

Factibilidad ecológica de dos técnicas de remediación según las propiedades de un suelo aluvial contaminado con aguas congénitas

Yamilet Y. Solís-Pérez, Ambar Y. Gómez-Mellado, Carlos M. Morales-Bautista*,
Candelario Méndez-Olán, Carlos E. Lobato-García, Omar A. Peña-Morán

¹Cuerpo Académico Química Aplicada a la Gestión Ambiental, División Académica de Ciencias Básicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Cunduacán. CP. 86690, Tab., México

*carlos.morales@ujat.mx

Resumen

La salinidad en suelos es un problema ocasionado principalmente por derrames de aguas congénitas, estas representan un riesgo hacia la salud pública y el medio ambiente. Para recuperar la vocación de uso de las zonas afectadas se han establecido diferentes tratamientos que se basan principalmente en remover las sales en exceso. Con el fin de evaluar la factibilidad de dos tecnologías de remediación de suelos con vocación de uso agrícola, se contaminó experimentalmente un suelo con aguas congénitas y posteriormente se trató por intercambio catiónico y por atenuación natural, observando que dicho contaminante afecta las propiedades físicas y químicas del suelo y que, para remover la salinidad, el intercambio catiónico es más efectivo que la atenuación natural después de un año de intemperización; sin embargo, se observó que este no recupera dichas propiedades en comparación con la atenuación natural, por lo que ésta es una alternativa que permite establecer condiciones normales a las que se tenían antes del derrame.

Palabras claves: atenuación natural, intercambio catiónico, suelo, contaminación.

Abstract

Salinity in soils is a problem caused mainly by spills of congenital waters, these represent a risk to public health and the environment. To recover the vocation of use of the affected areas, different treatments have been established that are mainly based on removing excess salts. In order to evaluate the feasibility of two soil remediation technologies with a vocation for agricultural use, a soil with congenital water was experimentally contaminated and subsequently treated by cationic exchange and by natural attenuation, observing that said contaminant affects the physical and chemical properties from the soil and that, to remove salinity, cation exchange is more effective than natural attenuation after a year of weathering; However, it was observed that this does not recover these properties compared to natural attenuation, so this is an alternative that allows establishing normal conditions to those that were before the spill.

Keywords: natural attenuation, cation exchange, soil contamination.

Recibido: 12 de mayo de 2019. Aceptado: 31 agosto 2019. Publicado: 1 de diciembre de 2019.

1. Introducción

El suelo es un recurso natural que sirve de sustento de la vida en el planeta, de él las plantas obtienen los nutrientes necesarios para su crecimiento y de ahí se deriva la estabilidad de los ecosistemas. Las condiciones naturales de un suelo pueden ser alteradas como resultado de diversas actividades, principalmente antropogénicas, en muchas de ellas se contaminan sitios por vertido de compuestos químicos de tal modo que se interrumpen los procesos bióticos y por estas razones se modifica la cadena trófica, en consecuencia, la fertilidad de los suelos y el acceso a la alimentación se ven afectados [1], [2]. La República Mexicana cuenta con diversas fuentes de recursos naturales y muchos organismos internacionales destacan la importancia de la variedad de unidades de suelos que existen en el país ya que son el hábitat de distintas especies. En la mayoría de ellos se llevan a cabo diversas actividades de todos los sectores productivos a las que son asociados efectos negativos por vertido de compuestos químicos; en este sentido, dentro de los principales contaminantes en la región sureste de México se encuentran los derivados y residuos de los procesos de producción y transformación de hidrocarburos, entre ellos está el agua congénita, por la composición que ésta posee se le considera como una amenaza ya que dependiendo de la concentración de sus componentes, puede ocasionar efectos negativos en el medio ambiente y en la salud de la población [3], [4].

Según la legislación mexicana, los residuos que no poseen valor agregado o que no pueden ser aprovechables, deben de ser sometidos a disposición final y en muchas ocasiones es en estos procesos donde se dan los riesgos ambientales, en el caso del agua congénita se pueden contaminar acuíferos en el proceso de inyección a formaciones o a yacimientos agotados, así como cuerpos de agua receptores. En el caso de los suelos, las afectaciones por lo general se producen por derrames accidentales en su transporte, principalmente por ruptura de ductos [5], [6]. Algunas de las propuestas de remediación realizadas con mayor éxito es el Intercambio Catiónico (IC) con sales precursoras de calcio, sin embargo, se presentan problemas de pH después de la remediación, por lo que evaluar otras alternativas y comparar su eficacia, puede considerarse como una herramienta útil en la toma de decisiones para la aplicación de técnicas que buscan restablecer la vocación de uso de suelo manera óptima, factible y adecuada [7] – [9].

2. Teoría

2.1 Suelos Aluviales

Debido a que no existe una dependencia encargada de clasificar los suelos, la mayoría de las investigaciones se apoyan en los reportes que emite el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), en su página oficial publica que el estado de Tabasco se encuentra conformado mayormente por una llanura aluvial inundable, los suelos que conforman esa zona son de origen fluvial poco evolucionados y con manto freático elevado, aunque en algunos municipios que conforman la parte alta de las cuencas pueden presentarse suelos de lomerío y otras unidades [10]. Sin embargo, las zonas aluviales representan el mayor porcentaje del territorio estatal y suelen localizarse en las vegas y áreas inundables de los principales ríos del estado (Grijalva y Usumacinta), cuentan con un perfil poco desarrollado formado de materiales transportados por corrientes de agua, sobre su superficie se ha acumulado materia orgánica cuya cantidad depende de hidrología de la cuenca. Algunos estudios de estas zonas mencionan que las áreas más lejanas de los márgenes de los ríos poseen alto contenido en arcillas, mala filtración y horizontes oscuros, algunos de ellos con materia orgánica, suelen ser buenos para el desarrollo de cultivos por

temporal, aunque existen reportes que establecen que sus propiedades permiten el almacenamiento de contaminantes [2], [11], [12].

Como parte de una revisión de los trabajos de Palma-López et al [10], Salgado-García et al [13], Zavala-Cruz et al [14] y Adams et al [2], en este apartado se mencionan, de manera general, las características principales de tres de los suelos aluviales más comunes en Tabasco.

2.1.1 Fluvisoles

Los fluvisoles se distribuyen prácticamente en todo el estado de Tabasco en forma paralela a los cauces de los ríos y arroyos, existiendo un área compacta de estos suelos en la “vega” del río seco (antiguo cauce del río Grijalva), la cual abarca parte de los municipios de Cárdenas, Cunduacán y Comalcalco. Estos suelos, se derivan de sedimentos fluviales, lacustres o marinos y reciben materiales nuevos a intervalos regulares, con excepción de materiales encauzados, tienen contenidos de carbono orgánico que decrecen irregularmente con la profundidad o que se mantienen superiores a 0.20% a una profundidad de 125 cm; pueden presentar estratos finos de arena con un contenido menor, siempre y cuando los sedimentos más finos subyacentes tengan contenidos suficientes, excluyendo horizontes A enterrados. Una característica fundamental de los fluvisoles es que mantienen una estratificación en al menos 25% del volumen del suelo entre la superficie y los 125 cm de espesor. Se han identificado las subunidades fluvisol eútrico y fluvisol eutri-gléyico, esta última para separar a los que presentan características gléyicas debido a un manto freático elevado en algunas épocas del año. Ambos tipos de suelos son conocidos localmente como “tierras de vega de río” o “arenillas”.

2.1.2 Gleysoles

Estos suelos son formados sobre materiales no consolidados que presentan propiedades gléyicas, las cuales se originan por saturación con agua durante ciertos períodos o todo el año y que manifiestan procesos evidentes de reducción o una reducción asociada a la segregación del hierro. Estos suelos se caracterizan por la prolongada saturación del suelo con agua del acuífero, esta condición se identifica por la presencia de colores grisáceos y/o azulados en la parte baja del perfil; donde fluctúa el agua se forman moteas pardas, rojas o amarillas. De manera general, la textura de estos suelos es arcillosa en todo el perfil. El pH aumenta de moderadamente ácido a moderadamente alcalino con la profundidad. El contenido de materia orgánica es medio en el primer horizonte. El contenido de bases intercambiables es alto en calcio y magnesio y muy bajo en potasio. La capacidad de intercambio catiónico es alta. Estos suelos presentan manto freático elevado (dentro de los primeros 50 cm de profundidad) en la mayor parte del año, permeabilidad muy lenta, textura arcillosa y régimen de humedad alto.

2.1.3 Vertisoles

Los vertisoles son suelos arcillosos, presentan grietas en alguna estación del año o caras de deslizamiento dentro del metro superficial del perfil. Son suelos muy compactos en la estación seca (muy duros) y muy plásticos en la húmeda, por lo que el manejo de estos suelos es bastante complicado. Sin embargo, un buen manejo puede dar lugar a altas tasas de productividad de cultivos. En este sentido son suelos en los que la instalación de tuberías o cualquier dispositivo no plástico y ajeno al suelo puede dar lugar a rupturas (dependiendo de su elasticidad) debido a las tensiones que el crecimiento y cierre de las grietas puede producir. Estos suelos se originaron mediante un proceso de erosión, acarreo y sedimentación de

materiales trabajado por el Río Grijalva, al pasar por la sierra central y norte de Chiapas y por terrazas del Pleistoceno localizadas al sur de Tabasco. El transporte de estos sedimentos acumulados en los suelos se efectuó básicamente por el antiguo Río Mezcalapa, hoy conocido como Río Seco, y por el Río Naranjero.

2.2 Impactos ambientales asociados a aguas congénitas

En México, sin que a la fecha exista un monitoreo real, se estima que el deterioro anual de los suelos impacta entre 150 000 a 200 000 ha. En total se aprecia que alrededor del 64% de la superficie del territorio nacional (1.25 millones de Km²) está afectada por diversos procesos e intensidades de degradación por la vocación del uso de suelos (ver Tabla 1). En este contexto, la degradación química afecta a los suelos por acción de materiales o sustancias peligrosas vertidas en él, la legislación ambiental mexicana clasifica e identifica a cada uno de estos compuestos dentro de la NOM 052-SEMARNAT-2005, es importante resaltar que algunos de los residuos de la industria petrolera se encuentran dentro de esta norma [15].

Tipo de degradación	Superficie afectada (*10 ⁶ Km ²)	%
Erosión hídrica	725	57
Erosión eólica	292	23
Degradación química	132	11
Degradación biológica	71	6
Degradación física	35	3
Total:	1255	100

Tabla 1. Tipos de degradación del suelo (SEMARNAT, 2019).

Uno de los contaminantes que provocan degradación química de los suelos son los productos del sector hidrocarburos, entre ellos el agua congénita, muchos de los yacimientos petroleros han sido descubiertos en rocas sedimentarias, en donde se encuentran hidrocarburos (aceite-gas) y agua salada con concentraciones variables de sales, la cual es conocida generalmente como agua congénita, salmuera de yacimiento petrolífero o agua salada; la generación de ésta suele darse durante la producción del petróleo y el tratamiento previo del aceite en baterías de separación. Sin embargo hay diferencias en la composición del contaminante en ambas etapas del proceso, por ejemplo, en un pozo en producción se presenta una sola fase que es una mezcla de aceite-agua-gas con altas concentraciones de sales; en cambio en las baterías de separación, el aceite se separa del gas y el agua y los tres son enviados por separado a distintos sitios, en estas instalaciones el agua congénita debe tener especificaciones marcadas por la NOM 143 SEMARNAT-2003 [39], por lo que las concentraciones de los contaminantes con respecto a las aguas congénitas provenientes de pozo suelen ser menores. No obstante, la falta de equipo adecuado para la prevención de siniestros, fallas en los sistemas de seguridad preventiva, el robo de combustible, la falta de mantenimiento a las instalaciones, fugas en las válvulas de control, falta de planes de contingencia para las comunidades aledañas han provocado derrames de este residuo en suelo y agua, poniendo en riesgo la salud del medio ambiente y de la población.

En las plantas deshidratadoras o baterías de separación, el crudo es sometido a procesos de sedimentación, floculado o tratamientos térmicos o electroquímicos que permiten separar el hidrocarburo y el agua salada; el hidrocarburo es enviado a refinería, mientras que el agua salada alimenta a celdas de flotación en donde es sometida una vez más a tratamiento con el fin de recuperar el crudo

que pudiera contener, antes de su envío a la planta de inyección de agua para incorporarla a yacimientos agotados o a difusores en costa afuera. Aunque es muy variable según la cuenca paleontológica a la que pertenezca, de manera general, el agua congénita obtenida en el proceso de deshidratación presenta aceite y sólidos en suspensión, así como características corrosivas y pH muy elevados o bajos, alta conductividad eléctrica y salinidad variable entre 180 000 y 300 000 ppm. Aunque el Atlas de Riesgo en Materia de Hidrocarburos para el estado de Tabasco fue publicado en 2015, no es del todo exacto, debido a que no fueron ubicadas las presas de quema de algunos pozos ni los ductos que existieron antes de la década de los sesentas del siglo pasado, a la fecha no hay una ubicación confiable de la totalidad de los ductos que atraviesan el estado, con el riesgo ambiental que ello implica.

Es sabido que, hasta la Reforma Energética emitida en 2013, Petróleos Mexicanos (PEMEX) informó que en Tabasco daba mantenimiento a 3241 ductos de distinto tipo que suman una longitud total de 8,133 Km lineales alojados en franjas de terreno denominadas “derecho de vía”, terreno que varía en su ancho de acuerdo con el diámetro del ducto. El objetivo de estos ductos es transportar el aceite y el gas de los campos productores a las refinerías y petroquímicas, donde después de ser procesados se envían por medio de otros ductos hacia otros lugares del país. La infraestructura para el transporte y manejo de hidrocarburos poseen una antigüedad promedio de 25 años por lo que en estos tiempos representa uno de los mayores generadores de contaminación en suelos del estado de Tabasco, a lo anterior se le suma la creciente incidencia de tomas clandestinas para sustraer combustibles en el área rural del estado, lo anterior ha ocasionado principalmente dos corrientes de contaminación en suelos con gran potencial productivo [16] – [18].

2.3 Efectos de las sales de sodio sobre las plantas

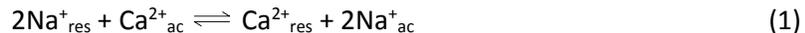
Los problemas de salinidad en México no constituyen un tema reciente, en algunos estados que poseen áreas aledañas a la costa se sufren constantemente los embates del cambio climático debido a la entrada de agua salada del mar, este fenómeno se ha magnificado debido a la deforestación de sitios por cambios de uso de suelo; en el caso de las áreas agrícolas, los suelos son irrigados con sales o son regados con aguas duras o no sanitarias, si en estos lugares se practica la roza-quema, la salinidad se hace mayor debido a la baja cobertura de materia orgánica que favorece la erosión. En el caso de los estados con actividades industriales, los procesos que se llevan a cabo en éstas generalmente implican el uso del agua, cuando es desechada va cargada de sólidos o los sólidos que son incinerados, principalmente metales, llegan al suelo por deposición. En el sector energético, constantemente se presentan derrames de hidrocarburos, sus derivados y los residuos asociados a todo el proceso de extracción y transformación, entre ellos, el agua congénita [19], [20].

Los mecanismos implicados en la adsorción-absorción, desorción-conversión-degradación o lixiviación de los contaminantes sobre los suelos depende de la compatibilidad química entre el contaminante y la matriz, algunos de estos procesos han sido propuestos mediante modelos teóricos, por ejemplo, el sodio se disuelve en el agua, sus iones y su contra carga se hallan rodeados de una capa de dipolo del agua. Estos iones hidratados poseen una geometría algo diferente de las agrupaciones de moléculas de agua unidas mediante enlaces de hidrógeno; su ordenación superior y de estructura es más regular y estable. Las sales disueltas tienden, por tanto, a “romper” la estructura normal del agua [21], [22]. La toxicidad de las sales se presenta, cuando hay acumulaciones excesivas en los tejidos vivos que las contienen o porque la supervivencia de un organismo depende de los procesos en los que el agua participa; en el caso de las plantas, la literatura apunta que esto sucede cuando está a punto de terminar el período de transpiración, se produce necrosis, las puntas y los bordes de las hojas se queman y, con el tiempo, sobreviene la muerte.

Sin embargo, la respuesta de las plantas a las condiciones de salinidad no sólo depende de la concentración de sales sino también del tipo de sales presentes en el suelo, incluso algunas pueden ser tolerantes a estos cambios [23]. Debe reconocerse que la salinidad sódica es la más perjudicial, sobre todo cuando se combina con la baja retención de agua y contenido de materia orgánica. La concentración de sales eleva la presión osmótica del suelo y, el agua menos concentrada contenida en los jugos celulares de las plantas tiende a salir hacia la solución del suelo para igualar ambas concentraciones. Como resultado, las plantas sufren estrés hídrico u osmótico y se secan a pesar de que el suelo contenga agua y terminan muriendo. En otras ocasiones, las plantas realizan una adaptación osmótica que les permite seguir absorbiendo agua lo cual requiere un consumo energético que se realiza a costa de un menor crecimiento [19].

2.4 Remediación de suelos por intercambio catiónico

En general, el intercambio catiónico (IC) es un proceso mediante el cual los iones que se mantienen sobre un sólido se intercambian por iones de una solución que se pone en contacto entre sí. Las propiedades de intercambio iónico de bases porosas como la gibsita, barita, zeolitas y caolinitas se han estudiado desde finales del siglo XIX ya que son la base de la cerámica, industria de la construcción y en el manejo de la perforación y terminación de pozos petroleros. Las resinas sintéticas intercambiadoras de iones se producen desde 1935 en su aplicación en aguas para “ablandarlas” debido a los constantes taponamientos en la red de distribución por almacenamiento de sedimentos conocido como “sarro”, actualmente se emplean en los trenes de tratamiento de aguas residuales o potabilización en la floculación, cuando es para consumo y uso se emplean en la desionización, a nivel industrial en purificación de soluciones, separación de iones y recientemente para tratar suelos contaminados por exceso de sales. El equilibrio en el intercambio catiónico se puede tratar por la ley de acción de masas, cuando una solución diluida que contiene iones calcio pasa a través de una resina con iones sodio estableciendo el siguiente equilibrio [24]:



Las separaciones por intercambio iónico se llevan a cabo en condiciones en las que uno de los iones predomina en ambas fases. Así, en el intercambio los iones de calcio serán mucho menores que las del ion sodio tanto como en la solución como en la resina, en consecuencia, la concentración del ion sodio será constante en ambas fases, donde la ecuación con la constante de equilibrio queda definida como una ecuación de constante de extracción, ambas, son análogas [24]:

$$[\text{Ca}^{2+}_{\text{res}}] / [\text{Ca}^{2+}_{\text{ac}}] = K [\text{Na}^+_{\text{res}}]^2 / [\text{Na}^+_{\text{ac}}]^2 \quad (2)$$

Los cationes clasificados como intercambiables corresponden a una de las tres categorías principales de iones existentes en los suelos (de fase sólida, intercambiable y soluble). Los cationes liberados por procesos de intemperismo y por descomposición orgánica varían grandemente en cuanto a la carga del ion, tamaño y polarización los cuales responden de manera diferente a los iones y superficies encontrados en el suelo. Algunos tienden a precipitar nuevamente como minerales formados por el suelo (de fase sólida); otros tienden a permanecer en solución, aunque asociados con la superficie de la fase sólida (iones intercambiables); otros son competidores deficientes por la carga superficial y, por lo tanto, permanecen de manera predominante en la solución del suelo (iones solubles).

Los iones intercambiables se encuentran vagamente definidos como cargas liberadas por el suelo mediante las soluciones neutras. Por el contrario, las cargas solubles pueden ser eliminadas solo con agua. Las soluciones de sales eliminan algunos aniones del suelo, pero, debido a que la mayoría de los coloides del suelo están cargados negativamente, la reacción principal la constituye el intercambio de los cationes del suelo por la solución extractora. Por lo general, la distribución de los cationes intercambiables en el suelo es $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$ de acuerdo con su concentración, si ésta varía, se rompe el equilibrio dando lugar a la competencia por potenciales eléctricos que afecta directamente la capacidad de intercambio. La suma de los cationes intercambiables en el suelo equivale generalmente a la capacidad de intercambio catiónico [24], [25].

Algunos autores como Bohn *et al* [24] y Mehra *et al* [26] conceptualizaron el tratamiento por intercambio catiónico como aquel que posee la propiedad de quitar un ion de menor valencia con otro de mayor, principalmente de la fase soluble, aun se sigue discutiendo la velocidad de desorción y los tiempos de remediación según el tipo de suelo, ya que estos parámetros dependen de varios factores, Adams *et al* [2], y Morales-Bautista *et al* [19], basándose en el trabajo de Luthy *et al* [27], establecieron que los suelos arcillosos poseen mayor afinidad a los sales debido al contenido de arcillas y que el ion sodio posee la capacidad de depositarse en los sitios porosos, por las que las condiciones finales de los suelos postratamiento dependerán de cuál sea la sal precursora empleado en el tratamiento, además que sumados a las texturas, habría que estimar que el pH, materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico son factores químicos que pueden influir en la efectividad del tratamiento. Por ejemplo, se ha reportado que el empleo de nitrato de calcio trajo como consecuencia que el suelo tratado presentara alta acidez después del tratamiento, en cambio otros estudios trataron dos suelos con óxido de calcio y el suelo remediado mantuvo condiciones alcalinas, aunque el pH disminuyó cuando se aplicaron lavados con agua y los suelos fueron expuestos a lluvias. Por otro lado, se ha encontrado que el tiempo de tratamiento depende del tipo de suelo [2], [19], [28].

2.5 Remediación de suelos por atenuación natural

Existen estudios que mencionan que la disminución de la materia orgánica se encuentra intrínsecamente relacionada con la disminución de la producción primaria y otros factores que favorecen la erosión [29], [30]. De manera específica, a este fenómeno se le conoce como disminución del potencial biológico del suelo, algunos casos son las zonas agrícolas en la que se practica la roza-quema o sobrepastoreo, en donde se ha observado un marcado descenso de la fertilidad en las últimas décadas [31], [32]. Diversos estudios han sugerido que la salinidad constituye el principal factor limitante de la fertilidad de los suelos y que esta posibilidad aumenta si el suelo es irrigado para agricultura intensiva, en un suelo con pobre drenaje la acumulación de sal contribuye al proceso de desertificación, sin embargo, se ha observado que la agregación de materia orgánica es un factor clave ya que actúa sobre las propiedades físicas (porosidad, capacidad de retención hídrica, estabilidad de agregados), químicas (aportando nutrientes mediante los procesos de mineralización) y sobre las biológicas, ya que mantiene la actividad microbiana del suelo [20], [23], [33], [34].

Diversas investigaciones afirman que los tratamientos biológicos son unas de las mejores alternativas para la recuperación natural de los suelos ya que en ellos se presentan circunstancias que permiten la degradación y transformación de los contaminantes a través de condiciones naturales mediante la aplicación de bacterias u hongos o mediante la introducción de plantas tolerantes, se postula que mediante los procesos metabólicos es posible que los contaminantes sean llevados a ser parte del humus o mineralizados en la materia orgánica, sin embargo aún no se demuestra en su totalidad si los productos que resultan de tales reacciones son tóxicos o no después de cierto tiempo, la mayoría de los estudios

solo se basan en evaluar la respuesta de tolerancia de alguna especie y son principalmente citados por normas [33], [35].

La atenuación natural (AT), llamada también recuperación pasiva o intrínseca, se ha utilizado cada vez más debido a que se trata de un método de recuperación de suelos y aguas contaminadas de bajo costo. Esta tecnología consiste en utilizar procesos biológicos en sistemas abiertos mediante la aplicación de material de volumen orgánico y exponer la muestra a la intemperie, de tal manera que las condiciones propias del sitio puedan favorecer la degradación de los compuestos químicos vertidos. Como parte fundamental, se busca reducir la concentración y la toxicidad al medio. Los procesos naturales que se involucran pueden ser aeróbicos, anaeróbicos y cometabólicos, y otros procesos fisicoquímicos como la volatilización, dispersión, dilución, desintegración radioactiva, estabilización química y bioquímica así como la precipitación y sorción en partículas de materia orgánica y arcillas del suelo [36], [37].

3. Metodología experimental

3.1 Suelo testigo

Mediante un muestreo dirigido, empleando palas y cava hoyos se tomaron estratos geológicos ubicados entre la Batería de Separación Samaria II y el margen del río Samaria, en el sitio se pudo identificar pasto forrajero chontalpo (*Brachiaria brizantha*) y árboles empleados como cerco vivo principalmente cocoite (*Gliricidia sepium*) también se observó la presencia de algunas aves de corral y ganado vacuno.

En el sitio, se obtuvieron tres muestras compuestas las cuales fueron tomadas desde la rizósfera hasta el manto freático (70-80 cm). La Tabla 2 muestra la georreferenciación de las muestras.

Punto	Ubicación UTM 15 Q ± 3 m		
1	484513.54 E	1996107.86 N	9 msnm
2	484388.87 E	1996079.81 N	11 msnm
3	484530.05 E	1995961.33 N	8 msnm

Tabla 2. Referencia de muestras de suelo testigo

Las muestras presentaron textura areno-arcillosa al tacto con humedad media, reacción a peróxidos positiva y negativa al acético, sin moteas y con base de suelo color pardo claro 10 YR 4/4 según la tabla de color de Munsell, se observaron raíces pocos profundas (25-20 cm) pero abundantes, así como lombrices.

El suelo obtenido se guardó en bolsas negras y costales. Las muestras se etiquetaron y preservaron en neveras, posteriormente se llevaron al laboratorio en donde se secaron en estufa a 60 °C, se retiraron raíces y rocas para posteriormente homogenizar y realizar un muestreo por cuarteo para tomar alícuotas de 3 kg.

Las muestras se molieron y tamizaron para realizar las pruebas de caracterización según la NOM-021-SEMARNAT-2000 [38], (n=3). Los resultados obtenidos se consideraron como testigo. El resto del suelo homogenizado se distribuyó en nueve celdas considerando 10 kg de suelo en cada una, tres se mantuvieron para testigo y tres celdas se asignaron para cada uno de los dos tratamientos: Intercambio Catiónico y Atenuación Natural.

Tanto en el testigo como en las muestras sometidas a los dos tratamientos se realizó la determinación de parámetros fisicoquímicos de caracterización. El diseño experimental y los parámetros a determinar se resumen en la Tabla 3.

Testigo		R1	R2	R3					
Tratamiento 1 (IC)		R1	R2	R3					
Tratamiento 2 (AT)		R1	R2	R3					
Parámetros									
pH	CE	CC	Textura	DA	DR	%Po	CIC	%MO	PSI

Donde: R1, R2 y R3: repeticiones; CE: Conductividad Eléctrica (dS/m); CC: Capacidad de Campo (%); Texturas: Arenas (%A), Arcillas (%R) y Limo (%L); DA: Densidad Aparente (g/cm³); DR: Densidad Real (g/cm³); %Po: Porosidad (%); CIC: Capacidad de Intercambio Catiónico (Cmol/kg), %MO: materia orgánica (%); PSI: Porcentaje de Sodio Intercambiable calculado a partir de la razón de sodio intercambiable RAS (Cmol+/kg).

Tabla 3. Diseño experimental y parámetros por determinar

3.2 Agua congénita

El agua congénita fue obtenida de la Batería Samaria II (UTM 15N, 490531E, 1989895.9 N) esta se caracterizó mediante los métodos referidos en la NOM-143-SEMARNAT-2003 [39].

3.3 Contaminación experimental, tratamiento e intemperización

A cada celda destinada se les agregaron 10 L de agua congénita y se dejó reposar por 10 días, posteriormente se homogenizó y se tomaron 300 g de cada unidad experimental, se preparó una muestra compuesta, la cual se secó, se molió y tamizó, luego se realizaron los análisis de porcentaje de sodio intercambiable (PSI), CE y pH según la NOM-021-SEMARNAT-2000 [38], estos resultados se consideraron como propiedades de suelo contaminado.

A tres celdas contaminadas se les aplicó el tratamiento de intercambio catiónico agregando CaO grado industrial diluido en agua (1.5 kg/7L) con base en lo expresado por Morales-Bautista *et al* [28], se homogenizó y se dejó a intemperie. Del mismo modo, a las otras tres muestras contaminadas se les agregó 4% fertilizante industrial (Haifa Multi-NPK Cristalino, Nitrógeno 13%, Fósforo 2%, Potasio 44%) (Figura 1).



Figura 1. A la izquierda tratamiento IC y a la derecha Tratamiento AT

El periodo de intemperización fue por un año en el periodo de enero a diciembre del 2017. En la Tabla 4 de presenta un resumen de las condiciones ambientales durante el periodo de intemperización de este estudio.

Pasado este periodo, se muestrearon nuevamente las celdas, se tomaron 300 g de cada una y se homogenizaron para obtener una muestra de cada tratamiento, posteriormente las muestras se secaron, molieron, tamizaron y se determinaron las propiedades referidas en la Tabla 3. Los resultados fueron

evaluados por el método ANOVA y se determinaron diferencias significativas entre las propiedades de suelos tratados y testigo.

Mes del 2017	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12
T*	24	24	27	28	30	29	29	29	28	27	25	24
Pr**	150	80	50	50	100	200	150	200	300	290	180	150

*T: Promedio de temperatura mensual en °C; **Pr: Promedio de precipitaciones pluviales mensual en mm.

Tabla 4. Condiciones ambientales en periodo de intemperización tomado de [40]

4. Resultados experimentales

En la Tabla 5, se presentan los parámetros determinados al agua congénita de la batería Samaria II según los métodos de la NOM 143 SEMARNAT 2003 [39].

Parámetro	Valores	Parámetro	Valores
Sólidos totales	95 mg/L	DQO	9 mg/L
Sólidos disueltos	95 %	CE	140.14 dS/m
Sólidos sedimentables	1%	Color	550 UPt/Co
Sólidos suspendidos totales	4 %	Dureza total CaCO ₃	420 mg/L
HTP	14 mg/L	Coliformes totales	990 NMP
pH	6.0	Cloruros totales	40 mg/L

Donde: HTP: Hidrocarburos totales del petróleo; DQO: Demanda Química de Oxígeno; CE: Conductividad eléctrica (dS/m); UPt/Co: Unidades en escala de color platino/cobalto; NMP: Número más probable.

Tabla 5. Caracterización del agua congénita.

De acuerdo con los datos obtenidos para el análisis del agua congénita, los valores de hidrocarburos totales de petróleo se encuentran por debajo por el límite normativo, lo que indica que se trata de una muestra de agua congénita destinada a disposición final.

No obstante, se encontró que los valores obtenidos para la dureza total, sólidos (totales, disueltos, sedimentables y suspendidos totales) así como el valor obtenido para la conductividad eléctrica están correlacionados con un contenido elevado de sales minerales, atribuyéndose entonces un carácter de alta salinidad a la muestra de agua congénita.

En la Tabla 6, se presentan los resultados de los análisis realizados a las muestras de los suelos testigo, contaminados y tratados tanto por intercambio iónico como por atenuación ambiental.

Suelo	pH	CE	CC	%A	%L	%R	Tex	DA	DR	%Po	%MO	PSI
T	7.51	0.13	35	55	10	35	FAL	1.50	1.98	32	2	1.4
C	5.33	12	20	60	20	20	FA	1.60	2.00	20	0	22

IC	8.41	3.0	30	80	10	10	AF	1.75	2.20	57	0.5	5
AT	7.90	3.5	32	58	12	30	FAL	1.51	1.99	24	3	12

Donde: T: Testigo; C: Contaminado; IC: Tratamiento por Intercambio Catiónico; AT: Tratamiento por Atenuación Natural; CE: Conductividad Eléctrica (dS/m); CC: Capacidad de Campo (%); Tex: Textura (FAL: Franco-Arcillo-Limoso, FA: Franco-Arcilloso, AF: Areno-francoso, FAL: Franco-Arcillo-Limoso), DA: Densidad Aparente (g/cm³); DR: Densidad Real (g/cm³); %Po: Porosidad (%); CIC: Capacidad de Intercambio Catiónico (Cmol/kg); %MO: Materia orgánica (%); PSI: Porcentaje de Sodio Intercambiable calculado a partir de la razón de sodio intercambiable RAS (Cmol+/kg).

Tabla 6. Parámetros físicos y químicos de suelos testigo, contaminado y tratados.

El análisis de los parámetros encontrados en campo en el sitio de muestreo, así como de las propiedades fisicoquímicas del testigo, permitieron identificar al suelo de estudio como un fluvisol, lo cual se corroboró al comparar los resultados de la caracterización con lo reportado por Palma López *et al* [10] y Trujillo-Narcía *et al* [41].

Para las muestras de suelo contaminado, la normativa mexicana especifica que dos de los parámetros para evaluar suelos con salinidad son la CE y el PSI, según se observa en la Tabla 6, estas variables se recuperan con los tratamientos aplicados. Sin embargo, se decidió realizar una evaluación de cada parámetro determinado contrastando los resultados obtenidos según el tipo de tratamiento contra los valores de la muestra testigo. Las Figuras 2 y 3 muestran respectivamente la comparación de PSI y CE.

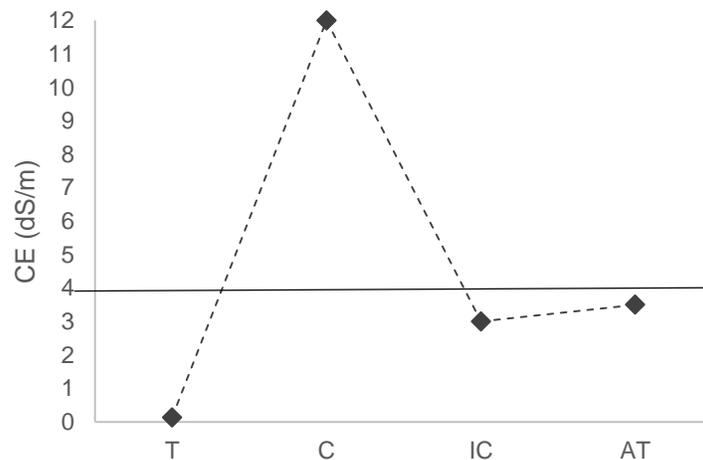


Figura 2. Cambios en la CE en suelo contaminado y tratado

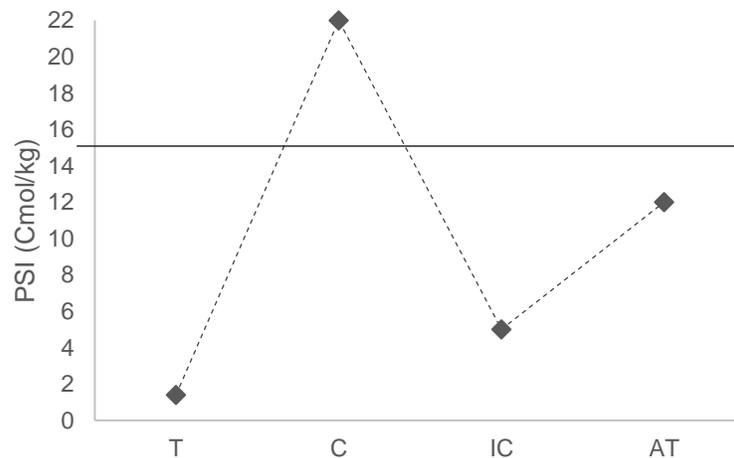


Figura 3. Cambios en PSI en suelo contaminado y tratado

Al comparar las muestras, se encontraron diferencias significativas para CE ($p < 0.05$) y PSI ($p < 0.05$) entre suelos testigo, contaminado y tratados por IC y AT. Se observó que al contaminar el suelo la CE se eleva de 0.13 a 12 dS/m y el PSI aumenta de 1.4 a 22 Cmol+/kg, por lo que se considera como un suelo que necesita tratamiento. En el análisis de las muestras postratamiento, estas propiedades vuelven a estar por debajo de los límites normativos (4 dS/m y 15 Cmol+/kg, respectivamente para CE y PSI), por lo que ambos tratamientos resultaron efectivos, sin embargo, el proceso AT mostró valores más cercanos a los límites marcados por la norma: 3.5 dS/m para CE y 12 Cmol+/kg para PSI, en comparación con los valores encontrados en el suelo tratado por IC: 3 dS/m y 5 Cmol+/kg respectivamente, por lo que este último tratamiento presentó mejores remociones.

En este sentido, existen reportes que expresan la importancia de los tratamientos químicos ya que estos presentan mayor selectividad hacia los componentes a remover respecto a métodos físicos y biológicos, específicamente, cuando los componentes son inorgánicos y estos se encuentran en solución, en IC la afinidad que existe entre los dos iones está regida por los potenciales eléctricos, por lo que al disminuir el PSI se estaría favoreciendo el desplazamiento del sodio, siendo sustituido por el calcio; aunque no se evalúan, es importante mencionar que el resto de los iones intercambiables del suelo y otros metales pueden también participar en la reacción de intercambio [19], [26], [28]. En cambio, el proceso AT implica que quienes interactúan en las reacciones son los iones añadidos a macromoléculas como los ácidos húmicos y el nitrógeno orgánico, donde el principal catión intercambiable es el potasio que puede estar disponible como ion o disociado en la fase orgánica [36], [37], [42], [43].

Sin embargo, algunos autores mencionan que la CE y el PSI no son los únicos factores que se deben considerar en la evaluación de la fertilidad de un suelo, es por ello por lo que se procedió a realizar una evaluación de las diferencias en todos los parámetros analizados para las diferentes muestras de suelo. La Figura 4 muestra la comparación correspondiente a la textura.

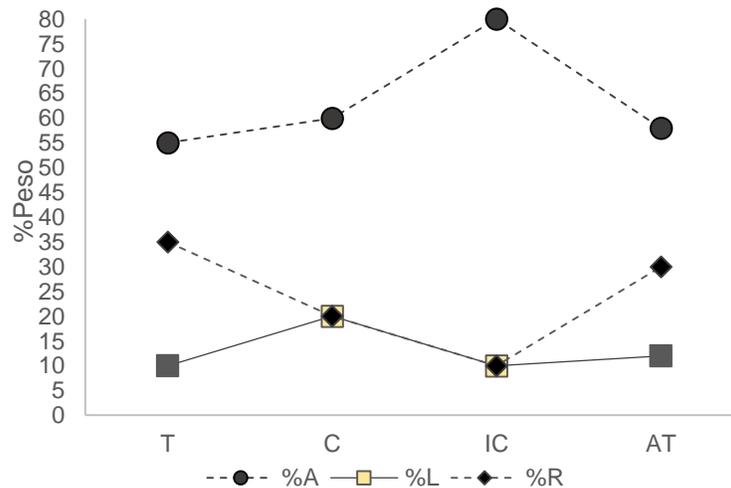


Figura 4. Efectos en las texturas de los suelos según el tratamiento aplicado

Al comparar las muestras de suelo, se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en los porcentajes de arenas, arcillas y limo en los suelos contaminados y tratados al compararlos con el testigo. Más aún, comparando su clasificación en el diagrama triangular de las clases texturales básicas del suelo según el tamaño de las partículas (USDA), se observó que solo el suelo por atenuación natural pudo recuperar las condiciones de suelo testigo presentando una textura franco-arcillo-limosa igual que el suelo testigo.

Diversos estudios han mostrado que cuando un compuesto es agregado al suelo, este se fija principalmente en la materia orgánica y en las arcillas, esta últimas suelen poseer alta área superficial y en ellas se deposita el contaminante, incluso pueden inhibir su disposición al medio o degradación por actividad biológica, estos fenómenos ocurren porque los suelos arcillosos poseen mal drenaje ya que suelen retener el agua en los poros. Cuando se deposita un contaminante, el balance de masa aumenta la densidad del suelo y según sea el fenómeno (absorción o adsorción) puede darse el crecimiento del diámetro de la partícula, formando así un agregado que se comporta como arena [19], [44], [45]. Este fenómeno podemos observarlo en la Figura 4 ya que después de que el suelo se contamina existe un aumento en el %A y disminución en el %R, del mismo modo, al tratarlo con IC es de suponer que existe deposición en la fase porosa por adsorción ya que se presenta un aumento de partículas que se refleja en un mayor porcentaje en las arenas, en cambio, con AT se recupera este parámetro, inclusive en términos muy similares al suelo testigo, existe la hipótesis que la materia orgánica favorece el aumento de porosidad por la formación micelas de esta propiedad con las arcillas según lo expresado por la literatura revisada [27], [42], [43].

En la Figura 5, se muestra la comparación correspondiente a la determinación del porcentaje de materia orgánica presente en las diferentes muestras de suelo analizadas. Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en el contenido de materia orgánica en las muestras tratadas contra el testigo.

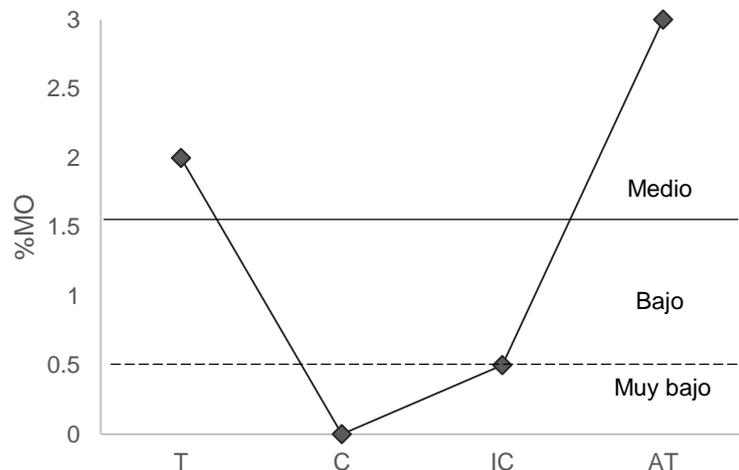


Figura 5. Efectos en materia orgánica según el tipo de tratamiento

En el caso de esta propiedad, cuando se contamina el suelo pasa de medio a muy bajo según la clasificación establecida en la norma, cuando se trata por IC mantiene esta clasificación, en contraste con AT en el cual se recupera a valores comparables a los del suelo testigo. En términos reales incluso se observa un aumento del 1%, lo cual era de esperarse debido a que el suelo se mantuvo en condiciones de intemperie durante un año y era un factor que se esperaba ver favorecido, un aumento en el contenido de materia orgánica se relaciona con una mejor fijación en el contenido de nutrientes, sumado a esto, distintos estudios como los de Wang *et al* [42] y Saha *et al* [43] mencionan que la materia orgánica al combinarse con las arcillas, favorecen la retención de agua y mejoran la respiración del suelo, estas mejoras se ven reflejadas en parámetros como la capacidad de campo y el porcentaje de poros, Para observar el comportamiento de la CC y %Po de los suelos se compararon los resultados obtenidos, como se muestra en la Figura 6. Así mismo se compararon los resultados de la densidad aparente y la densidad real (Figura 7).

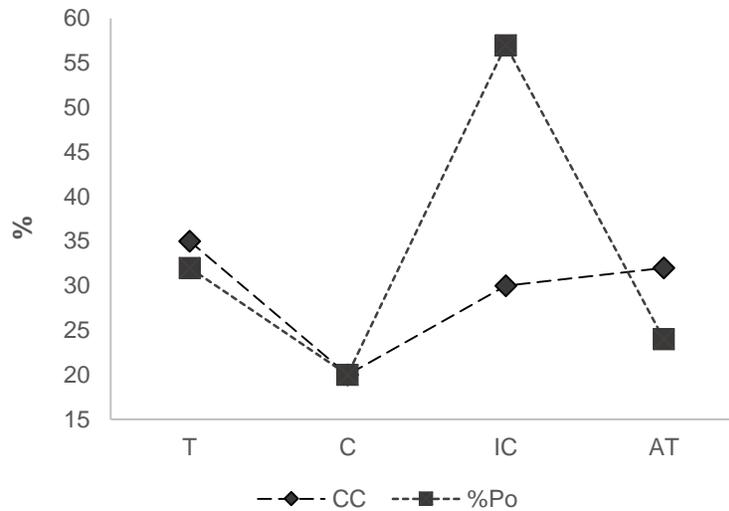


Figura 6. Variabilidad de CC y %Po según el tipo de tratamiento

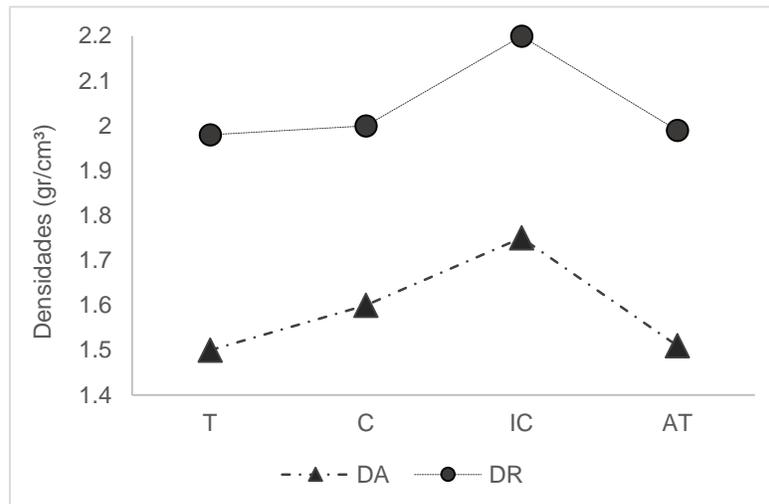


Figura 7. Variación de densidades de suelo según el tipo de tratamiento

Al contaminar el suelo, la capacidad de campo y la porosidad del suelo se redujeron en un 50 %, esto coincide con los reportes que mencionan que existe arrastre de la materia orgánica y deposición de los contaminantes en las arcillas y concuerda con los resultados mostrados anteriormente en las Figuras 4 y 5.

Cuando se aplicó el tratamiento IC existe un aumento en la porosidad y disminución de la capacidad de campo, aunque esta es muy similar a la de suelo testigo, diferentes estudios han mencionado que cuando sucede el crecimiento de partículas de arenas y la reducción de la materia orgánica puede establecerse que el suelo tendrá baja capacidad de campo y que puede compactarse por aumento de las densidades, lo cual se observa en la Figura 7, en donde tanto la DA como la DR son mayores en el suelo tratado con IC. En comparación, el tratamiento por AT no presentó diferencias significativas con las muestras de suelo testigo ($p > 0.05$), por lo que los parámetros tales como DA, DR, %Po y CC son reestablecidos.

Tomando como base estos resultados, se debe de considerar que aun cuando exista buena CC no se puede asegurar los efectos sobre el potencial hídrico ya que están involucrado también efectos ligados al

aumento de la porosidad y además debe tenerse en cuenta que los parámetros tanto de la densidad aparente como de la densidad real se encuentran relacionados con el anclaje de las plantas.

Por otro lado, uno de los principales factores para que las plantas puedan establecerse en un sitio, es el pH ya que este favorece el intercambio de cationes y de nutrientes necesarios para cada especie [3]. Por ejemplo, se considera que de manera general los suelos alcalinos tienden a formar precipitados principalmente con los cationes solubles, por lo que el agua puede o no estar disponible por efecto del pH. El pH de las muestras analizadas se comparó y los resultados se muestran en la Figura 8.

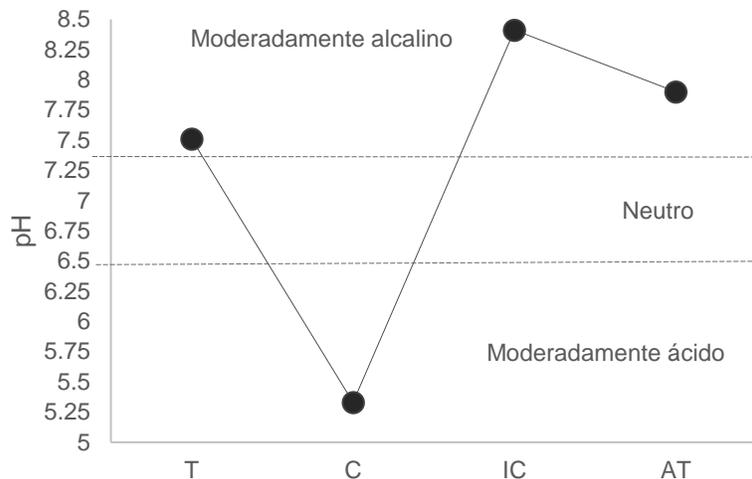


Figura 8. Variación del pH en suelo testigo, contaminado y tratado

Diversos estudios en donde se evalúa la fertilidad y el aprovechamiento agrícola discuten la importancia del pH, la misma norma específica que es uno de los principales factores para la disposición de nutrientes y reacciones de intercambio entre cationes y ácidos húmicos [13], [38]. Al comparar las muestras de pH de los suelos testigo, contaminados y tratados se encontraron diferencias significativas entre sí ($p < 0.05$), no obstante, la clasificación en ambos tratamientos se mantiene con respecto al testigo como medianamente alcalino. Regularmente en la planicie tabasqueña no es común encontrar suelos alcalinos, ya que el contenido de materia favorece el contenido de ácidos húmicos, en consecuencia, los valores de pH tienden a ser ácidos, otros estudios mencionan que las variaciones dependen también si en el sitio se practica roza-quema para plantar, o bien, otros factores agroquímicos. Sin embargo, el pasto que se encontró en el sitio de muestreo es tolerante a los valores de pH determinados [19].

5. Conclusiones

Los resultados obtenidos en la evaluación de recuperación de parámetros entre un tratamiento y otro con respecto al testigo, se resume en la Tabla 7.

Suelo	pH	CE	CC	Textura	DA	DR	%Po	%MO	PSI
IC	Sí	Sí	Sí	No	No	No	No	No	Sí
AT	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí

Tabla 7. Parámetros recuperados a condiciones de suelo testigo y normativos

Los resultados analizados a lo largo de este trabajo y el resumen de recuperación mostrado en la tabla 7 permiten concluir que el agua congénita provoca cambios físicos y químicos en los suelos; también se comprobó la hipótesis de que, con respecto a los parámetros de salinidad, el intercambio catiónico es más efectivo que la atenuación natural después de un año de intemperización, pero que la atenuación, asistida por las condiciones de lluvia y temperatura del estado de Tabasco (que influyen en mejorar este proceso), puede ser también una alternativa de remediación para suelos salinos a largo plazo.

También, es importante mencionar que la mayoría de los parámetros evaluados fueron recuperados por atenuación natural, por lo que el suelo presenta propiedades similares a los del suelo testigo, al ser el sitio de vocación agrícola, se espera que las plantas que se desarrollen en el sitio presenten menores problemas para establecerse con respecto a las condiciones obtenidas por intercambio catiónico, en donde Texturas, DA, DR, %Po y %MO no presentan similitud con el testigo, por lo que se tendrían que realizar acciones de mejora adicional sobre el suelo para que no muestre problemas de compactación y de disponibilidad de nutrientes.

6. Agradecimientos

A la División Académica de Ciencias Básicas por el apoyo en infraestructura del Laboratorio de Análisis de Suelos e Hidrocarburos, así como a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco por el financiamiento del proyecto a través de los fondos PFI.

7. Referencias

- [1] Becerra-Castro, C., Lopes, A. R., Vaz-Moreira, I., Silva, E. F., Manaia, C. M. y Nunes, O. C. (2015). Wastewater reuse in irrigation: A microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. *Environment international*, 75, 117-135.
- [2] Adams, R. H., ZaVala-Cruz, J. y Morales García, F. A. (2008). Concentración residual de hidrocarburos en suelo del trópico. II: afectación a la fertilidad y su recuperación. *Interciencia*, 33(7), 483-489.
- [3] Prieto Méndez, J., González Ramírez, C. A., Román Gutiérrez, A. D. y Prieto García, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 29-44.
- [4] Labra-Cardón, D., Guerrero-Zúñiga, L. A., Rodríguez-Tovar, A. V., Montes-Villafán, S., Pérez-Jiménez, S. y Rodríguez-Dorantes, A. (2012). Respuesta de crecimiento y tolerancia a metales pesados de *Cyperus elegans* y *Echinochloa polystachya* inoculadas con una rizobacteria aislada de un suelo contaminado con hidrocarburos derivados del petróleo. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 28(1), 7-16.
- [5] Cavazos-Arroyo, J., Pérez-Armendáriz, B. y Mauricio-Gutiérrez, A. (2014). Afectaciones y consecuencias de los derrames de hidrocarburos en suelos agrícolas de Acatzingo, Puebla, México. *Agricultura, sociedad y desarrollo*, 11(4), 539-550.
- [6] Ordóñez, A. D. L. y Schroeder, R. H. A. (2014). Influencia de la geomorfología en la dispersión de hidrocarburos en caso de fuga en ductos del bordo derecho del Campo Samaria. *Kuxulkab'*, 17(33), 55-59.
- [7] Fawzy, E. M. (2008). Soil remediation using in situ immobilisation techniques. *Chemistry and Ecology*, 24(2), 147-156.
- [8] Lu, S., Zhang, X. y Xue, Y. (2017). Application of calcium peroxide in water and soil treatment: a review. *Journal of hazardous materials*, 337, 163-177.

- [9] Khodaveisi, J., Banejad, H., Afkhami, A., Olyaie, E., Lashgari, S. y Dashti, R. (2011). Synthesis of calcium peroxide nanoparticles as an innovative reagent for in situ chemical oxidation. *Journal of hazardous materials*, 192(3), 1437-1440.
- [10] Palma-López, D. J., Cisneros, D. J., Moreno, C. E. y Rincón-Ramírez, J. A. (2007). Suelos de Tabasco: su uso y manejo sustentable. Colegio de Postgraduados-ISPROTAB-FUPROTAB. Villahermosa, Tabasco, México.
- [11] Ortiz-Salinas, R., Cram, S. y Sommer, I. (2012). Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en suelos de la llanura aluvial baja del estado de Tabasco, México. *Universidad y Ciencia*, 28(2), 131-144.
- [12] Quijano, J. C., Hernández, I. P., Aguirre, M. G. y Méndez, J. S. (2012). Germinación y sobrevivencia de especies arbóreas que crecen en suelos contaminados por hidrocarburos. *Teoría y Praxis*, 12, 102-119.
- [13] Salgado-García, S., Palma-López, D. J., Zavala-Cruz, J., Córdova-Sánchez, S., Castelán-Estrada, M., Lagunes-Espinoza, L. D. C. y Moreno-Caliz, E. (2016). Programa de fertilización sustentable para plantaciones de cítricos en Tabasco, México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 3(9), 345-356.
- [14] Zavala-Cruz, J., Jiménez Ramírez, R., Palma-López, D. J., Bautista Zúñiga, F. y Gavi Reyes, F. (2016). Paisajes geomorfológicos: base para el levantamiento de suelos en Tabasco, México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 3(8), 161-171.
- [15] NOM-052-SEMARNAT-2005. (2006). Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos. *Diario Oficial de la Federación*. México.
- [16] Romo, D. (2016). Refinación de petróleo en México y perspectiva de la reforma energética. *Problemas del desarrollo*, 47(187), 139-164.
- [17] Soto, O. (2013). Pemex: El lastre de los problemas financieros. *Forbes México*. En Línea. <<https://www.forbes.com.mx/pemex-el-lastre-de-los-problemas-financieros/>> Recuperado el 12/10/2018.
- [18] Olivera Villaseñor, R. E. y Rodríguez, A. (2007). Evaluación mecánica y consecuencias de falla por toma clandestina en ductos de Petróleos Mexicanos. *Científica*, 11(1), 41-49.
- [19] Morales-Bautista, C., Domínguez-Rodríguez, V. y Adams, R. H. (2011). Estudio cinético del intercambio catiónico con Ca (OH) 2 y evaluación de la fertilidad en un suelo arcilloso contaminado con aguas congénitas. *Bioagro*, 23(2), 129-134.
- [20] Minai-Tehrani, D., Minoui, S. y Herfatmanesh, A. (2009). Effect of salinity on biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) of heavy crude oil in soil. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 82(2), 179-184.
- [21] García, A. (2012). Criterios modernos para evaluación de la calidad del agua para riego. *IAH*, 7, 27-36.
- [22] Gómez, J. J. C., Muñoz, R. B. y Rodríguez, M. D. L. H. (2016). Calidad del agua para riego en la agricultura protegida en Tlaxcala. *Ingeniería Revista Académica de la Facultad de Ingeniería Universidad Autónoma de Yucatán*, 19(1), 39-50.
- [23] Cuero, R. (2013). Hacia un sistema complementario de producción más limpia en suelos degradados por salinidad. *Ambiente y Sostenibilidad*, 2, 59-68.
- [24] Bohn, H. L., McNeal, B. L., O'Connor, G. A. y Orozco, M. S. (1993). *Química del suelo Volumen 1*. Editorial Limusa. México.
- [25] Harris, D. C. (2001). *Análisis químico cuantitativo*. Reverté. México.
- [26] Bautista, F., Cejudo-Ruiz, R., Aguilar-Reyes, B. y Gogichaishvili, A. (2014). El potencial del magnetismo en la clasificación de suelos: una revisión. *Bol. Soc. Geol. Mex.*, 66(2), 365-376.

- [27] Luthy, R. G., Aiken, G. R., Brusseau, M. L., Cunningham, S. D., Gschwend, P. M., Pignatello, J. J. y Westall, J. C. (1997). Sequestration of hydrophobic organic contaminants by geosorbents. *Environmental Science & Technology*, 31(12), 3341-3347.
- [28] Morales-Bautista, C. M., Lobato García, C. E., Méndez-Olán, C. y Alor Chávez, M. D. J. (2016). Evaluación del tratamiento del intercambio catiónico en dos suelos aluviales contaminados con aguas congénitas. *Interciencia*, 41(10), 696-702.
- [29] Martínez, E., Fuentes, J. P. y Acevedo, E. (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 8(1), 68-96.
- [30] González Cueto, O., Iglesias Coronel, C. E. y Herrera Suárez, M. (2009). Análisis de los factores que provocan compactación del suelo agrícola. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 18(2), 57-63.
- [31] Murray, R. M., Orozco, M. G., Hernández, A., Lemus-Flores, C. y Najera Gonzalez, O. (2014). El sistema agroforestal modifica el contenido de materia orgánica y las propiedades físicas del suelo. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 18(1), 23-31.
- [32] Lozano, Z., Rivero, C., Bravo, C. y Hernández, R. (2011). Fracciones de la materia orgánica del suelo bajo sistemas de siembra directa y cultivos de cobertura. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 28(1), 35-36.
- [33] Olivares-Campos, M. A., Hernández-Rodríguez, A., Vences-Contreras, C., Jáquez-Balderrama, J. L. y Ojeda-Barrios, D. (2012). Lombricomposta y composta de estiércol de ganado vacuno lechero como fertilizantes y mejoradores de suelo. *Universidad y Ciencia*, 28(1), 27-37.
- [34] Potisek-Talavera, M. D. C., Figueroa-Viramontes, U., González-Cervantes, G., Jasso-Ibarra, R. y Orona-Castillo, I. (2010). Aplicación de biosólidos al suelo y su efecto sobre contenido de materia orgánica y nutrimentos. *Terra Latinoamericana*, 28(4), 327-333.
- [35] Durán-Umaña, L. y Henríquez-Henríquez, C. (2010). El vermicompost: su efecto en algunas propiedades del suelo y la respuesta en planta. *Agronomía mesoamericana*, 21(1), 85-93.
- [36] Gómez, W., Gaviria, J. y Cardona, S. (2009). Evaluación de la bioestimulación frente a la atenuación natural y la bioaumentación en un suelo contaminado con una mezcla de gasolina-diésel. *Dyna*, 76(160), 83-93.
- [37] Arrieta Ramírez, O. M., Rivera Rivera, A. P., Arias Marin, L., Rojano, B. A., Ruiz, O. y Cardona Gallo, S. A. (2012). Biorremediación de un suelo con diésel mediante el uso de microorganismos autóctonos. *Gestión y Ambiente*, 15(1), 27-40.
- [38] NOM- 021-SEMARNAT-2000. (2002). Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. *Diario Oficial de la Federación*. México.
- [39] NOM-143-SEMARNAT-2003. (2005). Que establece las especificaciones ambientales para el manejo de agua congénita asociada a hidrocarburos. *Diario Oficial de la Federación*. México.
- [40] INEGI., (2017). Anuario estadístico y geográfico de Tabasco 2017. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. En línea <http://datatur.sectur.gob.mx/ITxEF_Docs/TAB_ANUARIO_PDF.pdf>. Recuperado el 12/10/2018.
- [41] Trujillo-Narcía, A., Rivera-Cruz, M. D. C., Lagunes-Espinoza, L. D. C., Palma-López, D. J., Soto-Sánchez, S. y Ramírez-Valverde, G. (2012). Efecto de la restauración de un fluvisol contaminado con petróleo crudo. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 28(4), 360-374.
- [42] Wang, S. y Peng, Y. (2010). Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 156(1), 11-24.



- [43] Saha, P., Chowdhury, S., Gupta, S. y Kumar, I. (2010). Insight into adsorption equilibrium, kinetics and thermodynamics of Malachite Green onto clayey soil of Indian origin. *Chemical Engineering Journal*, 165(3), 874-882.
- [44] Gutiérrez, M. D. C. y Zavala, J. (2002). Rasgos hidromórficos de suelos tropicales contaminados con hidrocarburos. *Terra Latinoamericana*, 20(2), 101-111.
- [45] Martínez, V. E. y López, M. (2001). Efecto de hidrocarburos en las propiedades físicas y químicas de suelo arcilloso. *Terra latinoamericana*, 19(1), 9-17.