar la reproducibilidad del análisis y la homogeneidad de las mezclas suelo–turba, cada muestra de suelo fue analizada junto con su respectivo duplicado durante la determinación de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) mediante el método EPA 8015. Los duplicados fueron empleados como un control de calidad analítico y no como réplicas independientes para análisis estadístico inferencial. La variabilidad entre cada muestra y su duplicado se evaluó mediante el cálculo del coeficiente de variación (CV%), el cual permite cuantificar la dispersión relativa de los resultados obtenidos para cada fracción de hidrocarburos: fracción ligera F1 (C6–C10), fracción media F2 (C10–C28) y fracción pesada F3 (C28–C40).

El coeficiente de variación se calculó utilizando la siguiente expresión:

$$CV(\%) = \frac{SD}{\bar{x}} \times 100$$

Donde:

SD: desviación estándar de los valores obtenidos entre la muestra y su duplicado.
$\bar{x}$: representa el valor promedio de dichas concentraciones

El CV% se empleó como un indicador de la reproducibilidad del método analítico y de la homogeneidad relativa de las mezclas suelo–turbas analizadas.

B.- Determinación de los parámetros fisicoquímicos de las muestras de tierra contaminada de cada bandeja antes del tratamiento de remediación:

Se determinó temperatura, pH, conductividad eléctrica y humedad. El monitoreo de las unidades experimentales se ejecutó semanalmente durante un periodo de diez meses para las 3 variedades de suelo.

a) Temperatura: Mediante un equipo portátil de medición de temperatura y conductividad. Se expresa en °C

b) pH: Según el método potenciométrico midiendo el pH del agua.

Procedimiento:

1. Pesar 1 g. de suelo y colocarlo en un vaso precipitado de 25 ml.
2. Agregar 10 ml de agua destilada.
3. Agitar y dejar reposar 10 minutos
4. Verificar las lecturas del potenciómetro con las soluciones patrón de pH.
5. Pasados los 10 minutos, medir el pH del agua con el potenciómetro.

c) Humedad: El método utilizado para esta medición es el gravimétrico, para determinar únicamente la cantidad de agua de los suelos. Procedimiento:

1. Se pesó 1g. de muestra sobre un pesafiltros a peso constante
2. Se colocó la muestra dentro de la estufa a 70°C por 24 horas.
3. Se pasó la muestra al desecador
4. Se pesó la muestra en una balanza analítica
5. Se calculó los porcentajes de humedad en el suelo por la diferencia de pesos.

$$\% \, h = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100$$

Donde:

% h: Porcentaje de Humedad

$P_i = Peso\ inicial\ (g)$

$P_f = Peso\ seco\ en\ estufa\ a\ 70°\ por\ 24\ horas (g)$

d) Conductividad Eléctrica: Por medio de un conductímetro sobre una muestra de agua o extracto de suelo, viene expresada en micro Siemens por unidades de longitud ($\mu S/cm$). Procedimiento

e) Preparación de la pasta de saturación

1. Se pesó 1 g. de suelo seco y se vertió en un vaso de precipitados de polipropileno.
2. Se agregó agua destilada y se mezcló con la espátula hasta saturación.
3. Se golpeó el recipiente con cuidado sobre la mesa de trabajo para asentar el suelo.

4. La pasta estuvo lista cuando se observó un brillo en su superficie; esto no se observa en el caso de suelos con alto contenido de arcilla.

f) Obtención del extracto del suelo.

1. Se colocó la pasta en papel de filtro sobre un embudo, se humedeció con agua destilada y se dejó drenando el exceso por 24 horas.
2. Se obtuvo un extracto de aproximadamente 50 mL
3. Determinación de la conductividad eléctrica:
4. Se calibró el conductímetro. Antes de usar el medidor de conductividad debe verificarse con una solución estándar. Para esto se requiere de dos soluciones de KCl, 0,1 N y 0,01 N, con cada una se ajustó al equipo a la conductividad indicada.
5. Se leyó la conductividad eléctrica y la temperatura del extracto. La lectura se toma en μmhos, se transformó los resultados a mhos dividiendo por 1000.

i. Cálculos:

La unidad estándar de conductividad eléctrica es el siemens/metro (S/m= Ohm/m), pero para evitar la expresión de resultados en pequeñas fracciones decimales se usa generalmente una unidad más pequeña: el miliSiemens/metro (mS/m). Aunque la conductividad generalmente es reportada en: μmhos/cm.

$$1\text{mS/m} = 10\ \mu\text{mhos/cm}.$$

Para convertir la conductividad eléctrica en unidades de salinidad se toma el valor de referencia de una solución de NaCl 0,05 N con una conductancia de 604 μhmos/cm a 25°C como el factor, que al multiplicarlo por la conductividad expresa la salinidad.

$$\text{Salinidad} = \text{mhos/ cm} \times 604$$

e) Programa de Monitoreo de las unidades experimentales

El monitoreo de las unidades experimentales se ejecutó durante un periodo de diez meses, tomando muestras semanales para un total de 3 variedades de suelo. Las muestras de suelo colectadas fueron analizadas en el laboratorio 523A del departamento de Química Analítica e Instrumental de la facultad de Química de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Las muestras de suelo para el análisis del contenido de TPH se analizaron mediante

el método Instrumental según la NTP 5120. Las variables medidas se realizaron con los métodos y frecuencia que se observan en la tabla 16.

Tabla 16. Resumen de los parámetros fisicoquímicos de la tierra contaminada

PARÁMETROS FISICOS			
Análisis	Método	Frecuencia	Laboratorio
Temperatura	Termómetro	cada 15 días	Laboratorio de Análisis Químico e instrumental de la FQIQ-UNMSM
Conductividad eléctrica	Conductímetro		
pH	Potenciómetro		
Humedad	Método Gravimétrico		

3.4.3. Fase 3: *Clasificación de material particulado de neumáticos y su caracterización.*

A) **Tamizado y clasificación por dimensiones:**

Se empleó el material de desecho obtenido durante la preparación de los neumáticos para ser reencauchados (neumáticos de camiones y camionetas). Para clasificar el material particulado de neumáticos fuera de uso (NFU), se utilizaron los siguientes tamices de malla de la marca Retsch: N° 8, 10 y 12 con aberturas de 2,36 mm, 2 mm, y de 1,7 mm., respectivamente; usando los tamices de manera sucesiva, N° 8 en la parte superior, 10 al centro y 12 en la base. Las fracciones retenidas en cada tamiz se recogieron y pesaron, registrando su masa y colectando cada fracción que fue etiquetada según su tamaño y procedencia para garantizar la trazabilidad de los datos. Durante todo el proceso, se implementaron medidas para controlar variables externas, como la temperatura y la humedad, que podrían afectar los resultados del tamizado.

B) Caracterización morfológica y química del NFU:

Se realizó un barrido mediante Microscopia Electrónica de Barrido SEM para el análisis de la superficie del material en estudio y un análisis espectrométrico de rayos X para determinar la composición química del NFU.

3.4.4. Fase 4: Pruebas de sorción e interacción NFU-Petróleo

A) Determinación de la capacidad de sorción del NFU:

Para determinar la capacidad de sorción del petróleo crudo, el procedimiento se adaptó a partir del método "Oil Adsorption – Short Test" ASTM F726-12, el cual evalúa el rendimiento de materiales sorbentes frente a líquidos no miscibles en agua. Se utilizaron 4 g de NFU, tiempos de contacto de 10, 15 y 20 min con agitación constante, realizándose las mediciones por triplicado. Este método está diseñado para evaluar el rendimiento de sorbentes frente a líquidos no miscibles en agua y ha sido aplicado previamente con éxito en caucho de neumáticos para constatar su alta capacidad de sorción de petróleo crudo y compuestos similares **[172,173].** Este procedimiento fue adaptado especialmente para simular el contacto directo entre el NFU y el crudo, manteniendo la rigurosidad del método F726 y registrando resultados reproducibles en cada réplica. El procedimiento consistió en llenar la celda de sorción con petróleo crudo hasta lograr una capa de espesor de 3 cm, luego se cubrió la celda de sorción con una placa de vidrio para evitar la entrada en ella de polvo y material particulado en suspensión. Se pesó una cantidad aproximada de 4 gramos de muestra por ensayar para colocarla de manera uniforme en la cesta de sorción, previamente impregnada con petróleo crudo. A continuación, se colocó con mucho cuidado la cesta de ensayo dentro de la celda de sorción permitiendo que la muestra de sorbente flote libremente en el petróleo crudo, cerciorándose siempre de colocar la placa de vidrio para aislar el experimento del medio ambiente. Transcurrido el tiempo determinado de ensayo se procedió a extraer la cesta de sorción conteniendo el material NFU para realizar el proceso de drenado por un tiempo de 2 min ± 4 s. Luego se transfirió la muestra de sorbente a un recipiente previamente tarado atrapando así mismo cualquier goteo adicional de la muestra ensayada, para ser transferida inmediatamente a la balanza analítica. Se registraron las observaciones cualitativas durante cada ensayo.

Cálculos:

Para determinar la capacidad de sorción del NFU frente al petróleo crudo 24 °API de todos los diferentes materiales ensayados en la presente investigación se aplica la siguiente fórmula:

$$C_{ad} = \frac{S_f - S_0}{S_0}$$

Dónde:

C_{ad} : Capacidad de sorción del NFU frente al petróleo (g/g)

S_o : Peso en seco del adsorbente (g)

S_f : Peso final del adsorbente (g)

En la Tabla 4 se muestra el esquema del diseño experimental en donde

T1: sorbente NFU pasante de malla 8 y 10 minutos de ensayo

T2: sorbente NFU pasante de malla 8 y 15 minutos de ensayo

T3: sorbente NFU pasante de malla 8 y 20 minutos de ensayo

T4: sorbente NFU pasante de malla 10 y 10 minutos de ensayo

T5: sorbente NFU pasante de malla 10 y 15 minutos de ensayo

T6: sorbente NFU pasante de malla 10 y 20 minutos de ensayo

T7: sorbente NFU pasante de malla 12 y 10 minutos de ensayo

T8: sorbente NFU pasante de malla 12 y 15 minutos de ensayo

T9: sorbente NFU pasante de malla 12 y 20 minutos de ensayo

Tabla 17. Esquema del diseño experimental de sorción

N° malla		**8**		**10**		**12**	
Tiempo(min)	10	T1	T1-D*	T4	T4-D*	T7	T7-D*
	15	T2	T2-D*	T5	T5-D*	T8	T8-D*
	20	T3	T3-D*	T6	T6-D*	T9	T9-D*

* El duplicado de cada muestra se indica con D

Además**,** con los datos obtenidos se procedió al modelado de las isotermas de adsorción de Freundlich y Langmuir**.**

A.2) Modelado de isotermas de adsorción: Langmuir y Freundlich

Con el fin de comprender el comportamiento de equilibrio entre el petróleo crudo (24 °API) y el material adsorbente NFU (neumático fuera de uso), se emplearon los modelos clásicos de Langmuir y Freundlich. Ambos modelos permiten evaluar la afinidad del adsorbente hacia el contaminante, así como estimar la capacidad máxima de retención superficial.

El modelado se realizó a partir de los datos obtenidos para el material pasante de la malla N° 12, debido a que presentó la mayor capacidad de adsorción experimental (≈ 0,493 g de petróleo/g de NFU). Se evaluaron tres dosificaciones del adsorbente: 80, 100 y 120 g de NFU por kilogramo de suelo contaminado. En cada ensayo se emplearon 4 g de NFU, y la capacidad de adsorción en equilibrio (q_e) se expresó como gramos de petróleo retenidos por gramo de adsorbente.

Procedimiento para el diseño de las gráficas

El modelado se realizó en una hoja de cálculo de **Microsoft Excel**, a partir de los datos correspondientes a la **malla 12**, debido a que presentó la mayor capacidad de adsorción.

Los pasos seguidos fueron los siguientes:

1. Se organizaron los datos de concentración en equilibrio (C_e) y capacidad absorbida (q_e) en una tabla y se calcularon las columnas auxiliares C_e/q_e , $\log C_e$ y $\log q_e$,
2. Para el **modelo de Langmuir**, se graficó C_e/q_e (eje Y) frente a C_e (eje X) , aplicando la ecuación:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m K_L} + \frac{1}{q_m} C_e$$

Donde q_e es la capacidad máxima de adsorción (g de petróleo/ g de NFU) y K_L la constante de afinidad (L/g).

A partir de la pendiente ($1/q_{m.}$) y el intercepto ($1/q_{m.}/K_L$) se calcularon los parámetros correspondientes

3. Para el **modelo de Freundlich** se graficó , $\log q_e$ frente a $\log C_e$, aplicando la ecuación

$$log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e$$

Donde K_F representa la capacidad relativa de adsorción y 1/n la heterogeneidad o intensidad del proceso

- **Análisis espectroscópico por transformada de Fourier (FTIR) de la interacción entre petróleo y NFU:** Se realizó el análisis espectroscópico por transformada de Fourier con un espectrofotómetro FTIR Spectrum Two de Perkin Elmer, en modo de absorbancia y en un rango espectral de 4000 a 400 cm^{-1}, con el fin de identificar posibles modificaciones estructurales del NFU tras su interacción con el petróleo. El análisis se llevó a cabo en tres momentos distintos, empleando cuatro muestras: primero el NFU patrón (sin contacto con petróleo) como muestra base para comparar posibles modificaciones estructurales; segundo el NFU tras 1 mes de contacto con petróleo, comparado frente al NFU patrón para evaluar cambios tempranos; tercero el NFU tras 6 meses de contacto con petróleo, nuevamente comparado con el NFU patrón para evaluar cambios a largo plazo y finalmente el Petróleo original vs. el NFU tras 8 meses de contacto con petróleo recuperado, para identificar posibles alteraciones en la composición química del NFU. Estos análisis fueron representados en tres gráficas comparativas, correspondientes a los tres momentos clave mencionados. De esta forma, se evaluaron modificaciones estructurales en los grupos funcionales del caucho.

El equipo FTIR empleado fue de la marca Perkin Elmer, modelo Spectrum Two, garantizando una alta precisión en la identificación de las modificaciones químicas ocurridas durante el proceso de interacción.

3.4.5. Fase 5: Procedimientos de simulación de derrames, extracción y evaluación

Para simular el derrame, se añadieron 10 mL de petróleo crudo 24 °API (densidad de 0,90–0,92 g/mL) por 2000 g de suelo, lo que corresponde a una concentración aproximada de 4,3–4,6 g/kg de suelo (≈ 4250 ppm) distribuyéndolo de manera uniforme en bandejas de aluminio (Anexo 6). A continuación, se aplicaron 50 g de partículas de neumático fuera de uso (NFU) tamizadas a malla 12, colocadas sobre la superficie del suelo contaminado para evaluar su capacidad de sorción superficial. A la semana de haberse agregado el NFU se removeron los componentes (suelo, petróleo y NFU) de cada bandeja y se realizaron pruebas organolépticas.

3.4.6. Fase 6: Remediación y preparación de nutrientes inorgánicos

Para evaluar el potencial de recuperación vegetal de los suelos tratados, se realizaron ensayos donde se evaluó el crecimiento de *Petroselinum crispum* (perejil) como planta bioindicadora. Esta especie fue seleccionada por su sensibilidad a contaminantes del suelo, su rápido ciclo de crecimiento, fácil disponibilidad y por haber sido empleada exitosamente en estudios previos sobre fitorremediación en condiciones controladas [167-169]. Su comportamiento fisiológico permite detectar de forma temprana alteraciones en la calidad del sustrato, facilitando la evaluación del efecto de los tratamientos aplicados. Durante los bioensayos de remediación, se aplicaron dos enfoques experimentales complementarios: jarras de Leonard y semilleros de cartón.

En el primer caso el contenido de petróleo en el suelo fue de 0,425% (4250 ppm), se utilizaron las mezclas de suelo y sus duplicados: M1, M1-D; M2, M2-D; M3 y M3-D, cada una tratada con NFU, en un sistema de jarras de Leonard adaptados, que permitía el monitoreo de raíces y brotes en condiciones semihidropónicas. Para asegurar condiciones nutricionales homogéneas en todas las unidades experimentales, se utilizó una solución nutritiva mineral (SM), que se colocó en el compartimiento inferior de cada frasco. Esta solución fue absorbida por capilaridad a través de una mecha (wick) hacia el sustrato superior, compuesto por las mezclas de suelo contaminadas con petróleo y tratadas o no con NFU. La SM permitió mantener la humedad adecuada del sistema y aportar macro y micronutrientes esenciales, evitando que el crecimiento vegetal se viera limitado por deficiencias nutricionales. La solución se preparó en un volumen total de 5 litros con las siguientes concentraciones por litro: NH_4NO_3 (10,0 g), K_2HPO_4 (2,5 g), KH_2PO_4 (2,0 g), $MgSO_4$ (0,5 g), NaCl (0,1 g), $CaCl_2$ (0,1 g) y trazas de $FeSO_4$. También se adicionó 1,0 mL/L de una solución de microelementos que contenía H_3BO_3 (2,86 g/L), $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ (0,22 g/L) y $MnCl_2 \cdot 4H_2O$ (1,81 g/L). Esta formulación fue adaptada como se observa en la Fig. 10 a partir de estudios recientes que utilizaron el sistema de jarras de Leonard y soluciones minerales con composición controlada para evaluar la fitorremediación en suelos contaminados en sistemas de cultivo cerrados [163,164]. Este enfoque se inspiró en la solución estándar desarrollada por Hoagland y Arnon, ampliamente utilizada en estudios hidropónicos para evitar la interferencia de las propiedades nutricionales del suelo

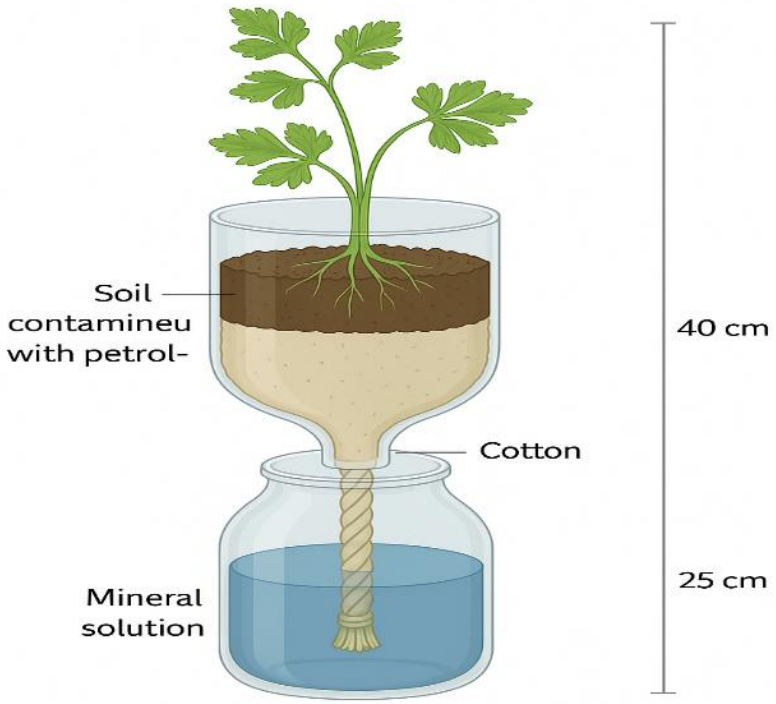

Figura 11. Esquema del sistema de la Jarra de Leonard usada en este estudio

Paralelamente se realizó un segundo ensayo donde el contenido de petróleo en el suelo fue de 5,1% (51000 ppm) y la germinación de las semillas de perejil se realizó en diversos semilleros de cartón donde el grado de contaminación se incrementó a partir de los tres tipos de suelos previamente tratados con NFU (M1, M1-D, M2, M2-D, M3 y M3-D) y abono inorgánico, a los cuales se les agregó humus de lombriz 10 g por cada 30 g de suelo, variando los siguientes parámetros: Concentración de contaminante (masa de petróleo/masa de suelo), cantidad de sorbente NFU/masa de suelo, tiempo de germinación. Se realizó una caracterización de suelos post-remediación aplicando métodos estadísticos apropiados para evaluar la eficiencia de sorción del petróleo por el NFU, la posible degradación de los hidrocarburos, la asimilación de nutrientes por cada tipo de suelo según las mezclas. Se aplicaron análisis estadísticos de varianza (ANOVA factorial) utilizando Python, evaluando el efecto de los factores "tipo de suelo" y "tiempo" sobre la variable dependiente "crecimiento promedio de plantas". Se consideró un nivel de significancia de $p < 0,05$.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Fase 1: Caracterización física y clasificación de los suelos según los métodos ASTM D-422, ASTM D-2487, ASTM D2216, NTP 339.128 y NTP 350.001

Suelo Arenoso

A partir del análisis granulométrico mostrado en la Figura 12, el suelo fue clasificado como arena mal graduada según el Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (SUCS) y A-3 (0) según AASHTO**.** El material presentó color blanco con pintas amarillentas y un porcentaje reducido de partículas finas. En los ensayos de límites de consistencia (Figura 13) no se obtuvieron valores de Límite Líquido ni Límite Plástico, característica típica de los suelos arenosos debido a la ausencia de fracción arcillosa significativa.

Tamices ASTM	Abertura en mm.	Peso Retenido	%Retenido Parcial	%Retenido Acumulado	% que Pasa	Especific.	Observaciones
2 1/2"	63.500						L. Liquido : NP
2"	50.600						L. Plástico : NP
1 1/2"	38.100						Ind. Plástico : NP
1"	25.400						Clas. SUCS : SP
3/4"	19.050						Clas. AASHTO : A-3 (0)
1/2"	12.700						
3/8"	9.525						
1/4"	6.350						
Nº4	4.760						
Nº10	2.000				100.00		
Nº20	0.840	0.38	0.25	0.25	99.75		
Nº40	0.420	11.21	7.47	7.73	92.27		
Nº50	0.297	53.51	35.67	43.40	56.60		
Nº100	0.149	64.65	43.10	86.50	13.50		
Nº200	0.074	9.97	6.65	93.15	6.85		
Pasa Nº200		10.28	6.85				

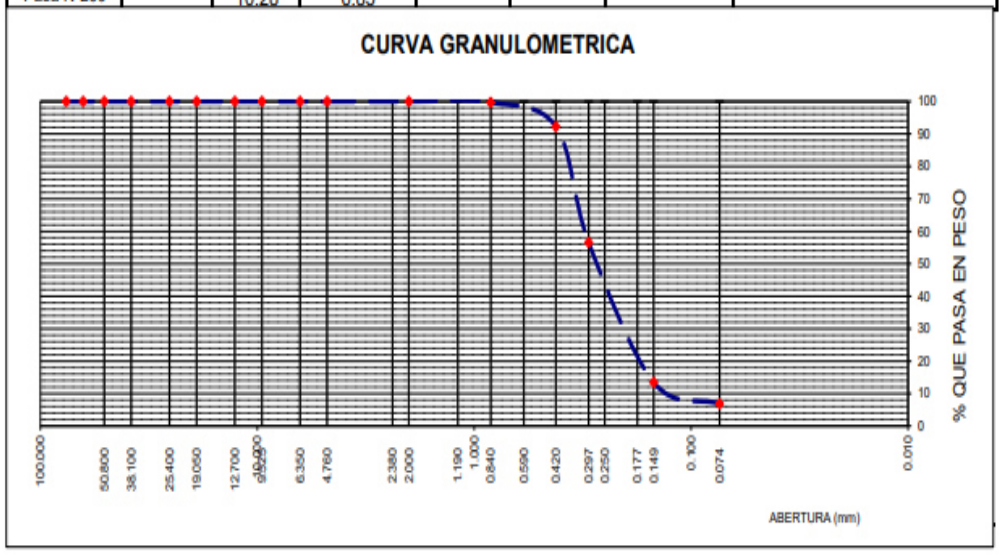

Figura 12. Análisis Granulométrico y Curva Granulométrica de Suelo Arenoso

Límite Líquido **ASTM D 4318 - T 89**

ENSAYO Nº	1	2	3
Nº de Golpes			
R + Suelo Hum.			
R + Suelo Seco			
Peso de la Tara			
Peso de agua			
Peso de S. Seco			
% de Humedad			

Límite Plástico **ASTM D 4318 - T 90**

ENSAYO Nº	1	2	3
R + Suelo Hum.			
R + Suelo Seco			
Peso de la Tara			
Peso de agua			
Peso de S. Seco			
% de Humedad			

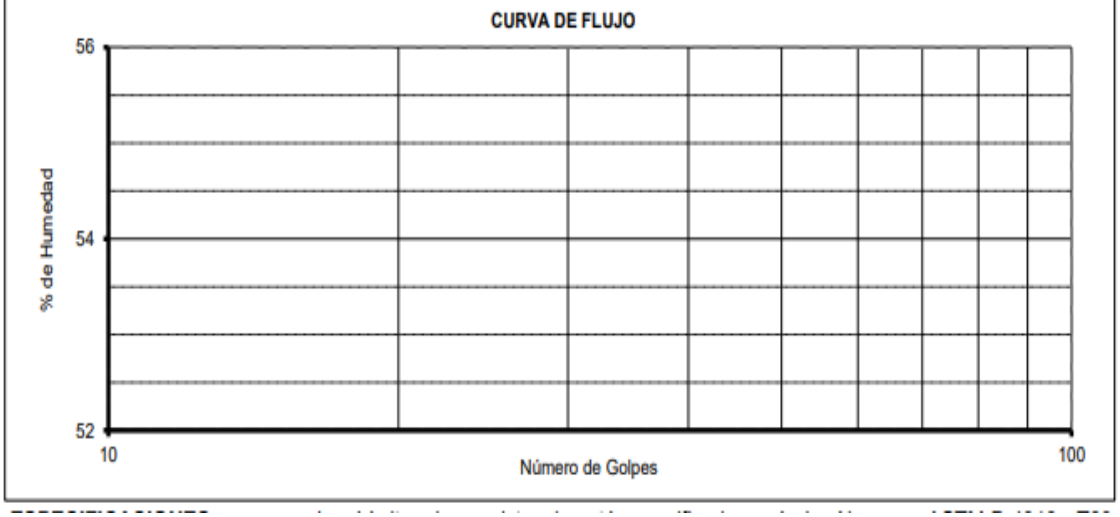

Figura 13. Límites de consistencia y curva de flujo del suelo arenoso

ENSAYO Nº	1	2	3
PESO DE SUELO HUMEDO + TARA (gr.)	208.20	218.30	198.10
PESO DE SUELO SECO + TARA (gr.)	189.64	199.74	180.54
PESO DE LA TARA			
PESO DEL AGUA	18.56	18.56	17.56
PESO DE SUELO SECO	189.64	199.74	180.54
% DE HUMEDAD	9.79	9.29	9.73
PROMEDIO DE HUMEDAD (%)		**9.60**	

Figura 14. Análisis de Humedad Total del suelo arenoso

La Figura 14 muestra los resultados del análisis de humedad natural, obteniéndose un valor promedio de 9,60 %, lo que refleja una baja capacidad de retención de agua concordante con la textura arenosa.

Suelo arcilloso

De acuerdo con el análisis granulométrico observado en la Figura 15, el suelo fue clasificado como **arcilla arenosa de baja plasticidad**, correspondiente a A-4(0). Presentó color naranja con pintas amarillentas y porcentaje reducido de partículas finas.

Análisis granulométrico por tamizado (ASTM D6913)

Nro. Malla	Abertura (mm)	% Acum. que pasa
3"	76.200	100.0
2"	50.800	100.0
1 1/2"	38.100	100.0
1"	25.400	100.0
3/4"	19.100	100.0
3/8"	9.520	100.0
Nº 4	4.760	100.0
Nº 10	2.000	100.0
Nº 20	0.840	100.0
Nº 40	0.425	100.0
Nº 60	0.250	97.5
Nº 140	0.106	63.5
Nº 200	0.075	52.5

Grava	%	0.0
Arena	%	47.5
Finos	%	52.5

D10	mm	---
D30	mm	---
D60	mm	0.095
Cu		---
Cc		---

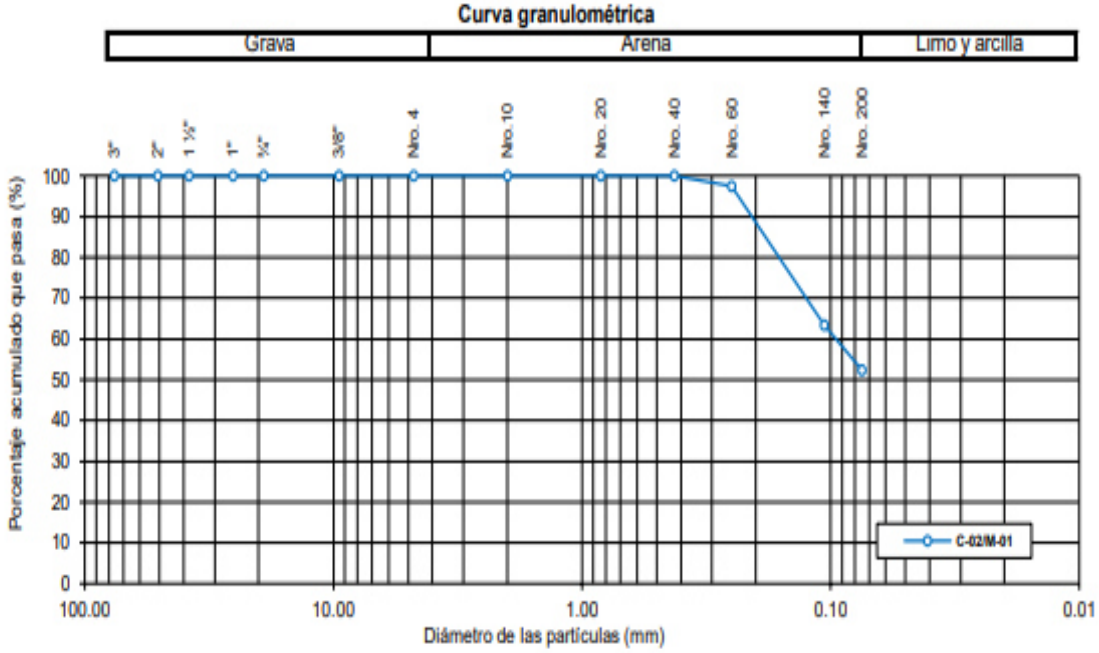

Figura 15. Análisis Granulométrico y Curva granulométrica del suelo arcilloso

Límites de consistencia (ASTM D4318)		Equipo de ensayo utilizado	
Límite líquido (LL)	27	Límite plástico	Manual
Límite plástico (LP)	17	Límite líquido	Mecánico
Índice plástico (IP)	10	Espátula Casagrande	Plástica

NP: no plástico

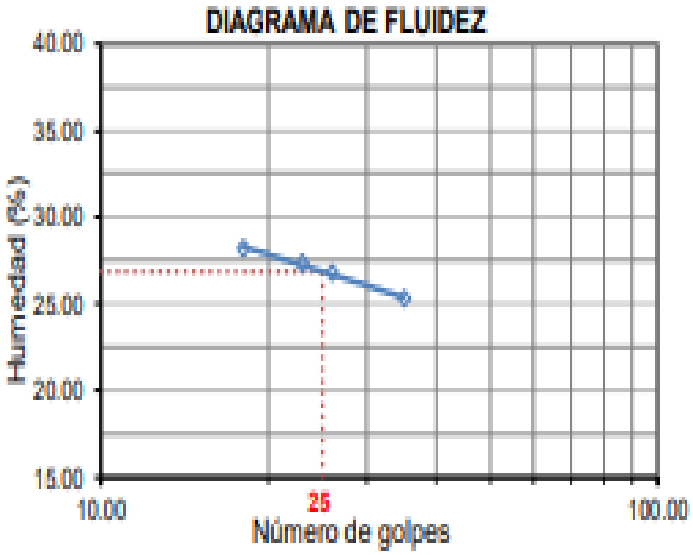

Figura 16. Límites de consistencia y curva de flujo suelo arcilloso

Contenido de humedad (ASTM D2216)		Método utilizado
Humedad	19.9 %	Secado al horno

Figura 17. Análisis Humedad Total de Suelo arcilloso

Los valores de los límites de consistencia se observan en la Figura 16, los cuales indican un comportamiento plástico bajo, típico de arcillas de baja actividad. En la Figura 17 se registra una humedad promedio de 19,90 %, considerablemente mayor que en el suelo arenoso, lo que confirma una mayor capacidad de retención de agua asociada a la fracción arcillosa.

Suelo Limoso

A partir de la Figura 18, el suelo fue clasificado como **limo inorgánico de baja plasticidad**, correspondiente a A-4(4). Presentó color naranja y aspecto húmedo

Límite Líquido	ASTM D 4318 - T 89		
ENSAYO Nº	1	2	3
Nº de Golpes	15	23	29
R + Suelo Hum.	27.22	22.45	25.28
R + Suelo Seco	22.65	19.17	21.43
Peso de la Tara	7.96	8.17	8.25
Peso de agua	4.57	3.28	3.85
Peso de S. Seco	14.69	11.00	13.18
% de Humedad	31.11	29.82	29.21
Límite Plástico	**ASTM D 4318 - T 90**		
ENSAYO Nº	1	2	3
R + Suelo Hum.	6.89	7.16	
R + Suelo Seco	6.35	6.57	
Peso de la Tara	4.01	4.00	
Peso de agua	0.54	0.59	
Peso de S. Seco	2.34	2.57	
% de Humedad	23.08	22.96	

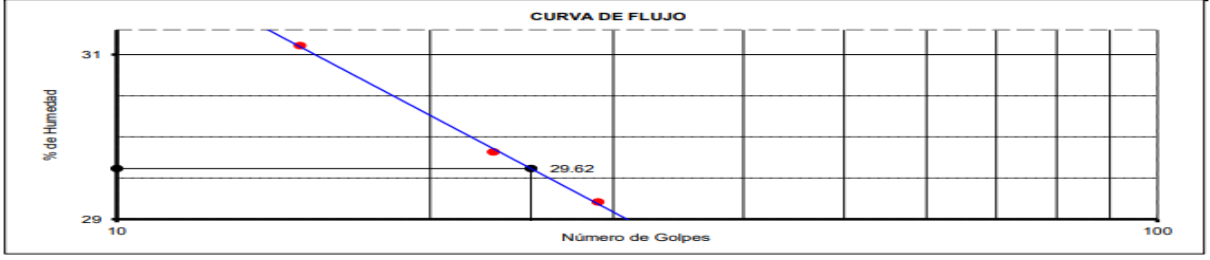

Figura 18. Límites de consistencia y curva de flujo suelo Limoso

ENSAYO Nº	1	2	3
PESO DE SUELO HUMEDO + TARA (gr.)	462.23	472.33	452.13
PESO DE SUELO SECO + TARA (gr.)	390.81	399.91	380.71
PESO DE LA TARA			
PESO DEL AGUA	71.42	72.42	71.42
PESO DE SUELO SECO	390.81	399.91	380.71
% DE HUMEDAD	18.27	18.11	18.76
PROMEDIO DE HUMEDAD (%)		**18.38**	

Figura 19. Análisis Humedad Natural de Suelo Limoso

En función de los límites de consistencia presentados en la **Figura 18**, el suelo fue clasificado como **limo inorgánico de baja plasticidad (ML) A-4 (4)**, con valores:

- Límite líquido (LL) = 29,62 %
- Límite plástico (LP) = 23,02 %
- Índice de plasticidad (IP) = 6,60 %

En la **Figura 19** se reporta una humedad promedio de **18,38 %**, lo que evidencia una capacidad de retención intermedia entre el suelo arenoso y el suelo arcilloso.

4.2. Fase 2: Caracterización fisicoquímica e instrumental de las mezclas de suelos de la Selva

4.2.1. Valores de TPH de las muestras de suelo contaminadas por el método EPA 8015

En las Figuras 20 y 21 se presentaron los resultados de análisis de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) obtenidos por el método EPA 8015 en las muestras M1, M2, M3 y sus duplicados analizados en el laboratorio ALAB

ITEM				1	2	3	4
CÓDIGO DE LABORATORIO				M-23-70687	M-23-70688	M-23-70689	M-23-70690
CÓDIGO DEL CLIENTE:				M-1	M-2	M-3	M-1*
COORDENADAS:				E:0274190	E:0274190	E:0274190	E:0274190
UTM WGS 84:				N:8671246	N:8671246	N:8671246	N:8671246
PRODUCTO:				Suelos	Suelos	Suelos	Suelos
SUB PRODUCTO:				Suelos	Suelos	Suelos	Suelos
INSTRUCTIVO DE MUESTREO:				NO APLICA			
FECHA y HORA DE MUESTREO :				13-10-2023 11:34	13-10-2023 11:29	13-10-2023 11:38	13-10-2023 11:34
ENSAYO	**UNIDAD**	**L.D.M.**	**L.C.M.**	**RESULTADOS**			
Hidrocarburos Totales de Petróleo Fracción 1 (C6 - C10) (*)	mg/Kg MS	0,990	2,010	44,470	10,291	3,179	2,271
Hidrocarburos Totales de Petróleo Fracción 2 (>C10-C28) (*)	mg/Kg MS	4,920	10,000	3 883,279	3 422,599	2 236,584	2 892,270
Hidrocarburos Totales de Petróleo Fracción 3 (>C28-C40) (*)	mg/Kg MS	4,920	10,000	301,659	276,374	231,867	276,075

Figura 20. Resultados análisis TPH por Método EPA-8015

ITEM				5	6
CÓDIGO DE LABORATORIO				M-23-70691	M-23-70692
CÓDIGO DEL CLIENTE:				M-2*	M-3*
COORDENADAS:				E:0274190	E:0274190
UTM WGS 84:				N:8671246	N:8671246
PRODUCTO:				Suelos	Suelos
SUB PRODUCTO:				Suelos	Suelos
INSTRUCTIVO DE MUESTREO:				NO APLICA	
FECHA y HORA DE MUESTREO :				13-10-2023 11:29	13-10-2023 11:38
ENSAYO	**UNIDAD**	**L.D.M.**	**L.C.M.**	**RESULTADOS**	
Hidrocarburos Totales de Petróleo Fracción 1 (C6 - C10) (*)	mg/Kg MS	0,990	2,010	24,910	<2,010
Hidrocarburos Totales de Petróleo Fracción 2 (>C10-C28) (*)	mg/Kg MS	4,920	10,000	5 965,127	862,747
Hidrocarburos Totales de Petróleo Fracción 3 (>C28-C40) (*)	mg/Kg MS	4,920	10,000	474,173	91,044

Figura 21. Resultados análisis TPH por Método EPA-8015

(*) Los resultados obtenidos corresponden a métodos que han sido acreditados por el INACAL - DA

L.C.M.: Límite de cuantificación del método, "<"= Menor que el L.C.M.

L.D.M.: Límite de detección del método, "<"= Menor que el L.D.M.

En resumen, los resultados son los siguientes, presentados en la Tabla 18:

Tabla 18. Resultados análisis TPH por Método EPA-8015

Hidrocarburos totales de Petróleo:	***M-1***	***M-2***	***M-3***	***M-1D***	***M-2D***	***M-3D***
Fracción 1 (C6 –C10)	44,470	10,291	3,179	2,271	24,910	<2,010
Fracción 2 (C10–C28)	3883,279	3422,599	2236,584	2892,270	5965,127	862,747
Fracción 3 (C28 – C40)	301,659	276,374	231,867	276,075	862,747	91,044

Los resultados correspondientes a la fracción F2 (C10-C28), asociado a hidrocarburos medianos, evidencian que la mayoría de las muestras analizadas, incluyendo sus respectivos duplicado (M1–M1D, M2–M2D y M3–M3D), superaron el valor límite máximo establecido por la norma vigente, el cual corresponde a 1200 mg/kg. En particular las muestras M2 y M2-D fueron las que presentaron los valores más elevados de esta fracción.

En cuanto a la fracción F1 (C6–C10), correspondiente a hidrocarburos ligeros, los resultados muestran que las concentraciones de hidrocarburos de petróleo en todas las muestras y sus respectivos duplicados son inferiores al valor límite establecido por la normativa vigente (200 mg/kg). Los valores obtenidos oscilaron entre <2,010 mg/kg y 44,470 mg/kg, este comportamiento indica una baja presencia de hidrocarburos volátiles en los suelos analizados. Un aspecto relevante para interpretar las bajas concentraciones de la fracción F1 (C6–C10) observadas en todas las muestras analizadas está relacionado con las **características fisicoquímicas del petróleo amazónico comercializado por Petroperú**. Este tipo de crudo se caracteriza por presentar **gravedad API baja a intermedia (~24 °API)**, lo que indica una mayor proporción de fracciones semipesadas y pesadas**,** y una menor presencia relativa de hidrocarburos ligeros [79].

Por otro lado, la fracción F3 (C28–C40), asociada a hidrocarburos pesados también presentó concentraciones inferiores al valor límite máximo permitido de 3000 mg/kg en todas las muestras evaluadas. Los resultados registrados variaron entre 91,044 mg/kg y 301,659 mg/kg, lo que evidencia una presencia limitada de hidrocarburos de alto peso molecular en los suelos estudiados.

En términos generales, la muestra M2 y M2-D presentan los mayores niveles de contaminación por hidrocarburos totales de petróleo, debido principalmente a las elevadas concentraciones de la fracción F2(C10–C28). En contraste, la muestra M3 y M3-D muestran los niveles más bajos de contaminación, mientras que M1 y M1-D presentan un comportamiento intermedio.

Tabla 19. Coeficiente de variación (CV%) entre muestras y duplicados para las fracciones F1, F2 y F3

Muestra	***CV F1(%)***	***CV F2(%)***	***CV F3 (%)***
M1 – M1-D	127,7	20,7	6,3
M2 – M2-D	58,7	38,3	72,8
M3 – M3-D	31,9	62,7	61,7

Con el objetivo de evaluar la reproducibilidad del análisis y la homogeneidad de las mezclas suelo–turba-petróleo, se calculó el coeficiente de variación (CV%) entre cada muestra y su respectivo duplicado para las fracciones F1, F2 y F3. Los resultados muestran una variabilidad diferente entre fracciones, siendo más elevada en la fracción F2, correspondiente a hidrocarburos de peso molecular medio

En particular, el par de muestras M2–M2-D presentó los valores de CV% más altos en la fracción F2, lo que indica una dispersión considerable en las concentraciones obtenidas. Este comportamiento puede asociarse a la mayor movilidad de los hidrocarburos de fracción media y a su interacción con la matriz suelo–turba, lo que favorece una distribución no uniforme dentro del sistema. De manera similar, en la fracción F3 se observaron diferencias apreciables entre duplicados, atribuibles a la distribución heterogénea de hidrocarburos de mayor peso molecular en matrices sólidas complejas. Las diferencias observadas corresponden a la variabilidad inherente a matrices edáficas heterogéneas recientemente contaminadas y sometidas a la intemperie con condiciones ambientales no controladas y variables propias de la Selva (radiación solar, precipitaciones, viento, temperatura, etc). Estas variaciones están asociadas a la distribución no homogénea del contaminante y al carácter no estadístico del duplicado, utilizado como control de reproducibilidad operativa.

Los valores de CV superiores al 30 % evidencian la heterogeneidad propia del sistema analizado, constituido por una mezcla de suelo, turba y residuos de hidrocarburos, y no necesariamente atribuibles a deficiencias en el procedimiento analítico. Por ello, los duplicados no fueron considerados como réplicas estadísticas independientes, sino como un control de calidad para verificar la reproducibilidad del método y la homogeneidad relativa

de las muestras. En conjunto, la similitud general entre cada muestra y su duplicado confirma que los pares analizados presentan las mismas características fisicoquímicas y texturales, y que las variaciones observadas responden principalmente a la naturaleza heterogénea del sistema suelo–turba y las fracciones con diferente volatilidad y proporción del petróleo.

Luego, como se ha indicado, las muestras M3 y M3-D* presentaron los niveles más bajos de contaminación, esto guarda relación con el análisis granulométrico realizado en la Fase 1 y la caracterización física del suelo; tales muestras de suelo contienen mayor porcentaje de arcilla: 30,0% de suelo arcilloso, 17,0% de suelo arenoso y 53% de turba, dado que los suelos arcillosos muestran mayor capacidad de retención de humedad y mayor contenido de materia orgánica, lo que favorece procesos de biodegradación y reduce la movilidad del contaminante. La mayor conductividad eléctrica observada en estas muestras indica niveles moderados de salinidad. Sin embargo, en suelos arcillosos, la conductividad eléctrica puede estar influenciada por la mayor presencia de sales solubles y nutrientes. La salinidad podría afectar la actividad microbiana y la capacidad del suelo para retener contaminantes. Por otro lado, el tamaño de los poros en el suelo es crucial para la retención de líquidos, puesto que los suelos arcillosos, debido a las características de sus partículas, pueden tener poros más pequeños y finos; aunque retienen más agua, los poros más pequeños pueden limitar la penetración y retención de contaminantes, como el petróleo. Entonces a partir de los resultados determinados por cada parámetro la combinación de mayor humedad (por la arcilla), conductividad eléctrica moderada y poros más pequeños en los suelos arcillosos (M3 y M3-D*) podrían influir en una menor retención de petróleo. El reducido tamaño de los poros actuaría como una barrera que dificulta la movilidad del petróleo a través del suelo, mientras que una mayor humedad se asocia a favorecer la degradación microbiana del petróleo. Posteriormente, tras la determinación de TPH en los suelos preparados y contaminados, se agregó a estas muestras un 50 % de turba en promedio, para evaluar su influencia en la mejora de su capacidad de retención de humedad y la degradabilidad del contaminante. La turba, que es rica en materia orgánica, podría mejorar la capacidad de retención de agua, favoreciendo condiciones para la degradación biológica del petróleo, debido a sus propiedades absorbentes y a la presencia de microorganismos beneficiosos.

4.2.2. Fase 2: Parámetros fisicoquímicos de las muestras de suelo contaminadas: Temperatura, pH, Humedad y Conductividad Eléctrica

Tabla 20. Parámetros fisicoquímicos registrados, periodo**:** *Agosto, 2023 – Junio, 2024*

Muestra	Rango de % Humedad	Rango de pH	Valor de Salinidad (dS/m)
M1	2,90 – 3,12	5,20 – 5,25	3,479
M1-D*	2,96 – 3,00	5,25 – 5,28	2,416
M2	3,32 – 3,52	5,40 – 5,43	2,029
M2-D*	3,30 – 3,51	5,40 – 5,45	1,866
M3	6,57 – 7,00	5,50 – 5,53	3,195
M3-D*	6,57 – 7,03	5,51 – 5,53	2,652

El suelo presenta un pH ligeramente ácido (5,20 – 5,56), esto podría representar un rango desfavorable para los procesos de degradación, en caso de que se hubieran encontrado concentraciones por debajo de los niveles de referencia. Los suelos de selva son reconocidos como suelos muy evolucionados y de baja fertilidad y presentan limitaciones para proveer a las plantas de alimentos suficientes para una producción agropecuaria prolongada y su pH es bajo pudiendo llegar a valores <4; se reconoce que la fertilidad de los suelos amazónicos depende de la transformación de la materia orgánica procedente de los diversos organismos del suelo, de su riqueza biológica y no de su fase mineral. Los valores de conductividad eléctrica (CE) se encuentran entre 1,866 – 3,497 dS/m, indicando suelos de bajo (< 2 dS/m) y moderado riesgo de salinidad 2–4 dS/m [172] lo que se interpreta como suelos sensibles a la presencia de sales que dañan el suelo y cultivos [173], por lo cual estos valores son parcialmente limitantes para el funcionamiento de los microorganismos [174] Los valores de carbono orgánico en un suelo indican el alto o bajo porcentaje de materia orgánica que tiene el suelo, los valores se encuentran entre 50-53 % indicando alto contenido de carbono [175] En el análisis mecánico realizado a las muestras de suelo para determinar la cantidad de las partículas presentes (arcillas, limos y arenas) se aprecia presencia de suelos franco arcilloso

arenosos y suelos arcilloso arenosos, que indican suelos con moderada permeabilidad, teniendo cierta desventaja para el paso del agua, oxígeno y nutrientes necesarios en el suelo [176]. No obstante, estos valores de arcilla y arena muestran mayor capacidad de intercambio de cationes (CIC) [177,178], la cual permite conocer la cantidad de cargas negativas presentes en las superficies de los minerales y elementos orgánicos del suelo (arcilla o materia orgánica) que es proporcional a las cantidades de cationes que estas superficies pueden inmovilizar. Aproximadamente la mitad del volumen de un suelo es espacio poroso; el tamaño, número, forma, continuidad y distribución de los poros determinan en gran medida la retención y movimiento del aire y agua en el suelo. En este estudio se encuentran suelos con porcentaje alto de arena, en el rango de 19–23 %, teniendo una alta permeabilidad, permitiendo que el agua se mueva fácilmente a través de él. Esto generalmente ocurre en suelos arenosos, donde las partículas son más grandes y hay más espacio entre ellas.

4.3. **Fase 3: Caracterización morfológica y química del NFU por SEM-EDS**

En las Figuras 22, 23 y 24 se muestran los resultados de la microscopía de barrido electrónico acoplada a espectroscopía de energía dispersiva (SEM–EDS) realizados por duplicado, lo cual permitió evaluar tanto su morfología superficial como su composición elemental, aportando rigor experimental al análisis del mecanismo de sorción de petróleo.

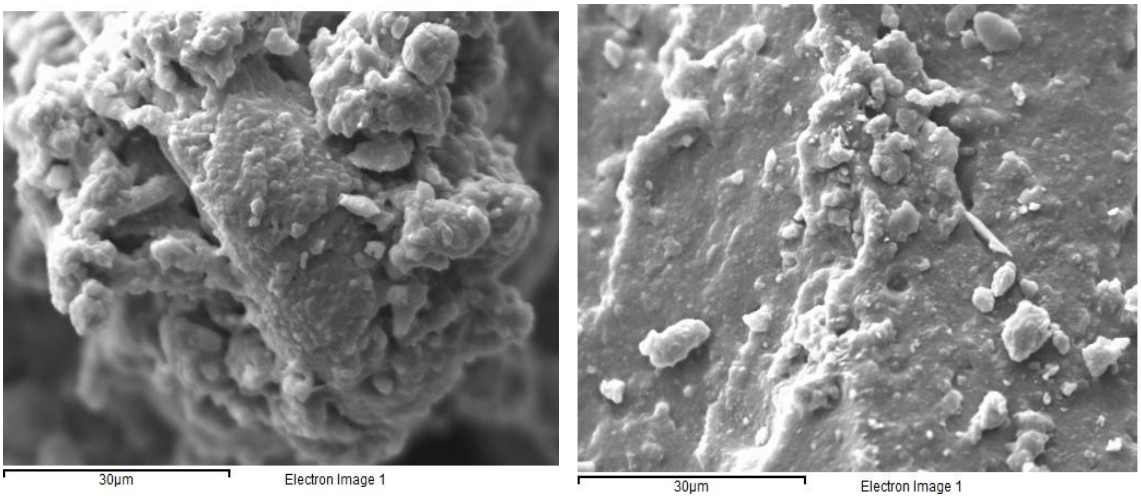

Figura 22. Micrografía SEM del adsorbente NFU y su duplicado

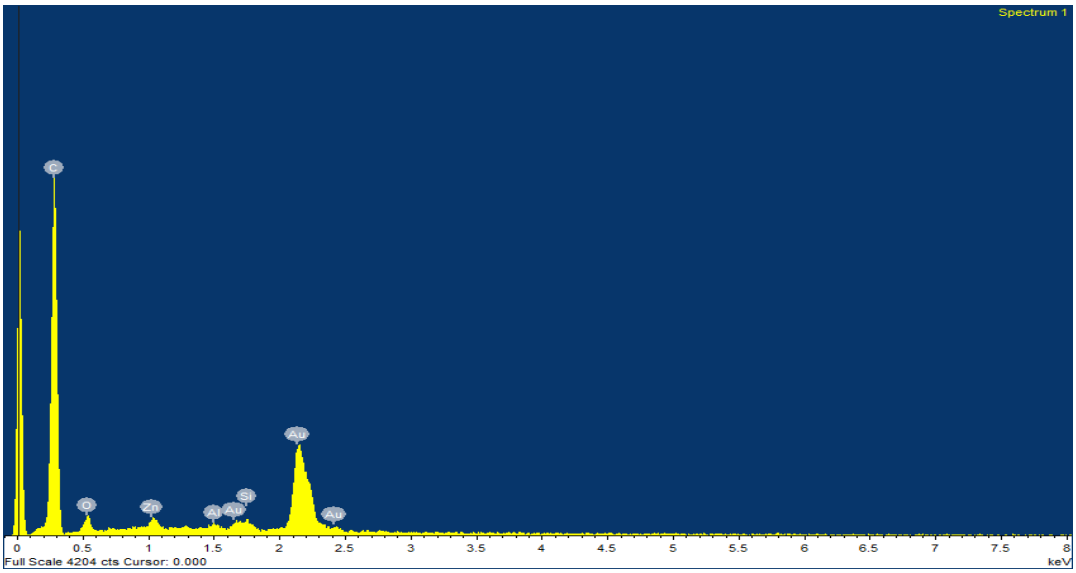

Figura 23. Composición elemental del NFU por espectroscopia EDS.

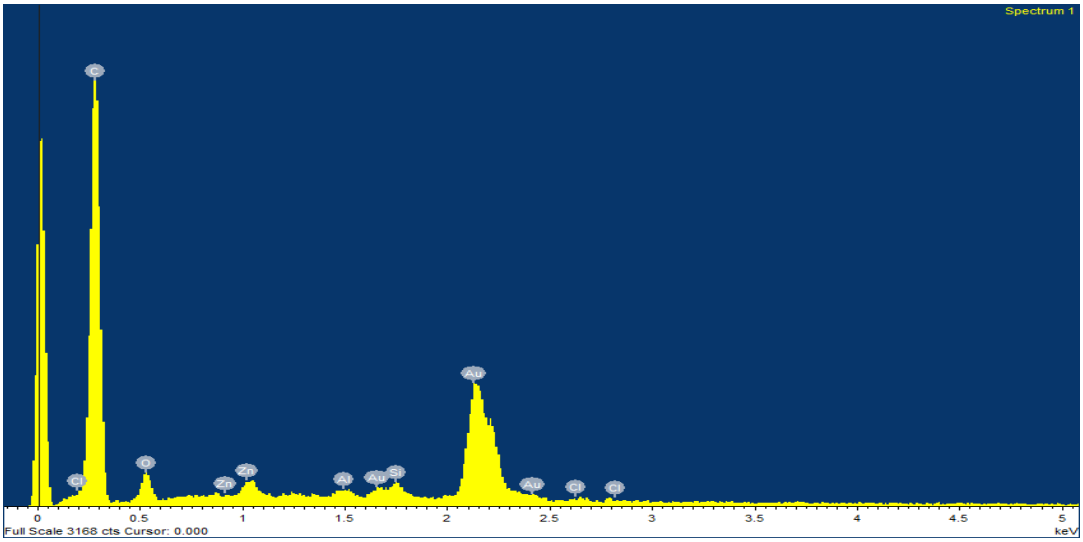

Figura 24. Composición elemental del NFU duplicado, por espectroscopia EDS

El análisis SEM evidenció una superficie irregular, heterogénea y con microestructuras porosas, típica de materiales poliméricos reciclados. Esta morfología favorece la retención física de hidrocarburos mediante mecanismos de adsorción superficial y difusión limitada en zonas de la matriz polimérica. El análisis EDS mostró una alta proporción de carbono (~80 %), atribuida a la matriz polimérica del caucho y a la presencia de negro de humo, lo que explica su naturaleza hidrofóbica y oleofílica. Esta composición explica la elevada afinidad del NFU hacia compuestos apolares como el petróleo crudo y presencia de cargas superficiales.

En función del análisis cuantitativo observado en las Figuras 23 y 24, se pudo evaluar la composición elemental de la muestra:

1. **Carbono (C):** Constituye la mayor parte de la muestra del orden del 80 %, el carbono es fundamental en el caucho vulcanizado debido a su presencia en cadenas poliméricas que definen su estructura y resistencia.
2. **Oro (Au):** Aunque no es un componente típico del caucho vulcanizado, se agrega en el orden de 5 al 6% al realizar esta técnica analítica para incrementar la sensibilidad del análisis.
3. **Oxígeno (O), zinc (Zn), silicio (Si), aluminio (Al) y cloro (Cl):** Estos elementos están presentes en porcentajes que oscilan entre el 2% y el 3,17%. El oxígeno, por ejemplo, compone el 3,17% de la muestra, seguido por el zinc y el silicio, ambos con un 2,95%. El aluminio representa el 2,62% y el cloro el 2,38%. Estos elementos son consistentes con aditivos y materiales de relleno comunes en la fabricación de neumáticos.

Asimismo, el NFU podría contribuir marginalmente con materia orgánica al suelo mediante procesos lentos de degradación superficial, lo cual resulta relevante considerando que la fertilidad de los suelos amazónicos depende principalmente de su contenido orgánico y de la actividad microbiana

Desde el punto de vista fisicoquímico, esta heterogeneidad superficial observada por SEM-EDS respalda el ajuste simultáneo de los modelos de Langmuir y Freundlich. Si bien el modelo de Langmuir presento un mejor ajuste global ($R^2 > 0,99$), permitiendo estimar una capacidad máxima operativa de sorción ($q_m \approx 0.476$ g/g), la microestructura observada y la composición elemental del NFU explican el comportamiento ideal reflejado en el modelo de Freundlich, particularmente el valor de $1/n = 0.024 < 1$, indicativo de una distribución heterogénea de energías de adsorción. El modelo de Langmuir permite describir de forma adecuada el comportamiento general de la sorción y estimar una capacidad máxima de material; sin embargo, este ajuste debe entenderse como una aproximación promedio y no como una superficie idealmente homogénea. En este sentido, el modelo de Freundlich refleja

mejor la heterogeneidad propia del NFU asociada a su naturaleza polimérica reciclada obtenida por desbaste.

La elevada proporción de carbono y la morfología observada mediante SEM-EDS confirman que la interacción NFU- petróleo es principalmente física, dominada por procesos de adsorción superficial y una difusión física limitada, en concordancia con los resultados obtenidos por FTIR.

4.4. Fase 4: Pruebas de sorción e interacción NFU–petróleo

4.4.1. Capacidad de sorción del NFU–petróleo por adaptación del método ASTM F726-12

En la Tabla 21 se muestra el resumen de la capacidad sorbente de petróleo 24 °API del material particulado de NFU clasificado en tres tamices, para tres tiempos de ensayo y 4,0 ± 0,01 g de muestra; los resultados se presentan en gramos de petróleo por gramo de sorbente (g/g).

Tabla 21. Capacidad del NFU para la sorción de NFU frente al petróleo crudo 24 °API

N° malla		8		$\bar{X} \pm \sigma$	10		$\bar{X} \pm \sigma$	12		$\bar{X} \pm \sigma$
Tiempo (min)	10	0,343	0,364	**0,354 ± 0,059 g/g**	0,374	0,398	**0,386 ± 0,017 g/g**	0,493	0,490	**0,492 ± 0,002 g/g**
	15	0,345	0,365	**0,355 ± 0,014 g/g**	0,375	0,400	**0,388 ± 0,017 g/g**	0,494	0,491	**0,492 ± 0,002 g/g**
	20	0,346	0,366	**0,356 ± 0,014 g/g**	0,376	0,400	**0,388 ± 0,014 g/g**	0,494	0,491	**0,493 ± 0,002 g/g**

Para una mejor interpretación de los resultados, se analizarán por partes como en la Figura 24 donde se muestran los resultados de capacidad de sorción para un tiempo de ensayo de 10 minutos.

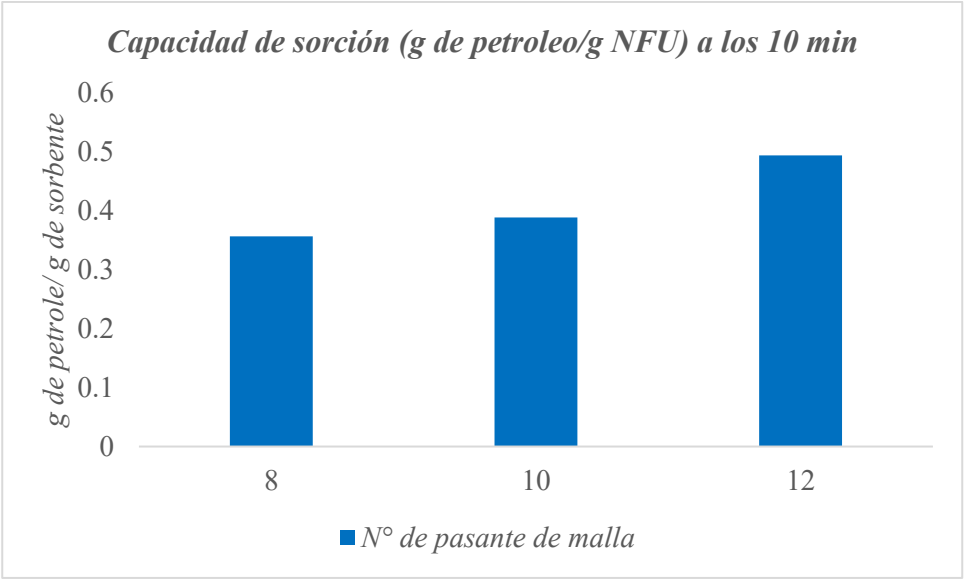

Figura 25. Capacidad de sorción del NFU durante 10 minutos

Se observa que el sorbente correspondiente a la malla N° 12 presentó la mayor capacidad de sorción de petróleo, alcanzando un valor máximo de 0,492 g de petroleo/g de NFU superior a los obtenidos para los pasantes de mallas N° 8 y N° 10. En el tiempo de contacto de 10 minutos, la capacidad de sorción promedio fue de 0,492 ± 0,008 g/g para la malla N° 12, mientras que para las mallas N° 10 y N° 8 se registraron valores de 0,386 ± 0,017 g/g **y** 0,353 ± 0,015 g/g, respectivamente. En este mismo intervalo, el sorbente pasante malla N° 8 presentó la menor capacidad de sorción, lo que evidencia una clara relación inversa entre el tamaño de partícula y la eficiencia de retención del petróleo. Esta tendencia se mantiene a los 15 y 20 minutos de contacto, observándose consistentemente el siguiente orden de capacidad de sorción: N° 8 < N° 10 < N° 12. A los 20 minutos, el pasante malla N° 12 alcanzó un valor promedio de 0,493 ± 0,002 g/g, mientras que el pasante malla N° 10 registró 0,388 ± 0,017 g/g y la malla N° 8 registró 0,356 ± 0,014 g/g, lo que confirma que el incremento del tiempo de contacto no modifica la tendencia observada, sino que refuerza el efecto del tamaño de partícula sobre la sorción.

La baja desviación estándar obtenida, especialmente en el pasante de la malla N° 12, indica una alta reproducibilidad del ensayo, lo que demuestra que los valores de capacidad de

sorción no corresponden a resultados atípicos, sino a un comportamiento consistente del material.

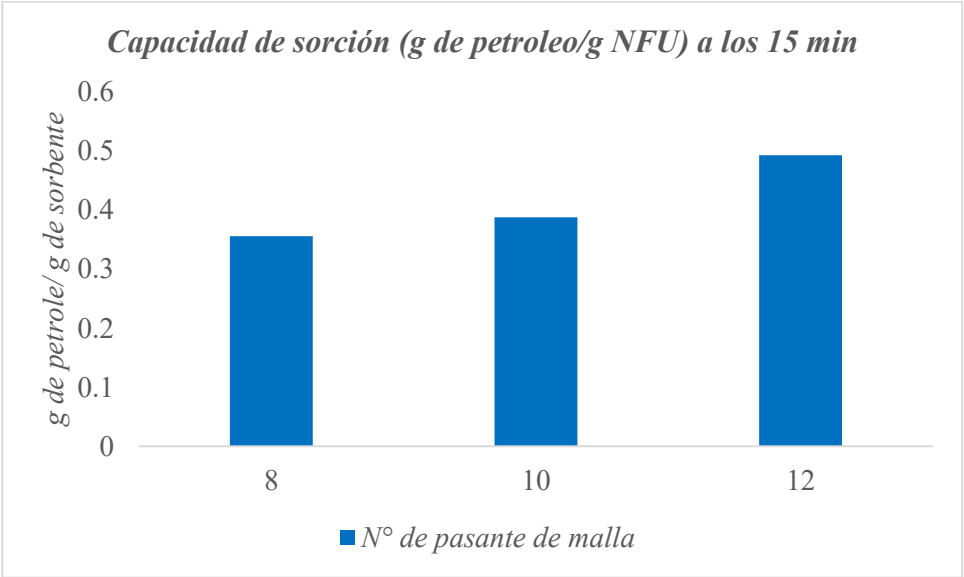

Figura 26. Capacidad de sorción del NFU durante 15 minutos

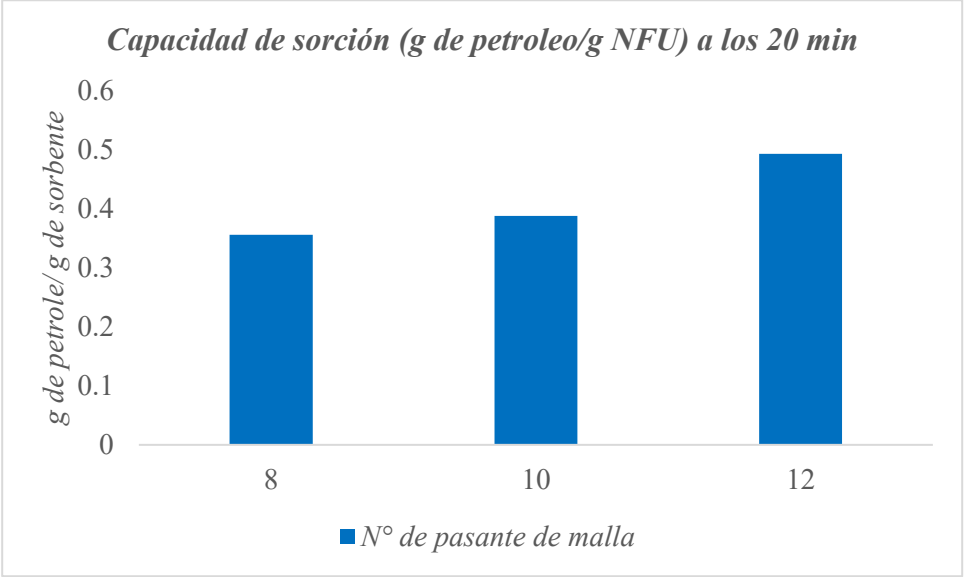

Figura 27. Capacidad de sorción del NFU durante 20 minutos

Un menor tamaño del sorbente resulta más eficiente para su aplicación en el proceso de remediación con partículas menores de 1,7 mm de abertura presenta la mayor área de superficie externa disponible para que el petróleo interactúe con él, según el objetivo del estudio al separar por tamizaje el sorbente a tamaños pequeños. Huang y Lim [31] mencionan

que un adsorbente natural al ser triturado exhibe una mayor capacidad de adsorción porque tiene más superficie de contacto adsorbente-aceite y sitios de unión entre partículas; estas observaciones coinciden con Annunciado et al. [29] quienes señalan que, al depender la capacidad de adsorción del área superficial, ésta se puede incrementar aún más mediante la reducción del tamaño de las partículas adsorbentes. Ibrahim et al. [180] agregan que, a medida que se reduce el tamaño de las partículas adsorbentes éstas ofrecen más superficie disponible como sitios de unión y contención del petróleo en comparación con partículas de mayor tamaño y por lo tanto presentan mayor capacidad de adsorción. Salazar [181] evaluó el efecto del tamaño de la partícula en la remoción de hidrocarburos (petróleo, Diesel y gasolina) empleando biopolímeros naturales con diferentes longitudes (1, 5, 7, 10 y 13 cm) obteniendo mejores resultados para los biopolímeros de 1 cm. Behnood et al. [182] estudiaron la aplicación de adsorbentes naturales (bagazo de caña de azúcar) como adsorbentes de petróleo crudo mencionando que un aumento en la capacidad de adsorción del petróleo al disminuir el tamaño medio de las partículas que trabajaron de 5 mm – 0,1 mm, puede atribuirse a un aumento en el área interfacial. Estos resultados confirman y respaldan estas observaciones, los resultados que se obtuvieron en la presente investigación: a medida que se trabajó con partículas de NFU de menor tamaño los resultados de capacidad de sorción se incrementaron. En comparación con técnicas como la fitorremediación o biorremediación, que requieren condiciones edáficas específicas, microorganismos especializados y largos plazos, la adsorción con NFU permite una intervención directa, física e inmediata. Además, no depende de factores biológicos limitantes como la temperatura o la actividad microbiana, lo que la hace especialmente útil en entornos amazónicos de difícil acceso y alta humedad [183].

4.4.2. Modelado de Isotermas de Adsorción

La capacidad de adsorción del NFU (neumático fuera de uso) se modeló empleando las isotermas clásicas de Langmuir y Freundlich, con el objetivo de comprender el comportamiento de equilibrio entre el petróleo crudo (24 °API) y la superficie del material. Para este análisis se consideraron los valores experimentales promedio obtenidos para el material pasante de la malla N° 12, por ser la que presentó la mayor eficiencia de adsorción en el adaptado del “Oil adsortion short test” (≈ 0,493 g de petróleo / g de NFU) al alcanzar

el equilibrio entre 15 y 20 min de contacto, bajo condiciones de ensayo controladas conforme al método ASTM F726-12. A continuación, se presentan los datos experimentales empleados y datos de la linealización del modelo de Langmuir y Freundlich

Tabla 22. Datos experimentales y del modelado de Isotermas de adsorción.

Datos experimentales			**Modelo de Langmuir**		**Modelo de Freundlich**			
C_e (g/L)	q_e exp (g/g)	C_e/q_e	q_m (g/g)	KL	log C_e	log q_e	KF	1/n
80	0.462	173.067	0,476	0.414	1.903	-0.335	0,42	0,024
100	0.465	215.285	—	—	2.000	-0.333	—	—
120	0.467	257.097	—	—	2.079	-0.331	—	—

Resultados del ajuste al modelo de Langmuir

La Figura 28 muestra la **isoterma de Langmuir** obtenida para el NFU. El ajuste lineal presentó un **coeficiente de determinación ($R^2 = 1$)**, lo que indica que este modelo describe adecuadamente el comportamiento promedio de la sorción del petróleo sobre el material.

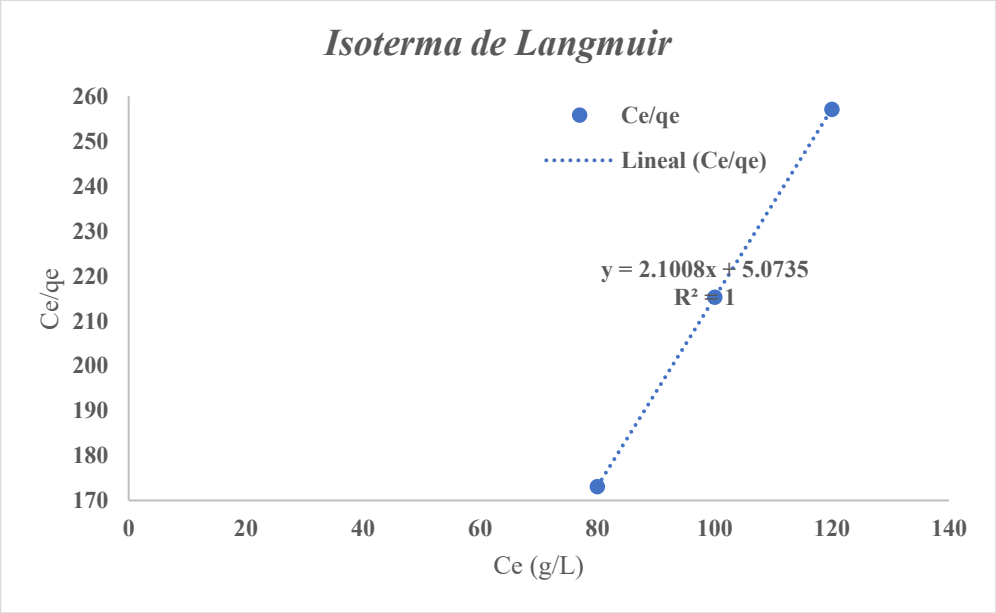

Figura 28. Isoterma de Langmuir para la adsorción del NFU frente al petróleo. *Fuente: elaboración propia (2025), a partir de datos experimentales del ensayo adaptado del método ASTM F726-12.*

El valor obtenido de $\mathbf{q_m \approx 0{,}476\ g/g}$ y un **KL ≈ 0,414 L/g**, ambos positivos, reflejan la capacidad y afinidad del NFU hacia el petróleo, atribuible a la naturaleza hidrofóbica y oleofílica del caucho reciclado. El coeficiente de determinación ($R^2 = 1$) indica que el modelo de Langmuir describe adecuadamente el comportamiento experimental en el intervalo de concentraciones evaluado. La proximidad entre el valor experimental máximo (≈ 0,493 g/g) y el q_m teórico calculado confirma la coherencia del ajuste matemático. Si bien el buen ajuste sugiere un proceso de adsorción predominantemente físico, el modelo se emplea como una aproximación matemática del comportamiento del sistema bajo las condiciones experimentales estudiadas.

Resultados similares fueron reportados por **Zamiraei et al. (2020)**, quienes hallaron una capacidad de adsorción de 0,82 g/g en polvo de neumático reciclado, y por **Lin et al. (2009)**, quienes observaron un comportamiento de saturación de tipo I en materiales compuestos caucho-polipropileno.

Resultados del ajuste al modelo de Freundlich

La Figura 29 presenta la isoterma de Freundlich obtenida al graficar log q_e frente a log C_e. El ajuste lineal mostró un coeficiente de determinación elevado ($R^2 = 0{,}9968$), evidenciando una excelente correlación entre los datos experimentales y el modelo empírico. La ecuación obtenida fue $y = 0{,}0238x - 0{,}3805$, donde la pendiente ($1/n = 0{,}0238$) indica un proceso de adsorción favorable y de baja dependencia respecto a la concentración en equilibrio dentro del intervalo evaluado.

El valor del parámetro KF fue 0,42, lo que refleja una capacidad de adsorción consistente con la naturaleza oleofílica del material. En conjunto, estos resultados indican que la superficie del NFU presenta cierto grado de heterogeneidad energética, característica esperable en materiales reciclados derivados del caucho, aunque con un comportamiento altamente estable dentro del rango experimental estudiado.

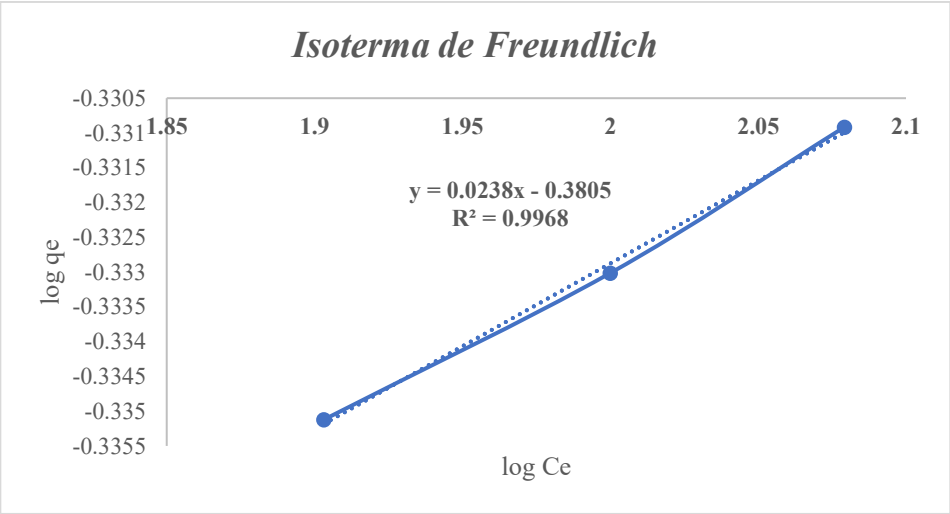

Figura 29. Isoterma de Freundlich para la adsorción del NFU frente al petróleo. *Fuente: elaboración propia (2025), a partir de datos experimentales del ensayo adaptado del método ASTM F726-12.*

Este comportamiento concuerda parcialmente con lo reportado por Rana Malhas et al. (2025) para neumáticos triturados empleados como sorbentes de crudo, quienes observaron adsorción favorable bajo el modelo de Freundlich. Las diferencias pueden atribuirse a variaciones en granulometría, concentración inicial y condiciones experimentales. De manera similar, Ibrahim et al. (2009) y Behnood et al. (2013) describen tendencias semejantes en materiales naturales con heterogeneidad superficial, donde predominan interacciones físicas y fenómenos capilares.

Si bien el modelo de Langmuir presenta un ajuste ligeramente superior ($R^2 = 1.000$) respecto al modelo de Freundlich ($R^2 = 0.9968$), ambos describen adecuadamente el comportamiento experimental del sistema. Esto indica que el proceso de interacción NFU–petróleo puede interpretarse tanto como una adsorción con tendencia a saturación (Langmuir), como un fenómeno que ocurre sobre una superficie energéticamente heterogénea (Freundlich). El valor elevado de n (≈ 42) confirma que la adsorción es favorable y predominantemente física.

En conjunto, el NFU se consolida como un adsorbente eficiente y sostenible para la remoción física de petróleo crudo, especialmente relevante en ambientes amazónicos donde las condiciones de humedad limitan la aplicación de tratamientos biológicos y donde se requieren materiales de bajo costo y fácil.

4.4.3. Análisis FTIR del NFU

En las Figuras 30, 31 y 32 se presentan dichos espectros con el objetivo de evaluar la interacción entre los neumáticos fuera de uso (NFU) y el petróleo, determinando si el mecanismo predominante es la absorción o la adsorción.

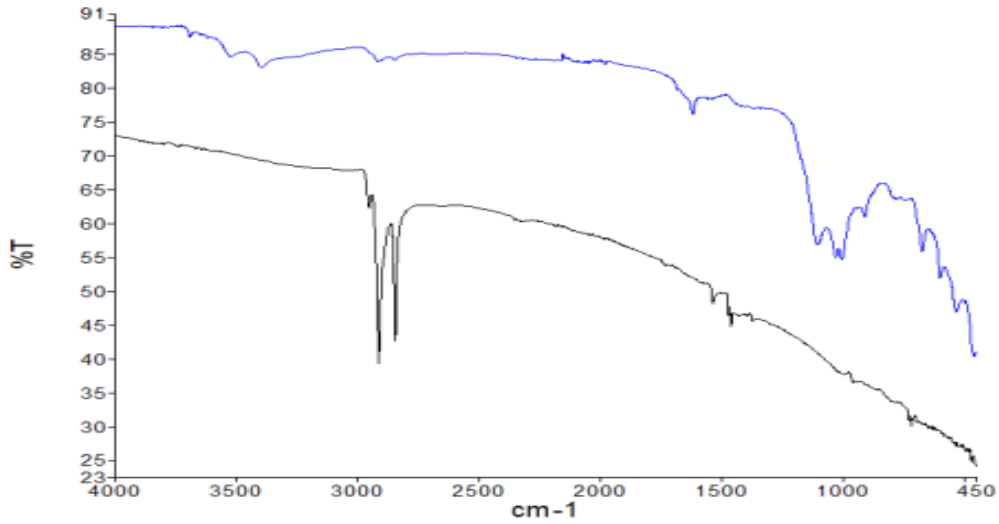

Figura 30. Espectros FTIR del NFU patrón y NFU/petróleo a 1 mes de la interacción. *Espectro gris: NFU; Espectro azul: NFU con petróleo. Realizado el 14 Agosto 2024*

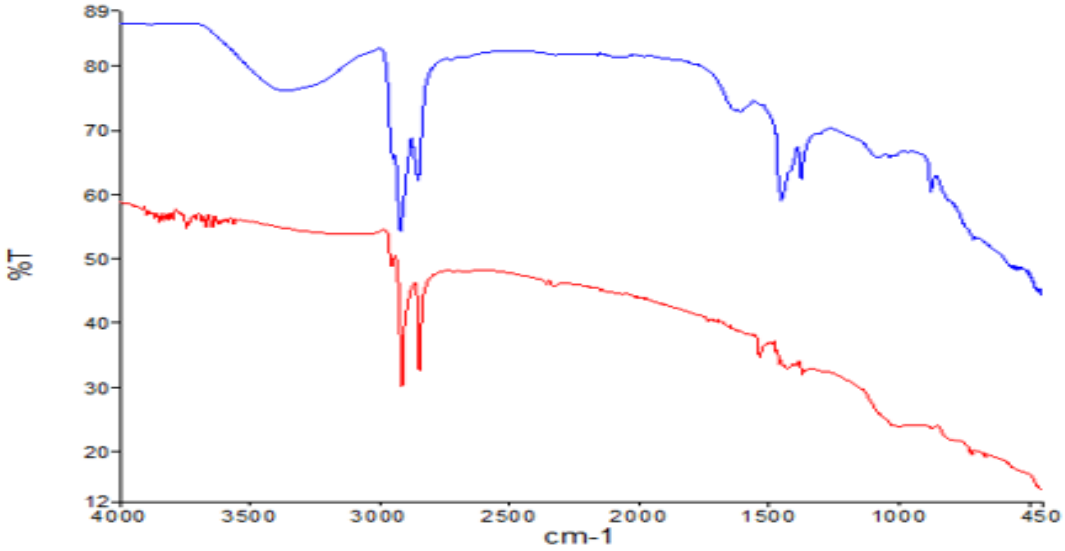

Figura 31. Espectros FTIR del NFU patrón y NFU/petróleo a 6 meses de la interacción. *Espectro rojo: NFU Espectro azul: NFU con petróleo. Realizado el 27 enero 2025*

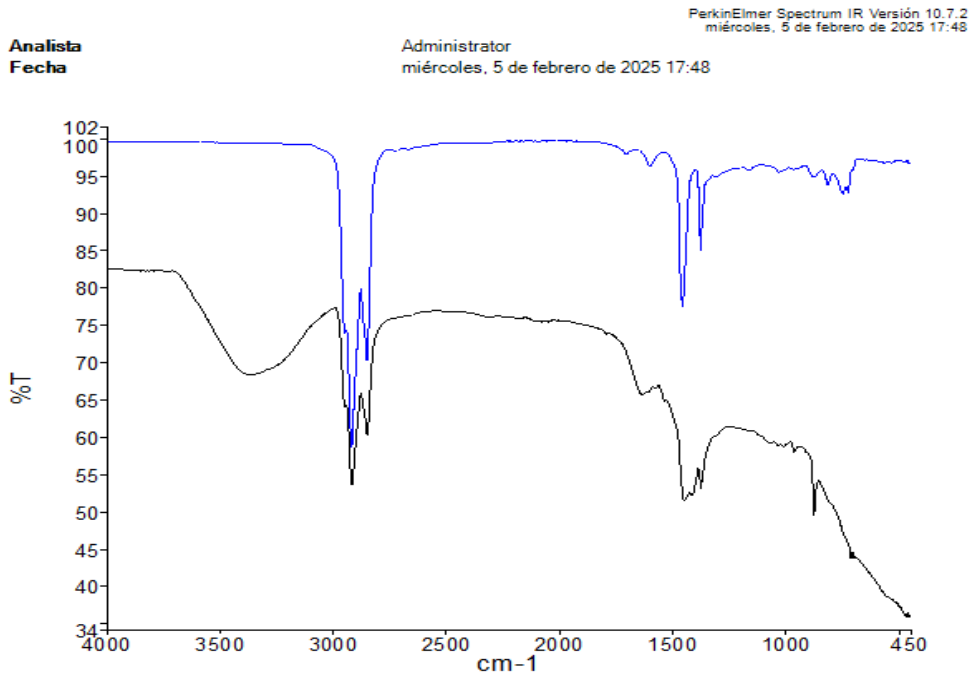

Figura 32. Espectros FTIR del NFU/petróleo y petróleo a 8 meses de la interacción. *Espectro gris: NFU con petróleo; Espectro azul: petróleo. Realizado el 5 de febrero del 2025*

En la Figura 30, se presenta un gráfico después de 1 mes de la interacción entre el petróleo y el "NFU". El espectro gris del "NFU patrón" (sin petróleo), se caracteriza por una banda larga y definida con dos picos alrededor de 3000 cm^{-1} que representan los grupos funcionales presentes en el caucho vulcanizado, donde predominan las vibraciones de estiramiento de los enlaces C-H. Se identifican dos pequeños picos alrededor de 1600 cm^{-1}, que pueden estar relacionados con las vibraciones de deformación de grupos funcionales presentes en la matriz polimérica del NFU que contiene grupos funcionales como carbonilo (C=O), hidroxilo (-OH) y otros grupos polares, los cuales favorecen la adsorción del aceite a través de interacciones hidrofóbicas, enlaces de hidrógeno y atracciones electrostáticas [185-186]. El rendimiento de la adsorción está influenciado principalmente por estos grupos [187].La caída del espectro hacia los 450 cm^{-1} indica una absorción mínima en esta región, coherente con la composición básica del NFU. El espectro del petróleo-NFU de la Fig. 30, evidencia modificaciones respecto al NFU patrón, destacándose la aparición de un pequeño pico alrededor de 1600 cm^{-1}**,** característico de enlaces C=C aromáticos presentes en el petróleo. Este cambio sugiere la retención de compuestos aromáticos sobre la superficie

del NFU, reforzando la hipótesis de que el neumático posee una capacidad efectiva para adsorber hidrocarburos a través de interacciones físicas predominantes.

En la Figura 31, se presenta un gráfico a los 6 meses de la interacción entre el petróleo-NFU. El espectro correspondiente al NFU sin petróleo o "patrón" (rojo) presenta las mismas características del espectro gris "NFU patrón" de la figura. En contraste, el espectro del NFU-petróleo (azul) presenta una serie de modificaciones que sugieren una interacción con los compuestos del hidrocarburo: se observa una pequeña prominencia convexa entre 3500 y 3000 cm^{-1}, lo que podría indicar la presencia de grupos funcionales asociados con enlaces O-H o N-H [188]. Esta señal puede atribuirse a una oxidación superficial leve del caucho o a la incorporación de compuestos polares del petróleo tras un contacto prolongado, sin que ello implique una transformación profunda de la estructura polimérica

Además, se observan las vibraciones de estiramiento antisimétricas entre los 3000-2800 cm^{-1} de $–CH_3$, que corresponden al TPH [189]. Una diferencia clave se encuentra en la región de los 1500-1300 cm^{-1}, donde el NFU sin petróleo mostraba solo dos picos pequeños, mientras que el NFU-petróleo presenta una banda corta con dos picos de adsorción más definidos; este ensanchamiento está ubicado en la misma región que las vibraciones de estiramiento antisimétricas y simétricas de COC [190].

Una diferencia adicional notable se observa en los valores de transmitancia inicial entre ambos espectros: el NFU patrón inicia con una transmitancia del 60%, mientras que el NFU-petróleo muestra un valor del 89%. Este incremento en la transmitancia sugiere que la interacción con el petróleo ha modificado la superficie del NFU, posiblemente reduciendo la cantidad de grupos funcionales activos expuestos o generando una película superficial de hidrocarburos que altera la forma en que la radiación IR es absorbida o reflejada.

El análisis FTIR que se observa en la Figura 32, proporciona información clave para comprender el mecanismo de interacción entre el NFU y el petróleo. En esta figura se presentan dos espectros: Se observa un espectro azul (petróleo) que se inicia con un 100% de transmitancia, lo que indica que el petróleo puro tiene una menor absorción de la radiación IR en comparación con el NFU. Presenta una banda profunda con dos picos alrededor de 3000 cm^{-1}, característicos de los enlaces C-H en los hidrocarburos alifáticos presentes en el

petróleo. También se observa una banda mediana con dos picos en 1500 cm^{-1}, asociada a vibraciones de deformación de los enlaces C-H en compuestos aromáticos y alifáticos. Adicionalmente, se identifican pequeños picos en la región de 1000 cm^{-1}, probablemente atribuidos a vibraciones C-O o C=S presentes en impurezas o compuestos minoritarios del petróleo. Por otro lado, el espectro gris NFU-petróleo posee las mismas características del NFU observado en la Figura 31, se inicia con una transmitancia de aproximadamente 83%, inferior a la del petróleo puro, lo que sugiere que el NFU ha retenido compuestos del hidrocarburo. A diferencia del espectro del petróleo, que sigue una línea recta después de los 1000 cm^{-1}, el espectro del NFU-petróleo cae significativamente en esta región, similar a los demás espectros analizados previamente. Esto sugiere que el NFU tiene una mayor capacidad de absorción de la radiación IR en esta región, posiblemente debido a interacciones con los compuestos del petróleo.

La comparación entre los espectros del NFU–petróleo y del petróleo puro (Figura 31 y Figura 32) evidencia que, si bien no se forman nuevas bandas en 1500 cm^{-1} y 1000 cm^{-1} intensas que indiquen enlaces covalentes fuertes, sí se observan cambios en la intensidad y forma de las señales, lo que confirma que el mecanismo predominante de interacción es la **adsorción física superficial**. No obstante, la persistencia de bandas en regiones asociadas a compuestos aromáticos y polares, junto con la ligera modificación observada tras seis meses de contacto, sugiere la existencia de procesos secundarios de difusión superficial o absorción parcial dentro de la matriz del NFU, coherentes con su naturaleza hidrofóbica y oleofílica [190].

En conjunto, los resultados FTIR indican que el sistema NFU–petróleo ocurre principalmente por **adsorción física**, con escasa evidencia de reacciones químicas profundas ni degradación estructural del polímero; sin embargo, el contacto prolongado puede inducir **modificaciones químicas superficiales leves**, que no comprometen la estructura global del material, pero complementan el mecanismo de retención del petróleo.

4.5. Fase 6: Resultados Post-remediación

4.5.1. Porcentajes de germinación del Petroselinum crispum

Los resultados del efecto de la contaminación con petróleo sobre la germinación de las semillas de perejil (*Petroselinum crispum*) se muestran en la Tabla 23 en un tiempo de 2 meses en semilleros de cartón con mayor porcentaje de petróleo

Tabla 23. Porcentajes de germinación del perejil (*Petroselinum crispum*) en suelos contaminados con petróleo remediados con NFU en Jarras de Leonard

Muestra	Petróleo, mL	Suelo, kg	Concentración, mL/kg	Nº de Semillas	Plantas Germinadas	Tiempo, meses	Germinación, %
M1	10	2,0	5	10	8	5	80,0
M1-D*	10	2,0	5	10	6	5	60,0
M2	10	2,0	5	10	6	5	60,0
M2-D*	10	2,0	5	10	7	5	70,0
M3	10	2,0	5	10	5	5	50,0
M3-D*	10	2,0	5	10	5	5	50,0

En la Tabla 24 se muestran los resultados obtenidos al realizar un ensayo para determinar la concentración letal del petróleo para las plantas de perejil en el suelo.

Tabla 24. Porcentajes de germinación del perejil (*Petroselinum crispum*) en suelos contaminados con petróleo remediados con NFU en semilleros de cartón durante 2 meses de septiembre a octubre de 2024

Muestra	Petróleo, mL	Suelo, kg	Concentración, mL/kg	N° de Semillas	Plantas Germinadas	Tiempo, meses	Germinación, %
M1	3	0,05	60	5	4	2	80,0

M1-D*	3	0,05	60	5	2	2	40,0
M2	3	0,05	60	5	3	2	60,0
M2-D*	3	0,05	60	5	3	2	60,0
M3	3	0,05	60	5	1	2	20,0
M3-D*	3	0,05	60	5	1	2	20,0

Tabla 25. Porcentajes de germinación del perejil (*Petroselinum crispum*) en suelos contaminados con petróleo remediados con NFU en semilleros durante 1 mes (nov., 2024)

Muestra	Petróleo, mL	Suelo, kg	Concentración, mL/kg	N° de Semillas	Plantas Germinadas	Tiempo, meses	Germinación, %
M1	3	0,05	60	5	3	1	60,0
M1-D*	3	0,05	60	5	1	1	20,0
M2	3	0,05	60	5	1	1	20,0
M2-D*	3	0,05	60	5	1	1	20,0
M3	3	0,05	60	5	0	1	0
M3-D*	3	0,05	60	5	0	1	0

Tabla 26. Porcentaje de germinación de las semillas en las muestras de suelo M1 con 50% de turba (MT1) y NFU, durante 1 mes en el laboratorio 523-A (diciembre 2024)

Muestra suelo MT1	Semillas plantadas	Semillas germinadas	Germinación, %
Referencial (sin NFU)	6	1	16,7
Remediada con 2% de NFU	6	2	33,3
Remediada con 5% de NFU	6	4	66,6

Los resultados presentados en las Tablas 23 y 24 muestran que la germinación de semillas de perejil está significativamente afectada por la cantidad de petróleo que contamina el suelo y la masa de NFU utilizada para remediar dicho suelo. Se observa que la respuesta

de las plantas varía entre las diferentes muestras de suelo (MT1, MT2 y MT3), especialmente en términos de germinación y crecimiento. Los resultados obtenidos evidencian que la respuesta germinativa de *Petroselinum crispum* no depende únicamente de la reducción de la concentración de hidrocarburos totales de petróleo (TPH), sino también de las modificaciones fisicoquímicas inducidas en el suelo por la adición de NFU y turba. La presencia de turba, especialmente en la muestra MT1 (50%), favorece una mayor retención de humedad, mientras que el NFU contribuye a mejorar la humectabilidad, porosidad y aireación del suelo. Asimismo, ambos materiales aportan materia orgánica que influye positivamente en la actividad biológica del suelo, explicando los mayores porcentajes de germinación observados.

En relación con las semillas de perejil se observó que, a mayor cantidad de petróleo, el porcentaje de germinación disminuye y, a mayor cantidad de NFU, tanto el porcentaje de germinación como el crecimiento de las hojas aumentan en las muestras que contienen 50% de turba. Sin embargo, sin la adición de NFU, solo se produjo una escasa germinación, (1 de 5 semillas) indicando que a partir de una contaminación con 60 mL de crudo/kg de suelo, las propiedades del suelo se alteran significativamente, provocando el bloqueo de los poros del suelo, lo que conlleva a la reducción de la bioactividad y la degradabilidad de la biota a contaminantes [191,192**]**. La germinación de las semillas de perejil también mostró diferencias notables entre las diversas muestras de suelo: en la Tabla 23, las muestras MT1 y MT2 a los 5 meses en frascos de Leonard, presentaron mejores tasas de germinación promedio de 70% y 65%, respectivamente, mientras que MT1, MT2 y MT3 tuvieron un crecimiento promedio de 22,4; 18,4 y 13,2 cm, durante 5 meses. El uso del perejil (*Petroselinum crispum*) como bioindicador vegetal fue intencional debido a su reconocida sensibilidad a los hidrocarburos, la salinidad y los metales pesados, así como a su sistema radicular superficial y rápido crecimiento. Estudios previos lo han utilizado con éxito en pruebas de fitotoxicidad en suelos contaminados con petróleo, lo que lo convierte en una planta modelo adecuada para evaluar procesos de remediación en un corto período. La Tabla 24 muestra que a los 2 meses las muestras de los semilleros MT1 y MT2 mantuvieron un comportamiento similar con promedios del 60%, mientras que MT3 presentó un 20% y al mes mostraron una germinación del 40% en MT1, 20% en MT2 y 0% en MT3.

4.5.2. Crecimiento promedio de las plantas de *Petroselinum crispum*

Los resultados del crecimiento promedio en centímetros de las plantas de perejil (*Petroselinum crispum*). En la *Tabla 27* se observan los resultados del tamaño promedio de las plantas de perejil en las muestras de suelo remediadas con NFU a una dosis de 50 g por kg de suelo

Tabla 27. Crecimiento promedio de las plantas de perejil en suelo MT1 en jarras de Leonard expuestas al ambiente por 5 meses (marzo-julio 2024)

Tiempo, meses	Altura en cm					
	MT1	MT1-D*	MT2	MT2-D*	MT3	MT3-D*
1	8,4	7,6	6,2	7,4	2,5	1,0
2	15,2	12,9	12,9	13,0	8,1	2,3
3	17,3	15,7	10,2	14,2	10,4	4,2
4	20,1	17,8	15,2	16,0	14,1	6,4
5	24,5	20,3	17,3	19,5	16,1	10,2

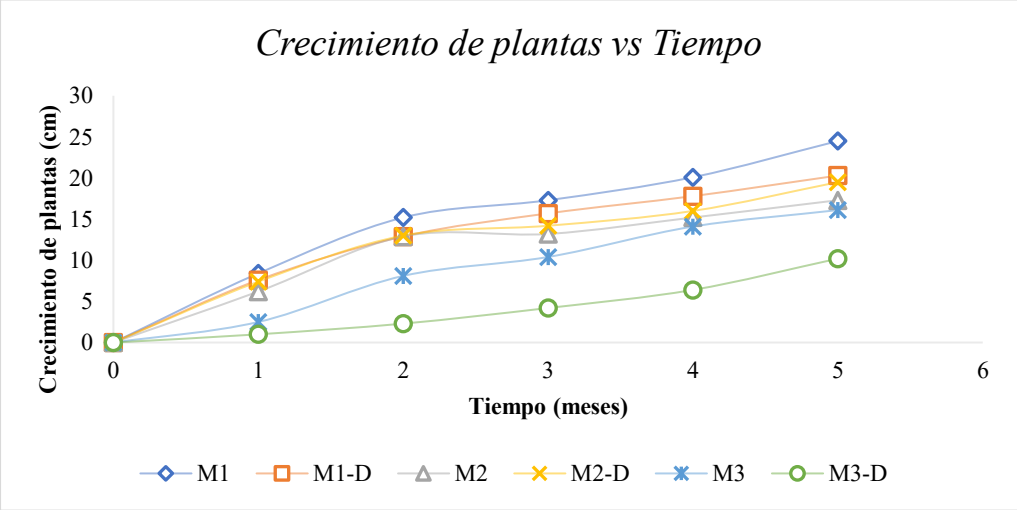

Figura 33. Gráfico del crecimiento promedio de las plantas de perejil

La Tabla 27, revela que el crecimiento promedio de las plantas de perejil también varía significativamente entre las diversas muestras: En MT1 tuvieron el mejor crecimiento promedio con 22,4 cm durante 5 meses; en MT2 alcanzaron un promedio de

18,4 cm, y las de MT3 un promedio de 13,2 cm en el mismo período. El mayor crecimiento observado en las plantas de MT1 se asocia no solo a una menor fitotoxicidad del suelo remediado, sino también condiciones edáficas más favorables, como una mejor retención de humedad, mayor aireación, un contenido de materia orgánica que favorece el desarrollo radicular y la absorción de nutrientes durante el período de crecimiento. El ANOVA factorial (Tabla 28) muestra una influencia estadísticamente significativa de los factores tiempo y muestra en la altura promedio de las plantas, sugiriendo que ambos factores son cruciales para el desarrollo de las plantas de perejil. El análisis por diferencia mínima significativa indica que el crecimiento promedio en las muestras de suelo remediadas es estadísticamente similar durante todo el tiempo de ensayo.

La Figura 33 confirma que, hasta el 4to mes, todas las plantas siguieron una tendencia de crecimiento regular y similar, especialmente en las muestras de suelo remediadas. Sin embargo, a partir del 5to mes, las plantas mostraron una desviación de la tendencia original, coincidiendo con el cambio climático en Lima, debido al incremento de precipitaciones.

4.5.3. ANOVA Factorial:

Resultados del análisis de varianza de dos factores (ANOVA Factorial) aplicado al crecimiento promedio de las plantas. En la *Tabla 28* se presentan los resultados del ANOVA Factorial, donde los factores o variables independientes fueron el tiempo y el tipo de muestra, y la variable dependiente fue el crecimiento promedio de las plantas. El análisis se realizó mediante el programa Python.

Tabla 28. Resultados del ANOVA Factorial

Fuente de Variación	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado medio	F	P-Valor	F crítico
Tiempo	1286,98	5	257,40	61,40	< 0,001	3,85
Muestra	1142,32	5	77,65	18,52	< 0,001	3,85
Error	104,79	25	4,19			
Total	2534,09	35				

El valor p extremadamente bajo ($p < 0,001$) confirma diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, indicando que el tipo de suelo y el tiempo influyen directamente en el crecimiento del perejil.

La composición textural de las muestras MT1, MT2 y MT3 es esencial para entender las diferencias observadas en el crecimiento de las plantas. La muestra MT1 contiene 11,0% de suelo arcilloso, 29,0% de suelo arenoso, 12% de suelo limoso y 50% de turba. MT2 tiene 22,0% de suelo arcilloso, 23,0% de suelo arenoso, 5% de suelo limoso y 50% de turba. MT3 presenta 30,0% de suelo arcilloso, 17,0% de suelo arenoso y 53% de turba. La muestra MT1, caracterizada por una proporción equilibrada de suelo, presentó el mayor crecimiento vegetal. Esta combinación favorece un balance adecuado entre retención de humedad y aireación del suelo, condiciones óptimas para el desarrollo radicular y la absorción de nutrientes

En el caso de MT2, se observó un crecimiento intermedio, el cual puede atribuirse a su mayor contenido de arcilla (22%) y menor proporción de limo y arena, lo que genera una mayor retención de agua, aunque ligera limitación en comparación con MT1. A pesar de ello, la presencia del 50% de turba aportó beneficios en términos de retención hídrica y materia orgánica.

Finalmente, MT3, presentó menor crecimiento, lo cual se asocia a su mayor proporción de suelo arcilloso (30%) y a una estructura más compacta, lo que limita la aireación y el desarrollo radicular. Adicionalmente, los valores más altos de conductividad eléctrica indican mayor salinidad, lo cual puede afectar negativamente la germinación y el crecimiento de las plantas debido a la posible fitotoxicidad y menor actividad microbiana beneficiosa.

La selección de perejil (*Petroselinum crispum*) como bioindicador vegetal se debió a su reconocida sensibilidad a los hidrocarburos, salinidad y metales pesados, así como por su sistema radicular superficial y rápido crecimiento. Estudios previos lo han utilizado con éxito en ensayos de fitotoxicidad en suelos contaminados con petróleo, lo que lo convierte en una planta modelo adecuada para evaluar procesos de remediación en un período corto.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

El material particulado de neumáticos fuera de uso (NFU) pasante malla 12, demostró ser una alternativa técnicamente viable y de bajo costo para la remediación de suelos tropicales contaminados con hidrocarburos de petróleo. La capacidad máxima de adsorción registrada (≈ 0,493 g de petróleo por gramo de NFU) se asocia a su elevada área superficial, porosidad y carácter hidrofóbico, propiedades que facilitan la retención superficial principalmente de fracciones medias a pesadas del petróleo.

El análisis de las isotermas de adsorción permitió caracterizar el comportamiento de equilibrio entre el petróleo y el NFU. Tanto el modelo de Langmuir como el de Freundlich describieron adecuadamente los datos experimentales, presentando coeficientes de determinación elevados, lo que evidencia una excelente correlación entre los valores teóricos y experimentales. Si bien el ajuste del modelo de Langmuir fue ligeramente superior, ambos modelos confirman que el material presenta un comportamiento eficiente de retención de hidrocarburos, aun considerando la heterogeneidad superficial característica de los materiales reciclados.

El análisis espectroscópico por FTIR confirmó que no se produjeron modificaciones químicas estructurales significativas en el NFU tras el contacto prolongado con el petróleo, lo que indica que la interacción ocurre principalmente mediante adsorción superficial y procesos de difusión física limitada, lo que permite inferir la ausencia de un mecanismo dominante de absorción química dentro de la matriz polimérica del caucho.

La caracterización fisicoquímica de las mezclas de suelo formuladas evidenció que los suelos con mayor proporción de arcilla presentaron menor movilidad del petróleo debido al reducido tamaño de poro y mayor capacidad de retención de humedad, aunque también mostraron limitaciones para el desarrollo vegetal asociadas a una menor aireación y mayor compactación.

El efecto combinado del NFU y la turba permitió mejorar las condiciones edáficas en los suelos contaminados, principalmente en términos de estructura física y capacidad de retención de humedad, lo cual favoreció una recuperación parcial de la capacidad de soporte vegetal.

Los bioensayos con *Petroselinum crispum* evidenciaron que la germinación y el crecimiento vegetal están influenciados tanto por la concentración del contaminante como por la dosis de NFU aplicada al suelo, así como por las modificaciones fisicoquímicas inducidas durante el proceso de remediación. Las muestras con mayor proporción de NFU evidenciaron mayores porcentajes de germinación y crecimiento, mientras que los suelos altamente contaminados sin tratamiento mostraron un desarrollo vegetal severamente restringido.Entre las muestras evaluadas, MT1 y su duplicado MT1-D presentaron los mejores porcentajes de germinación (80% y 60% respectivamente), asociados a una composición textural más equilibrada (11,0% de suelo arcilloso, 29,0% de suelo arenoso, 12,0% de suelo limoso y 50% de turba), que favorece un adecuado balance entre retención de humedad, aireación y aporte de materia orgánica. En contraste, MT3 y MT3-D mostraron el menor desempeño fisiológico con un porcentaje de germinación cercanos al 50%, debido a su mayor contenido arcilloso en su composición textural (30,0% de suelo arcilloso, 17,0% de suelo arenoso y 53,0% de turba), mayor compactación y niveles más elevados de salinidad, condiciones que limitan la aireación del suelo y el desarrollo radicular.

Es importante precisar que las muestras MT1, MT2 y MT3 evaluadas en este estudio **corresponden a mezclas artificiales formuladas en laboratorio**. Fueron diseñadas a partir de fracciones texturales reales (arena, limo y arcilla) previamente muestreadas y caracterizadas geotécnicamente en suelos de la Amazonía peruana. Estas mezclas fueron empleadas como **sistemas modelo representativos** de suelos amazónicos afectados por derrames de petróleo de la Selva caracterizados por su mayor cantidad de fracciones intermedias a pesadas, particularmente en zonas de influencia del Oleoducto Norperuano, con el objetivo de evaluar el comportamiento del NFU bajo condiciones controladas, sin pretender extrapolar directamente los resultados a un único tipo de suelo natural específico.

Finalmente, se concluye que la incorporación de NFU al suelo no solo contribuye a una remoción física de hidrocarburos de petróleo, sino que representa una alternativa ambientalmente sostenible para la valorización de un residuo de difícil disposición final, promoviendo principios de economía circular y reduciendo impactos ambientales relacionados con la acumulación de neumáticos fuera de uso.

5.2. Recomendaciones

No obstante, es necesario considerar que los ensayos se realizaron en condiciones controladas de laboratorio. Por ello, se recomienda ampliar el estudio mediante la implementación de pruebas en escenarios de campo, a fin de evaluar el comportamiento del material bajo condiciones ambientales propias de la Amazonía.

Asimismo, se recomienda evaluar la posible liberación de compuestos residuales del NFU hacia el suelo y determinar su impacto a largo plazo en sistemas naturales, considerando aspectos ecotoxicológicos y de seguridad ambiental.

Esta investigación representa un paso significativo hacia el diseño de soluciones sostenibles, por lo que se sugiere continuar investigando el uso de NFU como material sorbente dentro de programas de gestión ambiental sostenible, promoviendo su aplicación como alternativa tecnológica replicable y escalable en zonas afectadas por actividades extractivas, en concordancia con los Objetivos de Desarrollo Sostenible 12 (producción y consumo responsables) y 15 (vida de ecosistemas terrestres).

6. REFERENCIAS

1. Wang L, Gao H, Wang M, Xue J. Remediation of petroleum-contaminated soil by ball milling and reuse as heavy metal adsorbent. J Hazard Mater. 2022;424:127305. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127305
2. Li YT, Sui Q, Li X, Liu XY, Liu H, Wang YQ, et al. Remediation of diesel contaminated soil by using activated persulfate with Fe_3O_4 magnetic nanoparticles: Effect and mechanisms. Environ Sci Pollut Res. 2024;31(23):33385-97. https://doi.org/10.1007/s11356-024-33408-5
3. Oghoje SU, Omoruyi IC, Ejeomo C, Ifijen IH, Ukpebor JE, Asiagwu AK, et al. Enhancing petroleum-contaminated soil remediation using pulverized rice straw. Chem Pap. 2024;78(8):4909-18. https://doi.org/10.1007/s11696-024-03439-w
4. Atlas RM. Petroleum biodegradation and oil spill bioremediation. Mar Pollut Bull. 1995;31(4-12):178-82. https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)00113-2
5. Balseiro-Romero M, Monterroso C, Casares JJ. Environmental fate of petroleum hydrocarbons in soil: Review of multiphase transport, mass transfer, and natural attenuation processes. Pedosphere. 2018;28(6):833-47. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60046-3
6. Abdel-Shafy HI, Mansour MS. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. Egypt J Petrol. 2016;25(1):107-23. https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.011
7. Mekonnen BA, Aragaw TA, Genet MB. Bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil: A review on principles, degradation mechanisms, and advancements. Front Environ Sci. 2024;12:1354422. https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1354422
8. Gyasi EK, Purushotham S. Advancements in soil classification: An in-depth analysis of current deep learning techniques and emerging trends. Air Soil Water Res. 2023;16:11786221231214069. https://doi.org/10.1177/11786221231214069
9. Ascencio-Sanchez M, Padilla-Castro C, Riveros-Lizana C, Hermoza-Espezúa RM, Atalluz-Ganoza D, Solórzano-Acosta R. Impacts of land use on soil erosion: RUSLE

analysis in a sub-basin of the Peruvian Amazon (2016–2022). Geosciences. 2025;15(1):15. https://doi.org/10.3390/geosciences15010015

10. Fyfe RM, Coombe R, Davies H, Parry L. The importance of sub-peat carbon storage as shown by data from Dartmoor, UK. Soil Use Manag. 2014;30(1):23-31. https://doi.org/10.1111/sum.12091
11. De Vicente I. Biogeochemistry of Mediterranean wetlands: Effects of water-level fluctuations on phosphorus cycling and greenhouse gas emissions. Water. 2021;13(11):1510. https://doi.org/10.3390/w13111510
12. Sui X, Wang X, Li Y, Ji H. Remediation of petroleum-contaminated soils with microbial and microbial combined methods: Advances, mechanisms, and challenges. Sustainability. 2021;13(16):9267. https://doi.org/10.3390/su13169267
13. Caetano G, Machado RDM, Correia MJN, Marrucho IM. Remediation of soils contaminated with total petroleum hydrocarbons through soil washing with surfactant solutions. Environ Technol. 2024;45(15):2969-82. https://doi.org/10.1080/09593330.2023.2198733
14. Ministerio del Ambiente (MINAM). Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo. Lima: MINAM; 2017.
15. Ambaye TG, Chebbi A, Formicola F, Prasad S, Gomez FH, Franzetti A, Vaccari M. Remediation of soil polluted with petroleum hydrocarbons and its reuse for agriculture: Recent progress, challenges, and perspectives. Chemosphere. 2022;293:133572. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133572
16. Das BM. Principles of Geotechnical Engineering. 9th ed. Cengage Learning; 2018.
17. Sánchez Mata O, Aguilera Flores MM, Ureño García BG, Ávila Vázquez V, Cabañas García E, Franco Villegas EA. Bioremediation of automotive residual oil-contaminated soils by biostimulation with enzymes, surfactant, and vermicompost. Int J Environ Res Public Health. 2023;20(16):6600. https://doi.org/10.3390/ijerph20166600
18. Li X, Wu B, Zhang Q, Liu Y, Wang J, Xu D, et al. Effects of soil properties on the remediation of diesel-contaminated soil by Triton X-100-aided washing. Environ Sci Pollut Res. 2020;27(18):23323-30. https://doi.org/10.1007/s11356-020-08781-6

19. Iheme CI, Asika KE, Olugbue RC, Okwaraejesu V, Eze VC, Obasi UK, et al. Environmental remediation of petroleum-hydrocarbon-contaminated Avu mechanic village soil using green-synthesized iron oxide nanoparticles. J Hazard Mater Adv. 2025;17:100566. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100566
20. Shen X, Dai M, Yang J, Sun L, Tan X, Peng C, et al. A critical review on the phytoremediation of heavy metals from environment: Performance and challenges. Chemosphere. 2022;291:132979. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132979
21. Ma Y, Zhang K, Li D, Guo M, Zhou Y, Li X, et al. Effects of wheat straw biochar with different proportions on phytoremediation efficiency and microbial communities of PAH-contaminated soils. J Environ Chem Eng. 2025;13(3):117140. https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.117140
22. Bao T, Jing Y, Wang H, Shan R, Wang N. Using waste tire-derived particles to remove benzene and n-hexane by dynamic and static adsorption. ACS Omega. 2023;8(5):4899-905. https://doi.org/10.1021/acsomega.2c07203
23. Islam MT, Saenz-Arana R, Hernandez C, Guinto T, Ahsan MA, Bragg DT, et al. Conversion of waste tire rubber into a high-capacity adsorbent for the removal of methylene blue, methyl orange, and tetracycline from water. J Environ Chem Eng. 2018;6(2):3070-82. https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.04.058
24. Eche JJE, Huaricallo Y, Choque YC. Innovation in the management of sludge generated in domestic wastewater treatment plants in Peru. Environ Ecol Res. 2025;13(2):257-68. https://doi.org/10.13189/eer.2025.130207
25. Mohan SV. Emerging technologies for sustainable remediation of hydrocarbon-contaminated sites. Environ Sci Process Impacts. 2016;18(3):325-38. https://doi.org/10.1039/C6EM00020A
26. Barroso-Solares S, Pinto J, Nanni G, Fragouli D, Athanassiou A. Enhanced oil removal from water-in-oil stable emulsions using electrospun nanocomposite fiber mats. RSC Adv. 2018;8(14):7641-50. https://doi.org/10.1039/C7RA12646H

27. Iorga CM, Georgescu LP, Ungureanu C, Stancu MM. Sustainable remediation of polluted soils from the oil industry using sludge from municipal wastewater treatment plants. Processes. 2025;13(1):245. https://doi.org/10.3390/pr13010245
28. Truskewycz A, Gundry TD, Khudur LS, Kolobaric A, Taha M, Aburto-Medina A, et al. Petroleum hydrocarbon contamination in terrestrial ecosystems—Fate and microbial responses. Molecules. 2019;24(18):3400. https://doi.org/10.3390/molecules24183400
29. Annunciado TR, Sydenstricker THD, Amico SC. Experimental investigation of various vegetable fibers as sorbent materials for oil spills. Mar Pollut Bull. 2005;50(11):1340-46. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.04.043
30. Król AM, Zaborska E. Natural zeolites as effective sorbents for oil spill cleanup. Appl Clay Sci. 2015;114:225-32. https://doi.org/10.1016/j.clay.2015.05.002
31. Huang X, Lim TT. Performance and mechanism of a hydrophobic-oleophilic kapok filter for oil/water separation. Desalination. 2006;190(1-3):295-307. https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.09.009
32. Khan FI, Husain T, Hejazi R. An overview and analysis of site remediation technologies. J Environ Manage. 2004;71(2):95–102. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.02.003
33. Soffian MS, Halim FZA, Aziz F, Rahman MA, Amin MAM, Chee DNA. Carbon-based material derived from biomass waste for wastewater treatment. Environ Adv. 2022;9:100259. https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100259
34. Barroso-Solares S, Zahedi MG, Pinto J, Nanni G, Fragouli D, Athanassiou A. Oil removal from water-oil emulsions using magnetic nanocomposite fibrous mats. arXiv. 2024;arXiv:2402.04966. doi:10.48550/arXiv.2402.04966
35. Zhang Y, Guo Z, Peng C, Zhang C, Shen M, Li J. An integrated framework for identifying primary risk contributors and risk zones of combined soil pollution in an industrial city. J Environ Chem Eng. 2025;13(2):115607. https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.115607

36. Van Noordwijk M, Cerri C, Woomer PL, Nugroho K, Bernoux M. Soil carbon dynamics in the humid tropical forest zone. Geoderma. 1997;79(1-4):187-225. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00042-6

37. Juraij K, Sagitha P, Sujith A, Chinglenthoiba C. Electrospun nanofibrous membranes based sorbents for oil/water separation: A mini review. J Environ Chem Eng. 2025;13(3):116262. https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.116262

38. Chen Y, He X, Gao J, Wang F, Hou Y, Cai Q, et al. Biochar assisted bioremediation of soils with combined contamination of petroleum hydrocarbons and heavy metals: A review. Appl Soil Ecol. 2024;204:105720. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105720

39. Hidalgo-Lasso D, García-Villacís K, Urvina Ulloa J, Marín Tapia D, Gómez Ortega P, Coulon F. Updating risk remediation-endpoints for petroleum-contaminated soils: A case study in the Ecuadorian Amazon. Heliyon. 2024;10(9):e30395. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e30395

40. Ahmad J, Marsidi N, Abdullah SRS, Hasan HA, Othman AR, Ismail NI, Kurniawan SB. Integrating phytoremediation and mycoremediation with biosurfactant-producing fungi for hydrocarbon removal and secondary resource production. Chemosphere. 2024;349:140881. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140881

41. Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA). Informe técnico sobre contaminación de suelos por derrames de petróleo en la Amazonía peruana. Lima: OEFA; 2021.

42. Bueno CVG. El impacto de la actividad extractiva petrolera en el acceso al agua: el caso de dos comunidades Kukama Kukamiria de la cuenca del Marañón. Anthropologica. 2016;37(34):33-59. https://doi.org/10.18800/anthropologica.201602.002

43. González Riojas HH, Moroyoqui Gortáres P, Fernández Mondaza I, Balderas Cortes JJ. Influencia de los surfactantes en la remediación de suelos contaminados con hidrocarburos. Rev Fac Cienc Básicas. 2016;7(1):94–115. Disponible en: https://revistas.unimilitar.edu.co/index.php/rfcb/article/view/2066

44. Mel LM. Caracterización de suelos afectados por hidrocarburos en una zona agrícola del distrito Imaza, Amazonas. Rev Cient UNTRM Cienc Nat Ing. 2021;4(2):48–56. Disponible en: https://revistas.untrm.edu.pe/index.php/rceni/article/view/937

45. Adams RH, Guzmán FJ. Field-scale evaluation of chemical–biological stabilization for remediation of hydrocarbon soils. Int J Environ Sci Technol. 2014;11(5):1343–52. https://doi.org/10.1007/s13762-013-0308-4

46. Pons-Jiménez M, Guerrero-Peña A, Zavala-Cruz J, Alarcón A. Extracción de hidrocarburos y compuestos derivados del petróleo en suelos con características físicas y químicas diferentes. Univ Cienc. 2011;27(1):1-15.

47. Alegría-Hernández B, Morales-Bautista CM, Torres-Sánchez S, Alor-Chávez MJ. Evaluación de los cambios en las concentraciones de hidrocarburos totales del petróleo en dos tipos de suelos. J Energy Eng Optim Sustain. 2019;3(2):19-32. Disponible en: https://www.revistajeposa.org/index.php/jeposa/article/view/62

48. Armada A, Barquinero E, Capote E. Empleo del bagazo como material absorbente en derrames de petróleo. ICIDCA. 2008;42(3):96-100.

49. Díaz-Díaz CMÁ, Rivas-Trasancos L, Maydeibys L. Material absorbente para recogida de hidrocarburos en derrames en aguas y suelos. Rev Cuba Química. 2018;30(2):289-98.

50. García-Torres R, Ríos-Leal E, Martínez-Toledo Á, Ramos-Morales FR, Cruz-Sánchez JS, Cuevas-Díaz MC. Uso de cachaza y bagazo de caña de azúcar en la remoción de hidrocarburos en suelo contaminado. Rev Int Contam Ambient. 2011;27(1):31-9.

51. Alanya V, Cruz D, Huamán OC, Elizabeth C, Esteban A, Raúl V, et al. Uso de estiércol y aserrín en la biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos de petróleo, Huancavelica, Perú. Cienc Lat. 2023;7(1):785-801. doi:10.56712/latam.v7i1.3403

52. SEPIOLSA. Propiedades y aplicaciones de la sepiolita en procesos de remediación ambiental [Internet]. Madrid: SEPIOLSA; 2020 [citado 2025 Feb 10]. Disponible en: https://www.sepiolsa.com/

53. Teas C, Kalligeros S, Zanikos F, Stournas S, Lois E, Anastopoulos G. Investigation of various materials as oil spill sorbents. Desalin Water Treat. 2001;33(1–3):312–19. https://doi.org/10.5004/dwt.2001.1158
54. Cutin D. Diseño de planta trituradora de neumáticos fuera de uso para la obtención de agregados industriales en Piura [tesis de ingeniería]. Piura: Universidad Nacional de Piura; 2020.
55. Cherono F, Mburu N, Kakoi B. Adsorption of lead, copper and zinc in a multi-metal aqueous solution by waste rubber tires for the design of a single batch adsorber. Heliyon. 2021;7:e08254. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08254
56. Gupta VK, Ganjali MR, Nayak A, Bhushan B, Agarwal S. Enhanced heavy metals removal and recovery by mesoporous adsorbent prepared from waste rubber tire. Chem Eng J. 2012;197:330-42. doi:10.1016/j.cej.2012.05.033
57. Ngila JC. Application of waste tyre-based activated carbon for the removal of heavy metals in wastewater. Cogent Eng. 2017;4:1330912. https://doi.org/10.1080/23311916.2017.1330912
58. Mousavi HZ, Hosseinifar A. Removal of Cu(II) from wastewater by waste tire rubber ash. J Serb Chem Soc. 2010;75(6):845-53. doi:10.2298/JSC091102026M
59. Global Energy Monitor. Northern Peruvian Oil Pipeline [Internet]. 2024 [cited 2025 Oct 13]. Disponible en: https://www.gem.wiki/Northern_Peruvian_Oil_Pipeline
60. Amazon Watch. Oil Over Life: The Cost of Petroperú's Environmental Catastrophe in the Peruvian Amazon [Internet]. 2024 Oct 16 [cited 2025 Oct 13]. Disponible en: https://amazonwatch.org/news/2024/1016-oil-over-life-the-cost-of-petroperus-environmental-catastrophe-in-the-peruvian-amazon
61. Reuters. Peru declares environmental emergency after oil spill [Internet]. 2024 Dec 27 [cited 2025 Jan 15]. Disponible en: https://www.reuters.com/business/environment/peru-declares-environmental-emergency-after-oil-spill-2024-12-26/
62. Gómez García R. Diagnóstico sobre la contaminación ambiental en la Amazonía peruana. Iquitos: Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP); 1993.

63. Speight JG. The chemistry and technology of petroleum. 5th ed. Boca Raton: CRC Press; 2014.
64. An S, Woo H, Kim SH, Yun S-T, Chung J, Lee S. Complex behavior of petroleum hydrocarbons in vadose zone: A holistic analysis using unsaturated soil columns. *Chemosphere*. 2023;326:138417. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138417
65. Kuppusamy S, Thavamani P, Megharaj M, Naidu R. Bioremediation techniques for contaminated soils: A review. Environ Technol Innov. 2017;8:218-40. doi:10.1016/j.eti.2017.07.003
66. Bykova MV, Alekseenko AV, Pashkevich MA, Drebenstedt C, Pashkevich MA, Petrova TA. Thermal desorption treatment of petroleum hydrocarbon contaminated soils: A review. Processes. 2021;9(10):1693. doi:10.3390/pr9101693
67. Gan S, Lau EV, Ng HK. Remediation of soils contaminated with petroleum hydrocarbons: a review. J Hazard Mater. 2009;172(2–3):532–49. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.07.118
68. Zhang X, Deng Y, Chi G, Lü H, Zhao H. Removal of petroleum hydrocarbons from contaminated soils by phytoremediation using *Suaeda salsa*. Pedosphere. 2025;35(3):591–601. https://doi.org/10.1016/j.pedsph.2024.04.001
69. Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA). Oil Spill near Lima, Peru (La Pampilla) — incident summary [Internet]. Silver Spring (MD): NOAA Office of Response and Restoration; 2022 [citado 10 feb 2025]. Disponible en: https://response.restoration.noaa.gov/oil-and-chemical-spills/significant-incidents/oil-spill-near-lima-peru
70. Fallah M, Kavian M, Khayat M, Ramezanpour H. Risk assessment of gas oil contamination on soil properties. Environ Sci Pollut Res Int. 2015;22(10):7535-45. doi:10.1007/s11356-014-3970-y
71. Ahmadi M, et al. Effects of crude oil contamination on geotechnical properties of soils. Eng Geol. 2021;286:106046. https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2021.106046

72. Huang W, Yu X, Liang C, Li S, Zhou S. Effects of petroleum contamination on soil hydrophobicity: A comprehensive review. Sci Total Environ. 2021;791:148372. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.148372
73. Varjani SJ. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: a review. Bioresour Technol. 2017;223:277–286. doi:10.1016/j.biortech.2016.10.037
74. Jia W, et al. Response of soil microbial community to petroleum contamination. Front Microbiol. 2023;14:1183501. https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1183501
75. Kalia A, Parshad J, Singh G, Abhilash PC. Recent advancements in hydrocarbon bioremediation: a review. Front Microbiol. 2022;13:945872. doi:10.3389/fmicb.2022.945872
76. Martínez-Cuesta R, Cárdenas-Robles AI, Bautista F, Goguitchaichvili A, Cejudo R, Morales-Contreras JJ. Field scale biodegradation of total petroleum hydrocarbons (TPH). Front Microbiol. 2023;14:1204789. doi:10.3389/fmicb.2023.1204789
77. Lladó S, Vinas M, Solanas AM. Microbial adaptation to polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and bioaugmentation strategies. Front Microbiol. 2023; 14:1158130. doi:10.3389/fmicb.2023.1158130
78. Environmental Protection Agency (EPA). Method 8015D (SW-846): Nonhalogenated Organics by Gas Chromatography/Flame Ionization Detection (GC/FID). Washington (DC): Office of Resource Conservation and Recovery; 2018. Available from: https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-8015d-nonhalogenated-organics-gas-chromatographyflame-ionization
79. Petroperú S.A. *Nuestra actividad: exploración, producción y transporte de hidrocarburos* [Internet]. Lima: Petroperú; 2023 [citado 2026 ene 31]. Disponible en: https://www.petroperu.com.pe/quienes-somos/
80. Ministerio de Energía y Minas (MINEM). *Anuario Estadístico de Hidrocarburos* [Internet]. Lima: MINEM; 2022 [citado 2026 ene 31]. Disponible en: https://www.gob.pe/institucion/minem/informes-publicaciones/anuarios-estadisticos
81. Speight JG. *The Chemistry and Technology of Petroleum*. 5th ed. Boca Raton: CRC Press; 2014. doi:10.1201/b16559

82. Speight JG. *Asphaltenes and Asphalts*. 2nd ed. New York: Marcel Dekker; 2007.
83. Osinergmin. *Documento de trabajo N° 08: Características del mercado de hidrocarburos líquidos en el Perú* [Internet]. Lima: Osinergmin; 2020 [citado 2026 ene 31]. Disponible en: https://www.osinergmin.gob.pe/seccion/centro_documental/Institucional/Estudios_Economicos/Documentos_de_Trabajo/Documento_de_Trabajo_08.pdf
84. American Petroleum Institute (API). *API gravity: definition and classification of crude oils* [Internet]. Washington DC: API; 2019 [citado 2026 ene 31]. Disponible en: https://www.api.org/oil-and-natural-gas/energy-primers/api-gravity
85. U.S. Energy Information Administration (EIA). *Crude oils have different quality characteristics* [Internet]. Washington DC: EIA; 2012 [citado 2026 ene 31]. Disponible en: https://www.eia.gov/todayinenergy/detail.php?id=7110
86. Alva Hurtado J. Características geotécnicas de la ciudad de Iquitos. En: Seminario Internacional de Ingeniería Sísmica Geotécnica; 2017 nov; Arequipa, Perú. Arequipa: Colegio de Ingenieros del Perú; 2017 Disponible en: https://www.jorgealvahurtado.com/files/CaracteristicasGeotecnicasIquitos1.pdf
87. Instituto Nacional de Innovación Agraria (INIA). Caracterización de los suelos de la región amazónica del Perú. Lima: INIA; 2019.
88. Brady NC, Weil RR. The Nature and Properties of Soils. 15th ed. Pearson; 2017.
89. United States Department of Agriculture (USDA). Soil Texture by Feel and Soil Textural Triangle. Washington (DC): USDA-NRCS; 2019.
90. ASTM International. ASTM D422-63(2017): *Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils*. West Conshohocken, PA: ASTM; 2017.
91. International Organization for Standardization (ISO). ISO 11277:2020: Soil quality — Determination of particle size distribution in mineral soil material. Geneva: ISO; 2020.
92. Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico (INGEMMET). Estudio de suelos y geología superficial de la Amazonía peruana. Lima: INGEMMET; 2021.

93. Worrall F, Parker A, Rae JE, Johnson AC. Adsorption of hydrocarbons in soils: The role of organic matter and clay minerals. Environ Pollut. 2016;213:613-21. doi:10.1016/j.envpol.2016.03.002
94. Reynolds JM. An Introduction to Applied and Environmental Geophysics. 2nd ed. Wiley-Blackwell; 2011.
95. Sharma PV. Environmental and Engineering Geophysics. Cambridge University Press; 1997.
96. Loke MH, Barker RD. Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections by a quasi-Newton method. Geophys Prospect. 1996;44(1):131-52. doi:10.1111/j.1365-2478.1996.tb00142.x
97. Atekwana EA, Atekwana EI. Geophysical signatures of hydrocarbon contaminated soils. Geophysics. 2010;75(4):B33-41. doi:10.1190/1.3429999
98. Dutta S, Mantrala S, Biswas A, Ghosh D, Singh H. Application of electrical resistivity tomography to delineate hydrocarbon contamination in tropical soils. J Appl Geophys. 2018;159:41–51. doi:10.1016/j.jappgeo.2018.07.017
99. Tamayo R, Paredes R. Aplicación de métodos geofísicos en estudios de suelos contaminados en la selva peruana. Rev Geol Perú. 2022;28(2):89–104.
100. Soil Survey Staff. Keys to Soil Taxonomy. 12th ed. Washington (DC): USDA-NRCS; 2014.
101. Lal R, Stewart BA, editors. Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture. Boca Raton (FL): CRC Press; 2010.
102. Joosten H, Tapio-Biström ML, Tol S. Peatlands: guidance for climate change mitigation through conservation, rehabilitation and sustainable use. Rome: FAO; Wageningen: Wetlands International; 2012.
103. Reddy KR, DeLaune RD. Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications. 2nd ed. Boca Raton (FL): CRC Press; 2008.
104. Bautista Cruz A. Indicadores de calidad del suelo. *Terra Latinoam*. 2004;22(4):393–401.
105. United States Department of Agriculture (USDA). *Soil Quality Test Kit Guide*. Washington (DC): USDA; 1999.

106. Ferreras L, Magra G, Besson P, Kovalevski E, García F. Indicadores de calidad física en suelos de la región pampeana norte de Argentina bajo siembra directa. Cienc Suelo. 2007;25(2):159-72.
107. Fassbender H. Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. 2a ed. San José (CR): IICA; 1975.
108. Guerrero A. El suelo, los abonos y la fertilización de los cultivos. 2a reimpresión. Madrid: Ediciones Aedos; 2000.
109. Zavala SW. Estudio morfopedológico como base para la recuperación de suelos degradados en Tingo María [tesis de maestría]. Lima: Universidad Nacional Agraria La Molina; 1999.
110. Jiménez DJ, Dini-Andreote F, van Elsas JD. Microbial diversity in Amazonian soils: link between composition and function. Front Microbiol. 2020;11:560920. doi:10.3389/fmicb.2020.560920
111. Joosten H, Clarke D. Wise use of mires and peatlands. Jyväskylä: International Peat Society; 2022. Disponible en: https://www.peatsociety.org/publications/wise-use-of-mires-and-peatlands
112. Stevenson FJ. Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions. 2nd ed. New York: Wiley; 1994. Disponible en: https://doi.org/10.1002/9780470189737
113. Tan KH. Environmental Soil Science. 3rd ed. Boca Raton (FL): CRC Press; 2015. Disponible en: https://doi.org/10.1201/b18338
114. Gandois L, Perrin AS, Probst A. Organic matter and nutrient dynamics in tropical peat soils. Biogeosciences. 2014;11(17):4971–81. doi:10.5194/bg-11-4971-2014
115. Adhikari B, De D, Maiti S. Reclamation and recycling of waste rubber. Prog Polym Sci. 2000;25(7):909–48. https://doi.org/10.1016/S0079-6700(00)00020-4
116. European Tyre and Rubber Manufacturers' Association (ETRMA). End-of-life tyres report 2016. Brussels: ETRMA; 2016. https://www.etrma.org/library/end-of-life-tyres/
117. World Business Council for Sustainable Development (WBCSD). Tire industry project. Geneva: WBCSD; 2016. Disponible en:

https://www.wbcsd.org/Programs/Circular-Economy/Resources/Tire-Industry-Project

118. Cornish K, et al. Natural rubber biosynthesis in Hevea brasiliensis. Ind Crops Prod. 2020;155:112769. doi:10.1016/j.indcrop.2020.112769
119. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Sustainable rubber production and forest conservation in the Amazon. Rome: FAO; 2022.
120. Sánchez M, et al. Circular economy approach to end-of-life tires for soil remediation. Waste Manag. 2024;175:214–27. doi:10.1016/j.wasman.2024.05.021
121. Aylón E, Murillo R, Navarro MV, Callén MS, Aranda A, Mastral AM. Enhanced heavy metals removal and recovery by mesoporous adsorbents prepared from waste tire rubber. Chem Eng J. 2006;117(2):157–66. doi:10.1016/j.cej.2005.12.014
122. Alamo-Nole LA, Perales-Pérez O, Román-Velázquez FR. Sorption study of toluene and xylene in aqueous solutions by recycled tire crumb rubber. J Hazard Mater. 2011;185(1):107–11. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.09.003
123. San Miguel G, Fowler GD, Sollars CJ. Adsorption of organic compounds from solution by activated carbons produced from waste tyre rubber. Sep Sci Technol. 2002;37(3):663–76. doi:10.1081/SS-120001453
124. Hamadi NK, Swaminathan S, Chen XD. Adsorption of paraquat dichloride from aqueous solution by activated carbon derived from used tires. J Hazard Mater. 2004;112(1–2):133–41. doi:10.1016/j.jhazmat.2004.04.011
125. Tanthapanichakoon W, et al. Adsorption–desorption characteristics of phenol and reactive dyes from aqueous solution on mesoporous activated carbon prepared from waste tires. Water Res. 2005;39(7):1347–53. doi:10.1016/j.watres.2004.12.044
126. Calisir F, et al. Removal of Cu(II) from aqueous solutions by recycled tire rubber. Desalination. 2009;249(2):515–8. doi:10.1016/j.desal.2008.07.029
127. Hamadi NK, Chen X, Farid MM, Lu MGQ. Adsorption kinetics for the removal of chromium (VI) from aqueous solution by adsorbents derived from used tyres and sawdust. Chem Eng J. 2001;84(2):95–105. doi:10.1016/S1385-8947(01)00194-2

128. Manchón-Vizuete E, et al. Adsorption of mercury by carbonaceous adsorbents prepared from tire waste rubber. J Hazard Mater. 2005;119(1–3):231–8. doi:10.1016/j.jhazmat.2004.12.028
129. Alexandre-Franco M, et al. Adsorption of cadmium on carbonaceous adsorbents developed from used tire rubber. J Environ Manage. 2011;92(9):2193–200. doi:10.1016/j.jenvman.2011.04.001
130. Alexandre-Franco M, et al. Uptake of lead by carbonaceous adsorbents developed from tire rubber. Adsorption. 2008;14(4–5):591–600. doi:10.1007/s10450-008-9115-z
131. Tang Z, Butkus MA, Xie Y. Enhanced performance of crumb rubber filtration for ballast water treatment. Chemosphere. 2009;74(10):1396–9. doi:10.1016/j.chemosphere.2008.11.048
132. Wang H, Davidson M, Zuo Y, Ren ZJ. Recycled tire crumb rubber anodes for sustainable power production in microbial fuel cells. J Power Sources. 2011;196(14):5863–6. doi:10.1016/j.jpowsour.2011.01.082
133. Gómez M, Pérez S. Adsorption of petroleum hydrocarbons using activated carbon materials: a review. J Environ Manage. 2020;268:110713. doi:10.1016/j.jenvman.2020.110713
134. Wdowin M, Franus M, Panek R. Synthetic zeolites from fly ash for diesel spill sorption. Clays Clay Miner. 2020;68(3):217–30. doi:10.1346/CCMN.2020.127180
135. Valarezo C, Almeida R. Use of Ecuadorian natural and modified zeolites for remediation of oil-contaminated soils. Rev Politécnica. 2020;47(1):95–104.
136. Kalmykova S, et al. Development of a new peat-based oil sorbent using peat pyrolysis. Bioresour Technol. 2013;145:547–53. doi:10.1016/j.biortech.2012.12.083
137. Al-Hawash AB, et al. Bioremediation of petroleum-contaminated soil by biostimulation and bioaugmentation. Int Biodeterior Biodegradation. 2014;87:118–25. doi:10.1016/j.ibiod.2013.11.010
138. Cao L, et al. Adsorptive bioremediation of soil highly contaminated with crude oil. J Hazard Mater. 2020;389:121846.

139. Białk-Bielińska A, et al. Phytoremediation using *Vetiveria zizanioides* and *Cymbopogon nardus*. Environments. 2022;9(7):91. doi:10.3390/environments9070091
140. Hua M, et al. Phytoremediation of petroleum-contaminated soil by Mirabilis jalapa L. Environ Sci Pollut Res. 2009;16(1):61–9. doi:10.1007/s11356-008-0020-3
141. Foo KY, Hameed BH. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. Chem Eng J. 2010;156(1):2–10. doi:10.1016/j.cej.2009.09.013
142. Ayawei N, Ebelegi AN, Wankasi D. Modelling and interpretation of adsorption isotherms. *Journal of Chemistry.* 2017;2017:1–11. DOI:10.1155/2017/3039817. Disponible en: https://www.hindawi.com/journals/jchem/2017/3039817/
143. Wang S, Peng Y. Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. Chem Eng J. 2010;156(1):11–24. https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.10.029
144. Ho YS, McKay G. Sorption of dye from aqueous solution by peat. Chem Eng J. 1998;70(2):115–24. doi:10.1016/S1385-8947(98)00076-1
145. Langmuir I. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. J Am Chem Soc. 1918;40(9):1361–403. doi:10.1021/ja02242a004
146. Hameed BH, Din ATM, Ahmad AL. Adsorption of methylene blue onto bamboo-based activated carbon: kinetics and equilibrium studies. *J Hazard Mater*. 2007;141(3):819–25.
147. Weber TW, Chakravorti RK. Pore and diffusion models for fixed-bed adsorbers. AIChE J. 1974;20(2):228–38. doi:10.1002/aic.690200204
148. Freundlich H. Über die adsorption in lösungen. Z Phys Chem. 1906;57:385–471.
149. Tan IAW, et al. Adsorption isotherms and thermodynamics of trichlorophenol. J Hazard Mater. 2008;164:473–82.
150. Vijayaraghavan K, Yun YS. Bacterial biosorbents and biosorption. Biotechnol Adv. 2008;26(3):266–91.
151. Olusegun SJ, et al. Adsorption of hydrocarbons by waste tire crumb rubber. J Environ Chem Eng. 2019;7(3):103056. doi:10.1016/j.jece.2019.103056

152. Tian Z, Chen X, Liu W, Yang H. Adsorption of lubricating oils on recycled rubber particles. Environ Sci Pollut Res. 2021;28(35):49123–35. doi:10.1007/s11356-021-14842-7

153. Kumar R, Chauhan MS, Rajak DK. Experimental study on crude oil adsorption using waste rubber materials. Mater Today Proc. 2020;33:560–8. doi:10.1016/j.matpr.2020.05.149

154. ASTM International. ASTM F726-12: Standard test method for sorbent performance of adsorbents. West Conshohocken (PA): ASTM International; 2012. Disponible en: https://www.astm.org/f0726-12.html

155. Wauquier JP. El refino del petróleo: petróleo crudo, productos petrolíferos, esquemas de fabricación. 2ª ed. Madrid: Díaz de Santos; 2004.

156. Valcárcel Cases M, Gómez Hens A. Técnicas analíticas de separación. Spain: Reverte; 2021.

157. Stuart B. Infrared Spectroscopy: Fundamentals and Applications. Chichester: Wiley; 2004.

158. Goldstein J, et al. *Scanning Electron Microscopy and X-Ray Microanalysis.* 4th ed. Springer; 2018. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-1-4939-6676-9

159. Ellen MacArthur Foundation. Completing the Picture: How the Circular Economy Tackles Climate Change. Cowes (UK): Ellen MacArthur Foundation; 2021.

160. United Nations. Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). New York: Naciones Unidas; 2024. Disponible en: https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/

161. European Environment Agency. End-of-life vehicle tyres: environmental challenges and opportunities. EEA Report No 14/2023. Copenhagen: EEA; 2023. Disponible en: https://www.eea.europa.eu/publications/end-of-life-vehicle-tyres

162. ASTM International. ASTM D420-18: *Standard Guide for Site Characterization for Engineering Design and Construction Purposes*. West Conshohocken, PA: ASTM; 2018.

163. ASTM International. ASTM D2487-17e1: *Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System, USCS)*. West Conshohocken, PA: ASTM; 2017.

164. ASTM International. ASTM D2216-19: *Standard Test Methods for Laboratory Determination of Water (Moisture) Content of Soil and Rock by Mass*. West Conshohocken, PA: ASTM; 2019.

165. Kamal A, Razzak SA, Hossain MM. Microalgae-based remediation of petroleum contaminants: a critical review. Environ Technol Innov. 2019;13:264–281. doi:10.1016/j.eti.2018.12.002

166. Lin C, Hong YJ, Hu AH. Using a composite material containing waste tire powder and polypropylene fiber cut end to recover spilled oil. Environ Sci Technol. 2009;43(6):1234–41. doi:10.1021/es802120d

167. Muszyńska E, Labudda M. Evaluation of selected plant species for phytoremediation of soils contaminated with petroleum hydrocarbons. Environ Sci Pollut Res. 2021;28(11):13573–87. doi:10.1007/s11356-020-11609-0.

168. Pandey V, Singh J. Phytotoxic impact of petroleum hydrocarbons: The potential of different plant species for remediation. Ecotoxicol Environ Saf. 2020;195:110458. doi:10.1016/j.ecoenv.2020.110458

169. Suárez S, Morales M, Rodríguez A. Comparative study of the growth of *Petroselinum crispum* in soils contaminated with oil derivatives. J Environ Sci Health A. 2019;54(5):463–70. doi:10.1080/10934529.2018.1551653

170. Alzate-Zuluaga MY, et al. Role of organic acids produced by Enterobacter sp. strain 15S in solubilizing tricalcium phosphate. BMC Microbiol. 2023;23(1):186. doi:10.1186/s12866-023-02896-9

171. Chikere CB, Okpokwasili GC, Chikere BO. Bacterial diversity in a tropical crude oil-polluted soil undergoing bioremediation. Afr J Biotechnol. 2009;8(11):2535–2540.

172. Hoagland DR, Arnon DI. The water-culture method for growing plants without soil. California Agricultural Experiment Station Circular. 1950;347:1–32

173. Bocanegra J, Cadavid S, Cifuentes C, Giraldo J, Varón J. Plan prospectivo para minimizar el impacto ambiental producido por hidrocarburos en Colombia al 2016 [tesis]. Bogotá: Universidad Nacional Abierta y a Distancia; 2013.

174. Iturbe AR, Castro RA, Madrigal MI. Técnicas de rehabilitación de suelos y acuíferos. Serie Instituto de Ingeniería No. 612. México: Universidad Nacional Autónoma de México; 1998.
175. Santos JE. Caracterización de suelos contaminados con hidrocarburos en empresa minera y desarrollo de método biológico para su remediación [tesis de maestría]. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México; 2007.
176. Ponce DS. Biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos [tesis de ingeniería]. Concepción: Universidad de Concepción; 2014.
177. Narro E. Física de suelos con enfoque agrícola. Lima: Universidad Nacional Agraria La Molina; 1994.
178. Aguirre MM, Orihuela CE. Situación de la industria del petróleo en el Perú 1996–2010. Rev Energía Perú. 2014;2(1):40.
179. Hodson JM. Muestreo y descripción de suelos. 2ª ed. Amsterdam: Elsevier; 1987. p. 108–14.
180. Ibrahim S, Ang H, Wang S. Removal of emulsified food and mineral oils using surfactant-modified barley straw. *Bioresour Technol.* 2009;100(23):5744–5749. doi:10.1016/j.biortech.2009.06.070
181. Salazar HE. Remoción de hidrocarburos mediante biopolímeros naturales: efecto del tamaño de partícula [tesis de maestría]. San Luis Potosí: Universidad Autónoma de San Luis Potosí; 2012.
182. Das N, Chandran P. Microbial degradation of petroleum hydrocarbon contaminants: an overview. Biotechnol Res Int. 2011;2011:1–13. doi:10.4061/2011/941810
183. Malhas R, Salah S, Alawadhi M. Utilizing eco-friendly shredded waste tires for oil spill cleanup. J Environ Chem Eng. 2025;13(3):116133. doi:10.1016/j.jece.2025.116133
184. Ahmed KZ, Faizan M. Comprehensive characterization of waste tire rubber powder. J Inst Eng (India) Ser E. 2024;105(1):11–20. https://doi.org/10.1007/s40034-023-00282-8

185. Lin C, Huang CL, Shern CC. Recycling waste tire powder for the recovery of oil spills. Resour Conserv Recycl. 2008;52(10):1162–6. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.06.003

186. Hu C, Hu S, Fang P, Tang Z, Xiao X, Wu H. Waste-tire-derived activated carbon as an efficient adsorbent for p-nitrophenol removal from wastewater. J Chem. 2022;2022:7313899. https://doi.org/10.1155/2022/7313899

187. Lu Y, Xie Q, Tang L, Yu J, Wang J, Yang Z, et al. Nitrobenzene reduction by extracellular electron transfer via Fe-biochar. *J Hazard Mater*. 2021;403:123682. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123682

188. Li, X., Xu, J., Yang, Z. (2022). Efficient oriented interfacial oxidation of petroleum hydrocarbons by functionalized Fe/N co-doped biochar-mediated heterogeneous Fenton for heavily contaminated soil remediation. Chemical Engineering Journal, 450: 138466. https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.138466

189. Audette, Y., Smith, D.S., Parsons, C.T., Chen, W.,Rezanezhad, F., Van Cappellen, P. (2020). Phosphorus binding to soil organic matter via ternary complexes with calcium. Chemosphere, 260: 127624. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127624

190. Aisien FA, Hymore FK, Ebewele RO. Comparative absorption of crude oil using recycled rubber. *J Environ Eng.* 2006;132(9):1078–1081. doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:9(1078)

191. Mosa A, El-Banna MF, Gao B. Biochar filters reduced nickel toxicity in tomato. *Chemosphere.* 2016;149:254–262. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.01.104

192. Pereira AL, Azevedo J, Vasconcelos V. Uptake and phytotoxicity of cyanobacterial extracts containing microcystins or cylindrospermopsin on parsley and coriander. *Environ Sci Pollut Res.* 2017;24:1999–2009. doi:10.1007/s11356-016-7979-2

7. ANEXOS



Anexo 1. *Fase 1, Recolección de muestras y excavación de calicatas:* (a) Vista panorámica de la calicata C 04. Se puede apreciar relleno heterogéneo superficial; subyacente a este material arenoso. Se alcanzó el nivel freático a una profundidad de 1.70 m. (b)Vista de la calicata CPAV-02. Se puede apreciar relleno heterogéneo superficial; subyacente a este material arcilloso. Se alcanzó el nivel freático a una profundidad de 1.60 m.



Anexo 2. *Fase 1:* llegada de muestras a Lima posterior al muestreo y clasificadas por el ensayo de Granulometría ASTM D-422, Norma Técnica NTP 339.128.



Anexo 3. Fase 3: proceso de Tamizaje para la clasificación de NFU en mallas N° 8, 10 y 12.





Anexo 4. Procedimiento Experimental de la adaptación del método ASTM F726-12 "método de prueba estándar para rendimiento sorbente de los 36 adsorbentes" en su apartado "Oíl Adsorption- Short Test



Anexo 5. Obtención de espectros FTIR (a) Análisis FTIR a la interacción entre el NFU y el petróleo. (b) Espectrofotometro Perkin Elmer modelo Spectrum Two..



Anexo 6. *Fase 5:* Simulación de derrames de petróleo en distintos tipos de suelo mezclados con NFU.

.



Anexo 7. *Fase 5:* proceso de remediación en Jarras de Leonard



Anexo 8. Crecimiento de semillas de perejil (*Petroselinum crispum*). después de 7 meses (a)M1 y M1D (b) M2 y M2-D (c) M3 y M3-D



Anexo 9. Medición de la longitud de las plantas de perejil en las jarras de Leonard



Anexo 10. Semilleros de perejil NFU con 50% de turba en crecimiento